



Wattenmeermonitoring 2000



Impressum

Herausgeber:

Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Am Schloßgarten 1
25832 Tönning
www.wattenmeer-nationalpark.de
E-Mail: info@nationalparkamt.de

**Redaktion und Grafikbearbeitung:**

Kai Eskildsen

Herstellung:

Westholsteinische Verlagsanstalt
Boyens GmbH & Co. KG, Heide
Dezember 2000

ISSN-Nr. 0946-7645

Titel:

Feldarbeiten zur Vegetationsentwicklung
der Salzwiesen auf der Hamburger Hallig
(Foto: Martin Stock)

Diese Broschüre wurde aus
100 % Recyclingpapier hergestellt.

Zitiervorschlag:

Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.; 2001): Wattenmeermonitoring 2000 – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, 76 S.

Die Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer dient der Veröffentlichung wissenschaftlicher Arbeiten aus allen Gebieten der Wattenmeerforschung. Die Verantwortung für den fachlichen Inhalt der Hefte tragen die Autorinnen und Autoren.

Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der schleswig-holsteinischen Landesregierung herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von Personen, die Wahlwerbung oder Wahlhilfe betreiben, im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden.

Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zugunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte.

Inhalt

	Trilaterales Wattenmeermonitoring – Status und Ausblick 3 Harald Marencic
	Seevermessungsdaten für das Monitoring – Messverfahren, Dateninhalte, Bezugssystemfragen 6 Wilfried Ellmer
	Zeitliche und räumliche Variabilität der Nährstoffdynamik im Wattenmeer . . . 8 Justus van Beusekom
	Ästuare: Das Habitat für eingeschleppte Makroinvertebraten 12 Stefan Nehring
	Anatol holte Muscheln – Einfluss eines Orkans auf Muschelbänke im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 18 Georg Nehls
	Zehn Jahre Fischmonitoring 21 Ralf Vorberg
	Der Demersal Young Fish Survey (DYFS) in Schleswig-Holstein – Entwicklung und derzeitiger Stand 24 Thomas Neudecker
	Robbenmonitoring 31 Kai F. Abt
	Monitoring von Schweinswalen im Walschutzgebiet vor Amrum und Sylt . . . 33 Klaus Lucke, Kai Eskildsen, Adolf Kellermann & Ursula Siebert
	Spülsaummonitoring an der deutschen Nordseeküste im Winter 1999/2000 36 David M. Fleet
	Sozioökonomisches Monitoring – SÖM <i>Watt</i> 38 Christiane Gätje
	Atmosphärische Stoffeinträge in Schleswig-Holstein 42 Uwe Eckermann, Gerhard Köhler & Carola Pommerening
	Umweltprobenbank des Bundes – Langfristrends der Schadstoffbelastung in Wattenmeerorganismen 46 Umweltbundesamt, bearbeitet von Gerhard Wagner und Heinz Rüdell
	Das Algenfrüherkennungssystem (AlgFES) des Landes Schleswig-Holstein 53 Jeanette Göbel
	Algen und Seegras: grüne Matten und Wiesen im Watt 55 Karsten Reise

	Flächenentwicklung der Festlandsalzwiesen in Schleswig-Holstein 57 Martin Stock, Sabine Gettner, Jörn Kohlus & Hartmut Stumpe
	Brutvögel 2000 62 Bernd Hälterlein
	Rastvögel im schleswig-holsteinischen Wattenmeer 64 Klaus Günther
	Eiderenten und mausernde Brandenten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer 2000 68 Norbert Kempf
	Notwendigkeit ungestörter Mausergebiete für die Trauerente (<i>Melanitta nigra</i>) 70 Veit Hennig & Kai Eskildsen
	Zusammenfassende Bewertung des Monitoringjahres 2000. 72 Adolf Kellermann

Trilaterales Wattenmeermonitoring – Status und Ausblick

Harald Marencic

Integration von Monitoring und Management

Ein umfassendes Verständnis von den Funktionen und der langfristigen Entwicklung des Wattenmeeres bildet die unverzichtbare Grundlage für einen effektiven Schutz dieses einmaligen Gebietes. Ein ökosystemar orientiertes Monitoringprogramm liefert die notwendigen Grundlagen dafür und ist deshalb ein integraler Bestandteil der trilateralen Zusammenarbeit zwischen den Niederlanden, Deutschland und Dänemark zum Schutz des Wattenmeeres.

Diese Kooperation, die alle Bereiche des Wattenmeerschutzes umfasst, existiert seit 1978 und ist in seiner Art weltweit einmalig. Mit der Verabschiedung eines gemeinsamen Wattenmeerplans auf der Ministerkonferenz in Stade 1997 haben sich erstmalig die drei Staaten detailliert auf ein gemeinsames Management für ein so großes grenzüberschreitendes Ökosystem wie das Wattenmeer geeinigt (CWSS 1998).

Das Ziel des gemeinsamen Monitoring ist es, den Zustand des Wattenmeeres in seiner Gesamtheit zu bewerten und die Umsetzung der im Wattenmeerplan vereinbarten Ziele zu überprüfen. Falls erforderlich, werden dann auf trilateraler Ebene weitergehende Maßnahmen abgestimmt.

Das Trilaterale Monitoring und Bewertungsprogramm (TMAP) wurde 1994 auf Grundlage der bestehenden, jedoch noch

nicht abgestimmten nationalen Programme, ins Leben gerufen. Als weiterer Schritt wurde auf der achten trilateralen Ministerkonferenz (Stade 1997) vereinbart, ein gemeinsames Paket von Monitoringparametern („Common Package“) auf der Grundlage von abgestimmten Richtlinien einschließlich eines dazugehörigen Datenaustauschsystems in allen drei Staaten zu installieren (CWSS 2001) (Abbildung 1). Das TMAP bietet auch den Rahmen für eine begleitende Forschung, um die Ergebnisse des Monitoring besser interpretieren zu können und für zukünftige Fragestellungen gerüstet zu sein (KELLERMANN 2000a).

Umsetzung des TMAP – Probleme und Erfolge

Die Einrichtung des TMAP und die Umsetzung des „Common Package“ verlief nicht ohne Schwierigkeiten. Nicht alle im TMAP-Konzept von 1993 vorgeschlagenen Monitoringparameter konnten in allen drei Staaten umgesetzt werden. Aus finanziellen und praktischen Gründen wurde eine Auswahl getroffen, die trotzdem eine ausreichende Aussagekraft besitzt, um die Basisinformationen für eine Bewertung der wichtigsten Bereiche des Wattenmeeres zu liefern.

Eine unlängst durchgeführte Bewertung des TMAP hat gezeigt, dass das „Common Package“ allein nicht ausreichend ist, um alle Bereiche des Monitoring abzu-

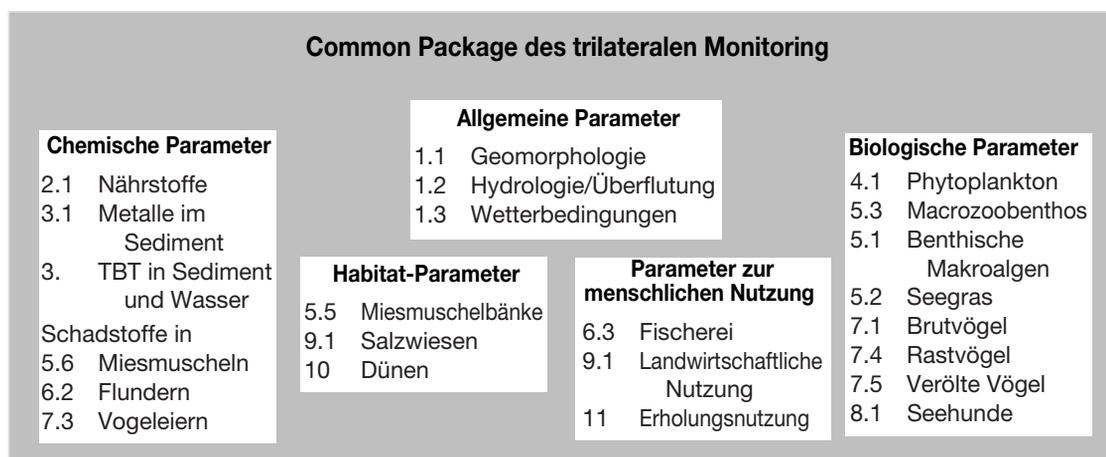
decken und die nötigen Informationen für Gebietsmanagement und Politik zu liefern (DE JONG et al. 1999). Dies gilt insbesondere für den Offshore- und den sublitoralen Bereich, die Fischpopulationen im Wattenmeer (demersal und pelagisch), marine Säuger (Kleinwale und Kegelrobben) und wichtige Bereiche des Vogelmonitoring (Nahrungsverfügbarkeit, Fluchtdistanzen, Bruterfolg). Es liegen bereits Vorschläge vor, wie diese Defizite im Rahmen der vorhandenen finanziellen und technischen Möglichkeiten behoben werden können. Die Ministerkonferenz in Esbjerg im Oktober 2001 hat diese Vorschläge diskutiert und die Weichen für die zukünftige TMAP-Arbeit gestellt.

Trotz aller bestehenden Schwierigkeiten hat sich das TMAP als gemeinsames Monitoringprogramm, auch im internationalen Vergleich bewährt. Es ist ein sektorenübergreifendes Programm und befasst sich neben physiko-chemischen, morphologisch-hydrologischen und biologischen Aspekten auch mit menschlichen Aktivitäten im Wattenmeer. Die Grundlagen für eine harmonisierte, dezentral organisierte Datenerhaltung sind gelegt und ermöglichen in Zukunft einen schnelleren Zugriff auf die Monitoringdaten.

Viel Unterstützung für das TMAP

Der Erfolg des TMAP ist in erheblichem Maße auf die Unterstützung und das große

► *Abbildung 1: Gemeinsames Paket der Monitoringparameter „Common Package“. Die Monitoringdaten werden über die TMAP Daten Units für die trilaterale Auswertung zur Verfügung gestellt. (Die Zahlen verweisen auf die entsprechenden Kapitel im TMAP-Manual).*





Engagement der beteiligten Wissenschaftler, Forschungsinstitute, Universitäten und zuständigen Behörden zurückzuführen. Die wissenschaftliche Zusammenarbeit im Wattenmeer hat in diesem Zusammenhang eine lange Tradition. Seit 1975 sind die regelmäßigen wissenschaftlichen Wattenmeersymposien ein fester Bestandteil der trilateralen Zusammenarbeit. Das zehnte Symposium im Oktober 2000 hat, wie alle Symposien vorher, eine Reihe von Empfehlungen erarbeitet, die auf der Ministerkonferenz in Esbjerg vorgelegt wurden.

Das erste wissenschaftliche Wattenmeer-Symposium 1975 war übrigens die Initialzündung für die trilateralen Ministerkonferenzen, die seit 1978 alle drei bis vier Jahre abgehalten werden.

Einen erheblichen Beitrag bei der Entwicklung des TMAP lieferte die Ökosystemforschung. Einige Teilprojekte mündeten als Bausteine in das schleswig-holsteinische TMAP und liefern wertvolle Daten für das Management (STOCK et al. 1996). Das Nationalparkamt in Tönning, das die schleswig-holsteinischen TMAP-Arbeiten koordiniert und selbst Monitoringaufgaben durchführt, spielt auch eine zentrale Rolle bei der Umsetzung des TMAP auf trilateraler Ebene. Durch das kontinuierliche Engagement aller Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter ist es in Schleswig-Holstein gelungen, das TMAP in Zusammenarbeit mit den zuständigen Instituten erfolgreich umzusetzen.

Der (vorläufige) Höhepunkt dieses konsequenten Einsatzes ist die Einrichtung des Multimar Wattforums in Tönning, ein Informations- und Monitoringzentrum, das auch das TMAP mit einbezieht und mehr bietet „als nur trockenes Wissen über einen feuchten Lebensraum“ (KELLERMANN 2000b).

Diese Vorreiterrolle Schleswig-Holsteins im TMAP wird auch durch den jetzt schon dritten Workshop zum Wattenmeermonitoring demonstriert. Aktuelle regionale Ergebnisse werden nicht nur intern sondern einem breiteren Expertenkreis vorgestellt und diskutiert. Durch die Veröffentlichung in der Schriftenreihe werden die Ergeb-

nisse auch für die Öffentlichkeit verfügbar. Eine Ausweitung dieses Beispiels nach Niedersachsen, den Niederlanden und Dänemark ist wünschenswert.

Eine über zehnjährige intensive trilaterale Zusammenarbeit existiert beim Monitoring von Seehunden und Vögeln – hier ist eine Zusammenarbeit über Ländergrenzen hinweg besonders naheliegend. Die Erfahrungen aus diesen ersten trilateralen Monitoringprogrammen, die Ende der 1980er Jahre entstanden, gaben entscheidende Impulse für den Aufbau des TMAP. Trilaterale Expertengruppen für das Monitoring von Brut- und Rastvögeln arbeiten seit Jahren erfolgreich zusammen und tragen zum Erfolg bei der Weiterentwicklung des Programms und der Ergebnisaufarbeitung bei.

Zukünftige Schwerpunkte im TMAP

Monitoringergebnisse schneller verfügbar machen

Das Erheben, Auswerten und Veröffentlichlichen der Monitoringdaten ist zeitaufwendig, insbesondere wenn dies für das gesamte Wattenmeer geschehen soll. Viele verschiedene Institute, Organisatio-

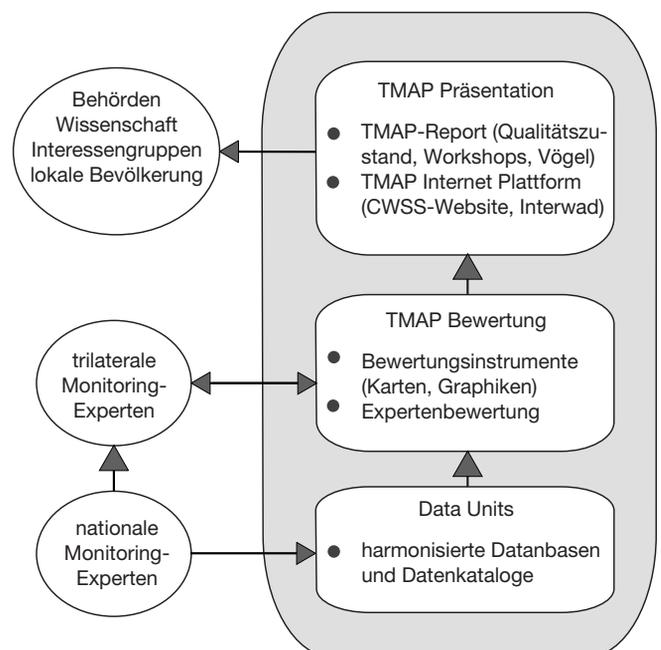
nen und Behörden mit den unterschiedlichsten Themenbereichen müssen unter einen Hut gebracht werden. Ein Vorlauf von zwei bis drei Jahren ist nicht ungewöhnlich, wie Erfahrungen mit dem QSR 1999 (DE JONG et al. 1999) gezeigt haben, und erfordert ein hohes Maß an Koordination und finanziellen und personellen Ressourcen.

Die Ergebnisse des Rast- und Brutvogelmonitoring werden regelmäßig von den entsprechenden trilateralen Expertengruppen zusammengestellt – inzwischen liegen über zehn trilaterale Berichte vor, der letzte erschien im Jahr 2000 (RASMUSSEN et al. 2000). Auch dies erfordert einen erheblichen Aufwand, da die Ergebnisse aus unterschiedlichen Quellen stammen, teilweise unter Mitarbeit freiwilliger Zähler, und die Bearbeitung und Auswertung der Zählergebnisse sehr aufwendig ist.

Der jährliche Monitoringworkshop in Schleswig-Holstein ist erster Schritt in dem Bemühen die Monitoringergebnisse des TMAP für Verwaltung, Politik und Öffentlichkeit möglichst schnell und umfassend zur Verfügung zu stellen. Dadurch wird auch die Akzeptanz zum Monitoring erhöht – in Zeiten des knappen Geldes ein nicht zu unterschätzender Nebeneffekt.

Für das TMAP ist es eine sehr große

► *Abbildung 2: Aufbauend auf dem gemeinsamen Datenaustauschsystem werden die Ergebnisse trilateral bewertet und veröffentlicht. Die Koordinierung erfolgt durch die TMAG (Trilateral Monitoring and Assessment Group) und das CWSS (Common Wadden Sea Secretariat).*





Herausforderung, die Monitoringergebnisse für alle Themenbereiche und das gesamte Wattenmeer möglichst ohne große Verzögerung verfügbar zu machen und entsprechend zu bewerten. Zusätzlich wird in Zukunft ein Datenaustauschsystem die Informationen aus dem TMAP wesentlich schneller zur Verfügung stellen und die gemeinsame Auswertung der Daten erleichtern, vorausgesetzt alle Monitoringdaten werden rechtzeitig und umfassend in das System eingegeben.

Darüber hinaus ist eine entsprechende Arbeitsstruktur erforderlich, um die Daten auszuwerten und in geeigneter Form zu veröffentlichen, ähnlich der bereits bestehenden trilateralen Expertengruppen zum Brut- und Rastvogelmonitoring, (Abbildung 2). Neben der Koordinierung des Monitoring wird diese Arbeit in den nächsten Jahren ein Schwerpunkt des TMAP bilden.

Interdisziplinäre Zusammenarbeit im TMAP intensivieren

Das TMAP umfasst eine Vielzahl verschiedener Parameter aus unterschiedlichen wissenschaftlichen Disziplinen. Eine verstärkte Integration von sozioökonomischen und kulturhistorischen Aspekten in der Wattenmeerzusammenarbeit wird auch Auswirkungen auf das TMAP haben.

Erfahrung mit einem sozioökonomischen Monitoring liegen bereits in Schleswig-Holstein vor (GÄTJE 2001). Die Erfassung und Bewertung kulturhistorischer Merkmale im Wattenmeergebiet ist das Thema eines trilateralen Projektes innerhalb des Wattenmeerplans (ESPERSEN 2000).

Das TMAP ist damit auch eine Plattform für den Austausch und die Zusammenarbeit zwischen Wissenschaftlern aus verschiedenen Instituten und Organisationen. Diese Funktion des TMAP soll in Zukunft stärker berücksichtigt werden. Neben themenspezifischen Arbeitsgruppentreffen sind multi- oder interdisziplinäre Arbeitsstrukturen deshalb besonders wichtig. Sie würden Monitoringexperten aus verschiedenen Fachgebieten die Möglichkeit bieten, ihre Ergebnisse untereinander intensiv zu diskutieren und Informationen auf direktem Wege auszutauschen.

Literatur

CWSS (1998): Ministererklärung der Achten Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. – Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 116+100 S.

CWSS (2001): TMAP Manual: Monitoring Guidelines. Data Handling Manual. – Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

DE JONG, F., J. BAKKER, K. V. BERKEL, N. DANKERS, K. DAHL, C. GÄTJE, H. MARENCIC, P. POTEI (1999): Wadden Sea Quality Status Report 1999. – Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven. 259 S.

ESPERSEN, S. (2000): Lancewad – Landscape and Cultural Heritage in the Wadden Sea Region. – WSNL 2000/1: 25–26.

GÄTJE, C. (2001) Sozioökonomisches Monitoring – SÖM Watt. – In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 2000. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, Tönning: 38–41.

KELLERMANN, A. (2000a) Can monitoring results be applied without concomitant ecological research? – Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz, Heft 62: 151–161.

KELLERMANN, A. (2000b): Watt erleben. – Spektrum der Wissenschaft, August 2000: 94–96.

RASMUSSEN L. M., D. M. FLEET, B. HÄLTERLEIN, B. J. KOKS, P. POTEI, P. SÜDBECK (2000): Breeding Birds in the Wadden Sea in 1996. Results of a total survey in 1996 and of numbers of colony breeding species between 1991 and 1996. – Wadden Sea Ecosystem No. 10. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

Seevermessungsdaten für das Monitoring – Messverfahren, Dateninhalte, Bezugssystemfragen

Wilfried Ellmer

Einführung

Vermessungsdaten werden für morphologische und hydrologische Zwecke benötigt, auch zur geographischen Einordnung der gemessenen Daten. Dabei geht es auch um Definitionsfragen für Gesetzgebungs- oder andere Regelungszwecke. Dabei darf jedoch nicht übersehen werden, dass die Daten in erster Linie für die Sicherheit und Leichtigkeit des Seeverkehrs erfasst werden, insbesondere als Grundlage für die nautischen Informationen, wie Seekarten, des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH).

Seevermessung ist die topographische Aufnahme des Meeresbodens und der Wattflächen sowie die Ortsbestimmung von ortsfesten Objekten auf See über oder unter dem Wasser (ELLMER 1995). Die Aufnahme des Meeresbodens ist die Seevermessung im engeren Sinn, auf die im Folgenden näher eingegangen werden soll. Die Bestimmung ortsfester Objekte wird separat davon durchgeführt, allgemein als Wracksuche bezeichnet. Mit den Vermessungsschiffen und -booten werden die folgenden Daten aufgenommen:

- Position mit DGPS, künftig auch Höhen mit präziserem DGPS (ELLMER 1999);

- Tiefe mit Vertikallot oder Fächerecholot;
- Hilfsdaten wie Wasserstände (Pegel), Schallgeschwindigkeit, Hub, Roll, Stampf.

Die Ergebnisse enthalten Tiefenzahlen, Tiefenlinien und Küstenlinien, soweit sie im Rahmen einer Vermessungsaufgabe bestimmt wurden. Sie können in der analogen Topographischen Karte des Seegrundes dargestellt werden, neben der Darstellung des Gitters und Zusatzinformationen wie Seezeichen, Namen, Festpunkte (Abbildung 1).

Neben der analogen Karte werden die Ergebnisse auch digital weitergegeben, vorzugsweise als Koordinatentripel oder als CARIS-ntx-Dateien. Die Kunden, an die die Daten abgegeben werden, sind insbesondere die eigene Nautische Kartographie des BSH sowie die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung. Daneben gibt es auch andere Interessenten wie Länderverwaltungen, Bundesmarine, Fischerei, Landesvermessung oder die Wissenschaft.

Nutzung der Seevermessungsdaten

Die Ergebnisse der Seevermessung können im Monitoringbereich beispielsweise in

folgenden vier Bereichen Verwendung finden:

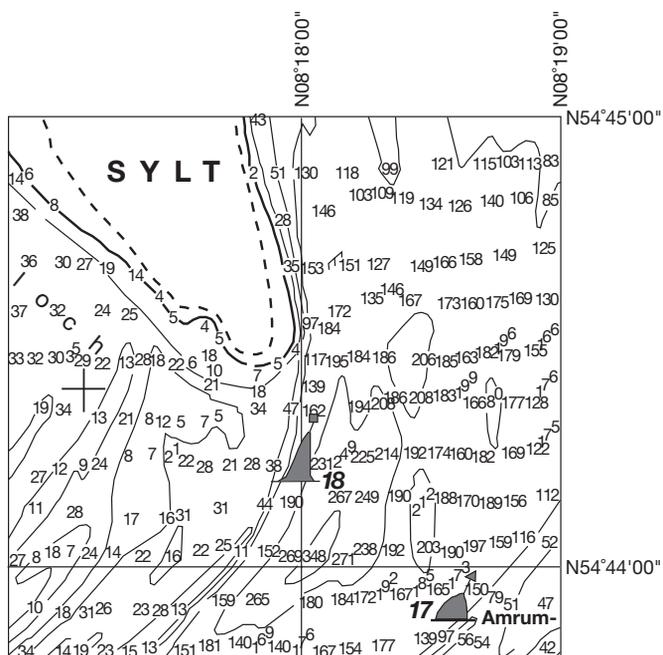
- Visualisierung der eigenen Messergebnisse
- Darstellung der Abhängigkeit eigener Parameter von der Topographie
- Darstellung der Morphologie
- Definition der Null-Meter-Linie

Messergebnisse im Monitoring lassen sich gut über einer Topographie darstellen. Dann ist für den Betrachter der geographische Bezug leichter zu erkennen.

Will man eigene Parameter in Abhängigkeit von der Topographie darstellen und sucht dafür eine geeignete Kartengrundlage, ist zu bedenken, dass die Seekarte, das bekanntere Produkt des BSH, eine thematische Karte darstellt. Ihr Ziel ist die Information für den Nautiker. Die Topographie tritt dabei in den Hintergrund. Das drückt sich zum Beispiel darin aus, dass nur Minimumtiefen dargestellt werden. Die Topographische Karte des Seegrundes dagegen hat zum Ziel, die Erscheinungen des Meeresbodens selbst darzustellen und ist damit das geeignetere Mittel, um Monitoringparameter bezogen auf ihre Geographie darzustellen.

Sie beantwortet damit die Frage, was sich wo befindet, an welchem Ort und in welcher Tiefe. Sie beschreibt die Form des Bodens, die Morphologie, also Priele, ebene Flächen, geneigte Flächen, kleine oder große Rippel, nur insoweit, wie es der Maßstab zulässt.

Schließlich ermittelt die Seevermessung die für gewisse rechtliche Regelungen wichtige Null-Meter-Linie. Diese Linie ist der Schnitt des Meeresbodens mit der Bezugsfläche Seekartennull. Das Seekartennull ist die Fläche, auf die sich alle Tiefen der Seekarte beziehen. In Deutschland ist sie wegen der unterschiedlichen Gezeitenverhältnisse unterschiedlich definiert. In der Ostsee entspricht sie ungefähr dem mittleren Wasserstand, das ist vor der Küste Schleswig-Holsteins das Normalnull (NN) und vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns das Höhennull (HN) minus 14 Zentimeter. Diese Flächen werden durch die von der Landesvermessung höhen-



◀ Abbildung 1: Ausschnitt aus einer topographischen Karte des Seegrundes.



mäßig festgelegten Pegel realisiert. In der Nordsee wird das Seekartennull definiert durch das Mittlere Springniedrigwasser (MSPNW). Es wird realisiert über Pegel, bei denen regelmäßig die Differenz zwischen dem Pegelnull und dem Seekartennull überprüft wird. Die Korrektur der gemessenen Tiefen auf diesen Bezugshorizont geschieht mit Hilfe der Wasserstandserrechnungskarte (WEK) (PIJAROWSKI 1984), aus der der Fortschritt der Tidewelle er-

mittelt wird. Auf diese Weise ist das Seekartennull die Bezugsfläche, die nur selten vom Wasserstand unterschritten wird. Sie stellt damit ungefähr die Grenze zwischen Eulitoral und Sublitoral dar.

Literatur

ELLMER, W. (1995): Die Vermessung der deutschen Seegebiete. – Der Vermessungsingenieur, Wiesbaden 46/3: 112–117.

ELLMER, W. (1999): What can Satellite Positioning do Nowadays for Sea Surveying? – ETT 99/SATNAV 99 1st European Symposium on Transport Telematics. 08–12 November 1999, Potsdam. Bonn: Deutsche Gesellschaft für Ortung und Navigation: 167–173.

PIJAROWSKI, D. (1984): Gezeiten, Bezugshorizont, Beschickung. – In: Einführung in die Hydrographie – Vortragsdokumentation. – 16. DWV Seminar. Hamburg 24.–25.5.1984. Hrsg. vom Deutschen Verein für Vermessungswesen (DWW) e.V. Arbeitskreis 4, 1984, Beitrag Nr. 5.

Zeitliche und räumliche Variabilität der Nährstoffdynamik im Wattenmeer

Justus van Beusekom

Einleitung

Es besteht kein Zweifel darüber, dass das Wattenmeer eutrophiert ist. Es ist aber eine offene Frage, wie stark die Nährstoffbelastung des Wattenmeeres zugenommen hat. Auch gibt es noch keine Kenngröße, um den Eutrophierungszustand der verschiedenen Wattengebiete vergleichen zu können. In einem trilateral geförderten Projekt wurde der Frage nachgegangen, ob es eine einheitliche Referenz für die Eutrophierung des Wattenmeeres gibt (VAN BEUSEKOM et al. 2001). Mit Hilfe dieser Kenngröße sollte anhand vorhandener Zeitreihen versucht werden, das jetzige Ausmaß der Eutrophierung zu bestimmen, den Eutrophierungszustand der verschiedenen Teile des Wattenmeeres zu vergleichen und die Eutrophierungsgeschichte des Wattenmeeres zu rekonstruieren.

In diesem Beitrag wird das Konzept der Datenanalyse erläutert. Anhand dieses Konzeptes wird ein Parameter entwickelt und getestet, der den Eutrophierungszustand des Wattenmeeres beschreibt. Anhand einiger ausgewählter Beispiele wird der Eutrophierungszustand der verschiedenen Teile des Wattenmeeres verglichen. Am Beispiel des westlichen niederländischen Wattenmeeres wird erläutert, welche Prozesse und Nährstoffquellen zur Eutrophierung des Wattenmeeres beigetragen haben.

Das konzeptionelle Modell

Grundlage der Datenanalyse ist das in Abbildung 1 dargestellte konzeptionelle Mo-

dell. Nährstoffe werden durch Flüsse in die Nordsee eingetragen. In der Nordsee bestimmt die Menge der eingetragenen Nährstoffe, wieviel organische Substanz durch das Phytoplankton produziert werden kann. Ein Teil dieser organischen Substanz wird von der Nordsee in das Wattenmeer hineingetragen und dort zersetzt. Die aus der importierten organischen Substanz freigesetzten Nährstoffe ermöglichen die hohe Produktivität des Wattenmeeres. Wenn mehr Nährstoffe in die Nordsee eingetragen werden, dann wird dort auch mehr organische Substanz produziert und in das Wattenmeer hineintransportiert. Dementsprechend findet dann im Wattenmeer ein höherer Stoffumsatz statt, als wenn wenige Nährstoffe in die Nordsee eingetragen werden.

Wesentliche Annahmen des Modells sind erstens eine Nährstofflimitierung auch der küstennahen Teile der Nordsee und zweitens die Tatsache, dass das Wattenmeer organische Substanz aus der Nordsee importiert. OWENS et al. (1990) zeigten, dass die zentralen Bereiche der Nordsee stickstofflimitiert sind. Es gibt Hinweise, dass auch in den küstennahen Bereichen der Nordsee das Stickstoffangebot den Umfang der Jahresproduktion des Phytoplanktons bestimmt (VAN BEUSEKOM & CHRISTIANSEN 1994; HYDES et al. 1999; VAN BEUSEKOM et al. 1999). Es ist daher anzunehmen, dass auch in den ans Wattenmeer angrenzenden Teilen der Nordsee die Jahresproduktion etwa proportional zu den verfügbaren Stickstoffmengen ist (VAN BEUSEKOM & DE JONGE 2001).

Ob ein proportionaler Teil der in der Nordsee produzierten organischen Sub-

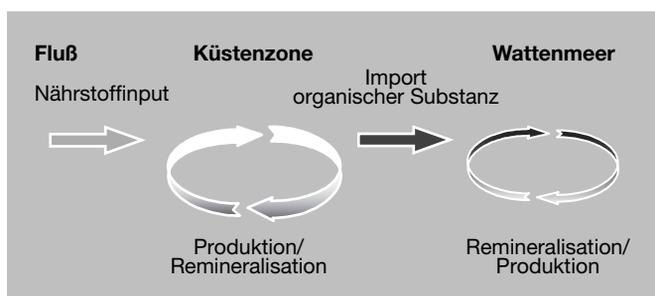
stanz auch tatsächlich in das Wattenmeer hineintransportiert wird, ist nicht durch direkte Beobachtungen geklärt. Dass das Wattenmeer mehr organische Substanz remineralisiert als es produziert, ist aber hinreichend dokumentiert (VAN BEUSEKOM et al. 1999). Letztgenannte Autoren schätzen, dass etwa 100 g Kohlenstoff pro Quadratmeter und Jahr in das Wattengebiet hineingetragen und dort zersetzt werden.

Jahreszyklus von Nährstoffen und Phytoplanktonbiomasse im Wattenmeer

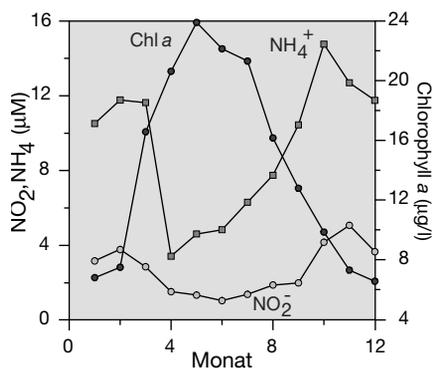
Das obengenannte Modell sagt vorher, dass in nassen Jahren mit hohen Nährstoffeinträgen in der Nordsee mehr organische Substanz produziert wird als in trockenen Jahren mit niedrigen Nährstoffeinträgen. Dementsprechend wäre zu erwarten, dass in nassen, nährstoffreichen Jahren mehr organische Substanz in das Wattenmeer importiert und dort zersetzt wird als in trockenen, nährstoffarmen Jahren. Es ist auch anzunehmen, dass dieser Import den Jahresgang der Nährstoffe im Wattenmeer mitbestimmt.

Es gibt tatsächlich Hinweise dafür, dass die Menge der im Wattenmeer remineralisierten organischen Substanz den Jahreszyklus der Nährstoffe beeinflusst. Bereits Anfang der siebziger Jahre zeigten DE JONGE & POSTMA (1974) für das westliche niederländische Wattenmeer einen Zusammenhang zwischen dem Jahreszyklus des Phosphats und der Eutrophierung. Die Autoren beobachteten, dass sich im Laufe von zwei Jahrzehnten ein ausgeprägtes Sommermaximum entwickelt hatte. Das Maximum wurde durch einen erhöhten Import organischer Substanz erklärt.

Das oben erläuterte konzeptionelle Modell geht aber davon aus, dass Stickstoff und nicht Phosphat die Produktion organischer Substanz limitiert (VAN BEUSEKOM & DE JONGE 2001). Daher liegt der Akzent der Datenanalyse auf dem Stickstoffkreislauf im Wattenmeer. Außerdem wird der Phosphatkreislauf nicht nur durch den Im-



◀ Abbildung 1: Ein konzeptionelles Modell, das Nährstoffeinträge in die Nordsee mit der Produktivität in der Nordsee und dem Import organischer Substanz aus der Nordsee in das Wattenmeer koppelt.



◀ *Abbildung 2: Mittlerer Jahresgang der Phytoplanktonmasse (als Chlorophyll a) des Nitrits (μM) und des Ammoniums (μM) im westlichen niederländischen Wattenmeer.*

▶ *Abbildung 3: Links: Stickstoffeinträge durch die Flüsse Maas und Rhein. Die Einträge beziehen sich auf den Zeitraum Dezember (des Vorjahres) bis August. Mitte und Rechts: Interannuelle Variabilität von Ammonium und Nitrit im westlichen niederländischen Wattenmeer. TN = Gesamtstickstoff*

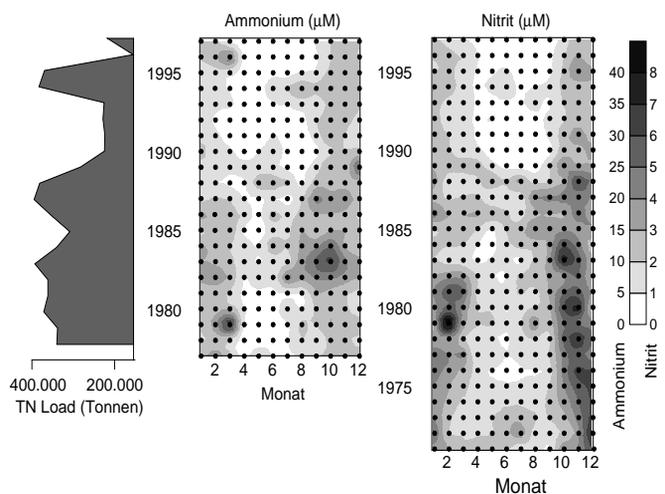
port organischer Substanz, sondern auch durch den Import von anorganisch gebundenem Phosphat bestimmt (VAN BEUSEKOM & DE JONGE 1998). Letzteres erschwert die Interpretation von Änderungen im Jahresgang des Phosphats (siehe JENSEN et al. 1985).

In *Abbildung 2* ist der mittlere Jahresgang des Phytoplanktons, des Nitrits und des Ammoniums im westlichen niederländischen Wattenmeer dargestellt. Nitrit und Ammonium entstehen bei der Remineralisierung organischer Substanz. Deren Konzentrationen könnten ein Indiz für die Remineralisierungsintensität im Wattenmeer sein. Das Phytoplankton zeigt eine ausgeprägte Saisonalität mit hohen Biomassen im Sommer und niedrigen Biomassen im Winter. Die Verfügbarkeit des Lichtes ist bestimmender Faktor der Saisonalität. Obwohl im Sommer viel organische Substanz aus der Nordsee in das Wattenmeer eingetragen und dort zersetzt wird, sind die Konzentrationen der Remineralisierungsprodukte Nitrit und Ammonium niedriger als im Winter. Das zeigt, dass das Phytoplankton (und auch das Phyto­benthos) imstande ist, sämtliche freigesetzten Nährstoffe aufzunehmen. Wenn aber im Herbst die Lichtbedingungen schlechter werden und das Phytoplankton nicht mehr alle Nährstoffe ausnutzen kann, steigen die Konzentrationen des Nitrits und des Ammoniums stark an. Es ist daher anzunehmen, dass die Nitrit- und Ammoniumwerte stärker zunehmen und die Maximalwerte höher sind, wenn infolge hoher Stickstoffeinträge in die Nordsee dort viel organische Substanz produziert wurde und dementsprechend

viel organische Substanz in das Wattenmeer hineingetragen wurde (siehe *Abbildung 1*).

Interannuelle Variabilität im niederländischen Wattenmeer

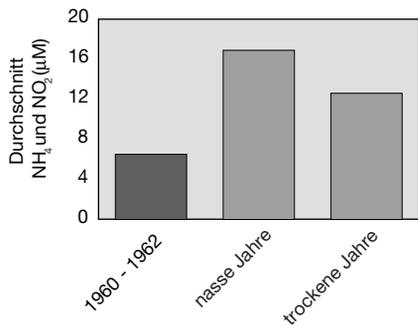
Im rechten Teil der *Abbildung 3* ist gezeigt, wie sich die Jahreszyklen des Ammoniums und des Nitrits zwischen 1978 und 1997 geändert haben. Zum Vergleich sind im linken Teil der *Abbildung* die Stickstoffeinträge durch die Flüsse Rhein und Maas aufgetragen. Zunächst ist in allen Jahren eine ausgeprägte Saisonalität erkennbar mit hohen Werten im Herbst und Winter und mit niedrigen Werten im Sommer. Es fällt auf, dass in den Jahren hoher Nährstoffeinträge (die Jahre 1980–1983, 1987–1988, 1994–1995) die herbstlichen Ammonium- und Nitritwerte höher sind als in Jahren mit geringen Stickstoffeinträgen (wie 1991–1993). Dieser Zusammenhang wurde statistisch getestet. Dafür wurde die Summe der mittleren Ammonium- und Nitritkonzentrationen im Herbst (September–November) genommen. Die Flusseinträge basieren nicht auf Jahreswerten sondern auf den gesamten Einträgen von Dezember (erste große Fluten) bis August (Ende des Sommers). Die Phytoplanktonbiomasse wurde als Kovariable berücksichtigt, weil hohe Phytoplanktonbiomassen im Herbst die Ammonium- und



Nitritwerte durch Aufnahme absenken würden. Es konnte gezeigt werden, dass eine signifikante positive Korrelation zwischen Stickstoffeinträgen und den Herbstwerten des Ammoniums und des Nitrits besteht, während hohe Phytoplanktonbiomassen die Herbstwerte herabsetzen. Daher wird vorgeschlagen, die Herbstwerte des Ammoniums und des Nitrits unter Berücksichtigung der jeweiligen Phytoplanktonbiomasse als Maß der Eutrophierung des Wattenmeeres zu nehmen.

Interdekadale Variabilität im niederländischen Wattenmeer

Die Auswirkung unterschiedlicher Nährstoffeinträge auf die Herbstwerte von Ammonium plus Nitrit ist in *Abbildung 4* zusammengefasst. In den trockenen, nährstoffarmen Jahren liegen die Herbstwerte etwa 25 Prozent niedriger als in nassen, nährstoffreichen Jahren. Die Unterschiede sind geringer als die tatsächlichen Flusseinträge, die in nährstoffarmen Jahren etwa 45 Prozent geringer sind als in nährstoffreichen Jahren. Diese Diskrepanz deutet darauf hin, dass auch andere Quellen zur Eutrophierung des Wattenmeeres beitragen. Die Bedeutung anderer Nährstoffquellen wird deutlich, wenn die heutigen Herbstwerte mit Werten aus den frühen Sechzigern verglichen werden. Für die



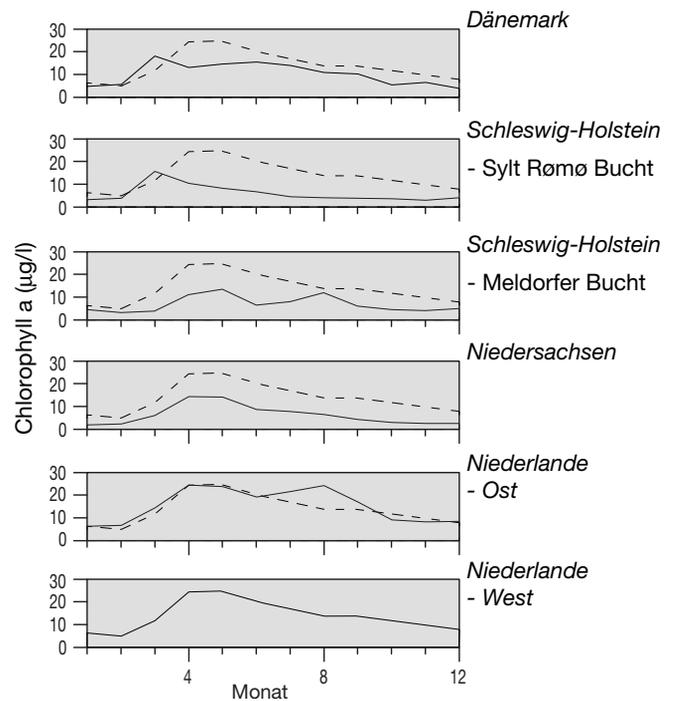
◀ **Abbildung 4:** Vergleich der Herbstwerte (September–November) von Ammonium plus Nitrit in nassen Jahren mit hohen Einträgen (1986–88, 1994–95) und in trockenen Jahren mit niedrigen Einträgen (1991–93, 1996–97) mit „historischen“ Daten aus den Jahren 1960 bis 1962 (Postma 1966).

Jahre 1960 bis 1962 hat Postma (1966) als erster den Jahreszyklus von Stickstoffkomponenten im westlichen niederländischen Wattenmeer beschrieben. Die damaligen Herbstwerte sind etwa dreimal niedriger als heutzutage während nährstoffreicher Jahre und zweimal niedriger als in nährstoffarmen Jahren. Dieser Unterschied ist um so überraschender, wenn die damaligen Flusseinträge berücksichtigt werden. Die Flusseinträge in den nährstoffarmen Jahren (1991–1993; 1996, 1997) waren vergleichbar mit denen von 1960 bis 1962. Trotzdem war das Wattenmeer etwa zweimal stärker eutrophiert. VAN BEUSEKOM et al. (2001b) sind der Frage nachgegangen, welche Prozesse und welche Quellen zu dieser Verdoppelung beigetragen haben. Vier Prozesse konnten identifiziert werden:

- Eine Zunahme der atmosphärischen Stickstoffdeposition etwa um den Faktor 4 (Gerlach 1989).
- Eine Abnahme der Denitrifizierung durch die Errichtung von Kläranlagen. Dadurch verbesserte sich die Sauerstoffversorgung der Flüsse, die Denitrifizierungskapazität verringerte sich und die Stickstofffrachten in die Nordsee nahmen zu (BILLÉN et al. 1985).
- Eine Zunahme der Stickstofffrachten durch den Ärmelkanal (LAANE et al. 1990)
- Eine Zunahme der Residualfluxe von Stickstoffkomponenten aus den Sedimenten des Wattenmeeres.

VAN BEUSEKOM et al. (2001a) schätzen, dass die atmosphärische Stickstoffdeposition mit etwa 43 Prozent am stärksten zu

▶ **Abbildung 5:** Vergleich des mittleren Jahresganges des Phytoplankton (als Chlorophyll a) in den neunziger Jahren von Bereichen des Wattenmeeres, aus denen Langzeitdaten zur Verfügung stehen.



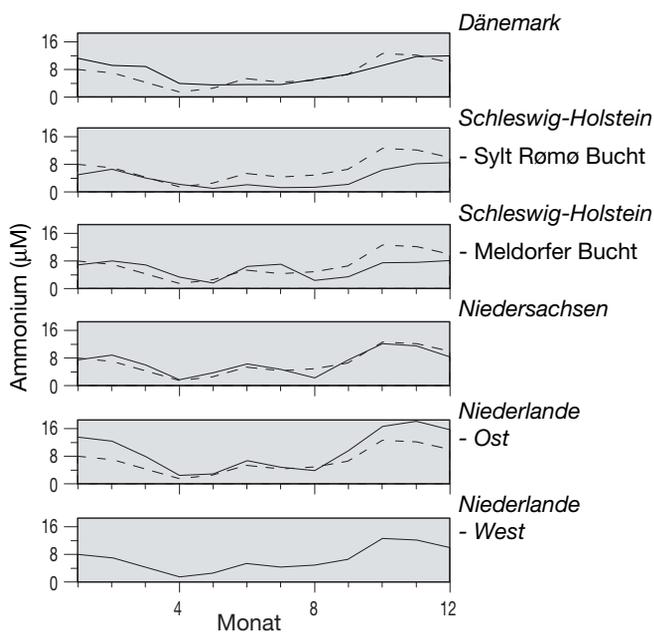
der zweimal höheren Eutrophierung im Jahr 1960 als in den „nährstoffarmen“ Jahren beigetragen hat. Die Abnahme der Denitrifizierung, die Zunahme der Stickstofffrachten durch den Ärmelkanal und eine Zunahme der Residualfluxe aus den Sedimenten haben wahrscheinlich in vergleichbarem Maße (etwa 15 %) zur Eutrophierung beigetragen.

Gebietsvergleich

Seit Anfang der neunziger Jahre werden in den meisten Teilen des Wattenmeeres Langzeitdaten erhoben, die den gesamten Jahresgang abdecken. Ein Vergleich dieser Daten könnte Auskunft über den Eutrophierungszustand der verschiedenen Teile des Wattenmeeres geben. Die Abbildungen 5 und 6 zeigen den Jahresgang des Phytoplanktons (als Chlorophyll) und des Ammoniums. In allen Gebieten werden die höchsten Phytoplanktonbiomassen in den Monaten März bis Mai beobachtet. Die Höchstwerte liegen im südlichen Wattenmeer (Niederlande, Niedersachsen) etwa zehn µg/l höher als im nördlichen Wattenmeer (Schleswig-Holstein, Dänemark). Im restlichen Verlauf des

Jahres liegen die Werte im niederländischen Wattenmeer höher als im restlichen Wattenmeer. Auffällig ist, dass im nördlichen Wattenmeer die Frühjahrsblüte etwas früher stattfindet als im südlichen Wattenmeer.

Die höhere Biomasse im niederländischen Wattenmeer deutet an, dass dort auch die stärkste Eutrophierung stattfindet. Ein Vergleich der Ammoniumwerte gibt jedoch ein etwas differenzierteres Bild. Im gesamten südlichen Wattenmeer werden vergleichbar hohe Ammoniumwerte gefunden, die eine nach Osten abnehmende Eutrophierung nicht bestätigen. Während die Ammoniumwerte im schleswig-holsteinischen Wattenmeer etwas niedriger als im südlichen Wattenmeer liegen, befinden sich diese im dänischen Wattenmeer in einem vergleichbaren Bereich. Eine etwas geringere Eutrophierung des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres könnte erklären, weswegen nur dort noch größere Seegrasbestände vorkommen. Andererseits zeigen die SWAP-Ergebnisse ähnliche Produktions- und Remineralisierungswerte für das niederländische und das Nordsylter Wattenmeer (ASMUS et al. 1998).



◀ *Abbildung 6: Vergleich des mittleren Jahresganges der Ammoniumkonzentration in den neunziger Jahren von Bereichen des Wattenmeeres, aus denen Langzeitdaten zur Verfügung stehen.*

Scheldt hydrographical basin. – *Netherlands Journal of Sea Research* 19: 223–230.

GERLACH, S. A. (1989): Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. – Abschlussbericht (Koordination), Eutrophierung der Nord- und Ostsee, Forschungsvorhaben Wasser 102 04 215, Umweltbundesamt, Berlin.

HYDES, D. J., B. A. KELLY-GERREYN, A. C. LE GALL & R. PROCTOR (1999): The balance of supply of nutrients and demands of biological production and denitrification in a temperate latitude shelf sea – a treatment of the southern North Sea as an extended estuary. – *Marine Chemistry* 68 (1–2): 117–131.

OWENS, N. J. P., E. M. S. WOODWARD, J. AIKEN, I. E. BELLAN, A. P. REES (1990): Primary production and nitrogen assimilation in the North Sea during July 1987. – *Netherlands Journal of Sea Research* 25: 143–154.

VAN BEUSEKOM, J. E. E., U. H. BROCKMANN, K.-J. HESSE, W. HICKEL, K. POREMBA, U. TILLMANN (1999). The importance of sediments in the transformation and turnover of nutrients and organic matter in the Wadden Sea and German Bight. – *German Journal of Hydrography* 51: 245–266.

VAN BEUSEKOM, J. E. E. & V. N. DE JONGE (2001a): Long-Term changes in Wadden Sea nutrient cycles: importance of organic matter import from the North Sea. – *Hydrobiologia* (akzeptiert).

VAN BEUSEKOM, J. E. E., H. FOCK, F. DE JONG, S. DIEL-CHRISTIANSEN & B. CHRISTIANSEN (2001b): Wadden Sea Specific Eutrophication Criteria. – *Wadden Sea Ecosystem* No. 14, CWSS, Wilhelmshaven.

Schlussfolgerung

Die Jahreszyklen des Ammoniums und des Nitrits geben Hinweise auf den Eutrophierungsstatus des Wattenmeeres. Kurzfristige interannuelle Unterschiede konnten im niederländischen Wattenmeer in Verbindung gebracht werden mit Variationen der jährlichen Nährstofffrachten, die stark durch die Abflussmengen bestimmt werden. Langfristig betrachtet haben neben den erhöhten Flussfrachten vor allem die Zunahme der atmosphärischen Stickstoffdeposition zur Eutrophierung des Wattenmeeres beigetragen. Weitere Ursachen einer erhöhten Eutrophierung des Wattenge-

bietes sind eine Abnahme des Denitrifizierungspotentials der Flüsse und eine Zunahme der Stickstofffrachten durch den Ärmelkanal.

Literatur

ASMUS, R., M. H. JENSEN, D. MURPHY & R. DOERFFER (1998): Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomassertrag des Makrophytobenthos im Sylt-Rømø-Wattenmeer. – In: Gätje C. & Reise, K. (Hrsg.) *Ökosystem Wattenmeer: Austausch, Transport und Stoffwandlungsprozesse*. – Springer Verlag, Heidelberg, Berlin: 367–392.

BILLÉN, G., M. SOMVILLE, E. DE BECKER, P. SERVAIS (1985): A nitrogen budget of the

Ästuarie: Das Habitat für eingeschleppte Makroinvertebraten

Stefan Nehring

Einführung

Seitdem Menschen Handel betreiben, sind oftmals unbeabsichtigt exotische Organismen in neue Lebensräume verschleppt worden. Dass Schiffe allgemein einen Transportvektor für fremde Tier- und Pflanzenarten darstellen und damit ein Risiko für Ökosysteme bergen können, ist seit über 100 Jahren bekannt und vielfach beschrieben worden (KRAEPLIN 1900). Aber erst seit wenigen Jahren werden diese „Neubürger“ als globales Umweltproblem angesehen, insbesondere, wenn sie ökonomische Einbußen verursachen oder die Gefahr hierzu besteht. Oft werden auch ökologische Schäden vermutet, da die meist konkurrenzstarken Exoten spezialisierte heimische Arten in ihrem Bestand bedrohen können.

Gern zitierte spektakuläre Fälle stammen meistens aus entfernteren Gebieten, wie zum Beispiel die in das Schwarze Meer eingeschleppte amerikanische Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi*, die die Erträge in der dortigen Anchovisfischerei um 90 Prozent sinken lies (SHUSHKINA & MUSAY-

EVA 1990). Zudem wird befürchtet, dass die geographische Ausbreitung der sogenannten Neozoa oder Neophyta zur Vereinheitlichung früher getrennter Biozöosen und daher zu Biodiversitätsverlust in den Gewässern führt.

Grundvoraussetzung für eine sachgerechte Einschätzung zum ökologischen Gefahrenpotential eingeschleppter Arten ist eine umfassende Analyse ihres Auftretens und ihrer Verbreitung. An der deutschen Nordseeküste ist aktuell im Vergleich zum Phytoplankton und dem Makrophytobenthos mit jeweils sieben eingeschleppten Arten das Makrozoobenthos mit 26 nichtheimischen Arten am stärksten betroffen. Aus diesem Grund eignet sich das Makrozoobenthos besonders für eine diesbezügliche Analyse.

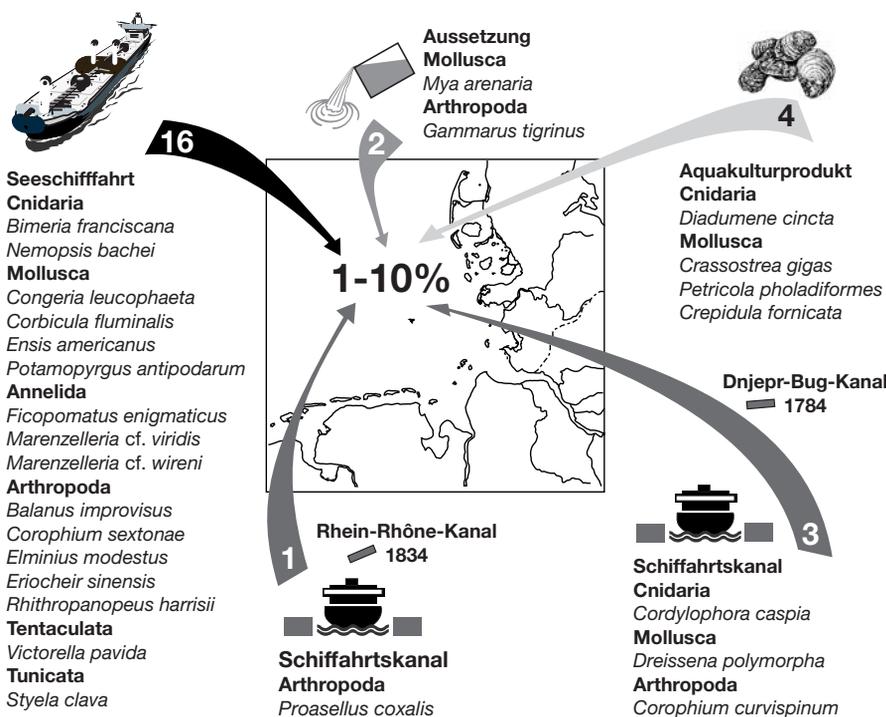
Transportvektoren

Potentielle Herkunftsgebiete für in die Nordsee integrierbare Tiere und Pflanzen sind vor allem durch vergleichbare abiotische Verhältnisse gekennzeichnet. Der größte Teil der Nordsee gehört zum Boreal, der kaltgemäßigten Klimazone. An der

deutschen Küste ist zusätzlich die Struktur mit Wattenmeer und Ästuarien ein wichtiger Faktor. Vergleichbare Bedingungen liegen teilweise auch in den kaltgemäßigten Regionen der Küste Süd- und Nordamerikas, Japans, Tasmaniens und Neuseelands vor. Die weitentfernte Lage verhindert jedoch einen intensiven natürlichen Faunenaustausch mit diesen Regionen. Schon eine Atlantiküberquerung mit der Meeresströmung, die mindestens zehn Monate in Anspruch nimmt, ist für Larven benthischer Organismen allgemein nicht zu überleben (THORSON 1961). Nur mit Hilfe von Driftkörpern wie Makroalgen oder Treibholz, die Habitat und Vorhandensein von Nahrungsressourcen bedeuten können, ist dies für einige wenige Arten zu schaffen. Organismen aus entfernten Regionen sind also in der Mehrzahl auf andere Vektoren angewiesen gewesen, wenn sie in der Nordsee auftauchten.

Schon in historischen Zeiten, beginnend mit den Transatlantikreisen der Wikinger, wurden fremde Arten in die Nordsee eingeschleppt. Subfossile Funde lassen vermuten, dass die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* aus Nordamerika um 1000 durch die Wikinger nach Nordeuropa vermutlich bewußt als Nahrungsreserve mitgeführt und hier auch freigesetzt wurde (HESSLAND 1945, PETERSEN et al. 1992).

Haupttransportvektor für die deutsche Nordseeküste ist mit aktuell 16 eingeschleppten Makrozoobenthosarten die interkontinentale Seeschifffahrt (Abbildung 1), durch welche die Organismen vor allem als Aufwuchs an der Außenhaut aber auch im Ballastwasser neue Seegebiete



◀ Abbildung 1: Neozoa an der deutschen Nordseeküste. Eingeschleppte Makroinvertebraten, Transportvektoren und wichtige Kanäle mit Datum ihrer Eröffnung. Anteil der Neozoa am Gesamtartenbestand: 1% bei Helgoland, 3% im Wattenmeer, 7% in brackischen Kanälen und Gräben und 10% in den Ästuarien.



erreichen. Insgesamt vier Neozoa-Arten konnten sich bisher durch den Transfer von Aquakulturprodukten bei uns etablieren. Neben der seit 1986 ins Wattenmeer ausgebrachten und hier seit einigen Jahren sich reproduzierenden Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* wurden durch die während der letzten 100 Jahre unzähligen Muschelkulturversuche unbewußt drei weitere Arten miteingeschleppt (Beispiel Amerikanische Pantoffelschnecke *Crepidula fornicata*). Aufgrund der limnischen Barriere spielt der Faunenaustausch über Kanäle für die deutsche Nordseeküste im Gegensatz zum Binnenbereich und der Ostseeküste (siehe NEHRING 1999a) eine untergeordnete Rolle. Es gelang aber bisher drei pontokaspischen Arten sowie der Mittelmeer-Assel *Proasellus coxalis* bis in den schwachbrackigen Bereich der Ästuarzone vorzudringen (Abbildung 1).

Verbreitung

Nach RACHOR et al. (1995) sind in der Nordsee insgesamt zur Zeit etwa 1.500 marine Makrozoobenthosarten bekannt. Davon werden im deutschen Nordseebereich schätzungsweise 800 gefunden. Allein für den Raum Helgoland sind über 650 Arten beschrieben. Bei einem Abgleich mit der aktuellen „Helgoländer Check-List“ von HARMS (2000) zeigt sich, das zurzeit hier nur sechs Neozoa vorkommen, was einem Anteil von etwa einem Prozent am Gesamtbestand entspricht. Für die offene Deutsche Bucht wäre hier noch ergänzend die Amerikanische Schwertmuschel *Ensis americanus* zu nennen. Im deutschen Wattenmeer, wo etwa 350 Makrozoobenthosarten vorkommen, beträgt der Neozoaanteil ungefähr drei Prozent. In der Brackwas-

serzone der Ästuarzone kommen bei einer Salinität von 0,5 bis 18 PSU etwa 200 Arten vor. Hier besitzen die Neozoa mit insgesamt 19 Arten (ca. 10 %) den höchsten Anteil am Artenspektrum (Tabelle 1). Für die brackigen Kanäle und Gräben an der deutschen Nordseeküste gibt es zurzeit keine Angabe für die Artenanzahl beim Makrozoobenthos. Durch vorliegende Untersuchungen ist davon auszugehen, dass die Artenanzahl etwa in der Größenordnung der Ästuarzone liegen wird. Der Anteil der Neozoa dürfte demnach bei etwa sieben Prozent liegen.

Auffällig ist, dass der größte Anteil der Neozoa sich in den Ästuaren etabliert hat. Hierfür sind wahrscheinlich mehrere Gründe verantwortlich:

- In den Ästuaren kommen die in den limnischen Bereich eingeschleppten salztoleranten Arten zuerst mit der Küste in Berührung (aktuell vier Arten, siehe Abbildung 1).
- Die Ästuarzone sind durch intensiven Verkehr von Seeschiffen aus Übersee charakterisiert (BMV 1992), wobei Ballastwasser oft aus brackigen Seegebieten stammt (GOLLASCH 1996).
- Knapp die Hälfte der Neozoa in den Nordseeästuaren gehört zur Gruppe der genuinen Brackwassertiere, die eine hohe Toleranz gegenüber wechselnden Umweltbedingungen und hierdurch eine hohe Überlebenswahrscheinlichkeit beim Transport besitzen (Tabelle 1).
- Wesentlich ist, dass im Brackwasser allgemein ein ausgeprägtes Artenminimum zu verzeichnen ist, also bei weitem nicht alle ökologischen Nischen voll ausgefüllt sind (Abbildung 2).

Tabelle 1: Neozoa an der deutschen Nordseeküste. Vorkommen und vierstufiger Etablierungsgrad eingeschleppter Makroinvertebraten in marinen und brackigen Gewässern (verändert nach NEHRING & LEUCHS 1999a). * genuine Brackwasserart; ¹⁾ nur bei Helgoland; ²⁾ nur bei Sylt; ³⁾ nur Hafenbecken in Emden.

	offene Deutsche Bucht	Wattenmeer	Ästuarzone	Kanäle, Gräben
Cnidaria				
Anthozoa <i>Diadumene cincta</i>	regelmäßig ¹⁾			
Hydrozoa <i>Bimeria franciscana</i>			ausgestorben?	regelmäßig
<i>Cordylophora caspia</i> *			häufig	häufig
<i>Nemopsis bachei</i> *			häufig	
Arthropoda				
Amphipoda <i>Corophium curvispinum</i>			selten	
<i>Corophium sextonae</i>	? ¹⁾	selten ²⁾		
<i>Gammarus tigrinus</i> *			selten	tw. häufig
Isopoda <i>Proasellus coxalis</i>			selten	tw. häufig
Cirripedia <i>Balanus improvisus</i> *	selten ¹⁾	selten	tw. häufig	regelmäßig
<i>Elminius modestus</i>	regelmäßig ¹⁾	häufig	häufig	häufig
Decapoda <i>Eriocheir sinensis</i>		regelmäßig	regelmäßig	regelmäßig
<i>Rhithropanopeus harrisii</i> *			selten	regelmäßig
Mollusca				
Bivalvia <i>Congeria leucophaeta</i> *			selten	regelmäßig
<i>Corbicula fluminalis</i>			selten	
<i>Crassostrea gigas</i>		regelmäßig		
<i>Dreissena polymorpha</i>				regelmäßig
<i>Ensis americanus</i>	selten	häufig	häufig	
<i>Mya arenaria</i>	tw. häufig	häufig	regelmäßig	regelmäßig
<i>Petricola pholadiiformis</i>	selten	selten	selten	
Gastropoda <i>Crepidula fornicata</i>	selten	selten	selten	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> *			selten	regelmäßig
Annelida				
Polychaeta <i>Ficopomatus enigmaticus</i>			häufig ³⁾	
<i>Marenzelleria cf. viridis</i> *			regelmäßig	?
<i>Marenzelleria cf. wireni</i> *		?	häufig	?
Tentaculata				
Bryozoa <i>Victorella pavida</i> *				regelmäßig
Tunicata				
Ascidiacea <i>Styela clava</i>		selten ²⁾		

Leere ökologische Nischen

Die deutsche Nordseeküste und speziell das Wattenmeer mit seinen Ästuaren sind aufgrund ihrer geologischen Geschichte und abiotischer Besonderheiten ein Lebensraum, der natürlicherweise durch „verarmte“ Lebensgemeinschaften charakterisiert ist. Zusätzlich lastet auf diesem



Gebiet eine Vielzahl von menschlichen Eingriffen, die zusätzlich dazu beitragen, dass nicht alle ökologischen Nischen besetzt sind. Dieses Phänomen ist für die erfolgreiche Etablierung fremder Arten von entscheidender Bedeutung.

Eiszeit

Die Nordsee ist geologisch betrachtet ein junges Gebilde. Durch die während der letzten 350.000 Jahre aufgetretenen Kalt- und Warmzeiten wurde die Nordsee mehrmals vollkommen unstrukturiert. Noch bei der letzten Kälteperiode, der Weichsel-Kaltzeit, lag der Spiegel der Nordsee in der Zeitspanne zwischen 115.000 bis 10.000 Jahre vor heute durchgehend mehr als 45 m unter dem heutigen Niveau. Teile der heutigen Nordsee waren durch Gletscher bedeckt beziehungsweise weitgehend trocken. Durch das Abschmelzen der Gletscher und durch das weitere Ansteigen des Meeresspiegels begann vor etwa 5.000 Jahren die Bildung der rezenten Watten (STREIF 1996). Die heute vorgefundene Artenvielfalt ist also das Resultat einer erst jungen Besiedlungsgeschichte, die bisher nicht ausgereicht hat, um in der Nordsee „gesättigte“ Lebensgemeinschaften komplett auszubilden.

Anthropogene Eingriffe

Vor allem der Küstenbereich unterliegt dermaßen vielfältigen zivilisatorischen Einflüssen, wie zum Beispiel Eindeichungen, Fischerei, Baggeraktivitäten, diffusen Schadstoffeinträgen, dass die natürliche Ausbildung von Lebensgemeinschaften anhaltend gestört wird. Hierdurch werden auf der einen Seite durch das anthropogen verursachte Artensterben ökologische Nischen frei, auf der anderen Seite neue, bisher nicht existente ökologische Nischen angeboten.

Brackwasser

Im Vergleich zur offenen Nordsee und dem Wattenmeer gibt es in den Ästuarien eine Besonderheit, die eine ganz entscheidende Rolle für die besonders erfolgreiche Etablierung fremder Arten spielt: das natür-

liche Artenminimum im Brackwasser. Dieses Phänomen, das REMANE (1934) anhand von Makrozoobenthosuntersuchungen aus der Ostsee nachgewiesen hat, findet sich auch bei den Makroinvertebraten der Elbe (Abbildung 2).

Durch verschiedene Monitoringprogramme sowie einer Vielzahl von speziellen Untersuchungen, die in den letzten Jahren vor allem durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in der Elbe von der Quelle (in Zusammenarbeit mit dem tschechischen Masaryk Water Research Institute Prag) bis zur Mündung durchgeführt wurden, ist hier die Kenntnis zum Vorkommen einheimischer und eingeschleppter Makrozoobenthosarten besonders gut. Wie auch bei REMANE (1934) beschrieben, tritt im mesohalinen Bereich (5–18 ‰ Salinität) der Elbe die größte Artenarmut an einheimischen Tieren auf. Im Gegensatz dazu ist dieser Bereich durch die höchste Anzahl an Neozoaarten charakterisiert. Sowohl stromabwärts bis in den vollmarinen Bereich als auch stromaufwärts reduziert sich ihre Anzahl, wobei im Quellgebiet der Elbe bisher keine einzige Neozoaart gefunden werden konnte. Eine Analyse durch WOLFF (1999) für die niederländischen Ästuarien zeigte ebenfalls ein gehäuftes Vorkommen eingeschleppter Makroinvertebraten im Mesohalinalikum.

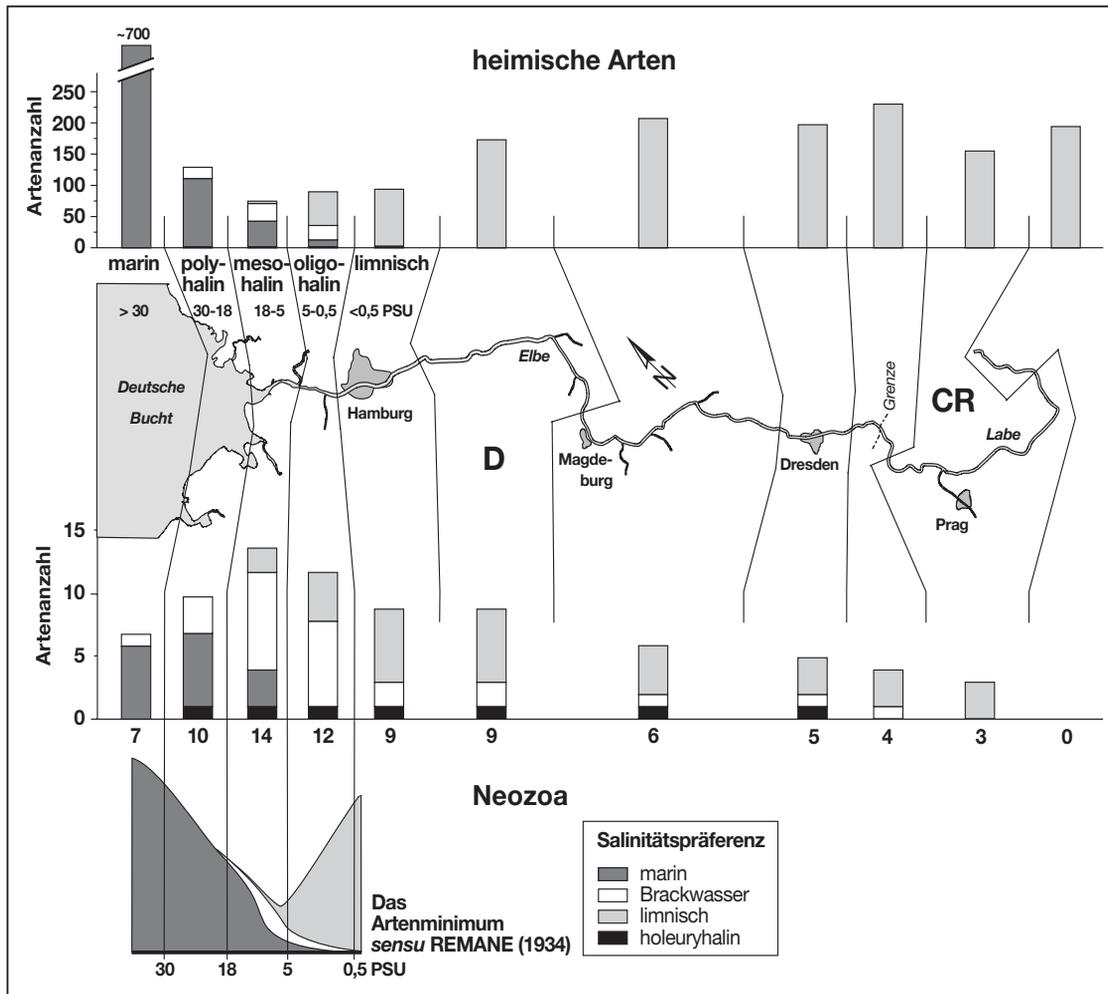
Aus diesen Erkenntnissen lässt sich die einfache Schlussfolgerung ziehen, dass, je „ärmer“ eine Lebensgemeinschaft ist oder je mehr freie ökologische Nischen in einem Lebensraum vorhanden sind, sich hier um so mehr fremde Arten potentiell ansiedeln können. Es ist gewissermaßen noch Platz für Einwanderer vorhanden, sofern diese – in den Ästuarien – das für die meisten Organismen lebensfeindliche Brackwasser ertragen. Vor allem Brackwasserarten sind für eine Besiedlung dieses Bereiches prädestiniert, wie es auch in der Elbe aktuell bei den Neozoa zu beobachten ist (Abbildung 2). Im meso- und polyhalinen Bereich ist diese Gruppe mit knapp 60 Prozent im Vergleich zu ihrem Anteil bei der heimischen Fauna mit gut 30 Prozent stark überrepräsentiert.

Vor dem Hintergrund, dass durch die vielfältigen anthropogenen Eingriffe in den Ästuarien einheimische echte Brackwasserarten stark zurückgedrängt wurden (MICHAELIS 1994), könnte die Etablierung einer „neuen“ Brackwasserfauna durch eingeschleppte Arten ein Gewinn für die Biodiversität darstellen. Eine umfassende Diskussion zu dieser Thematik hat bisher aber nicht stattgefunden, wie auch die im nachfolgenden Kapitel aufgeführten Beispiele verdeutlichen.

Gute Neobiota, schlechte Neobiota

Eingeschleppte Arten werden oft grundsätzlich als ökologisch und ökonomisch bedenklich eingestuft (GOLLASCH 1996). Prüft man dieses für den deutschen Küstenbereich, wird schnell deutlich, dass die Neozoa hier unter den Makroinvertebraten bisher keine eindeutigen Problemfälle darstellen.

Worin begründet sich die relative ökologische und ökonomische Unbedenklichkeit der bis heute an die deutsche Nordseeküste eingeschleppten Tierarten? In Inselbiotopen, wo die abiotischen Verhältnisse meistens ausgeglichen sind, können sich die Arten im Verlauf der gemeinsamen Evolution eng aufeinander abstimmen. Es entsteht ein festgefügtes Beziehungsnetz, in dem eingeschleppte Arten dramatische Auswirkungen verursachen können (DRAKE et al. 1989). In den deutschen Küstengewässern ist dies anders. Hier werden die Lebensgemeinschaften durch die Jahreszeiten, durch den Tiderhythmus mit Ebbe und Flut, durch wechselndes Abflußregime etc. immer wieder massiv gestört, so dass es nicht zu einem austarierten Beziehungsnetz kommt. Da spielt es mit Blick auf die Stabilität der verschiedenen Ökosysteme kaum eine Rolle, wenn Fremdlinge sich hier etablieren können. Sie werden einfach integriert, zumal – wie am Beispiel der Elbe gezeigt – die eingeschleppten Arten vor allem dann die besten Chancen für eine dauerhafte Etablierung besitzen, wenn sie eine poten-



◀ Abbildung 2: Makrozoobenthos und das Artenminimum im Brackwasser *sensu* REMANE (1934). Artenanzahl und Salinitätspräferenz einheimischer und eingeschleppter Makroinvertebraten im Gesamtverlauf der Elbe von der Quelle bis zur Mündung (ARGE ELBE 1991, BFG unveröffentl., HARMS 2000, NEHRING & LEUCHS 1999b, PETERMEIER et al. 1996, SCHÖLL & FUKSA 2000).

tielle freie ökologische Nische besetzen können.

Zu bedenken bleibt aber, dass es durch die verstärkte geographische Ausbreitung von Arten theoretisch weltweit zu mehr oder weniger identischen Faunengemeinschaften kommen kann und dadurch ein Biodiversitätsverlust zu befürchten ist. Jede Biodiversitätsstrategie wird aber Vorstellungen entwickeln müssen, welche die tragenden Elemente der Biodiversität sind und welche Rolle hierbei die eingeschleppten Arten spielen können (NEHRING 2000a).

Austern

Bis in die 1920er Jahre waren die sublitoralen Bänke der Europäischen Auster *Ostrea edulis* ein prägendes Strukturelement in dem an Hartsubstrat armen Wattenmeer. In seiner Umgebung konzentrierte sich das Meeresleben, da die Bänke einer Vielzahl von Begleitarten Lebensraum, Rückzugs-

gebiet, Nahrungs- und Laichplatz boten. Über 100 von den etwa 350 Makrozoobenthosarten des deutschen Wattenmeeres waren mit der Europäischen Auster vergesellschaftet, so dass KARL MÖBIUS (1877) den Begriff der »Biocoenosis oder Lebensgemeinschaft« entwickelte. Durch jahrelange kommerzielle Übernutzung der Austernbänke kam es jedoch zu einem völligen Verschwinden dieses Biototyps. Neben der Europäischen Auster wurden hierdurch auch viele typische Begleitarten wie zum Beispiel die Sandkoralle *Sabellaria spinulosa* oder die Meerhand *Alcyonium digitatum* stark in ihrem Bestand dezimiert.

Durch starke Brutfälle 1991 und 1994 hat sich die seit 1986 in einer Austernparzelle südlich von List im Sylter Wattenmeer kommerziell genutzte nichtheimische Pazifische Auster *Crassostrea gigas* auch außerhalb der Kultur vor allem als Epibiont

auf eulitoralischen Miesmuschelbänken des nordfriesischen Wattenmeeres ausbreiten können (REISE 1998). Schon seit Anfang der 1980er Jahre wird dieses Neozoon aus dem niederländischen und seit 1998 auch aus dem ostfriesischen Wattenmeer gemeldet (WEHRMANN et al. 2000).

Eine Änderung der Wattenmeerbiocoenose durch die Pazifische Auster verbunden mit einer großflächigeren Etablierung des Wattenmeer typischen Biotops Austernbank – wenn auch vor allem im Eulitoral – scheint bei den jetzigen abiotischen Bedingungen möglich. Eine kommerzielle Nutzung dieser freilebenden Bestände könnte es daher in absehbarer Zeit geben, wodurch der Verlust an nutzbaren Miesmuscheln vermutlich finanziell kompensiert werden könnte. Langfristig wird es durch *Crassostrea gigas* zu einer Strukturbereicherung, wahrscheinlich verbunden mit



Bestandserhöhungen von einheimischen Austernbankbegleitformen (z.B. der Seepocke *Verruca stroemia* und des Borstenwurmes *Pomatoceros triqueter*), im Wattenmeer kommen. Aus diesem Grund könnte aus der Etablierung dieser gebietsfremden Art ein möglicher Gewinn für die Biodiversität abgeleitet werden. Grundsätzlich sollte aber, wie auch im „Quality Status Report of the Wadden Sea“ gefordert, die Bestandsentwicklung von *Crasostrea gigas* überwacht werden, um die Auswirkungen auf die einheimischen Lebensgemeinschaften eindeutig dokumentieren zu können (NEHRING 1999b).

Schlickgras

Die Pazifische Auster ist aber nicht die erste eingeschleppte „keystone species“ im Wattenmeer. Als eine weitere wichtige Art wäre hier zum Beispiel das Schlickgras *Spartina anglica* zu nennen, das vor allem in den 1920er Jahren vielfach zur Landgewinnung in Nordeuropa angepflanzt wurde. Heute kommt das Schlickgras im gesamten Wattenmeer vor und hat das Bild der unteren Salzwiese deutlich verwandelt. REISE (1994) diskutiert das Vorkommen dieses Neophytons kritisch und merkt an, dass die ökologischen Folgen von Anpflanzungen mit Exoten oder gentechnisch erzeugten Arten nicht kalkulierbar sind. Aufgrund ihrer wichtigen Funktion als Pionierpflanze beim Erhalt und bei der Vergrößerung der Salzwiesen besitzt sie trotz ihres Status als eingeschleppte Art heute aber eine gewisse positive Naturschutzrelevanz (siehe STOCK & KIEHL 2000).

Ausblick

Abschließend bleibt festzustellen, dass bis heute – 10.000 Jahre nach der letzten Eiszeit – kein komplettes Artenspektrum für alle ökologischen Nischen in den deutschen Küstengewässern der Nordsee vorhanden ist. Damit sind weiterhin viele ungenutzte Möglichkeiten für eine Etablierung nichtheimischer Arten vorhanden.

Aufgrund erster ökologischer Hinweise

ist anzunehmen, dass Klimaveränderungen in nächster Zukunft zu umfangreichen Veränderungen in den Biocoenosen der deutschen Küstengewässer führen werden. Zusätzlich wird mit einer vermehrten Verschleppung fremder Tier- und Pflanzenarten zu rechnen sein, sollte bei der globalen Nutzung von alternativen Schiffsanstrichen nicht die Effektivität von tributylzinnhaltigen Farben erreicht werden (NEHRING 2000b).

Da aber eine abschließende Bewertung zum Status nichtheimischer Arten im Bezug auf Biodiversität und Naturschutz aussteht, sollte gerade im Rahmen von Monitoringprogrammen hier ein besonderer Schwerpunkt gelegt werden. Für das Wattenmeer könnte das TMAP in Zukunft das Instrument zur Beantwortung der Frage werden, inwieweit der Arteintrag unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen hierbei grundsätzlich als wesentlich zu erachten ist, ob er verhindert, ob eine gezielte Ausrottung schon etablierter Neobiota eingeleitet oder ob der „Natur“ freier Lauf gewährt werden sollte.

Literatur

ARGE ELBE (1991): Das oberflächennahe Zoobenthos der Elbe als Indikator für die Gewässerqualität. – Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 108 S.

BMV (1992): Binnenschifffahrt und Bundeswasserstraßen – Jahresbericht 1991. – Bundesminister für Verkehr, Bonn, 69 S.

DRAKE, J. A., H. A. MOONEY, F. DI CASTRI, R. H. GROVES, F. J. KRUGER, M. REJMÁNEK & M. WILLIAMSON (Hrsg.) (1989): Biological invasions – A global Perspective. – John Wiley & Sons, New York, 525 S.

GOLLASCH, S. (1996): Untersuchungen des Arteintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichtheimischer Arten. – Verlag Dr. Kovac, Hamburg, 312 S.

HARMS, J. (2000): Artenliste der Meeresstation Helgoland, Internet Version Stand Februar 2000. – <http://www.meeresforschung.de/html/helgoland/artenliste.htm> (siehe auch Helgoländer Meeresuntersuch. 47, 1–34, 1993).

HESSLAND, I. (1945): On the quaternary *Mya* Period in Europe. – Ark. Zool. (Stockholm), 37 A (8): 1–51.

KRAEPLIN, K. (1900): Ueber die durch den Schiffsverkehr in Hamburg eingeschleppten Tiere. – Mitt. Naturhist. Museum Hamburg 18: 185–209.

MICHAELIS, H. (1994): Der Schwund echter Brackwasserarten in Ästuaren und kleinen Mündungsgewässern. – In: Lozán, J. L., E. Rachor, K. Reise, H. von Westernhagen & W. Lenz (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. – Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin: 178–181.

MÖBIUS, K. (1877): Die Auster und die Austernwirtschaft. – Wiegandt, Hempel & Parey, Berlin, 126 S.

NEHRING, S. (1999a): Zur Rolle der Seeschifffahrt bei der Einschleppung fremder Tierarten (Makrozoobenthos) in deutsche Gewässer. – In: Gesellschaft für angewandten Umweltschutz und Sicherheit im Seeverkehr (Hrsg.): Umweltaspekte der Seeschifffahrt. – GAUSS Forum, Bremen: 101–110.

NEHRING, S. (1999b): Oyster beds and *Sabellaria* reefs. – In: De Jong, F., J. F. Bakker, C.J.M. van Berkel, N.M.J.A. Dankers, K. Dahl, C. Gätje, H. Marencic & P. Potel (Hrsg.): Wadden Sea Quality Status Report. – Wadden Sea Ecosystem No. 9: 146–147.

NEHRING, S. (2000a): Biodiversität und Naturschutz in aquatischen Systemen – zum Status eingeschleppter Tierarten. – Wasser & Boden 51 (1/2): 23–26.

NEHRING, S. (2000b): Das TBT-Dilemma. – Mitt. Dt. Gesell. Meeresforsch. 3/2000: 27–30.

NEHRING, S. & H. LEUCHS (1999a): Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste – Eine Übersicht. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Bericht BfG-1200: 131 S.

NEHRING, S. & H. LEUCHS (1999b): The BfG-Monitoring in the German North Sea estuaries: macrozoobenthos. – Senckenbergiana marit. 29, Suppl.: 107–111.

PETERMEIER, A., F. SCHÖLL & T. TITTIZER (1996): Die ökologische und biologische Entwicklung der deutschen Elbe – Ein Literaturbericht. – Lauterbornia 24: 1–95.



- PETERSEN, K. S., K. L. RASMUSSEN, J. HEI-NEMEIER & N. RUD (1992): Clams before Columbus? – *Nature* (Lond.) 359: 679.
- RACHOR, E., J. HARMS, W. HEIBER, I. KRÖNCKE, H. MICHAELIS, K. REISE & K.-H. V. BERNEM (1995): Rote Liste der bodenlebenden Wirbellosen des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. – *Schr.-R. f. Landschaftspf. u. Natursch.* 44: 63–74.
- REISE, K. (1994): Das Schlickgras *Spartina anglica*: die Invasion einer neuen Art. – In: Lozán, J. L., E. Rachor, K. Reise, H. von Westernhagen & W. Lenz (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. – Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin: 211–214.
- REISE, K. (1998): Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. – *Senckenbergiana marit.* 28: 167–175.
- REMANE, A. (1934): Die Brackwasserfauna. – *Verh. dt. zool. Gesell.* 36: 34–74.
- SCHÖLL, F. & J. FUKSA (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 29 S.
- SHUSHKINA, E. A. & E. I. MUSAYEVA (1990): Structure of planktic community of the Black Sea epipelagic zone and its variation caused by invasion of a new Ctenophore species. – *Oceanology* 30: 225–228.
- STOCK, M. & K. KIEHL (Hrsg.) (2000): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 11, Boyens, Heide, 88 S.
- STREIF, H. (1996): Die Entwicklung der Küstenlandschaft und Ästuare im Eiszeitalter und in der Nacheiszeit. – In: Lozán, J. L. & H. Kausch (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. – Parey, Berlin: 11–19.
- THORSON, G. (1961): Length of pelagic larval life in marine bottom invertebrates as related to larval transport by ocean currents. – In: Sears, M. (Hrsg.): *Oceanography*. – Amer. Ass. Adv. Sci. Publication 67: 455–474.
- WEHRMANN, A., M. HERLYN, F. BUNGENSTOCK, G. HERTWECK & G. MILLAT (2000): The distribution gap is closed – First record of naturally settled Pacific Oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. – *Senckenbergiana marit.* 30: 153–160.
- WOLFF, W. J. (1999): Exotic invaders of the meso-oligohaline zone of estuaries in The Netherlands: why are there so many? – *Helgoländer Meeresunters.* 52: 393–400.

Anatol holte Muscheln – Einfluss eines Orkans auf Muschelbänke im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

Georg Nehls

Einleitung

Miesmuschelbänke können stabile Lebensgemeinschaften im Wattenmeer bilden, die viele Jahre fortbestehen und mit dem angesammelten Schill und Sediment sehr dauerhafte Strukturen hervorbringen. An einzelnen Standorten ist die Existenz von Miesmuschelbänken über mehrere Jahrzehnte hinweg belegt. Auf der anderen Seite gelten Muschelbänke als anfällig gegenüber Sturmeinflüssen, Wellen und Strömung. Junge Bänke gelten als gefährdet, in den ersten Herbststürmen abgetragen zu werden, während angenommen wird, dass die Stabilität der Bänke mit dem Alter durch die akkumulierten Sedimente und Schalen ansteigt.

Die Verbreitung von Miesmuscheln im Wattenmeer entspricht der Exposition der Watten zur Hauptwindrichtung: Hinter schützenden Inseln wie Sylt und Amrum liegen ausgedehnte Muschelbänke, während offene Bereiche, wie die Watten westlich von Pellworm, dünner besiedelt sind. Der stark exponierte Bereich des Dithmarscher Wattenmeeres ist sogar fast frei von Muschelbänken. Die Verbreitung von Muschelbänken unterliegt durch den Einfluss von Stürmen einem laufenden Wandel. Während in manchen Jahren ein starker Brutfall viele unterschiedliche Standorte im Watt erfasst und neue Bänke etabliert, wird in anderen Jahren ein Teil dieser Bänke wieder abgetragen. Im Frühjahr 1990 verschwand fast die Hälfte der im Vorjahr kartierten Miesmuschelbänke im schleswig-holsteinischen Wattenmeer als Folge schwerer Orkane (NEHLS & THIEL 1993).

Anfang Dezember 1999 zog das Orkantief ‚Anatol‘ über Norddeutschland hinweg. Die Wetterstation List registrierte Windgeschwindigkeiten bis 183 km/h. Dies entspricht den Windstärken, die auch bei den Orkanen im Frühjahr 1990 registriert wurden. An Land richtete der Orkan schwere Schäden an, die befürchtete Sturmflut an der schleswig-holsteinischen Westküste blieb jedoch aus. Im Rahmen

des 1998 aufgenommenen Miesmuschelmonitorings stellt der Orkan Anatol das erste Ereignis, das Struktur und Ausdehnung der Miesmuschelbänke deutlich beeinflussen konnte, und bot somit die Möglichkeit, nach einer Periode von milden Wintern einen ersten Einschnitt in der Entwicklung der Muschelbänke zu untersuchen und zu dokumentieren.

Struktur der Bänke nach dem Orkan

Einige Bänke in der Holmer Fährre zwischen Nordstrand und Nordstrandischmoor, die dort recht gut geschützt liegen, konnten wenige Tage nach dem Orkan aufgesucht werden. Die Bänke waren stark von dem Orkan gezeichnet. Die normale Struktur der Muschelbänke mit erhöhten, von Muscheln bedeckten Beeten und unbesiedelten Vertiefungen war jetzt umgekehrt. Der Einfluss von Strömung und Wellen hatte die Muschelpolster nahezu komplett in die Vertiefungen zwischen den Beeten verschoben, so dass die Bänke jetzt aus unbesiedelten Schlammhügeln und dicht besiedelten Zwischenräumen bestanden. Ein nicht geringer Teil der Muscheln ist in den Vertiefungen jedoch von Sedimenten überlagert worden, und bei weiteren Begehungen fiel teilweise deutlicher Verwesungsgeruch von der Zersetzung der überlagerten Muscheln auf. In anderen Bereichen wurde die Struktur der Muschelbänke komplett zerstört, und die Muscheln wurden auf den umliegenden Wattflächen verstreut. Dadurch bildeten sich im Westen

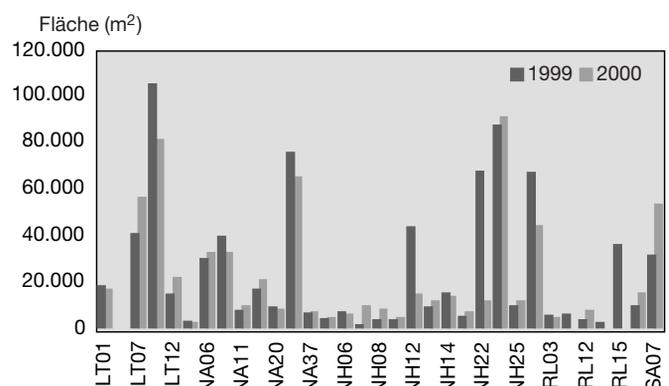
vieler Muschelbänke neue Beete, vor allem aber Streufelder.

Im Laufe der Feldarbeiten im Jahr 2000 konnte ein Eindruck der Auswirkungen des Orkans an den unterschiedlichen Standorten gewonnen werden. Zwei im Sommer 1999 neu besiedelte Standorte westlich von Pellworm und südlich von Nordstrandischmoor verschwanden spurlos. Zurück blieb der blanke Wattboden, dem die vorhergehende Besiedlung mit einer Muschelbank nicht mehr anzusehen war. Deutliche Erosionsspuren ließen sich auf allen Bänken erkennen. Teilweise waren dies jedoch nur Umlagerungen innerhalb der besiedelten Fläche, teilweise aber auch erhebliche Verluste innerhalb einer Bank. Die Bedeckung der Bänke mit Blasentang *Fucus vesicolor* ging auf den meisten Bänken leicht zurück. Die Algenbedeckung hatte aber keinen offensichtlichen Einfluss auf die Wirkung des Sturms, was aber auch daran liegen mag, dass hohe Algenbedeckungen weitgehend auf geschützte Bänke beschränkt sind.

Veränderungen in der Fläche und der Bedeckung

Bei den mit GPS (Global Positioning System) vermessenen Bänken war in vielen Fällen nur eine relativ geringe Veränderung der Fläche erkennbar. In der Mehrzahl der Bänke wurden leichte Zunahmen von 1999 auf 2000 festgestellt (Abbildung 1), die jedoch nur teilweise auf den Einfluss des Orkans zurückzuführen waren. Zumeist waren die Zunahmen durch die Verdichtung

► Abbildung 1: Veränderung der Fläche von einzelnen Miesmuschelbänken von 1999 auf 2000. Dargestellt ist die Fläche der mit GPS vermessenen Miesmuschelbänke.





von Streufeldern verursacht, in einem Fall (SA07, Gröde) aber durch günstigere Wasserstände bei der Kartierung 2000. Die Gesamtfläche der Bänke hat sich von 1999 auf 2000 jedoch verringert. Die Veränderungen in der Fläche waren im Bereich Norderhever/Rummelloch deutlich größer als in den Bereichen hinter Amrum und im Lister Tief (Abbildung 2). In den geschützt liegenden Bereichen hinter den Inseln waren teilweise sehr deutliche Umlagerungen innerhalb der Bänke zu erkennen, die jedoch deren Ausdehnung wenig beeinflussten. Die Fläche der Bänke im Bereich Norderhever/Rummelloch nahm dagegen fast um ein Drittel ab. Am stärksten betroffen waren die nach Westen exponierten Standorte bei Pellworm und Nordstrandischmoor, es bestehen jedoch erhebliche Unterschiede zwischen einzelnen Bänken. Während eine großflächige und eine kleinere Neuansiedlung westlich von Pellworm komplett abgetragen wurden, blieben eine angrenzende ältere Bank, aber auch zwei weiter nördlich gelegene Neuansiedlungen in ihrer Ausdehnung nahezu unverändert. Generell waren die Neuansiedlungen des Jahres 1999 deutlich stärker betroffen als die älteren Bän-

ke. Von 220 Hektar neu angesiedelter Muschelbänke im Sommer 1999 überstand nur etwa die Hälfte den Orkan.

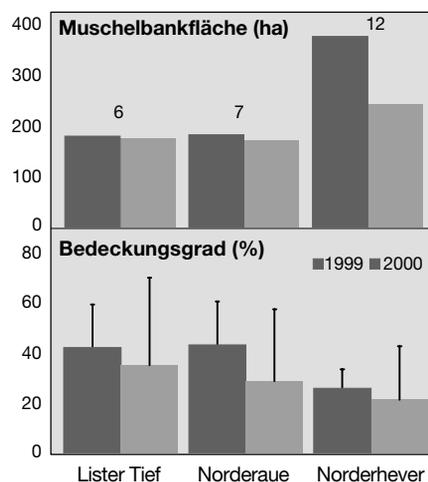
Die Fläche der älteren und der geschützt liegenden Bänke veränderte sich nur wenig, die mit Muscheln bedeckte Fläche innerhalb dieser Bänke jedoch erheblich. Der Bedeckungsgrad der Bänke verringerte sich dabei auch in den geschützt liegenden Bereichen recht deutlich. Auf den Watten hinter Amrum, einem recht gut gegen Stürme geschützten Bereich, sank der Bedeckungsgrad der Bänke um ein Drittel von 43 Prozent auf 28 Prozent ab. Dies ist bemerkenswert, weil sich die Gesamtfläche der Muschelbänke in diesem Bereich kaum veränderte. Im Bereich Norderhever/Rummelloch nahm die Bedeckung der verbliebenen Bänke etwas weniger deutlich ab.

Insgesamt bewirkte der Orkan Anatol einen Verlust von zehn bis 20 Prozent der eulitoralen Muschelbänke im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Der Bedeckungsgrad innerhalb der Bänke reduzierte sich um etwa ein Viertel, so dass Gesamtverluste von etwa einem Drittel anzunehmen sind. In welchem Maße Veränderungen innerhalb der mit Muscheln bedeckten Bereiche der Bänke aufgetreten sind, ist derzeit noch nicht klar.

größerer Anteil des insgesamt niedrigen Bestands sich in geschützten Bereichen befand. Der Rückgang der besiedelten Muschelbankfläche um etwa ein Drittel ist vor diesem Hintergrund als hoch zu werten.

Die Miesmuschelbank ist die produktivste Lebensgemeinschaft des Wattenmeeres. In Bereichen mit günstigen Ansiedlungs- und Überlebensbedingungen, wie dem Königshafen, können Miesmuschelbänke bis zu 50 Prozent der Biomasse der benthischen Lebensgemeinschaften auf sich vereinigen (ASMUS et al. 1998). Die Dynamik der Miesmuschelbänke ist daher eine wichtige Frage zum Verständnis der Ökologie des Wattenmeeres. Biotische Faktoren, wie Prädation, scheinen nur geringen Einfluss auf den Fortbestand von Miesmuschelbänken zu haben (NEHLS et al. 1998), so dass die kritischen Phasen im frühen Stadium der Ansiedlung und in seltenen Ereignissen wie starken Stürmen oder Eiswintern bestehen. Eine wichtige Frage zur Dynamik der Muschelbänke ist, ob ältere Muschelbänke widerstandsfähiger gegenüber Stürmen sind und so eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit als junge Bänke haben. Wenn dem so ist, dann sollten starke Ansiedlungsereignisse, wenn sie die ersten zwei oder drei Jahre überstehen, zu langfristig hohen Miesmuschelbeständen führen, die auch die exponierten Bereiche erfassen. Die Verluste der im Sommer 1999 neu angesiedelten Bänke waren deutlich höher als die bei älteren Bänken, von denen keine vollständig verloren ging. Es fehlen jedoch ältere Bänke an exponierten Standorten wie westlich von Pellworm. Die kleinen älteren Muschelbänke, die hier vorhanden sind, liegen in Senken, in denen sie einen gewissen Schutz vor Stürmen haben. Die großen Unterschiede im Fortbestand der jungen Muschelbänke verdeutlichen dabei den hohen Einfluss der jeweiligen Standortfaktoren. Ausschlaggebend ist dabei möglicherweise die Sedimentstruktur. Neuansiedlung auf festem Sand scheinen eine deutlich höhere Stabilität und somit einen

▼ *Abbildung 2: Veränderung von Fläche und Bedeckungsgrad der Miesmuschelbänke in verschiedenen Wattgebieten. Dargestellt sind die Daten der mit GPS vermessenen Miesmuschelbänke.*



Diskussion

Stürme bringen Dynamik in das Wattenmeer. Für die Verbreitung der Miesmuschelbänke sind sie ein bestimmendes Element, die wesentlich beeinflussen, wo sich im Watt angesiedelte Bänke dauerhaft etablieren können. Der Einfluss von Orkan Anatol scheint dabei durchaus vergleichbar mit den Stürmen im Frühjahr 1990 zu sein. Im Dezember 1999 sind zwar nur wenige Standorte verloren gegangen, während im Frühjahr 1990 fast die Hälfte der Miesmuschelbänke nach den Stürmen nicht mehr auffindbar war. Es ist dabei jedoch zu bedenken, dass viele exponierte Standorte, die 1990 stark von Sturmereignissen getroffen wurden, im Jahr 2000 gar nicht besiedelt waren und ein deutlich



höheren Widerstand gegen Strömung und Wellen zu haben, so dass diese Bänke auch in sehr exponierten Lagen überdauern können. Bänke auf weichem Sediment sind vermutlich anfälliger. Ob die Menge des im Laufe des Sommers akkumulierten Schlammes eine wichtige Rolle spielt, erscheint dagegen fraglich, denn die komplett abgetragenen Bänke waren nicht höher angewachsen als gering beschädigte Bänke in der näheren Umgebung. Die beobachteten Auswirkungen des Or-

kan Anatol weisen insgesamt darauf hin, dass die speziellen Standorteigenschaften über die räumliche Lage der Bänke hinaus von wesentlicher Bedeutung für ihren Fortbestand sind. Mit zunehmendem Alter erreichen die Bänke vermutlich eine höhere Stabilität, aber Alter allein schützt vor Stürmen nicht.

Literatur

ASMUS, H., D. LACKSCHEWITZ, R. ASMUS, G. SCHEIFFARTH, G. NEHLS & J.-P. HERR-

MANN (1998): Transporte im Nahrungsnetz eulitoralener Wattflächen. – In: Gätje, C. & K. Reise (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer, Springer Verlag: 393–420.

NEHLS, G., I. HERTZLER & G. SCHEIFFARTH (1997): Stable mussel beds in the Wadden Sea – they are just for the birds. – Helgol. Meeresunters. 51: 361–372.

NEHLS, G. & M. THIEL. 1993. Large-scale distribution patterns of the mussel *Mytilus edulis* in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: Do storms structure the ecosystem? – Neth. J. Sea Res. 31: 181–187.

Zehn Jahre Fischmonitoring

Ralf Vorberg

Einleitung

Seit zehn Jahren findet das Fischmonitoring einmal jährlich im August im Gebiet der Meldorfer Bucht statt. Die Lage der Untersuchungsstationen und die Fischereimethode sind im Bericht zum Wattenmeermonitoring 1998 beschrieben (VORBERG 2000a). Der vorliegende Bericht liefert neben aktuellen Ergebnissen vor allem eine Analyse der zehn Jahre umfassenden Datensammlung aus den August-Befischungen. Ergebnisse der seit 1997 laufenden Befischungen im Juni werden in diesem Bericht nicht berücksichtigt.

Quallen

Nach den überraschend geringen Quallenmengen 1999 traten die Tiere in diesem Sommer erneut in ungewöhnlich hoher Dichte auf (Abbildung 1). Durchschnittlich waren 860 Kilogramm im Netz, aus einem Fang im Kronenloch mussten sogar 2700 Kilogramm Quallen aussortiert werden. In Tabelle 1 sind diejenigen Arten zusammengestellt, die regelmäßig, aber in wechselnden Quantitäten in den Fängen vorkommen.

Fische und Fischereiaufwand

Erstmals seit zehn Jahren erhöhte sich die Gesamtzahl nachgewiesener Arten nicht. Sie bleibt auf dem Vorjahresstand von 46, wobei 44 Arten während der August-Befischungen und zwei weitere (Glasgrundel und Lachs) im Juni gefangen wurden.

In diesem Sommer wurden 26 verschiedene Arten gefangen, was einer durchschnittlichen Artenzahl entspricht. Aus der Arten-tabelle im Bericht zum Wattenmeermonitoring 1998 (VORBERG 2000a) wird aber ersichtlich, dass in der ersten Hälfte der neunziger Jahre deutlich mehr Fischarten in den Fängen auftraten als in den letzten Jahren. Die Artenzahl ist unmittelbar abhängig vom Fischereiaufwand, der durch die Messung des pro Hol befischten Wasservolumens wiedergegeben wird. In Abbildung 2 ist eine signifikante Abnahme dieser Größe seit 1995 erkennbar. Das Wasservolumen wird von der jeweils aktuellen Strömungsgeschwindigkeit und der Holdauer bestimmt. Letztere ist aus fischereitechnischen Gründen unmittelbar abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit, so dass die beobachtete Abnahme des befischten Wasservolumens seit 1995 nur auf veränderte Strömungsbedingungen im Untersuchungsgebiet zurückgeführt werden kann. Methodische Fehler sind auszuschließen, und auch der störende Einfluss der Quallen kann nicht als Ursache herhalten, da zumindest im quallenarmen Jahr 1999 höhere Wasservolumina möglich gewesen wären.

Zehn Jahre Veränderungen

Fast alle populationsökologischen Parameter, die zur Beschreibung der Fisch-

Tabelle 1: Scyphomedusen, die regelmäßig in den Fängen beim Fisch-Monitoring vorkommen.

Deutsche Bezeichnung	Wissenschaftlicher Name
Ohrenqualle	<i>Aurelia aurita</i>
Kompassqualle	<i>Chrysaora hysoscella</i>
Wurzelmundqualle	<i>Rhizostoma pulmo</i>
Blaue Haarqualle	<i>Cyanea lamarckii</i>
Gelbe Haarqualle	<i>Cyanea capillata</i>

fauna dienen, zeigen ein hohes Maß an Veränderlichkeit. Dies gilt bei der summarischen Betrachtung der Gesamtabundanz (Abbildung 3) ebenso wie bei gruppierten Daten (Abbildungen 4 und 5) und schließlich auch auf Artniveau. Unverändert blieb allein der bereits im Vorjahresbericht (VORBERG 2000b) beschriebene und in diesem Jahr bestätigte Befund, dass Schwarmfische (Hering, Sprotte, Stint) die Fischfauna im Kronenloch dominieren. Dagegen wurde die von 1991 bis 2000 konstant nachweisbare Dominanz von Plattfischen im Steertloch in diesem Jahr relativiert: Erstmals wurden im Kronenloch mehr Flundern (Abbildung 6) und Schollen (Abbildung 7) gefangen.

Trotz der zehn Jahre umfassenden Datensammlung ist der Zeitraum zu kurz, um die beobachteten Bestandsveränderungen statistisch gesichert zu bewerten oder um intra- oder interspezifische Periodizität zu erkennen, geschweige denn Ursachen für die Veränderungen zu benennen. Zurzeit beschränkt sich die Analyse der Ergebnisse darauf, die Veränderungen zu beschreiben. Als Hilfsmittel für eine vorsichtige Bewertung der Daten wurden Mittelwert beziehungsweise Median aus dem Gesamtdatensatz errechnet. Dieser Wert gilt dann per Definition als „normal“ für den jeweiligen Parameter.

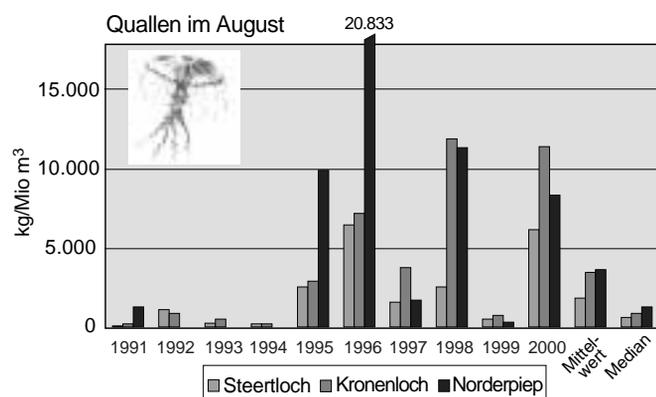
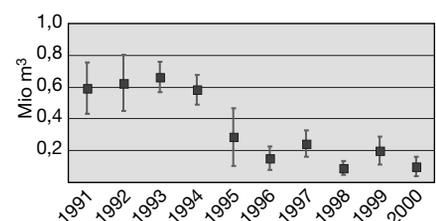
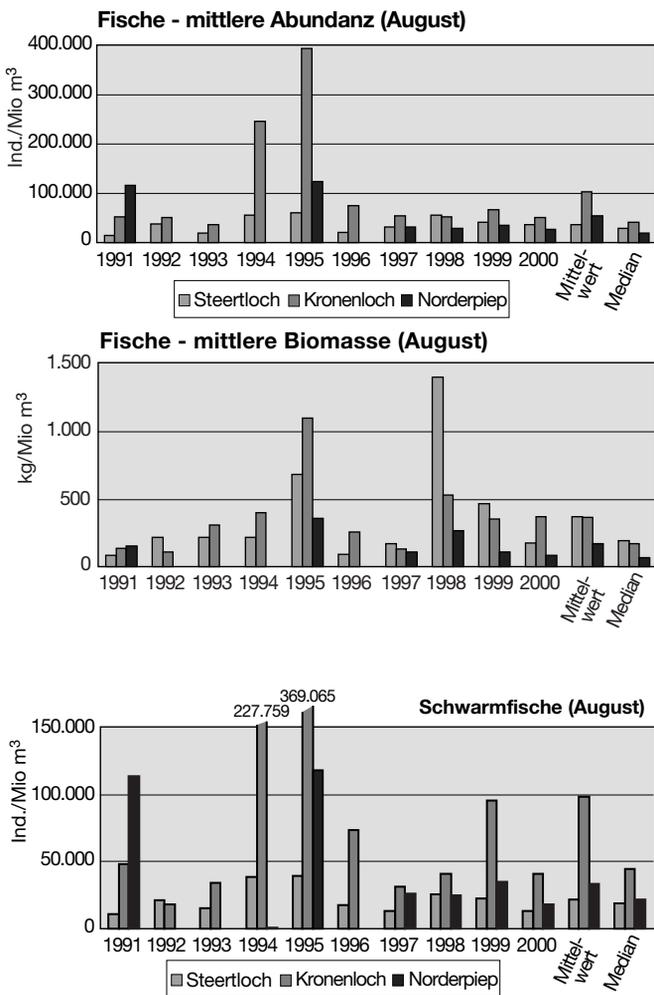


Abbildung 1: Mittlere Biomasse pro Jahr der Scyphomedusen an den einzelnen Untersuchungsstationen. Mittelwert und Median beziehen sich auf den Gesamtdatensatz.

Abbildung 2: Befischtes Wasservolumen pro Hol. Dargestellt sind der Mittelwert und die Standardabweichung aller Hols pro Jahr.





▲ *Abbildung 4: Individuendichte der Schwarmfische. Dargestellt ist die Summe der mittleren Fänge von Hering, Sprotte und Stint.*

Auf Grundlage dieser Überlegung wurde nach „Charakterarten“ gesucht, die jedes Jahr als ein bestimmtes „Fischjahr“ beschreiben. Diese Jahrescharakterisierung (Tabelle 2) ist eine relative Bewertung, die ausschließlich auf die jeweilige Jahreszeit und zum Teil auch nur auf die jeweilige Untersuchungsstation angewendet werden kann.

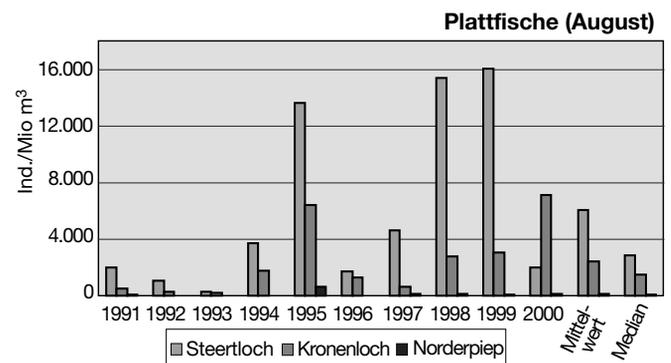
Die Jahrescharakterisierung spiegelt ebenfalls die große Veränderlichkeit der Fischfauna wider. In der Abfolge der jeweiligen „Fischjahre“ lassen sich keinerlei Regelmäßigkeiten im Vorkommen der Fische oder Quallen entdecken.

Das Wattenmeer ist für seine Dynamik der ökologischen Prozesse bekannt, hervorgerufen durch starke Schwankungen der steuernden biotischen und abiotischen Faktoren. Daher müssen Bestands-

► *Abbildung 6: Abundanz von Scholle und Flunder. Dargestellt sind die Mittelwerte pro Station und Jahr.*

◀ *Abbildung 3: Gesamtindividuenzahl (oben) und Gesamtbiomasse (unten) der Fische an den einzelnen Untersuchungsstationen. Dargestellt sind der Mittelwert der einzelnen Jahre sowie Mittelwert und Median aller Untersuchungsjahre.*

schwankungen bei Fischen, die in einem solchen Lebensraum vorkommen, als normal betrachtet werden. Veränderung kann in diesem Sinne geradezu als ein Qualitätsmerkmal des Wattenmeeres betrachtet werden. Umso wichtiger ist es, die Monitoringdaten von Jahr zu Jahr in ihrer Gesamtheit zu analysieren, um eine „normale“ Be-



▲ *Abbildung 5: Individuendichte der Plattfische. Dargestellt ist die Summe der mittleren Fänge von Flunder, Scholle und Seezunge.*

standsschwankung von einer Veränderung im Sinne zu- oder abnehmender Bestände zu unterscheiden. Es ist zu erwarten, dass diese Unterscheidung mit Hilfe eines dauerhaft angelegten Monitoringprogramms gelingt und mittel- bis langfristig auftretende Zyklen in der Bestandsentwicklung aufgedeckt werden können.

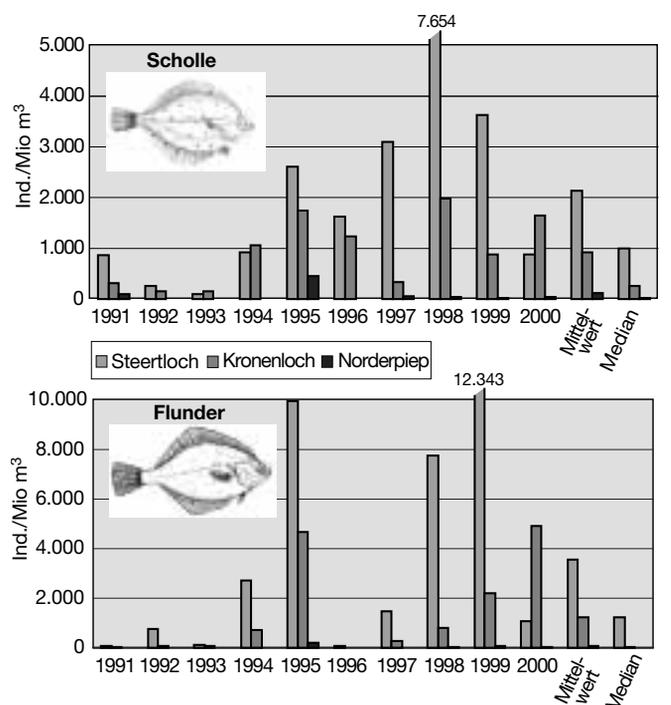




Tabelle 2: Charakterisierung der einzelnen Untersuchungsjahre (August-Beprobungen) aufgrund der Abweichung von durchschnittlichen Fangergebnissen (hier: größer oder kleiner als der Mittelwert/Median der Gesamtfänge 1991 bis 2000).

Jahr	Charakterisierung	Gebiet
1991	Herings- und Sprotten-Jahr	Norderpiep
1992	„normal“	Gesamtgebiet
1993	„normal“	Gesamtgebiet
1994	Sprotten-Jahr	Kronenloch
1995	Sprotten-Jahr	Kronenloch
	Flunder-Jahr	Steertloch
	Meeräschen-Jahr	Gesamtgebiet
	Quallen-Jahr	Gesamtgebiet
1996	Quallen-Jahr	Gesamtgebiet
1997	„normal“	Gesamtgebiet
1998	Wittlings-Jahr	Gesamtgebiet
	Quallen-Jahr	Gesamtgebiet
	Flunder- und Schollen-Jahr	Steertloch
1999	Flunder- und Schollen-Jahr	Steertloch
2000	Flunder-Jahr	Kronenloch
	Holzmakrelen-Jahr	Norderpiep
	Quallen-Jahr	Gesamtgebiet

Literatur

VORBERG, R. (2000a): Monitoring der Fische im Wattenmeer. – In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1998. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning: 14–16.

VORBERG, R. (2000b): Monitoring der Fische im Wattenmeer. – In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1999 – Schwerpunktthema: Der Mensch im Nationalpark. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning: 12–14.

Der Demersal Young Fish Survey (DYFS) in Schleswig-Holstein – Entwicklung und derzeitiger Stand

Thomas Neudecker

Einleitung

Im Jahre 1969 erschien mit dem Titel „A census of juvenile demersal fish in the Dutch Waddensea, the Zeeland nursery-ground, the Dutch coastal area and the open sea areas off the coasts of the Netherlands, Germany and the southern part of Denmark“ die erste, kurze Abhandlung über eine fischereiunabhängige Bestandsuntersuchung an Jungfischen im Küstenbereich und Wattenmeer von den Niederlanden bis Deutschland (BODDEKE et al. 1969). Diesem Anstoß durch die Niederländer, die diesen Survey seitdem an ihren Küsten und entlang der Deutschen Bucht jährlich durchführen, folgte die deutsche Fischereiforschung. Sie schloss sich dem niederländischen Survey an, indem Rauck im Frühjahr 1972 in drei Bereichen unseres deutschen Wattenmeeres gleichartige Arbeiten durchführte (BODDEKE et al. 1974). Diese lagen in den ostfriesischen Wattengebieten, der Jade und der Elbmündung. Während die Belgier bereits 1970 an den Untersuchungen beteiligt waren (BODDEKE et al. 1974), stieg Deutschland erst 1972 in dieses Programm ein, und es dauerte bis zum Frühjahr 1973, bis erste Ausfahrten mit dem Kutter „Hai“ auch in Schleswig-Holstein durchgeführt wurden (BODDEKE et al. 1975). Seitdem gehört der Demersal Young Fish and Brown Shrimp Survey (DYFS) zum Standardprogramm der Bestandsuntersuchungen der Bundesforschungsanstalt für Fischerei. Die gefundenen Häufigkeiten für die fischereilich besonders interessanten Arten Scholle und Seezunge gehen in die jährlichen Bestandsberechnungen des Internationalen Rates für Meeresforschung (ICES) ein. Weitere Ergebnisse wurden verschiedentlich im Rahmen von ICES-Jahrestagungen veröffentlicht, und das Programm wurde in das Trilaterale Monitoring and Assessment Programme (TMAP) einbezogen. Über die Arbeiten im schleswig-holsteinischen Bereich soll im Nachfolgenden berichtet werden.

Methoden

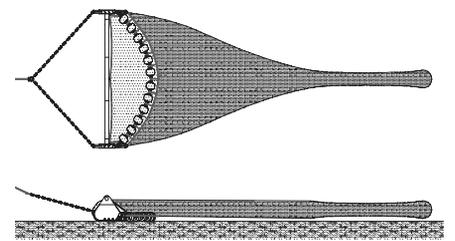
In Deutschland wird der DYFS regelmäßig im Frühjahr (Ende April bis Anfang Juni) und Herbst (September und Oktober) durchgeführt, sofern die äußeren Bedingungen (Finanzierung und Witterung) dies zulassen.

Das Gebiet des DYFS ist prinzipiell das gesamte Wattenmeer und der vorgelagerte Bereich bis über die Zehnmeter-tiefenlinie hinaus. Auf Grund des relativ großen Areals werden aber nur Teile davon untersucht. Von den elf verschiedenen deutschen Abschnitten gemäß einer niederländischen Codierung (Anonymus 1990) berühren sieben Schleswig-Holstein (siehe NEUDECKER et al. 1998). Innerhalb dieser umfassen die Untersuchungen – mit kleineren Veränderungen im Laufe der Jahre – die Wattstromsysteme „Hörnium Tief“, „Aue“, „Hever“ und „Piepen“ sowie vorgelagerte Gebiete. Die angrenzende

Unterelbe gehört bereits zum niedersächsischen Teil des DYFS, der hier außer Betracht bleiben soll.

Durchgeführt wird das Programm mit Hilfe von gecharterten, kommerziellen Garnelenkuttern (Krabbenkuttern), die in einem der im jeweiligen Gebiet liegenden Häfen registriert sind, weil bei den dortigen Kapitänen die notwendige örtliche Erfahrung für diese spezielle Fischerei gegeben ist.

Als Fanggerät dient eine der kommerziellen Fischerei vergleichbare, aber schma-



▲ Abbildung 1:
Schlepptnetz des Demersal Young Fish Survey (DYFS).

Tabelle 1: Auflistung der registrierten Informationen im Rahmen des DYFS.

1. Schiffsname, Registrierungsnummer des Fahrzeugs
2. Reise-Nummer, Kurzbezeichnung der Reise, Fahrtleiter, Protokollführer
3. Reisedatum, Stationsnummer, Holnummer, Gültigkeit
4. Gebietsname, ICES-Rectangle
5. DYFS-Codes für Gebiet, Geographische Region, Subregion, Ökoregion, Tiefenregion und Bodenbeschaffenheit
6. Schleppzeit anfang, -ende, -dauer, -richtung in Grad, -geschwindigkeit in Knoten
7. Geographische Breite und Länge bei Schleppbeginn und Ende
8. Distanz in Metern (linear Anfang bis Ende) und abgeschleppte Strecke in Metern
9. Minimale, maximale und mittlere Fangtiefe in Metern
10. Wetter laut Fangprotokoll, Lichtverhältnisse, Bewölkung
11. Windrichtung, Windgeschwindigkeit in Knoten
12. Tidenphase
13. Sichttiefe
14. Lufttemperatur
15. Temperatur an der Wasseroberfläche
16. Salzgehalt Wasseroberfläche
17. Netznummer, Netzöffnung horizontal, Netzöffnung vertikal
18. Sonstiges, Bemerkungen zum Netzeinsatz
19. Gesamtfang in Litern, Unterprobe in Litern, Faktoren, ab 2001 Gewichte
20. Anzahl der gefangenen Fischarten und Evertrebratengruppen im Netz
21. Anzahl der jeweiligen Individuen der Fischarten und Evertrebraten
22. Totallängen aller Fische, wobei auch bei Garnelen Größenklassen gebildet werden bzw. seit 1998 per elektronischer Bildverarbeitung Längenmessungen auf Millimeter erfolgen.

lere 3-m-Baumkurre, die mit einem in seinem Schnitt und in den Netzmaschen ebenfalls der Fischerei gleichenden Netz von im Steert 20 mm Maschenöffnung ausgerüstet ist. Sie verfügt über ein sogenanntes Rollengeschirr, das einerseits Fische und Krebse aufschreckt und somit ins Netz leitet, andererseits das Netz selbst über den Grund leitet und vor Schäden schützt (Abbildung 1).

Die Fänge sind auf Hols von 15 Minuten beschränkt, weil in den „engen“ Gewässern des Wattenmeeres länger dauernde Hols unter Umständen oft aus navigatorischen Gründen abgebrochen werden müssten. Jedoch werden in diesem Untersuchungsprogramm alle Fänge auf eine befischte Fläche von jeweils 1000 m² umgerechnet.

Eine Reihe von Parametern und Informationen werden zusätzlich erfasst, um weiterführende Untersuchungen und Kontrollen grundsätzlich zu ermöglichen. Sie sind in Tabelle 1 wiedergegeben.

Die fischereilichen Daten werden bislang auf traditionelle Weise mit Hilfe von Messbrettern an Bord handschriftlich erfasst und später in eine dBASE-Datenbank des Institutes für Seefischerei überführt (DETHLOFF 1991). Dies gilt auch für die Stationsdaten, die in der Regel vom Schiffsführer protokolliert werden, sowie für hydrographische und meteorologische Informationen. Alle Arbeitsschritte, Materialien und Vorgehensweisen sind in einem internen Handbuch für den deutschen Teil des DYFS dokumentiert (NEUDECKER 2000).

Ergebnisse und Diskussion

Stationen und Fangverhalten der gecharterten Kutter

In Schleswig-Holstein wurden seit Beginn der Untersuchungen im Jahre 1973 insgesamt 55 Reisekampagnen mit zusammen 3262 Hols durchgeführt. Ursprünglich gab es ein festes Stationsnetz mit 50 Positionen, die von ein und demselben Kutter angelaufen wurden (Abbildung 2). Sie waren so auf die Tidebecken verteilt, dass bei guten Bedingungen die Untersuchungen theoretisch in fünf Tagen abgeschlossen werden konnten. Oft war dies allerdings nicht der Fall, und eine Reise dauerte bis zu zehn Tage.

Nach heutigen Maßstäben sind die alten Positionsangaben ungenau, denn es gab an Bord keine besonderen Navigations-einrichtungen. Die Peilungen erfolgten nach Sicht. Daher muss man sagen, dass früher die Aussetzposition praktisch nur geschätzt wurde. Eine Hievposition wurde nicht vermerkt, da die Schleppdauer auf 15 Minuten festgelegt war und der Einheitsfang auf ihr beruhte. Die Schleppgeschwindigkeit wurde auf vier Knoten geschätzt, woraus sich eine Strecke von einer Seemeile, somit 1852 Metern ergab. Hierauf beruhten alle Flächenangaben für die befischte Fläche, denn die Strecke wurde mit der Breite der Baumkurre von drei Metern multipliziert. Versuche, die Genauigkeit zu verbessern, wurden zeitweise mit sogenannten „Meterrädern“ unternommen, die sich jedoch als untauglich erwie-

sen. Erst nach dem zwangsweisen Kutterwechsel – Kutter Hai musste im Jahre 1984 stillgelegt werden – ergab sich auf den neuen Kuttern mit DECCA, AP und später GPS-Navigationseinrichtungen die Möglichkeit, präzisere Stationsangaben zu vermerken. Dies erfolgte relativ verlässlich ab 1987.

Mit dem 1985 notwendig gewordenen Kutterwechsel ging ein völliger Bruch der Arbeitsbedingungen einher, da sich die Rahmenbedingungen durch das Ableben des Kapitäns wie auch des zuständigen Wissenschaftlers verändert hatten und neue Verantwortlichkeiten herrschten.

Statt der früheren zehn Chartertage war im Jahre 1985 nur die Finanzierung für einen einzigen Chartertag je Saison gegeben. Damit entfiel die Gebietsabdeckung für das gesamte schleswig-holsteinische Wattenmeer. Nur der Heverstrom konnte in diesem Jahr befischt werden. Die Situation besserte sich im Laufe der Zeit, aber es wurde in Folge eines geringeren zeitlichen Spielraumes durch begrenzte Chartermittel selten das gesamte, frühere Untersuchungsgebiet von den Piepen bis in das Hörnum-Tief bearbeitet.

Die alten Stationen wurden wo möglich angelaufen, doch nur noch zum Teil. Die bekannte Veränderlichkeit des Wattenmeeres in Folge heftiger Stürme und Strömungen hatte die Situation an einigen Stellen ohnehin stark verändert. Tiefen hatten sich verschoben, einige Priele waren nahezu verschwunden und damit gar nicht mehr befischbar. So erfolgte die Probenahme seitdem zufällig und gemäß den jeweils gegebenen Wetterlagen, jedoch in verschiedenen Tiefenstufen in den gleichen Priel- und Stromsystemen und wie stets mit dem Tidenstrom. Gleichzeitig wurde zur Verbesserung der Datenbasis die Holzahl erhöht. Die Lage der Stationen ist in Abbildung 3 wiedergegeben und zeigt deutlich den Verlauf entlang der Prielsysteme sowie auch die gleichmäßige Verteilung auf die Stromsysteme „Aue“, „Hever“ und „Piepen“, mit geringerer Abdeckungsrate von „Hörnum Tief“ und Außengebieten.

Tabelle 2: Kenndaten der im Rahmen des DYFS in Schleswig-Holstein eingesetzten Fischereifahrzeuge.

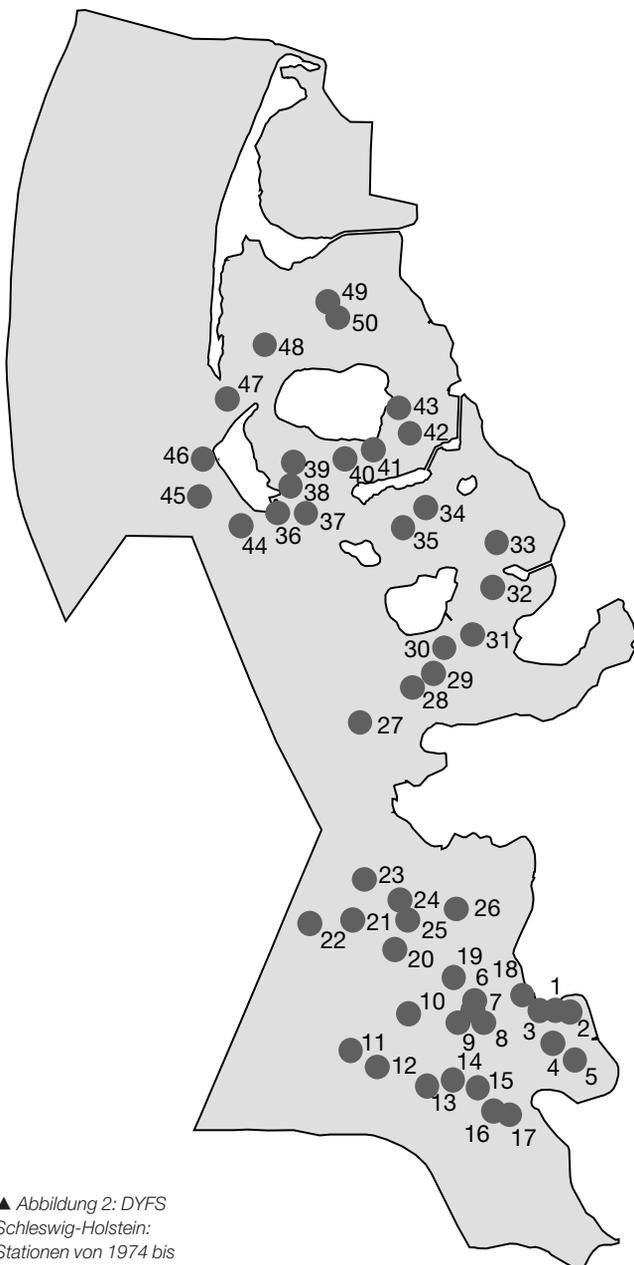
Name	BRT [t]	kW	Länge [m]	Tiefgang [m]
Hai	?	55	12,88	?
Adler	15,19	134	13,25	1,5
Heike	24	129	14,31	1,5
Jupiter	16,4	131	14,08	1,5
Cornelia	33,47	184	17,50	2,1
Stephanie	18,84	138	15,07	1,6
Orion	12	55	12,91	1,2
Adler	14,65	100	13,20	1,3

Statt des einen Kutters „Hai“ für den gesamten Bereich wurden nun meist zwei verschiedene Fahrzeuge gechartert, die jeweils im Bereich Husum und Büsum beheimatet waren. Sie waren modernere, zunehmend besser ausgerüstete und etwas größere Fahrzeuge (Tabelle 2). Es wird davon ausgegangen, dass der sog. „Kutterfaktor“, damit ist die eventuelle Verschiedenartigkeit der Kutter gemeint, keinen Einfluss auf die Fänge hat. Andererseits bestimmt der Tiefgang und der „Mut“ des

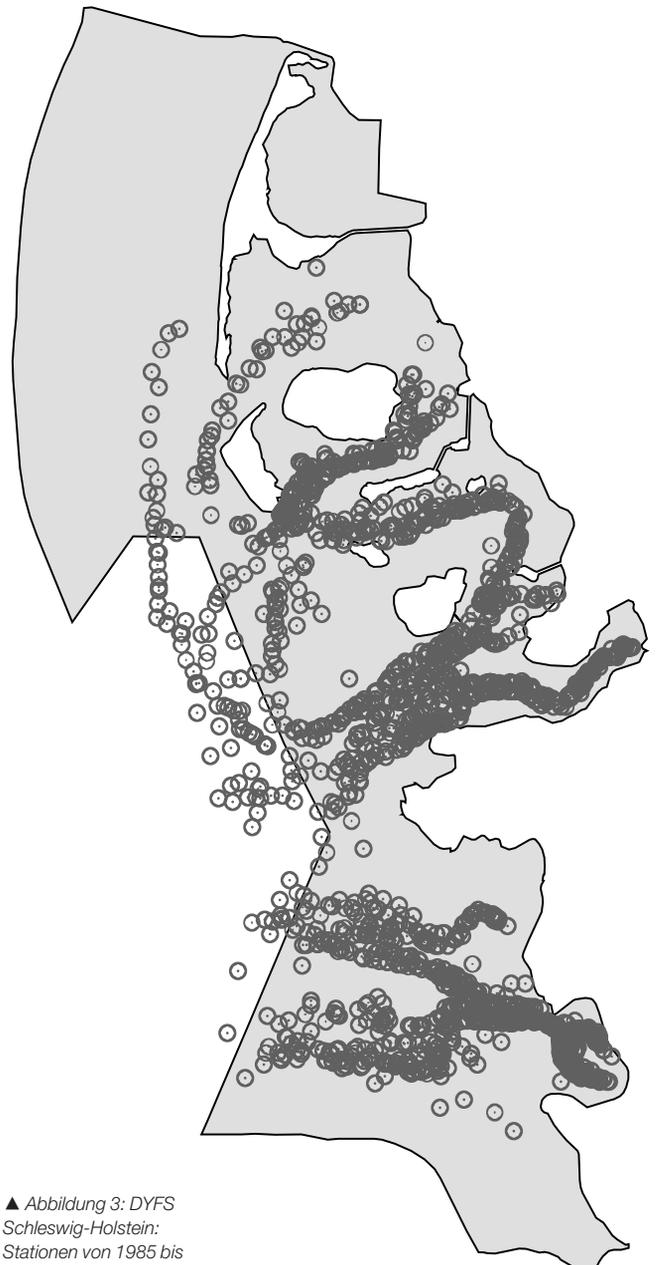
Eigners, ob flache Priele zu bestimmten Zeiten und Witterungsbedingungen noch befischt werden können oder nicht. Insofern mag der Wechsel von einem zum anderen Schiff bislang nicht bekannte Effekte auf die Tiefenverteilung der Fänge im flachen Bereich und damit auf die Indizes haben, was retrospektive noch zu prüfen ist.

Weiterhin liegen keine Informationen darüber vor, ob sich aus dem veränderten Einsatz von früher üblichen Holzrollen, die

zu Beginn der Fahrt noch ausgetrocknet waren, zu den ab 1985 verwendeten, schwereren Gummirollen Unterschiede in der Fängigkeit der 3-Meter-Baumkurre ergeben. Eine nachträglich Prüfung ist nicht mehr möglich, und es wird davon ausgegangen, dass keine oder nur marginale, nicht nachweisbare Unterschiede existieren, weil die schweren Eisenteile des Geschirrs bei der üblichen, langsamen Schleppgeschwindigkeit für ausreichenden Bodenkontakt sorgten. Dies gilt auch



▲ *Abbildung 2: DYFS Schleswig-Holstein: Stationen von 1974 bis 1984.*



▲ *Abbildung 3: DYFS Schleswig-Holstein: Stationen von 1985 bis 1998.*

für das verwendete Netzgarn, welches früher geringfügig gröber ausgefallen war verglichen zu den heutigen Netzen, denn die Maschenöffnung blieb im Rahmen normaler Schwankungen des Materials und der Verarbeitung durchgängig bei den in dieser Fischerei üblichen 20 Millimetern (gestreckte Masche).

Es gibt keinerlei Hinweise, dass sich das Schleppverhalten der Kutter prinzipiell voneinander unterscheidet. Die Schleppgeschwindigkeit liegt je nach Strömungsverhältnissen um zwei bis vier Knoten und stets geringfügig über dem Tidenstrom, um das Schiff im Strom manövrierfähig zu halten. Für den niederländischen DYFS werden beispielsweise drei Knoten angegeben (VAN BEEK et al. 1989). Die Abschätzung bestimmter Schleppstrecken konnte früher zwar auch einigermaßen leicht mit Hilfe der Betonungen erfolgen, die entlang der Fahrwasser ausgebracht und in Seekarten verzeichnet sind. Sie wurde allerdings pauschal auf alle Hols übertragen, da die Zeit ursprünglich für den Einheitsfang maßgeblich war.

Entsprechend den verbesserten Positionsangaben wurde ab 1987 an Hand von Seekarten (1:50.000) eine genauere Schleppstreckenbestimmung für jeden einzelnen Hol durchgeführt. Aus ihnen ergaben sich aber – was aus der Kenntnis der starken Schwankungen der Tideströme banal erscheint – große Unterschiede in den abgeschleppten Strecken (bzw. Flächen) je nach Tidephase.

Diesem Detailthema widmeten sich NEUDECKER et al. (1998). Sie stellten fest, dass die durchschnittliche Strecke um 1400 Meter liegt. Es bestehen aber weiterhin nicht nur Unterschiede zwischen den Schleppstrecken selbst, die nach Tidephasen (in Stunden) gruppiert sind, sondern auch – vermutlich wegen der jeweiligen Topographie und Strömungsbedingungen – zwischen den einzelnen Stromsystemen. Zusätzlich wurden zum Teil signifikante Unterschiede in der Fängigkeit verschiedener Arten zu verschiedenen Tidephasen festgestellt, die eine Neuberechnung sämtlicher Fangdaten auf Basis von gemittelten

Schleppstrecken je Tidephase und Gebiet nahe legen. Bislang wurden ältere Auswertungen nur auf die berechnete, durchschnittliche Schleppstrecke von 1400 Metern statt früher angenommener 1852 Meter korrigiert (NEUDECKER & DAMM 1996). Die noch präzisere Neuberechnung der befischten Flächen und der resultierenden Häufigkeitsindizes steht noch aus. Diese Verfeinerung der Daten kann Auswirkungen auf Ergebnisse bezüglich regionaler Präferenzen einiger Arten haben. Durchgreifende Veränderungen in den Häufigkeitsindizes der Jahrgangsstärken für die Zielarten Scholle und Seezunge werden nicht erwartet, da deren Schwankungen ein Vielfaches des Mittelwertes ausmachen können (Abbildung 4 und 5). Andererseits ist eine Verbesserung der Korrelation dieser regionalen Zeitserie mit den VPA's des ICES für Scholle und Seezunge (DAMM & NEUDECKER 1996) denkbar, weshalb dies eine der vielen noch zu bearbeitenden Aufgabenstellungen im Rahmen des DYFS und des TMAP darstellt.

Zeitreihen für ausgewählte Fischarten

Zum heutigen Zeitpunkt gibt es die beim ICES abgelieferten und für die Bestandsberechnungen alljährlich mit den neuesten Daten ergänzten Zeitserien für die Scholendichten im Frühjahr (AG I) und Herbst (AG 0). Dabei werden sämtliche Werte aus den einzelnen Hols für Schleswig-Holstein zu einem jährlichen, ungewichteten Mittelwert zusammengefasst. Ein Forschungsziel ist es, nach der mittlerweile erfolgten Computerisierung aber teilweise noch anstehenden Fehlerkorrektur der alten Daten, die verfügbaren Informationen nach verschiedenen Gesichtspunkten zu gruppieren und auszuwerten.

Hinweise auf regionale Unterschiede zwischen den Tidebecken liegen bereits vor. Sie beziehen sich auf die festgestellten Unterschiede der Strömungsgeschwindigkeiten zu verschiedenen Tidephasen (NEUDECKER et al. 1998), auf die jähr-

lichen Häufigkeiten von Schollen und Seezungen (DAMM & NEUDECKER 1996) sowie die Größenverteilungen und Häufigkeiten von Garnelen (NEUDECKER & DAMM 1996).

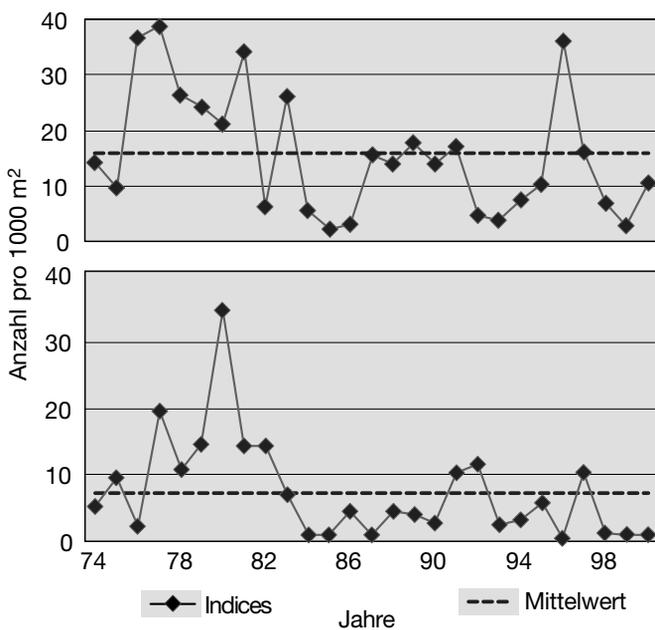
Weitere Erkenntnisse werden erwartet durch die Staffelung nach Tiefenstufen, die einerseits mit einem seewärts gerichteten Gradienten gekoppelt sein können, wie er bei BRECKLING (1998) für Prielbefischungen festgestellt wurde, andererseits jahreszeitlich bedingte Unterschiede vermuten lassen, wie sie bei den Garnelen festgestellt wurden (NEUDECKER & DAMM 1996). Auch ist bekannt, dass erst seit dem Zeitraum ab 1985 eine relativ stabile Verteilung der Tiefen im Rahmen der jährlichen Probennahmen des gesamten DYFS gegeben ist und frühere Beprobungen zum Teil deutlich flacher erfolgten (JANSEN et al. 2000). Hierdurch können sich weitere Korrekturen bei den Werten der Zeitserien ergeben.

Aber auch andere Faktoren, die im DYFS erfasst werden und in Tabelle 1 gelistet sind, können die Häufigkeitsindizes beeinflussen und stellen Aufgabenfelder für eine weitere wissenschaftliche Überprüfung dar.

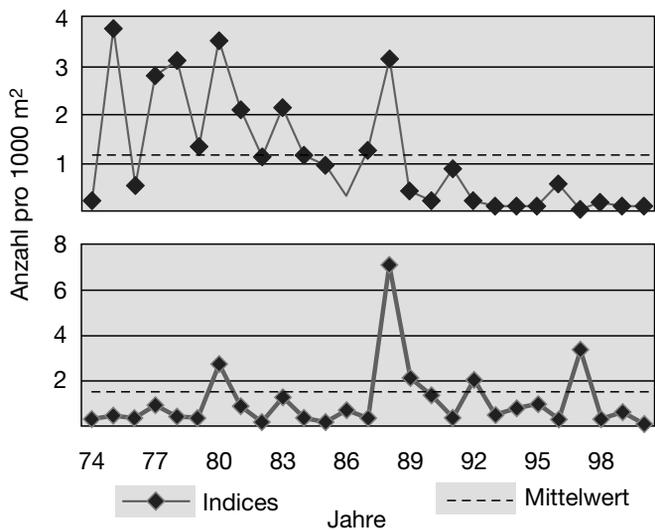
Die aktuellen Zeitserien für die Häufigkeiten von jungen Schollen sind in Abbildung 4 dargestellt. Abbildung 5 gibt die analogen Zeitserien für Seezungen wieder. Vergleichbare Darstellungen sind prinzipiell für alle registrierten Arten denkbar und können für andere wissenschaftliche Disziplinen nützlich sein, die sich beispielsweise für das Angebot an Futterfischen für Seevogelpopulationen oder Robben interessieren.

Artenspektrum

Das Artenspektrum der Wattenmeerfische wurde verschiedentlich beschrieben (BERGHAHN & VORBERG 1997; BRECKLING & NEUDECKER 1994; TIEWS 1983; VORBERG & BRECKLING 1999). Die im DYFS gefangenen Fische werden sämtlich erfasst und bis auf wenige Ausnahmen, bei denen die Bestimmung



◀ *Abbildung 4: Frühjahrsindices der Jungschollen im Wattenmeer Schleswig-Holsteins (oben: Altersklasse 0; unten: Altersklasse 1).*



◀ *Abbildung 5: Frühjahrsindices der jungen Seezungen im Wattenmeer Schleswig-Holsteins (oben: Altersklasse 0; unten: Altersklasse 1).*

schwierig und nur mit Hilfsmitteln möglich ist, wie bei Grundeln und Sandaalen, bis auf das Artniveau bestimmt. Andernfalls ist das Gattungsniveau vermerkt.

Bei den Evertebraten wurden stets bestmögliche Informationen zu den beobachteten Taxa gegeben. Eine Zuordnung auf Artniveau ist aber im Rahmen des DYFS nicht immer möglich. Dies resultierte im Laufe der Jahre in Angaben qualitativ unterschiedlichen Niveaus entsprechend der Erfahrung des beauftragten Personals. Daher wurden die jeweiligen Arbeitsgruppen des Institutes angewie-

sen, nur noch eine bestimmte Auswahl der häufigsten und eindeutig bekannten Organismen zu vermerken und im Interesse einer einheitlichen Datenerfassung auf weitere Beobachtungen zu verzichten. Ob dies beispielsweise dem ganzheitlichen Anspruch des TMAP-Ansatzes entspricht, kann hier nicht diskutiert werden.

Ein Beispiel für das Ergebnis einer DYFS-Reise ist in Tabelle 3 gegeben. Sie zeigt eine Auswertung der Frühjahrsreisen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer nach registrierten Arten und Wattstrom-

gebieten und deren prozentualen Auftreten in den Hols. Die fischereilichen Zielarten Scholle, Seezunge und Nordseegarnele sind fett vermerkt, alle anderen Arten stellen in diesem Fall „Beifangarten“ analog der Definition von EHRICH & NEUDECKER (1996) dar, sind aber für das TMAP von Bedeutung. Aus dieser groben Übersicht ergeben sich bereits Hinweise auf eine regional unterschiedliche Verteilung einiger Arten wie beispielsweise der Finte, während die Zielart Nordseegarnele zu hundert Prozent in den Fängen vertreten ist. Insgesamt deutet sich auch ein verschiedenartiges Artenspektrum in den Regionen an, das es gemäß den oben angegebenen Hinweisen weiter zu analysieren gilt.

Ausblick

Es ist prinzipiell gelungen, den Demersal Young Fish Survey über eine Vielzahl von Jahren aufrecht zu erhalten und die Daten rechnerverfügbar zu machen. Das Interesse seitens verschiedener Arbeitsgruppen des Internationalen Rates für Meeresforschung, von Wattenmeerforschern verschiedener Arbeitsrichtungen und nicht zuletzt auch der Fischerei an diesen Langzeitdatensätzen lassen es daher als dringend geboten erscheinen, die Probenahmen fortzusetzen. Dies dürfte nach heutigem Wissensstand nicht auf Widerstände stoßen, da das Programm in die Routineaufgaben der Bundesforschungsanstalt für Fischerei eingebunden ist und die Finanzierung der Kuttercharterungen gesichert erscheint. Einzig weiterer Personalabbau in diesem Aufgabenbereich könnte den Umfang der Probenahme und damit auch den Fortgang der begonnenen Datenkorrekturen und Auswertungen gefährden. Ein Vorschlag, wie mit den Arbeiten weiter vorangegangen werden könnte, wird in Tabelle 4 vorgestellt.

Es liegt wie in allen anderen Bereichen auch an den im Rahmen von allgemeinen Sparmaßnahmen noch zur Verfügung gestellten Mitteln und Möglichkeiten, wie zü-

Tabelle 3: Häufigkeit des Auftretens einzelner Arten in den Hols auf den Jungfischreisen: Ein Beispiel: Schleswig-Holstein, Frühjahr 2000 (Reisen 00BU01 und 00HU01). Angaben in Prozent des Vorkommens in allen gewerteten Hols.

DYFS-Code	Stromgebiete				
	„draußen“ 406	Hörnum Tief 408	Aue-Gebiet 409	Hever 410	Piepen 411
<i>Agonus cataphractus</i>	68,2	16,7	29,4	56,3	64,0
<i>Alosa fallax</i>	4,5			6,3	36,0
<i>Ammodytes</i>	4,5				4,0
<i>Anguilla anguilla</i>				6,3	
<i>Arnoglossus laterna</i>	13,6				
<i>Buglossidium luteum</i>	45,5				
<i>Callionymus lyra</i>	59,1		35,3	62,5	16,0
<i>Callionymus maculatus</i>	4,5				
<i>Ciliata mustela</i>	4,5			6,3	
<i>Clupea harengus</i>	18,2	16,7	41,2	43,8	32,0
<i>Engraulis encrasicolus</i>			11,8		
<i>Echiichthys vipera</i>				6,3	
<i>Entelurus aequoreus</i>			5,9		
<i>Eutrigla gurnardus</i>	18,2				
<i>Gadus morhua</i>	4,5	16,7		50,0	4,0
<i>Gasterosteus aculeatus</i>					4,0
Gobiidae	95,5	16,7	64,7	93,8	100,0
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>			5,9		
<i>Lampetra fluviatilis</i>					8,0
<i>Limanda limanda</i>	95,5	50,0	76,5	43,8	88,0
<i>Liparis</i>	18,2		5,9	25,0	16,0
<i>Merlangius merlangus</i>	50,0	33,3	35,3	56,3	44,0
<i>Microstomus kitt</i>			17,6	6,3	4,0
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	18,2	16,7			48,0
<i>Osmerus eperlanus</i>	22,7	33,3	52,9	75,0	96,0
<i>Pholis gunnellus</i>	18,2	16,7	5,9	37,5	16,0
<i>Platichthys flesus</i>	45,5	50,0	41,2	75,0	92,0
Pleuronectes platessa	72,7	33,3	88,2	100,0	92,0
<i>Psetta maxima</i>			11,8		4,0
<i>Scophthalmus rhombus</i>					8,0
Solea vulgaris	9,1		23,5	31,3	32,0
<i>Sprattus sprattus</i>	18,2	16,7	29,4	31,3	80,0
<i>Syngnathus rostellatus</i>	31,8	33,3	70,6	56,3	88,0
<i>Trisopterus minutus</i>					4,0
<i>Zoarces viviparus</i>	22,7	16,7	5,9	25,0	36,0
<i>Asterias rubens</i>	86,4	100,0	41,2	62,5	48,0
<i>Buccinum undatum</i>	4,5	83,3			
<i>Cancer pagurus</i>	4,5	33,3	5,9		
<i>Carcinus maenas</i>	50,0	100,0	88,2	100,0	100,0
<i>Crangon allmanni</i>	18,2				
Crangon crangon	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>Macropipus holsatus</i>	72,7	16,7	29,4	75,0	20,0
<i>Mytilus edulis</i>			11,8	6,3	
Ophiurida	63,6		17,6	6,3	16,0
Paguridae	50,0	100,0	88,2	87,5	16,0
<i>Pandalus montagui</i>	27,3	50,0		12,5	16,0
<i>Psammechinus miliaris</i>		16,7			
Anzahl der vorkommenden Arten	34	23	28	29	32

gig diese aufgezeigten Forschungsarbeiten durchgeführt und deren Ziele erreicht werden können.

Literatur

ANONYMUS (1990): Unveröffentlichter Entwurf eines niederländischen Arbeitshandbuches für die Durchführung des Demersal Young Fish Surveys. RIVO, Ijmuiden.

BEEK, F. A. VAN, A. D. RIJNSDORP & R. DE CLERCK (1989): Monitoring juvenile stocks of flatfish in the Wadden Sea and the coastal areas of the south-eastern North Sea. – Helgoländer Meeresunters. 43: 461–477.

BERGHAHN, R. & R. VORBERG (1997): Garnelenfischerei und Naturschutz im Nationalpark. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 6.

BODDEKE, R., N. DAAN, K. H. POSTUMA, J. F. DE VEEN & J. J. ZIJLSTRA (1971): A census of juvenile demersal fish in the Dutch Waddensea, the Zeeland nursery-ground, the Dutch coastal area and the open sea areas off the coasts of the Netherlands, Germany and the southern part of Denmark. – Annales Biologiques, Kopenhagen, Vol. 26: 269–275.

BODDEKE, R., R. DE CLERCK, N. DAAN, H. POSTUMA, G. RAUCK & J. F. DE VEEN (1974): Young fish and Brown Shrimp surveys along the continental coast in 1972. – Annales Biologiques, Vol. 29: 169–171.

BODDEKE, R., R. DE CLERCK, N. DAAN, H. POSTUMA, B. STAIGER, G. RAUCK & J. F. DE VEEN (1975): Young fish and Brown Shrimp surveys along the continental coast in 1973. Annales Biologiques, Vol. 30: 241–243.

BRECKLING, P. (1998): Strukturanalytische Untersuchungen an der Fischfauna im deutschen Wattenmeer. – Dissertation, Fachbereich Biologie der Universität Hamburg, Hamburg.

BRECKLING, P. & T. NEUDECKER (1994): Monitoring the fish fauna in the Wadden Sea with stow nets (Part 1): A comparison of demersal and pelagic fish fauna in a deep tidal channel. – Arch. Fish. Mar. Res. 42 (1): 3–15.

DETHLOFF, M. (1991): Elektronische Datenverarbeitung der auf Fischereiforschungsreisen gewonnenen biologischen Daten im Institut für Seefischerei. – Unveröffentlichte Benutzeranleitungen.

Tabelle 4: Vorschlag für die weitere Vorgehensweise im DYFS.

Priorität	Aufgabe	Durch
1.	Aufrechterhaltung der DYFS-Probennahme	BFA-ISH
2.	Fortführung der Langzeitserien für die Häufigkeitsindices von Schollen, Seezungen und Garnelen für den ICES	BFA-ISH
3.	Untersuchung der die Indices beeinflussenden Parameter A Wassertiefe B Stromgebiete C Sedimentstruktur D Tidenphase (Strömungsgeschwindigkeit, Schleppgeschwindigkeit) E Untersuchungszeitpunkt (Woche des Jahres) F Wassertemperatur bei Probennahme G Habitataeinfluss (Priel, Seegat, Außenbereich etc.) H Wetter (Bewölkung, Wassertrübung) I Fangeffizienz der Baumkurre J ???	BFA-ISH ggfs. mit Projekthilfe
4.	Erarbeitung weiterer Langzeitserien für alle anderen erfassten Arten für TMAP	Projekte
5.	Korrelation der Langzeitserien mit anderen Zeitserien A Seehundpopulation B Seevogelpopulationen C Fischbeständen	Projekte Projekte Projekte BFA-ISH
6.	Übertragung der Erfahrungen auf die übrigen DYFS-Bereiche und Vergleich mit den dortigen Ergebnissen A Unterelbe (Cuxhaven) B Ostfriesland (Accumeriel) C Niederlande, Belgien, Frankreich und England	BFA-ISH ggfs. mit Projekthilfe

EHRICH, S. & T. NEUDECKER (1996): Bestimmung der Begriffe Gesamtfang, Fang, Beifang und Rückwürfe (Discards). – Inf. Fischwirtsch. 43 (1): 3–6.

JANSEN, S., H. WELLEMANN, A. TEMMING & N. DAAN (2000): Interrelationships between the Brown Shrimp population and the multinational Brown Shrimp fishery with emphasis on recent changes in the population structure. – Final Report of EU Study CFP96–007.

NEUDECKER, T (2000): Handbuch für den Demersal Young Fish and Brown Shrimp Survey in Deutschland. Informationen, Materiallisten, Bedienungsanleitungen und Arbeitshinweise für die Durchführung der Jungfischuntersuchungen im deutschen Wattenmeer und nachfolgende Arbeiten. – Stand 2000, unveröffentlicht.

NEUDECKER, T. & U. DAMM (1996): Abundance indices of Brown Shrimp (*Crangon crangon* L.) at the West Coast of Schleswig-Holstein, North Sea. – ICES CM 1996, Shellfish Comm. K: 8.

NEUDECKER T., J. FISCHER & U. DAMM (1998): Influence of tidal currents on fishing performance in the Wadden Sea. CM 1998/BB:6 (Theme Session [BB] on Fisheries Assessment Methods).

TIEWS, K. (1983): Über die Veränderungen im Auftreten von Fischen und Krebsen im Beifang der deutschen Garnelenfischerei während der Jahre 1954–1981. – Arch. FischWiss. 34, Beih.1: 1–156.

Robbenmonitoring

Kai F. Abt

Seehunde

Die Flugzählungen der Seehunde im Nationalpark wurden im Sommer 2000 durch das extrem schlechte Wetter behindert. Statt der geplanten acht konnten nur fünf Flüge durchgeführt werden (Abbildung 1). Zudem musste die Befliegung am 29. Juni wetterbedingt vorzeitig abgebrochen werden, so dass nur für ein Teilgebiet Ergebnisse vorlagen. Die zu dieser Jahreszeit (Wurfsaison) zu erwartende Jahresmaximalzahl musste deshalb unter Zuhilfenahme von Daten aus den anderen Wattenmeergebieten geschätzt werden. Das offizielle Ergebnis lautet 6700 Seehunde inklusive 1640 Neugeborene. Dies bedeutet eine Zunahme um 9,2 Prozent gegenüber dem Vorjahr (Abbildung 1). Der Anteil der Jungtiere erreicht mit 24,5 Prozent den höchsten gemessenen Wert seit 1978. Auffällig ist auch die Phänologie: jeweils am

Ende der Wurfsaison (Anfang Juli) und der Haarwechselperiode (Ende August) gingen die Zahlen stark zurück (Abbildung 2). Ein derart rapider Abfall ist aus früheren Jahren nicht bekannt. Es scheint, dass die Seehunde zumindest außerhalb der Spitzenzeiten Ende Juni und Anfang August mehr Zeit mit der Nahrungssuche verbringen und deshalb weniger auf den Sandbänken liegen.

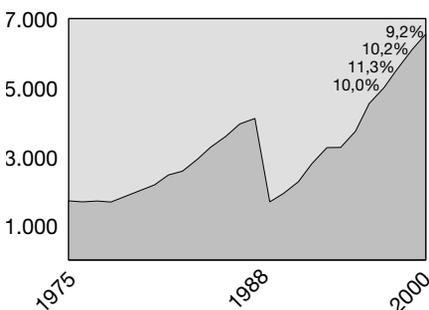
Für das gesamte Wattenmeer wurden 17.000 Seehunde einschließlich 3610 Neugeborene angegeben (Abbildung 3), was einem Zuwachs von 11,6 Prozent gegenüber 1999 entspricht. Die Bestandszunahme bewegt sich großräumig gesehen auf dem Niveau der Jahre 1994 bis 1998. Nach dem Einbruch von 1999 mit nur fünf Prozent Plus gegenüber dem Vorjahr übertrifft dies die Erwartungen. Offensichtlich rekrutierte sich der 1999er Geburtsjahrgang besser als der stark reduzierte 1998er Jahrgang. In Dänemark wurde allerdings bereits zum zweiten Mal in Folge keine Zunahme verzeichnet. Innerhalb des Nationalparks gibt es regionale Tendenzen der Wattgebiete hinsichtlich der relativen Bedeutung für die Fortpflanzung der Seehunde. Während die Sylt-Rømø-Bucht hierbei – vermutlich als Folge der Erosion einiger Sände – verliert, nimmt Anteil der in der Hever und in den Elbmündungsgebieten geborenen Seehunde in den letzten Jahren zu.

Die Meldungen der Seehundjäger über Tottfunde von Seehunden an der schleswig-holsteinischen Westküste beliefen sich im

Jahr 2000 auf 343. Daneben gab es 158 Lebendfunde von verwaisten oder lebensschwachen Tieren im ersten Lebensjahr, zum großen Teil Säuglinge. Tot- und Lebendfunde nehmen mit steigender Populationsgröße notwendigerweise zu. Die Zunahme erscheint jedoch in beiden überproportional (Abbildung 4). Die Zahl der Tottfunde liegt seit 1998 relativ zum Zählbestand auf einem höheren Niveau als davor, und die Zahl der Lebendfunde ist in dieser Relation sogar fast kontinuierlich gestiegen (Linien in Abbildung 4). Sofern eine gleichbleibende Aktivität der ehrenamtlichen Seehundjäger vorausgesetzt werden kann deutet diese Entwicklung auf eine Erhöhung der Jungtiersterblichkeit seit 1998 hin.

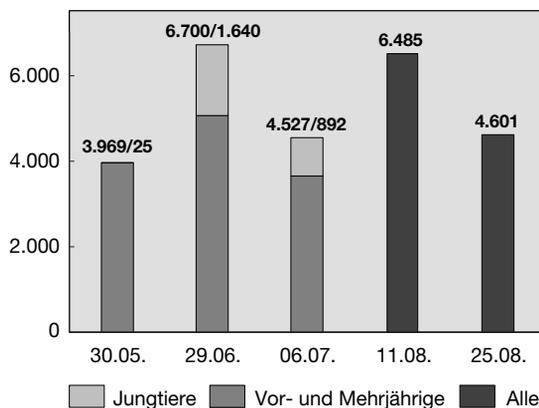
Schlussbetrachtung

Die messbare Zunahme der Seehundbestände gegenüber dem Vorjahr lag im Jahr 2000 sowohl in Schleswig-Holstein als auch im gesamten Wattenmeer ähnlich hoch wie im Zeitraum 1994 bis 1998. Nach dem schwachen Zuwachs 1999 war dies nicht unbedingt zu erwarten, zumal überproportional ansteigende Fundzahlen toter und lebensschwacher Seehunde auf eine Erhöhung der Mortalität hindeuten. Auch der ausbleibende Bestandsanstieg im dänischen Teil des Wattenmeeres spricht eventuell für eine herannahende Trendwende. Solange diese jedoch in den Gesamtzahlen nicht deutlich in Erscheinung tritt, bleibt die derzeitige Interpretation der Daten unsicher. Sollte – zumindest regional

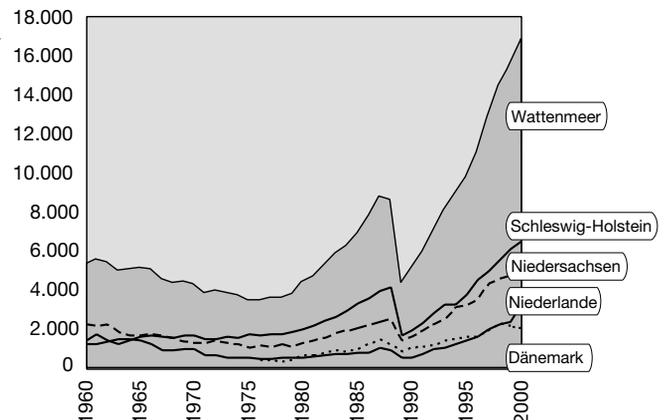


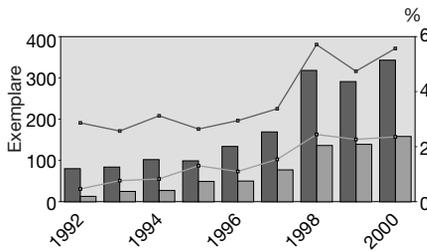
▲ *Abbildung 1: Seehundsbestandsentwicklung im schleswig-holsteinischen Wattenmeer 1975 bis 2000.*

▼ *Abbildung 2: Ergebnisse der Robbenzählungen im Jahr 2000.*



► *Abbildung 3: Seehundsbestandsentwicklung im trilateralen Wattenmeer seit 1960.*





▲ *Abbildung 4: Entwicklung der lebend (hell) oder tot (dunkel) aufgefundenen Seehunde (Säulen) und das Verhältnis zum Bestand (Linien).*

– tatsächlich eine Erhöhung der Jungtiersterblichkeit vorliegen, so wäre in den nächsten Jahren neben sinkenden Zuwachsraten auch mit einer Erhöhung der Pro-Kopf-Geburtenrate zu rechnen, weil als Nebeneffekt der Anteil der Seehunde im fortpflanzungsfähigen Alter ansteigt.

Kegelrobben

Die Sommerzahlen der Kegelrobben lagen in der 2000er Saison relativ konstant bei 39 bis 49. In den meisten Jahren streuen die Werte stärker. Seit 1976 ist der Sommerbestand um durchschnittlich vier bis fünf Prozent angestiegen. Die Zahl von 49 Tieren am 6. Juli ist die bisher höchste vom Flugzeug aus registrierte für diese Art im Nationalpark. Allerdings können sich im Frühjahr bis über 100 Kegelrobben auf den Knobsänden versammeln, wie bei Bootsexkursionen festgestellt wurde.

Die Anzahl der Geburten auf den Knobsänden im Winter 1999/2000 wurde von den betreuenden Naturschutzverbänden auf 13 festgelegt. Die Zahlen haben seit 1988 um durchschnittlich acht Prozent zugenommen, obwohl die Jungen zuneh-

mend durch die Überflutung der Sände gefährdet sind. Eine statistische Auswertung der Sichtungsdaten ergab, dass die Überlebenschancen der Jungtiere bis zur Entwöhnung in den Jahren 1989–91 sehr hoch waren (90–100 Prozent), 1992 bis 1994 auf rund 70 Prozent absanken und 1995 bis 1998 nur noch um 60 Prozent lagen.

Literatur

ABT, K. F. (2000): Seehunde: Bestands- und Totfundmonitoring. – In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1998. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft: 24–25.

VOGEL, S. (2000): Robben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 12, Boyens, Heide. 40 S.

Monitoring von Schweinswalen im Walschutzgebiet vor Amrum und Sylt

Klaus Lucke, Kai Eskildsen, Adolf Kellermann & Ursula Siebert

Einführung

Untersuchungen zur Verbreitung und Bestandsdichte von Schweinswalen *Phocoena phocoena* (Abbildung 1) in der Nordsee machten Mitte der 90er Jahre deutlich, dass die Gewässer vor den Inseln Sylt und Amrum ein bedeutendes Habitat für diese Tiere darstellen. Die Ergebnisse gezielter Bestandserfassungen (HAMMOND et al. 1995, ADELUNG et al. 1997, BENKE et al. 1998, SONNTAG et al. 1999) bildeten in Kombination mit der Häufung von Strandfunden und zufälligen Sichtungen in diesem Gebiet die wissenschaftliche Grundlage für die politische Entscheidung, diesen Meeresbereich zum ersten europäischen Schweinswalschutzgebiet zu er-

ein. Daher sind keine aktuellen Angaben über die Abundanz dieser Tiere im Schutzgebiet möglich. Die im Rahmen der Flug- und Schiffsurveys durchgeführten Bestandserfassungen können generell nur als Momentaufnahmen gewertet werden. Darüber hinaus existieren bislang weder Angaben über die Ausdehnung des für die Tiere wichtigen Habitats (seewärts sowie in nördlicher und südlicher Richtung) noch über mögliche jahreszeitliche Variation in der Frequentierung des Gebietes durch Schweinswale.

Fragestellung

Die Triebkräfte für das gehäufte Auftreten der Schweinswale, insbesondere der führenden Kühe, vor Sylt und Amrum sind

nicht bekannt. Daher wären zunächst die entscheidenden Faktoren für die Habitatwahl zu definieren und in ihrer Bedeutung zu quantifizieren. Ohne eine derartige qualitative und quantitative Analyse der beeinflussenden Umweltfaktoren können die genauen Wirkungszusammenhänge und damit Eingriffe in das System nicht zuverlässig beurteilt werden. Die Klärung dieser Problematik würde einen multidisziplinären Forschungsansatz im größeren Umfang erforderlich machen. Die Durchführung einer solchen Studie erscheint jedoch zur Zeit nicht darstellbar und soll zugunsten machbarer Minimallösungen zurückgestellt werden. Das hier skizzierte Vorhaben läßt jedoch erste Hinweise auf solche Faktoren erwarten.

Als Alternative sollen zunächst die Fra-



◀ *Abbildung 1:*
Schweinswal (*Phocoena phocoena*).

klären. Damit wurde insbesondere der gehäufte Beobachtung von Walkühen mit Nachwuchs und der offenkundigen Funktion des Gebiets für die Aufzucht Rechnung getragen. Die Umsetzung dieser Entscheidung erfolgte in der Neufassung des Gesetzes zum Schutze des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres (Nationalparkgesetz – NPG) vom 17. Dezember 1999.

Schweinswale sind durch mehrere bindende internationale Übereinkommen und Richtlinien geschützt (z. B. ASCABANS), in denen unter anderem die Forderung nach Bestandserhebungen und Forschung enthalten sind.

Seit 1996 gibt es jedoch keine laufenden Untersuchungen an Schweinswalen der deutschen Nordseeküste mehr. Lediglich das Totfundmonitoring mariner Säugetiere für die schleswig-holsteinische Nordseeküste wird durch das Forschungs- und Technologiezentrum (FTZ) in Büsum durchgeführt und schließt Schweinswale



► *Abbildung 2:* Beobachtungspositionen während eines Surveys.



gen nach zeitlich-räumlichen Nutzungsmustern des Schutzgebiets durch die Schweinswale beantwortet werden. Insbesondere die saisonale Frequentierung und die räumliche Verteilung der Abundanz in ausgewählten Zeitfenstern stehen im Mittelpunkt des Monitoringvorhabens. Ziel ist die Entwicklung einer Routinemethode, mit der dauerhafte Beobachtungen der Schweinswalvorkommen im Schutzgebiet durchgeführt werden können.

Methoden

Sichtungen vom Schiff aus

Visuelle Methoden zur Bestandserfassung von Schweinswalen sind witterungsbedingt nur beschränkt möglich: Eine Sichtung der relativ kleinen Rückenflossen der Schweinswale ist nur bis zu einem Seegang von Stärke zwei möglich, entsprechend drei Beaufort. Da diese Methode aber relativ kostengünstig ist, soll sie als unabhängige Erfassung im Vorhaben mitlaufen (Abbildungen 2 und 3).

Akustische Erfassung

Akustische Erfassungsmethoden ermöglichen eine weitreichende Detektion der Tiere bis zu fünf bis sechs Beaufort. Die akustische Erfassung beruht auf der Detektion der hochfrequenten Echolokations-

signale („Klicks“) der Schweinswale, die diese nahezu kontinuierlich aussenden, um sich in ihrer marinen Umgebung zu orientieren. Darüber hinaus sind sie in der Lage, mit Hilfe ihrer Echoortung Hindernissen und Feinden rechtzeitig auszuweichen und vor allem ihre Beute zu orten und charakterisieren.

Die Reichweite für eine Detektion dieser Signale liegt in Abhängigkeit von den vorherrschenden Umgebungsgeräuschen durchschnittlich bei mehreren hundert Metern. Die Detektion erfolgt über spezielle Hydrophone, die eine hohe Empfindlichkeit im Ultraschallbereich besitzen, sowie nachgeschaltete Klickdetektoren, die die für uns nicht wahrnehmbaren Echolokationssignale der Tiere registrieren und anzeigen.

Derzeit existieren zwei unterschiedliche Systeme zur akustischen Detektion der Schweinswale:

Schlepphydrophone und Klickdetektoren

Bei dieser Untersuchungsmethode werden Hydrophone von einem Schiff aus gezogen. Die empfangenen Klicks können an Bord in Echtzeit ausgewertet und mit den Ergebnissen einer gleichzeitigen visuellen Überwachung abgeglichen werden. Bei flächendeckendem Einsatz der Schlepphydrophone und Detektoren lassen sich mit Hilfe dieser Methode absolute Angaben zur Abundanz der Schweinswale in dem relativ großen Untersuchungsgebiet machen. Die Ergebnisse stellen jedoch immer nur eine Momentaufnahme der jeweiligen Situation dar; Trends können nur durch eine regelmäßige Wiederholung der Untersuchungen erkannt werden. Eine solche Abundanzuntersuchung mit Schlepphydrophonen wurde vom FTZ Westküste 1995 im Rahmen eines Pilotprojektes mit Erfolg vor Sylt durchgeführt.

Stationäre Hydrophone mit Klickdetektoren (Porpoise Detectors, „POD's“) Diese Geräte werden stationär ausgebracht (Verankerung am Boden oder an einer Boje) und speichern kontinuierlich die empfangenen Klicks der Schweinswale.

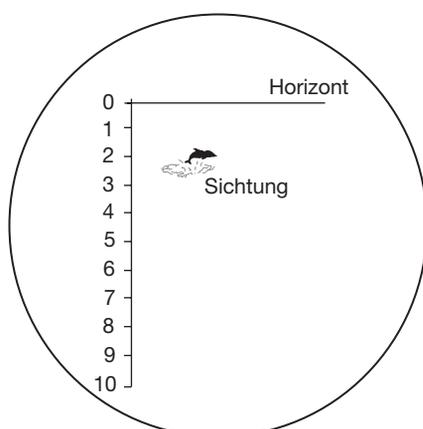
Mit Hilfe dieser Methode kann die langfristige Entwicklung der Habitatnutzung in einem begrenzten Bereich erfasst werden. Die stationäre Methode ist eine vollkommen neue Methode, für die noch keine Vergleichsdaten für Schweinswale vorliegen.

Die stationäre Methode liefert Angaben über die Habitatfrequentierung, die zunächst nur als relatives Maß für die Bedeutung des untersuchten Gebietes für die Tiere herangezogen werden können. Durch eine kombinierte Anwendung der POD's mit den Schlepphydrophonen und visuellen Surreys sowie mit Hilfe statistischer Auswertungsmethoden können diese relativen Angaben möglicherweise auch in absolute Daten zur Abundanz der Tiere im Untersuchungsgebiet umgerechnet werden. Der große Vorteil dieser Methode liegt neben dem relativ geringen Aufwand bei der Durchführung der Untersuchungen in der Möglichkeit, ein bestimmtes Gebiet kontinuierlich zu überwachen und Veränderungen der Abundanz erkennen zu können. Darüber hinaus können Aussagen über die Raumnutzung und deren Veränderlichkeit gemacht werden. Solche Daten sind gleichzeitig die Grundvoraussetzung für die multidisziplinäre Untersuchung der Habitatbedeutung für die Schweinswale. Die stationäre Untersuchung bestimmter Gebiete kann zumindest in der Theorie zu einer standardisierten Methode der Abundanzermessung und -überwachung der Kleinwale entwickelt werden.

Die kombinierte akustische Untersuchung (Schlepphydrophone und POD's) kann im Schweinswalschutzgebiet vor Sylt und Amrum optimal durchgeführt werden, da dort aktueller Untersuchungsbedarf besteht und beste Voraussetzungen zur Erprobung, Eichung und möglichen Weiterentwicklung der stationären Erfassungsmethode anzutreffen sind.

Langfristig wird daran gedacht, die Ergebnisse öffentlichkeitswirksam für die Präsentation im Internet oder im Multimar Wattforum in Tönning aufzubereiten. Weiterhin sollten auch während des Vorhabens die damit verbundenen Aktivitäten

▼ *Abbildung 3: Schematischer Blick durch das verwendete Fernglas: Die Einteilung erlaubt die Abschätzung der Entfernung zur Sichtung.*





(z. B. die schiffsgestützten Sichtungen) durch Öffentlichkeitsarbeit auf solchen Plattformen begleitet werden (siehe Ziffer 10.1.2 des Trilateralen Wattenmeerplans, CWSS 1997, siehe ASCOBANS).

Literatur

ADELUNG, D., R. LICK, R. P. SONNTAG & B. BANDOMIR (1997): Untersuchungen zur Populationsdynamik und Biologie von Klein-

walen in deutschen Gewässern. In: Endbericht zum BMBF-Projekt 03F0139A Untersuchungen an Kleinwalen als Grundlage eines Monitoring.

BENKE, H., U. SIEBERT, R. LICK, B. BANDOMIR & R. WEISS (1998): The current status of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in German waters. *Archive of Fisheries and Marine Research*, Vol. 46 (2), S. 97–123.

HAMMOND, P. S., H. BENKE, P. BERGGREN, D. L. BORCHERS, S. T. BUCKLAND, A. COL-

LET, M. P. HEIDE-JØRGENSEN, S. HEIMLICH-BORAN, A. R. HIBY, M. P. LEOPOLD & N. ØIEN (1995): Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. – Final Report, LIFE 92-2/UK/027, 242 S.

SONNTAG, R. P., H. BENKE, A. R. HIBY, R. LICK & D. ADELUNG (1999): Identification of the first harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) calving ground in the North Sea. *Journal of Sea Research*, Vol. 41: 225–232.

Spülsaummonitoring an der deutschen Nordseeküste im Winter 1999/2000

David M. Fleet

Einführung

Spülsaummonitoring an der deutschen Nordseeküste im Rahmen des TMAP ist zur Zeit auch Teil eines F+E-Vorhabens „Bestimmung, Quantifizierung und Bewertung der Öleinträge in die Nordsee zur Beurteilung der Schiffsentsorgung in deutschen Nordseehäfen“ das 1998 begann und bis August 2001 läuft.

In diesem Beitrag werden, wie im Vorjahr, Daten für die gesamte Deutsche Nordseeküste aus der Berichterstattung des Vorhabens präsentiert (siehe FLEET et al. 2001).

Spülsaummonitoring ist die Erfassung von an den Küsten angespülten toten Vögeln. Es wird entlang der gesamten deutschen Nordseeküste auf ausgewählten Kontrollstrecken seit 1984 durchgeführt. Der Anteil verörter Vögel an der Gesamtzahl der Totfunde, die sogenannte Verölungsrate, wird berechnet und als Index

für die Höhe der Verschmutzung, der Küstenmeere, durch Öl benutzt. Erfasst wird hauptsächlich zwischen dem 1. Oktober und dem 31. März jeden Jahres. Daten aus dieser Periode werden als Grundlage für den Index verwendet. Das Ausmaß der Ölverschmutzung in der südlichen Nordsee wird mit einer durchgehenden Datenreihe über eine 16 Jahre lange Zeitspanne dokumentiert.

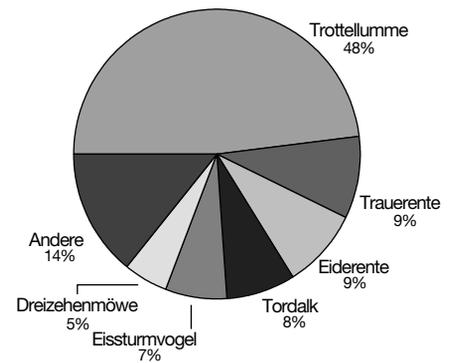
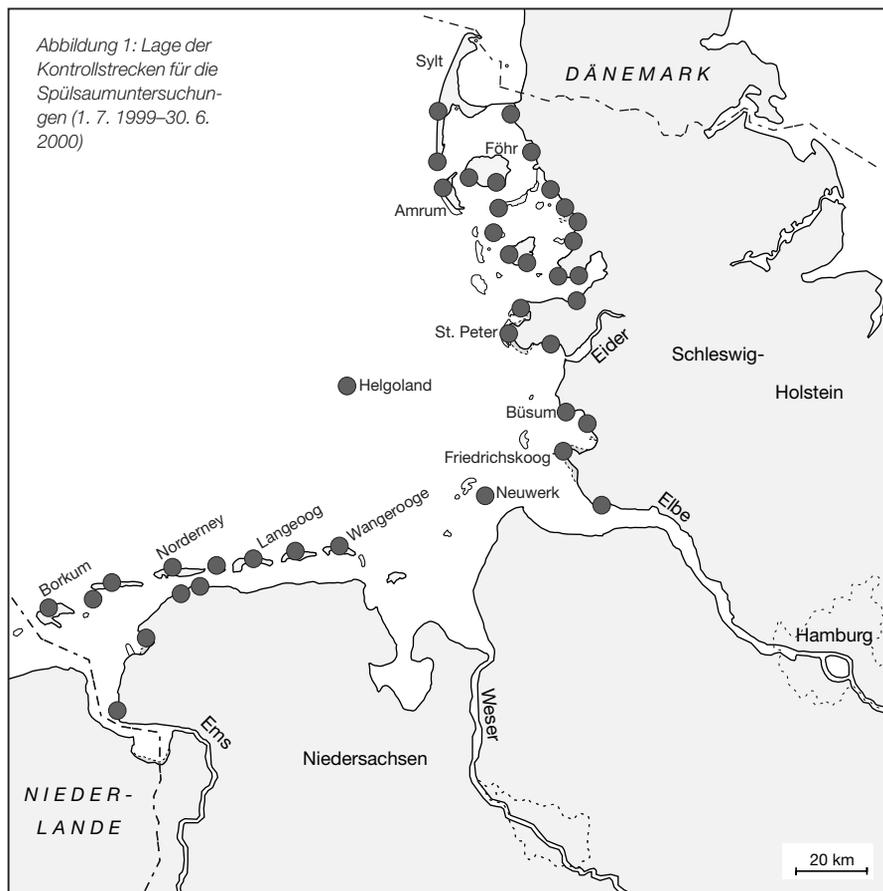
Ergebnisse aus dem Winter 1999/2000

Im Winter 1999/2000 wurden auf 39 ausgewählten Kontrollstrecken Erfassungen durchgeführt (Abbildung 1). Um eine Erhöhung der Stichprobengröße und damit der Aussagekraft der Daten zu erreichen, wurde das Erfassungsnetz im Winter 1999/2000 in Schleswig-Holstein um zehn Kontrollstrecken erweitert.

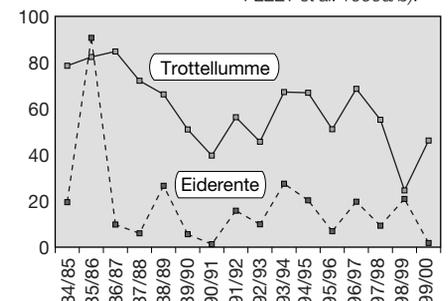
Im Winter 1999/2000 wurden insgesamt an der deutschen Nordseeküste über

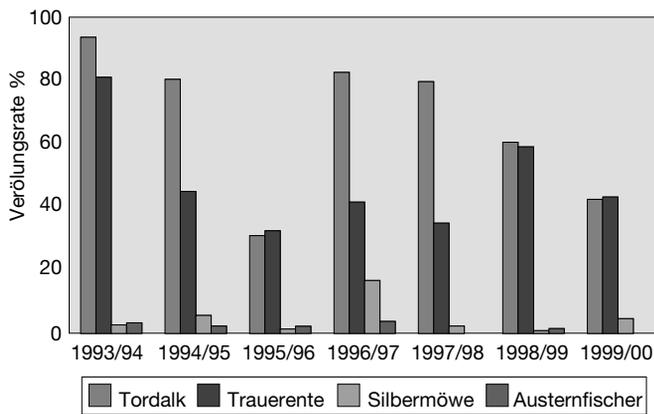
sechseinhalbttausend (6.651) Individuen von 84 Vogelarten tot aufgefunden. Knapp dreitausend (2.973) der Funde waren so intakt, dass sie für die Berechnung von Verölungsraten benutzt werden konnten. Bei 520 Individuen von 21 Vogelarten konnten Verölungen festgestellt werden. Fast alle Ölopfer sind Wat- und Wasservögel. Die Artenzusammensetzung der verölten Totfunde war ähnlich der der Vorjahre (Abbildung 2). Fast die Hälfte (48 %) waren Trottellummen, jeweils neun Prozent Trauerenten und Eiderenten, acht Prozent Tordalken, sieben Prozent Eissturmvögeln und fünf Prozent Dreizehenmöwen. Alle anderen Arten erreichten jeweils weniger als fünf Prozent. Die Ganglinien der Verölungsraten von einer Reihe von Vogelarten konnte fortgeführt werden (Abbildungen 3 und 4).

Die Verölungsraten der Trottellumme des Tordalks, der Trauerente und der Dreizehenmöwe waren im Winter 1999/2000 niedriger als der Durchschnitt der sechs Jahre zuvor. Lediglich beim Eissturmvogel



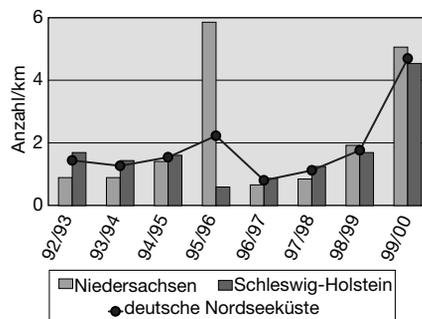
▼ Abbildung 3: Verölungsraten von Trottellumme und Eiderente an der deutschen Nordseeküste 1984 bis 2000 (nach VAUK et al. 1989, AVERBECK et al. 1993, FLEET et al. 1995, FLEET et al. 1999a/b).





◀ *Abbildung 4: Verölungsdaten von Trauerente, Austernfischer, Silbermöwe und Tordalk an der deutschen Nordseeküste in den Wintern 1993/94 bis 1999/2000 (nach Fleet et al. 1995, Fleet et al. 1999a/b).*

▼ *Abbildung 5: Anzahl der totgefundenen nicht verölten Eiderenten pro Kilometer auf den Dauersammelstrecken an der deutschen Nordseeküste in den Wintern 1992/93 bis 1999/2000.*



ist eine höhere Verölungsrate 1999/2000 als in den Wintern 1992/93 bis 1998/99 zu verzeichnen. Dies hängt mit einer vermutlich höheren Sterblichkeit dieser Art in den Wintern 1997/98 bis 1998/99 sowie in dem extrem kalten Winter 1995/96 zusammen. Werden für dieser Art jedoch die Jahre ohne erhöhte Sterblichkeit – 1992/93 bis 1994/95 sowie 1996/97 – als Grundlage für die Berechnung verwendet, liegt der Durchschnitt der Verölungsrate von 45,2 Prozent deutlich höher als der des letzten Winters von 36 Prozent. In wieweit die reduzierten Ölraten im letzten Winter auf das Inkrafttreten der Sondergebietsregelung nach Anlage 1 des Übereinkommens zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL) im August 1999 zurückzuführen sind, wird sich in Verlauf der nächsten Winter zeigen.

Die Analyse von Ölproben aus dem Vogelgefieder der Jahre 1998 und 1999 zeigt, dass nach wie vor vorwiegend Rückstände der Schwerölseparation für die Verschmutzung der südlichen Nordsee ver-

antwortlich sind (DAHLMANN & SECHEHAYE 2000).

Das Eiderentensterben

Im Winter 1999/2000 starben im gesamten Wattenmeer ungewöhnlich viele Eiderenten. Im niederländischen Wattenmeer wurden von November 1999 bis Juni 2000 7.271 tote Eiderenten registriert, der überwiegende Teil war nicht verölt. Die Gesamtzahl der toten Eiderenten in dieser Periode in den Niederlanden wird auf etwa 21.000 geschätzt (VAN DEN BERK et al. 2000). Knapp die Hälfte aller Totfunde an der

deutschen Nordseeküste im Winter 1999/2000 waren Eiderenten. Insgesamt wurden im Zeitraum 1. Juni 1999 bis 31. Juli 2000 knapp 4.000 Eiderenten an der deutschen Nordseeküste tot gefunden oder gemeldet. Diese Zahl liegt vermutlich noch weit unterhalb der Anzahl tatsächlich in diesem Zeitraum an deutschen Küsten angespülten toten Eiderenten, da die Erfassung der gesamten Küste in diesem Zeitraum aus Personalgründen nicht möglich war und zukünftig auch nicht möglich sein wird. Auf ausgewählten Dauersammelstrecken wurden in Niedersachsen 4,8 mal und in Schleswig-Holstein 2,9 mal mehr nichtverölte Eiderenten gefunden als in der Periode 1992/93 bis 1994/95 (Abbildung 5). Unter Berücksichtigung der regionalen Häufigkeiten von Spülsaumfunden wird geschätzt, daß mindestens 10.000 Eiderenten an den Küsten des deutschen Wattenmeeres im Laufe des Winters angespült worden sind.

Literatur

DAHLMANN, G. & A. SECHEHAYE (2000): Verölte Seevögel an der deutschen Nordseeküste 1998/99 – Ergebnisse der Ölanalysen. *Seevögel* 21/1: 11–12.

FLEET, D. M., B. REINEKING, S. GAUS, E. HARTWIG, P. POTEL UND M. SCHULZEDIECKHOFF (2000): Ölopfer in der Deutschen Bucht im Zeitraum vom 1. Oktober 1999 bis 31. März 2000. – *Seevögel* 21/4: 103–107.

VAN DEN BERK, V. M., S. DIRKSEN & M. J. M. POOT (2000): Sterfte onder eidereenden in de Waddenzee 1999–2000. – Werkdocument EC-LNV Nr. 186, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Wageningen, 71 S.

Sozioökonomisches Monitoring – SÖM Watt

Christiane Gätje

Einführung

Das sozioökonomische Monitoring (SÖM Watt) ist der jüngste Monitoringzweig im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Das SÖM Watt wird seit 1997 mit beratender Unterstützung des Deutschen Wirtschaftswissenschaftlichen Institut für Fremdenverkehr an der Universität München (DWIF) aufgebaut. Im Kabinettsbeschluss der Landesregierung vom 15. September 1997 zum „Konzept zur weiteren Durchführung des Monitoringprogramms im Wattenmeer“ wird das Sozioökonomiemonitoring als einer der Bereiche genannt, die Aufgabe des Nationalparkamts sind. Unter der Rubrik „Zusammenstellung nationalparkrelevanter Erhebungen“ sind dort folgende Parameter aufgeführt:

- a) Anzahl Schiffe (Teilflächen)
 - b) Anzahl Wattführungen (Gesamtgebiet)
 - c) Flugverkehr (Gesamtgebiet)
 - d) Menschliche Aktivitäten (Teilflächen)
- Auch in der trilateralen Wattenmeerkoope-
ration mit Dänemark und den Niederlanden
gehören diese sozioökonomischen Para-
meter („Boats at sea“, „Number of Guided
Tours“, „Air Traffic“) seit 1997 zu den
Pflichtparametern. Auf der Trilateralen Mi-
nisterkonferenz in Stade wurden sie in das
„Gemeinsame Monitoringpaket“ („Com-
mon Package“) aufgenommen (CWSS
1998).

Die von der Trilateralen Monitoring-Ar-
beitsgruppe (TMAG) vorgeschlagene Pa-
rametergruppe „Human activities“ (ent-
spricht d) Menschliche Aktivitäten) wurde
zunächst nicht in das „Common Package“
der trilateralen Vereinbarung aufgenom-

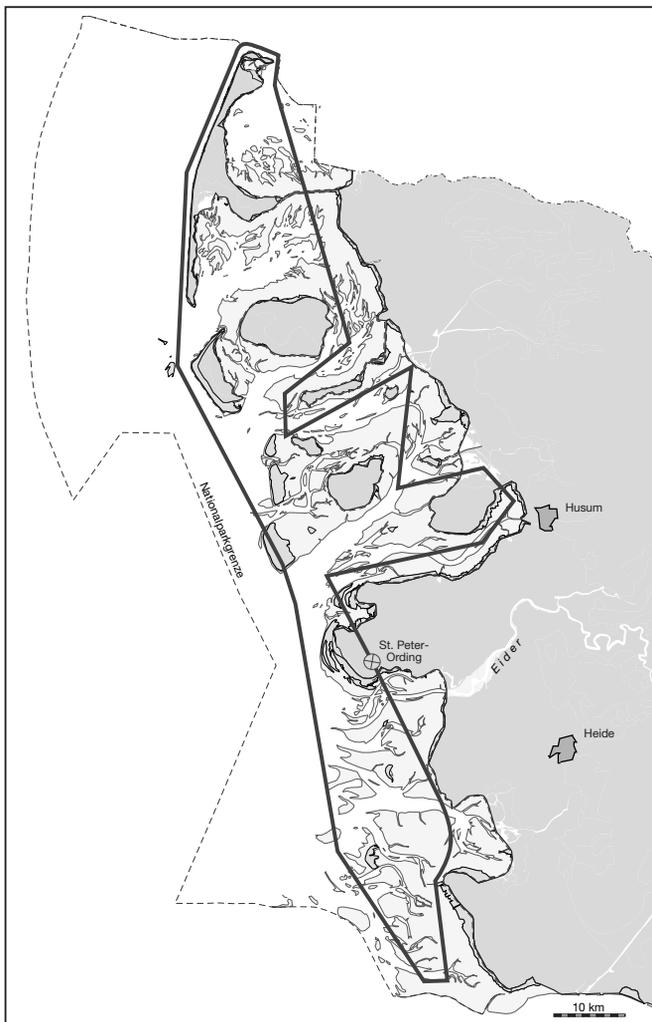
men. Jedoch wird die Bedeutung sozio-
ökonomischer Aspekte im Wattenmeer-
schutz immer stärker anerkannt. Das spie-
gelt sich u.a. im Programm des 10. Interna-
tionalen Wissenschaftlichen Wattenmeer-
Symposiums wieder, das im Oktober 2000
in den Niederlanden stattfand. Beiträge zu
Themen wie nachhaltiger Tourismus, Inte-
gration von Ökologie und Ökonomie, For-
mulierung sozioökonomischer Ziele, Kos-
ten-Nutzen-Analysen bei Eingriffen im
Wattenmeer erweiterten das in der Vergan-
genheit überwiegend naturwissenschaftlich
geprägte Spektrum der Vorträge. Es
zeichnet sich ab, dass im Rahmen einer Er-
weiterung des Trilateralen Wattenmeerm-
onitoring (TMAP) zusätzliche sozioökonomi-
sche Untersuchungen Teil des Programms
werden. Eine dahingehende Empfehlung
an die nächste Ministerkonferenz wurde
auf dem Symposium verabschiedet.

Im folgenden wird die Datenlage und die
Entwicklung von zwei der genannten so-
zioökonomischen Parameter – a) Anzahl
Schiffe und c) Flugverkehr – dargestellt.
Ergebnisse zu Parametern „Anzahl Watt-
führungen“ (b) und „Menschliche Aktivitä-
ten“ sind im Sonderheft „Wattenmeerm-
onitoring 1999“ (LANDESAMT FÜR DEN
NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEI-
NISCHES WATTENMEER 2000) nachzule-
sen.

Schiffsverkehr

Für diesen SÖM Watt Parameter werden
im wesentlichen zwei Datenquellen ge-
nutzt:

- Hafen- oder Schleusenstatistiken des Amt für Ländliche Räume (ALR) Husum und Wasser- und Schifffahrtsamt (WSA) Tönning. Die Statistiken geben die Zahl der ein- und ausgehenden Wasserfahrzeuge und die Zahl der Liegeplätze in den Häfen wieder.
- Schiffsverkehrszählungen des WSA. Die Zählungen werden seit 1986 auf einer festgelegten Flugroute (Abbildung 1) in den drei Sommermonaten vom Flugzeug aus durchgeführt. In der Regel finden jährlich acht Befliegungen des Na-



◀ *Abbildung 1: Flugroute des Wasser- und Schifffahrtsamtes Tönning zur Zählung von Wasserfahrzeugen im Nationalpark.*

tionalparks in den Monaten Juni, Juli und August (je zur Hälfte bei Niedrigwasser und bei Hochwasser oder an Wochentagen und an Wochenenden) statt. Differenziert werden fahrende Sportfahrzeuge, Surfer (seit 1997) stillliegende inklusive trockenengefallene Sportfahrzeuge, Fischereifahrzeuge, Behördenfahrzeuge und andere Fahrzeuge.

Eine Schwierigkeit bei der Interpretation der Daten liegt darin, dass Hafens- und Schleusenstatistiken keine Auskunft über Aufenthaltsdauer und zurückgelegte Strecken der Wasserfahrzeuge im Nationalpark geben. Die Erfassungen des WSA vom Flugzeug aus liefern zwar Karten mit den Aufenthaltsorten der Wasserfahrzeuge, stellen jedoch nur eine Momentaufnahme dar. Die verfügbaren Daten sind folglich nicht geeignet, um repräsentative Aussagen über Anzahl, Verteilung und Bewegungen von Wasserfahrzeugen im Nationalpark zu machen oder absolute Befahrensintensitäten anzugeben. Allerdings ist es möglich, mit Hilfe dieser Erhebungen, die jedes Jahr mit der gleichen Methodik am gleichen Ort oder auf gleicher Fläche durchgeführt werden, relative Trends zu erkennen.

Die Entwicklung des Schiffsverkehrs in den Häfen der Westküste war in den letzten Jahren keinen gravierenden Veränderungen unterworfen. Im Zeitraum seit Einrichtung des Nationalparks 1985 bis 1999 wurde mit 48.500 Ein- und Ausgängen in 1987 die niedrigste Zahl im Gesamtschiffsverkehr und im Jahr 1993 mit rund 60.000 Ein- und Ausgängen die höchste Zahl erreicht (Abbildung 2). Seitdem nimmt die Zahl fast kontinuierlich und langsam ab.

Der Fahrgastschiffsverkehr (Abbildung 3) verzeichnete ebenfalls in 1987 ein Minimum. Seit 1991 liegt die Zahl der Ein- und Ausgänge von Fahrgastschiffen relativ konstant zwischen 40.000 und 43.000. Am stärksten von Fahrgastschiffen frequentiert ist regelmäßig der Hafen von

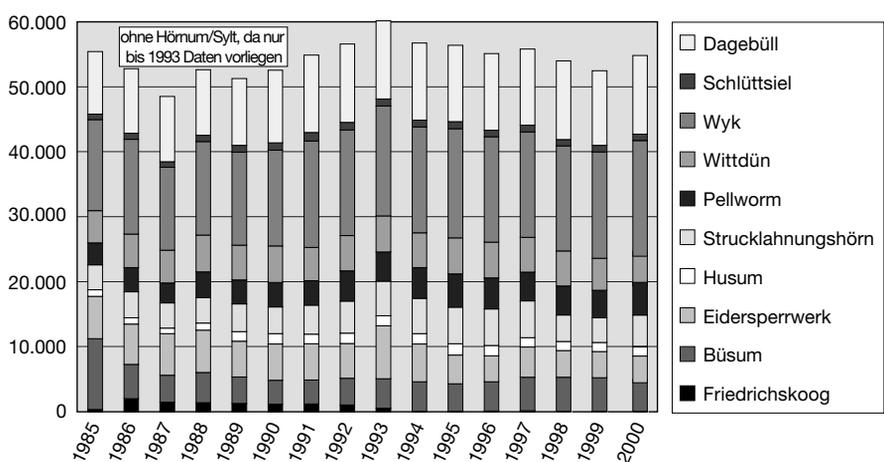
Wyk/Föhr mit bis zu 16.000 Ein- und Ausgängen pro Jahr.

Die Zahl der beförderten Personen spiegelt in etwa die Entwicklung der Fahrgastschiffsbewegungen wieder (Abbildung 4). Im Jahr 1995 wurde mit 5,35 Mio. die höchste Zahl erreicht. Werden nur die Häfen an der Festlandsküste betrachtet und die Zahl der Ein- und Ausgänge halbiert, um Weiterfahrten und die Doppelzählung von Hin- und Rückfahrt zu eliminieren, ergibt sich eine Zahl von 1,3 Mio. beförderten Personen in 1999.

Auch die Zahl der beförderten PKW erreichte den höchsten Wert im Jahr 1995,

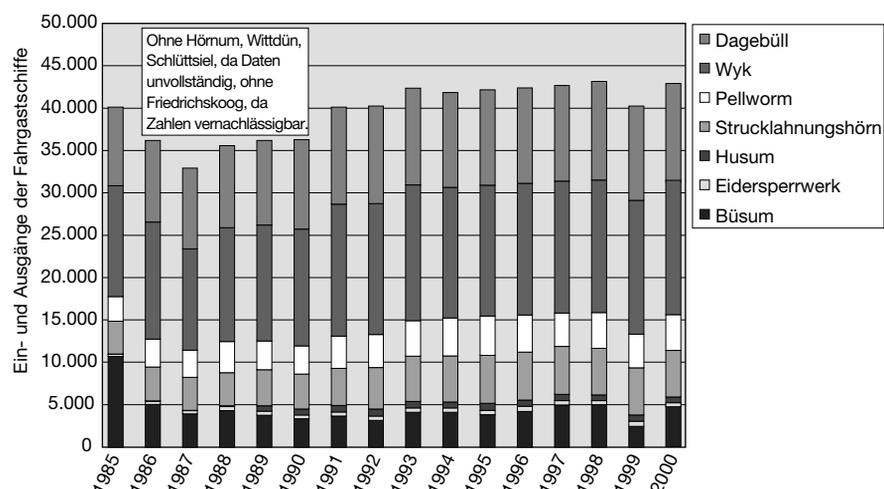
um danach wieder etwas abzufallen (Abbildung 5). Werden nur die Eingänge der Inselhäfen betrachtet, wurden in 1999 insgesamt rund 170.000 PKW auf die Inseln Pellworm (19.378), Föhr (105.646) und Amrum (46.423) transportiert.

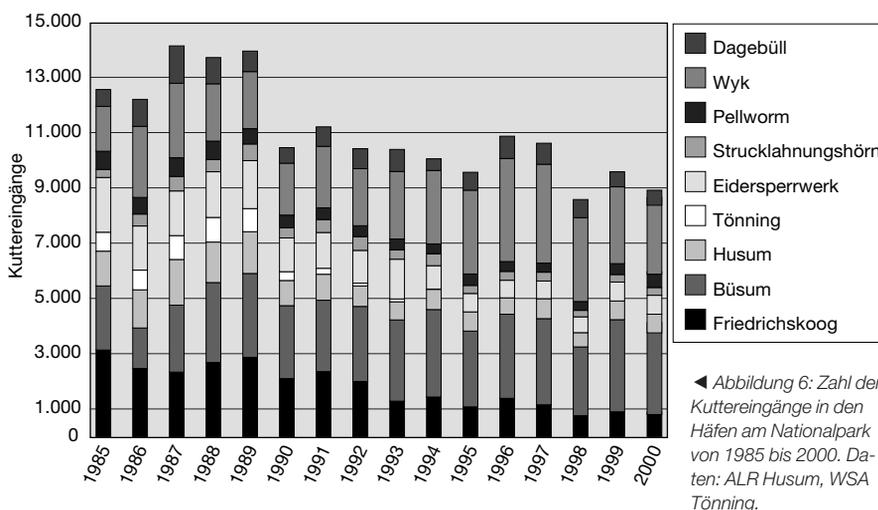
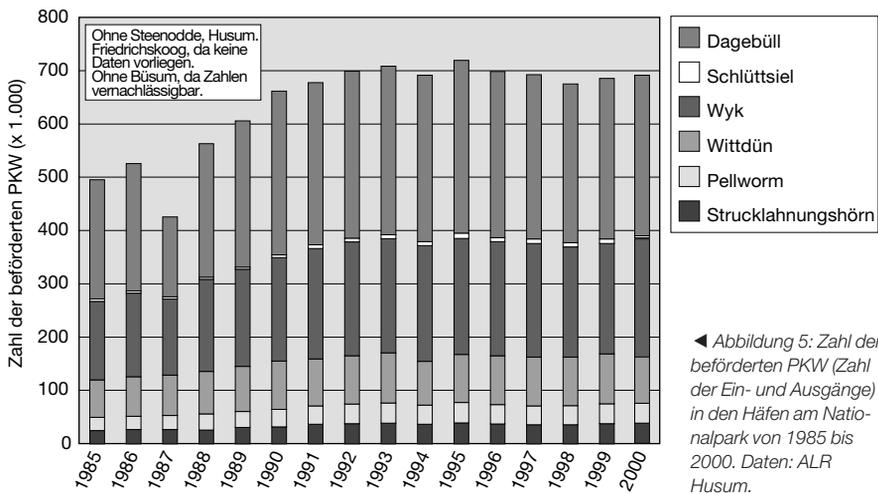
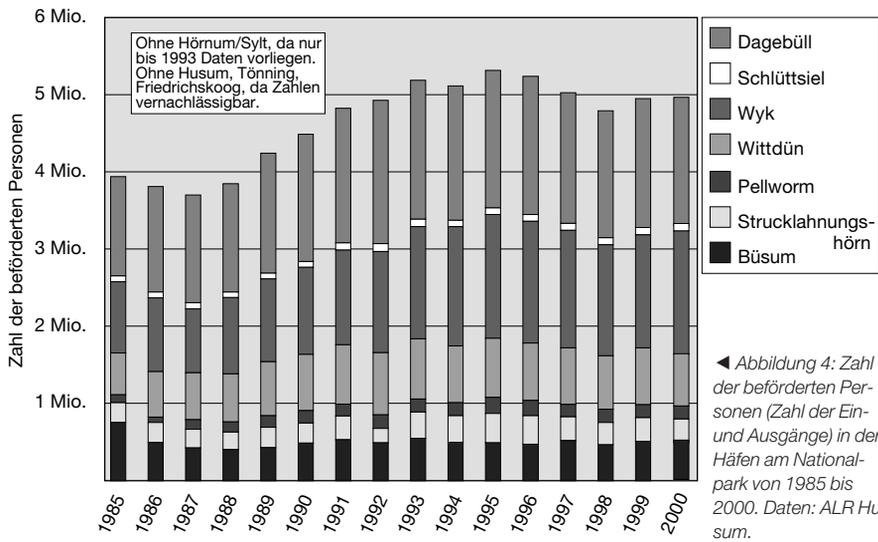
Die Zahl der Kuttereingänge fiel in 1990 – parallel zu einem starken Rückgang der Krabbenanlandungen (starkes Wittlingjahr) – im Vergleich zu den Vorjahren um 25 Prozent ab und erreichte einen Tiefstand im Jahr 1998 (Abbildung 6). Besonders in Friedrichskoog, an der Eider (Sperrwerk und Tönning) und in Husum gingen die Kuttereingänge zurück, während in den



▲ **Abbildung 2:** Gesamtschiffsverkehr (Zahl der Ein- und Ausgänge) in den Häfen am Nationalpark von 1985 bis 2000. Daten: ALR Husum, WSA Tönning/Eidersperwerk.

▼ **Abbildung 3:** Fahrgastschiffsverkehr (Zahl der Ein- und Ausgänge) in den Häfen am Nationalpark von 1985 bis 2000. Daten: ALR Husum, WSA Tönning/Eidersperwerk.





Häfen Wyk und Büsum über den Zeitraum 1985 bis 1999 ein Anstieg zu verzeichnen ist.

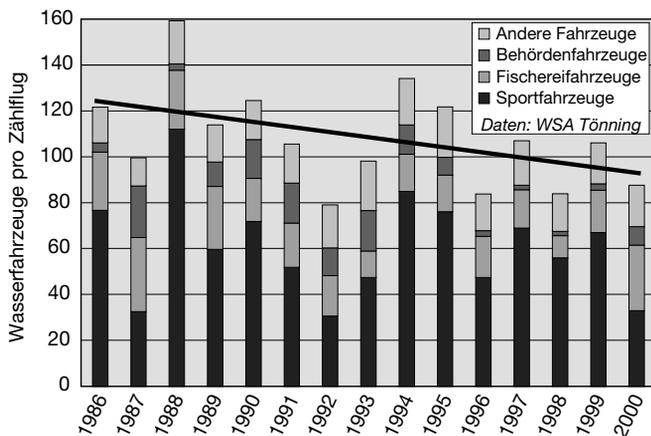
Um einen Vergleich der Zählungen aus den Befliegungen des WSA der Jahre 1986 bis 2000 zu ermöglichen, ist in Abbildung 7 die durchschnittliche Zahl der Wasserfahrzeuge pro Flug dargestellt. Die Grafik läßt keinen signifikanten Trend erkennen, es deutet sich aber eine tendenzielle Abnahme der Gesamtzahl der Wasserfahrzeuge (im Sommer) an.

Die absolute Zahl der Fischereifahrzeuge (durchschnittlicher Anteil von 19 Prozent in den Jahren 1986 bis 2000) ging bis 1998 zurück, in 1999 und 2000 war wieder ein Anstieg zu verzeichnen.

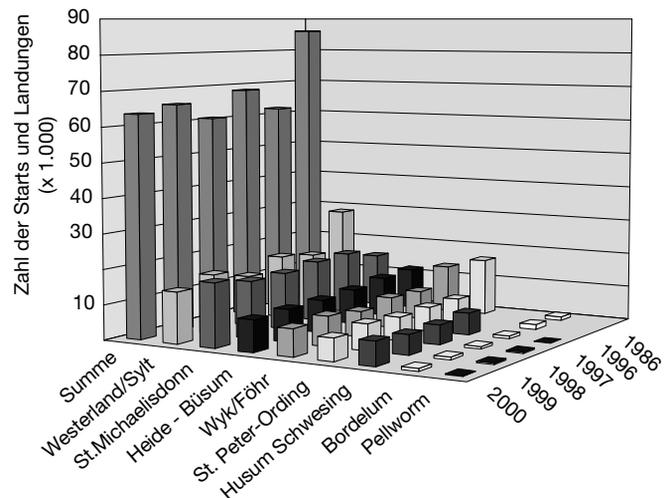
Sportboote haben mit 55 Prozent (Durchschnitt 1986–2000) den größten Anteil an der Gesamtzahl der Wasserfahrzeuge (in den Sommermonaten), ihre absolute Zahl ist jedoch wetterabhängig und schwankt daher von Jahr zu Jahr sehr stark.

Das WSA hat zusätzlich am 8. Juli 1998 (ein Mittwoch) bei einer Befliegung die Sportboote in den Häfen gezählt. In 22 Häfen der Westküste mit insgesamt 1.302 Liegeplätzen wurden 1.003 Sportboote gezählt, dazu 16 im Nationalpark fahrende Boote. Daraus läßt sich ableiten, dass die Zahl der während der Saison abwesenden einheimischen Sportboote größer ist, als die Zahl der zusätzlich anwesenden Boote von Urlaubsgästen.

Bei den Befliegungen des WSA werden auch alle Fahrzeuge erfaßt, die sich außerhalb der Fahrwasser in den Robben- und Vogelschutzgebieten der Zone 1 befinden und damit gegen die Befahrensverordnung verstoßen. Dabei lag der Anteil dieser Wasserfahrzeuge in den letzten Jahren immer unter einem Prozent (max. 0,7 %) der gezählten Boote. In 1999 und 2000 gab es darüber hinaus jeweils zwei beobachtete Verstöße gegen die freiwillige Vereinbarung im Brandenmausergebiet. Die Zahlen zeigen, dass die Befahrensverordnung und die freiwillige Vereinbarung weitgehend respektiert werden und die Schiffsführer sich entsprechend umsichtig verhalten.



▲ *Abbildung 7: Entwicklung der Zahl an Wasserfahrzeugen pro Flug in den Sommermonaten 1986 bis 2000. Daten: WSA Tönning.*



▲ *Abbildung 8: Zahl der Flugbewegungen 1986 und 1996 bis 2000 auf Flugplätzen in Nationalparknähe. Daten: Ministerium für Wirtschaft, Technologie und Verkehr.*

Luftverkehr

Die Zahl der Starts und Landungen auf Flughäfen an der schleswig-holsteinischen Westküste wird vom Ministerium für Wirtschaft, Technologie und Verkehr zusammengestellt.

Insgesamt liegen die Zahlen 1996 bis 2000 deutlich niedriger als im Jahr 1986 (Abbildung 8). Das ist besonders auf Rückgänge der Flugbewegungen auf den Flugplätzen in Westerland, Wyk und St. Peter-Ording zurückzuführen. Die Gesamtzahl der Starts und Landungen in Nationalparknähe lag 1986 noch bei rund 86.000, während sie sich in den letzten vier Jahren zwischen 60.000 und knapp 70.000 jährlich bewegte, im Durchschnitt 160 bis 190 pro Tag.

Allerdings kann aus diesen Zahlen nicht auf die Häufigkeit und Intensität der Störungen durch Flugverkehr über empfindlichen Gebieten im Nationalpark geschlossen werden. Solche Daten können nur mit sehr großem Aufwand ermittelt werden. So hat Peter Todt, der NABU-Vogelwart auf Trischen, die Entwicklung des Flugverkehrs über der Vogelinsel im Dithmarscher Wattenmeer von 1993 bis 1999 differenziert erfaßt (KEMPF et al. 2000). Dabei verzeichnete er einen Rückgang der von Trischen aus registrierten Flugzeuge von rund 4.300 im Jahr 1993 auf 2.600 im

Jahr 1999. Ebenso verringerte sich dort der Anteil des Flugverkehrs unterhalb einer Flughöhe von 600 m deutlich.

Literatur

CWSS (Hrsg.) (1998): Erklärung von Stade. Trilateraler Wattenmeerplan. Ministererklärung der Achten Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Wilhelmshaven.

KEMPF, N., TODT, P., HÄLTERLEIN, B. & K. ESKILDSEN (2000): Trischen – Perle im Nationalpark. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer Heft 13, Boyens, Heide, 40 S.

LANDESAMT FÜR DEN NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER (Hrsg.) (2000): Wattenmeermonitoring 1999 – Schwerpunktthema: Der Mensch im Nationalpark. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, Tönning, 51 S.

Atmosphärische Stoffeinträge in Schleswig-Holstein

Uwe Eckermann, Gerhard Köhler & Carola Pommerening

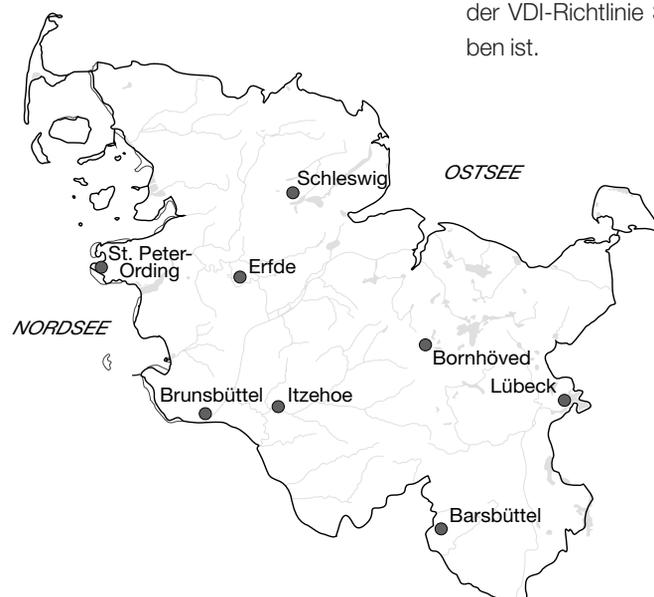
Einführung

Die Aufgabe der messtechnischen Überwachung der Luft in Schleswig-Holstein liegt bei der Lufthygienischen Überwachung Schleswig-Holstein (LÜSH) im Staatlichen Umweltamt Itzehoe.

Neben der Ermittlung der Grundbelastung durch Luftschadstoffe zur Beobachtung und Dokumentation der langfristigen Entwicklung ist die Erfassung lokaler Immissionsbelastungen in Emittentennähe und an Verkehrsschwerpunkten von besonderer Bedeutung. Hierfür wird ein Messnetz aus zur Zeit 18 ortsfesten und mobilen automatischen Messstationen betrieben.

Insbesondere die Messstation Bornhöved ist in ihrer Funktion als Referenzstandort Schnittstelle zum Ökosystemforschungsraum Bornhöveder Seenkette sowie zu den Untersuchungen von Waldökosystemen im Rahmen des europäischen Level II-Programms.

Das Basismessnetz wird durch ein Messnetz zur Erfassung atmosphärischer Stoffeinträge ergänzt. Ergebnisse aus diesem Messprogramm können in das Wattenmeermonitoring einbezogen werden und werden im folgenden Beitrag vorgestellt.



Depositionsmessnetz

Das Depositionsmessnetz der LÜSH umfasst acht Messstellen. Es wurde im Rahmen eines inzwischen abgeschlossenen Forschungsvorhabens für die „Erarbeitung und Erprobung einer Konzeption für die integrierte, regionalisierende Umweltbeobachtung Schleswig-Holstein“ konzipiert und zu Beginn des Jahres 1997 noch einmal modifiziert.

Bei der Wahl der Standorte wurde die Lage von sogenannten integrierten Dauerbeobachtungsflächen (IDF) des Landesamtes für Natur und Umwelt berücksichtigt. Weiterhin wurden jeweils repräsentativ für städtische, industrienähe und ländliche Gebiete Probenahmestandorte in Lübeck, im Industriegebiet Brunsbüttel und im Bereich der Bornhöveder Seenkette eingerichtet.

Ein weiterer Standort befindet sich in unmittelbarer Nähe zur Nordsee in St. Peter-Ording. Dort ist auch eine Ozonmessstation des automatischen Messnetzes installiert.

Methode

An den beschriebenen acht Probenahmestandorten des Depositionsmessnetzes wird die nasse Deposition durch Wet-Only-Sammler vom Typ ARS 721 ermittelt, der in der VDI-Richtlinie 3870, Blatt 2 beschrieben ist.

Die sensorgesteuerte Trichterabdeckung wird nur bei Niederschlagsereignissen geöffnet, so dass die nasse Deposition gesammelt werden kann. Die Temperatur wird von April bis November durch eine nachträglich eingebaute Kühlung (ab 1997) im Probenraum beziehungsweise bei Frost durch Beheizung im Sammler auf circa 5°C gehalten.

Die Probenbehälter werden monatlich von Mitarbeitern der LÜSH gewechselt. Transport und Lagerung der Proben erfolgen unter Kühlung. Im Labor der LÜSH in Itzehoe werden die aufgefangenen Regenmengen ermittelt, sowie pH-Wert und Leitfähigkeit gemessen.

In den filtrierten Proben werden die Konzentrationen von Chlorid, Nitrat, Sulfat, Natrium, Ammonium und Kalium ionenchromatografisch bestimmt. Die Gehalte an den Kationen Magnesium und Calcium werden atomabsorptionsspektrometrisch ermittelt.

Räumliche Verteilung

Die Stoffe Chlorid, Natrium und Magnesium sind meerbürtige Komponenten, Kalium und Calcium sind erdgebunden. Stickstoffverbindungen entstammen hauptsächlich Verbrennungsprozessen (Kraftwerke, Autoverkehr) beziehungsweise der Landwirtschaft. Schwefelverbindungen entstehen ebenfalls hauptsächlich bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe.

Die Abbildung 3 zeigt die räumliche Verteilung der Spannweiten der Konzentrationen, wobei für jede Komponente mit dem

◀ Abbildung 1: Standorte des Depositionsmessnetzes der Lufthygienischen Überwachung Schleswig-Holstein.

▶ Abbildung 2: Wet-Only-Sammler vom Typ ARS 721 am Messpunkt St. Peter-Ording.





jeweiligen Median über alle Standorte normiert wurde.

Starke räumliche Unterschiede fallen insbesondere bei den meerbürtigen Komponenten Chlorid, Natrium und Magnesium auf. Die Streuung beträgt hier 54 bis 57 Prozent. Die in der Nähe der Nord- oder Ostsee gelegenen Standorte St. Peter-Ording, Erfde, Brunsbüttel, Schleswig und Itzehoe weisen deutlich höhere Einträge beziehungsweise Konzentrationen auf.

Bei den Komponenten Sulfat-Schwefel und Gesamt-Stickstoff (Nitrat- und Ammonium-Stickstoff) sind die räumlichen Unterschiede deutlich geringer. Die Streuung beträgt hier nur neun bis elf Prozent. Auch bei Sulfat-Schwefel, der nicht Seesalz-korrigiert wurde, ist ein Einfluss der Küstennähe zu erkennen, der allerdings sehr gering ausfällt.

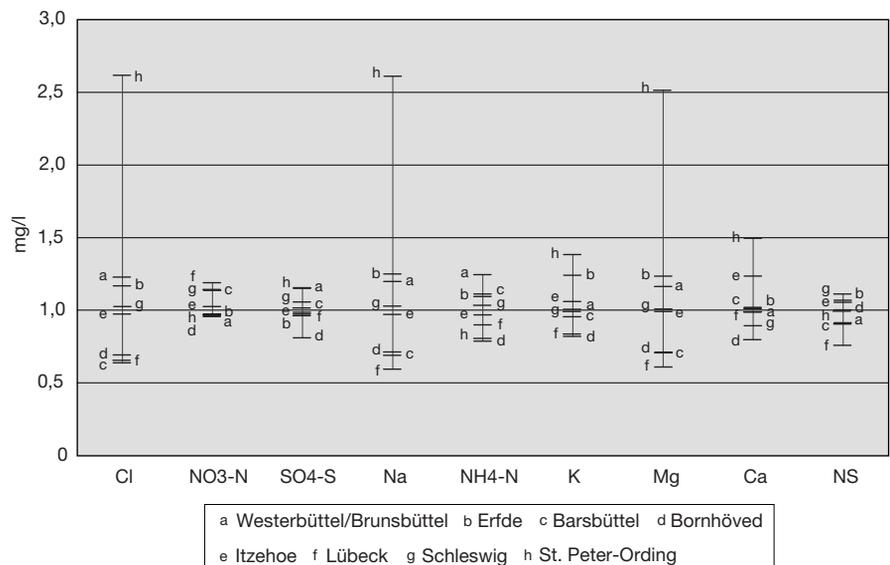
Abgesehen von der Konzentration der Komponenten im Niederschlag ist die Verteilung der Einträge entscheidend vom regionalen Niederschlagsprofil abhängig.

Da die Einträge von der Konzentration von Schadstoffen im Niederschlag und der jährlich schwankenden Niederschlagsmenge abhängen, können sie trotz Abnahme der mittleren Konzentrationen ansteigen. Abbildung 4 zeigt als Beispiel die mittlere Konzentration und die daraus resultierenden Einträge an Sulfat-Schwefel von 1988 bis 1999, jeweils gemittelt über alle Standorte.

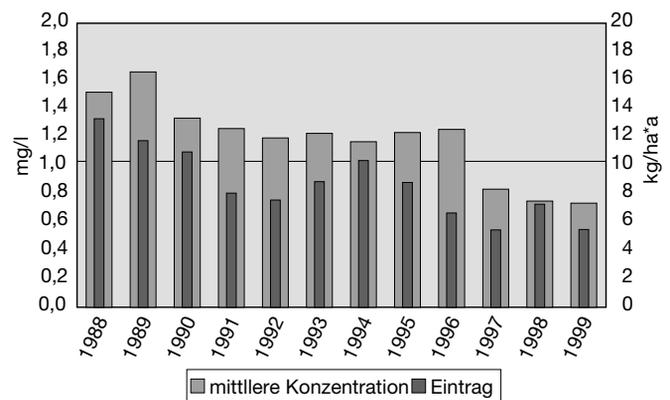
Die mittleren Konzentrationen im Niederschlag zeigen im Verlauf der Jahre eine deutliche Abnahme von circa 1,5 mg/l bis auf circa 0,7 mg/l.

Ein Rückgang der Vorläufersubstanz Schwefeldioxid wird an den Messstationen der LÜSH ebenfalls beobachtet. Dort ist seit Beginn der Messungen eine Abnahme der Belastung von 20 bis 40 µg/m³ auf jetzt circa drei bis sechs µg/m³ feststellbar. Abbildung 5 verdeutlicht diese Entwicklung, die auf vielfältige Maßnahmen zur Emissionsreduktion (zum Beispiel Großfeuerungsanlagenverordnung) sowie auf Sanierungen und Stilllegungen in den „neuen Bundesländern“ zurückzuführen ist.

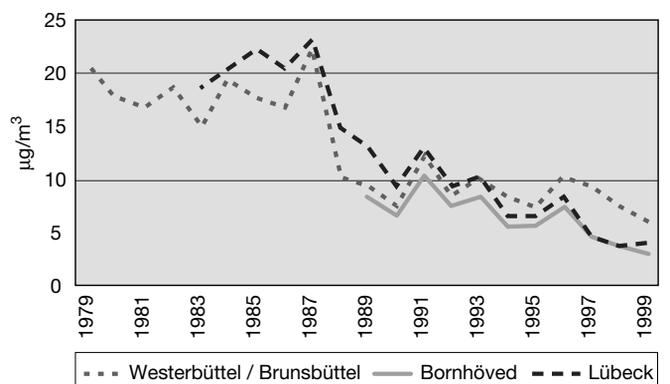
Für Nitrat-Stickstoff ist trotz Einführung



▲ *Abbildung 3: Spannweite der Konzentrationen, normiert mit dem Median aller Standorte und gemittelt über die Jahre 1997 bis 1999.*



► *Abbildung 4: Mittlere Konzentration und Eintrag von Sulfat-Schwefel, 1988–1999, gemittelt über alle Standorte.*



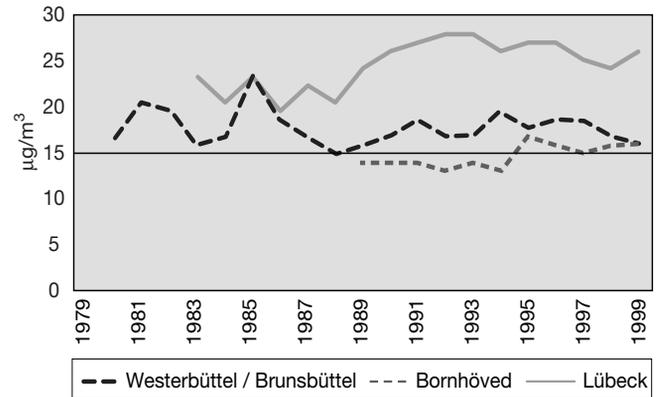
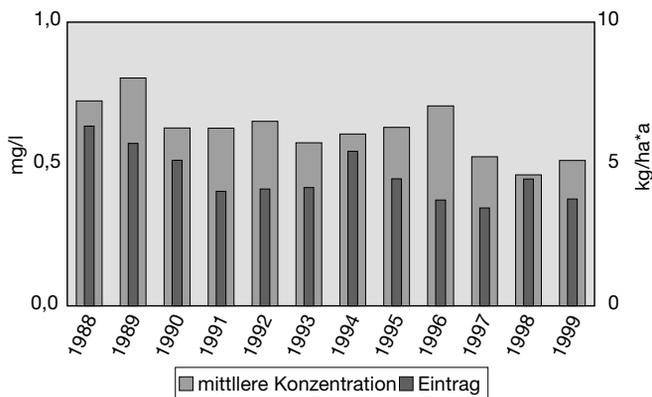
► *Abbildung 5: Schwefeldioxidkonzentration in µg/m³ (20°C, 1013 mbar), Jahresmittelwerte 1979–1999.*

des Katalysators und anderer Maßnahmen noch kein deutlicher Rückgang festzustellen (Abbildung 6).

Auch für Stickstoffdioxid als Vorläufer des Nitrats ist noch keine Abnahme erkennbar (Abbildung 7). Die Zunahme am Standort Lübeck-Schönböcken seit Anfang der 90er Jahre ist möglicherweise auf

eine Verkehrszunahme auf der nahegelegenen Autobahn Lübeck–Hamburg nach der Grenzöffnung zurückzuführen.

Der Protoneneintrag für die Standorte Westerbüttel, Bornhöved und Lübeck zeigt eine deutliche Abnahme, hervorgerufen durch die Veränderung der pH-Werte wie aus Abbildung 8 hervorgeht.



Für die folgende Grafik wurden zunächst aus den vorhandenen Konzentrationen eines Monats über alle Standorte ein Mittelwert gebildet. Aus diesen Werten wurde über zwölf Jahre ein Durchschnittswert für jeden Monat ermittelt. Auf eine Wichtung wurde verzichtet. Die zu beobachtenden Jahresschwänge der Konzentrationen von Nitrat- und Ammonium-Stickstoff und Sulfat-Schwefel sind in Abbildung 9 dargestellt.

Die höchsten Werte treten im Frühjahr auf. Vermutlich ist dies auf die noch relativ hohen Emissionen der Vorläufersubstanzen Schwefeldioxid und Stickstoffoxide zurückzuführen, die durch die schon starke photochemische Aktivität der Atmosphäre umgesetzt werden.

Auch die im Frühjahr verstärkt einsetzenden Düngemaßnahmen in der Landwirtschaft können zur Konzentrationserhöhung beitragen.

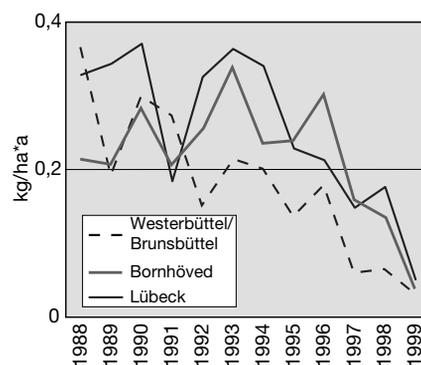
Bewertung

Im sogenannten BAT-Konzept (Best Available Technology) wird festgelegt, mit welchen in Europa verfügbaren Technologien der geringste Schadstoffausstoß zu erwarten ist (NAGEL et al. 1994).

Zur Einschätzung des von Luftschadstoffkonzentrationen ausgehenden Gefährdungspotentials auf die betroffenen Ökosysteme haben die methodischen Ansätze zur Bestimmung von Critical Loads & Levels in der europäischen Umweltpolitik zunehmend an Bedeutung gewonnen. Bezüglich der Deposition stellen die Critical

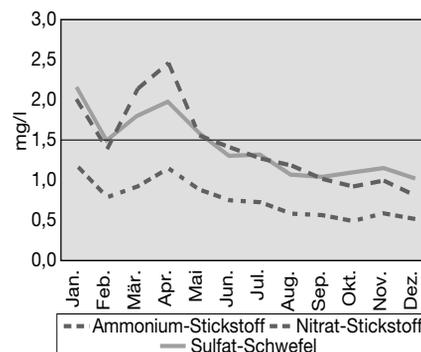
▲ *Abbildung 6: Mittlere Konzentration und Eintrag von Nitrat-Stickstoff, 1988–1999, gemittelt über alle Standorte.*

▲ *Abbildung 7: Stickstoffdioxidkonzentration in mg/m³ (20°C, 1013 mbar), Jahresmittelwerte 1979–1999.*



▲ *Abbildung 8: Proto-nitrogeneintrag, Jahresmittelwerte 1988–1999.*

▼ *Abbildung 9: Mittlere Jahresschwänge der Konzentrationen von Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff und Sulfat-Schwefel gemittelt über alle Standorte.*



Loads Abschätzungen des maximal zulässigen Eintrages eines oder mehrerer versauernd wirkender Schadstoffe dar, bei deren Einhaltung nach heutigem Stand des Wissens keine Schäden auftreten, wobei

sich die Höhe der Deposition an den Eigenschaften des Ökosystems orientiert. Nach diesem Ansatz bestimmt die Belastbarkeit der Ökosysteme die Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung. Allgemein wird die Gesamtsäurebelastung zunehmend durch den Stickstoffeintrag beeinflusst, was zu abnehmender Nährstoffverfügbarkeit und zunehmender Stickstoffsättigung in Öko- und Agrarsystemen führt (BML 1999).

Die vorliegenden Studien zur Bewertung von Säureinträgen und von eutrophierendem Stickstoff beziehen sich im wesentlichen auf Waldökosysteme, Feuchtgebiete wie Nieder- und Hochmoore sowie verschiedene Heide Landschaften (BML 2000). Eine Ableitung von wirkungs- und stoffbezogenen Belastungsgrenzen (Critical Loads) für das Ökosystem Wattenmeer bedarf wegen seines grundsätzlich zum Festland unterschiedlichen Bodenhorizonts noch eingehender wissenschaftlicher Untersuchungen.

Dies gilt auch für die methodischen Ansätze zur Bestimmung der kritischen Immissionsbelastungen (Critical Levels) gegenüber verschiedener Rezeptoren, wie Wald, landwirtschaftliche Nutzpflanzen und landgestützter natürlicher Vegetation (NAGEL et al. 1994). Inwieweit Schwefeldioxid, Stickstoffoxide und Ozon sich auf die internen Wachstumsfaktoren wie Entwicklung und genetischer Aufbau der im Ökosystem Wattenmeer beheimateten Pflanzen und Pflanzengemeinschaften auswirken können, müssen intensive Forschungen noch aufklären.



Literatur

- NAGEL, H. D., SMÁTEK, G., WERNER, B. (1994): Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien – Critical Loads & Critical Levels. – Materialien zur Umweltforschung beim Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. – Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- BML (1999): Dauerbeobachtungsflächen zur forstlichen Umweltkontrolle (Level II). – Workshop zur wissenschaftlichen Diskussion der Auswertekonzepte in Bonn-Röttgen, 29.–30. November 1999: 1–48.
- BML (2000): Critical Loads für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms, – Arbeitskreis A der Bundesländer-Arbeitsgruppe Level II.

Umweltprobenbank des Bundes – Langfristrends der Schadstoffbelastung in Wattenmeerorganismen

Umweltbundesamt, bearbeitet von Gerhard Wagner und Heinz Rüdel

Ziele und Konzeption

Die Umweltprobenbank des Bundes ist ein Archiv für ein retrospektives Monitoring der Umweltsituation. Durch die kontinuierliche Gewinnung, Lagerung und retrospektive Analyse relevanter Umweltproben ermöglicht die Umweltprobenbank Aussagen über den derzeitigen Stand und die Entwicklung der Belastungssituation in den verschiedenen Ökosystemen durch bekannte und „neue“ (Schad-)Stoffe und die Ermittlung von langfristigen Trends.

Als Beispiele hierfür werden ausgewählte Daten aus dem Routinebetrieb für die marinen Ökosysteme sowie Ergebnisse eines begleitenden F+E-Vorhabens mit dem Titel „Verfolgung von Umweltbelastungen durch Alkylphenole, Bisphenol A und organische Zinnverbindungen in repräsentativen Umweltproben – Methodische Entwicklungen und aktuelles sowie retrospektives Monitoring“ (RÜDEL et al. 1999) vorgestellt. Dieses Forschungsprojekt wurde in den Jahren 1998 und 1999 durch das Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie in Schmallenberg im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführt. Die mit der Durchführung der jeweiligen Aufgaben der Umweltprobenbank betrauten Institutionen und die den berichteten Daten zugrundeliegende Aufgabenverteilung sind in Tabelle 1 angegeben. Den jeweiligen Urhebern und dem Umweltbundesamt wird für die Überlassung der Daten gedankt.

Die Konzeption der Umweltprobenbank des Bundes wurde 1985 der Aufbauphase zugrundegelegt, 1993 mit der Aufnahme des Dauerbetriebs konkretisiert und 1999 in ihre derzeit gültige Form gebracht (Bundesministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit/Umweltbundesamt 1993, 2000). Sie beinhaltet neben der Zielbestimmung und Organisation die Festlegung der Probenahmegebiete und -flächen (siehe Abbildung 1) sowie der Probenarten und der Probenahmepläne. Weiterhin enthält sie die Methoden und Qualitätssicherungs-

Tabelle 1: Aufgabenverteilung in der Umweltprobenbank des Bundes (mariner Bereich).

Auftraggeber: Umweltbundesamt		
Betrieb	1984 – 1999	seit 2000
Probenahme	Forschungszentrum Jülich Institut für Angewandte Physische Chemie	Universität des Saarlandes Institut für Biogeographie
Probenaufbereitung und Lagerung	Forschungszentrum Jülich Institut für Angewandte Physische Chemie	Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg
Anorganische Analytik	Forschungszentrum Jülich Institut für Angewandte Physische Chemie	Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie Schmallenberg
CKW-Analytik	GSF Neuherberg Institut für Ökologische Chemie	ERGO Forschungsgesellschaft. mbH, Hamburg
PAH-Analytik	Biochem. Institut für Umweltcarcinogene, Großhansdorf	ERGO Forschungsgesellschaft. mbH, Hamburg
Zusätzliche Auftragsanalytik	Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg	





maßnahmen in Form von Richtlinien, die für die Durchführung der Aufgaben der Umweltprobenbank bindend und für die langfristige Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit ihrer Ergebnisse ausschlaggebend sind (Umweltprobenbank des Bundes, 1996).

Marine Ökosysteme in der UPB

Die Umweltprobenbank des Bundes bearbeitet regelmäßig drei marine Probenahmegebiete, die mit den entsprechenden Probenahmefflächen und Probenarten in Tabelle 2 wiedergegeben sind.

Für die einzelnen Probenarten gelten die folgenden Probenahmepläne:

- Blasentang wird im zweimonatigen (Wattenmeer) oder im halbjährlichen Rhythmus (Vorpommersche Boddenlandschaft) gesammelt aufgrund der saisonalen Variation der Schadstoffe in den Thalli. Am Ende eines Jahres werden die Einzelproben zu einer Jahresprobe zusammengeführt.
- Miesmuscheln werden ebenso im zweimonatigen (Wattenmeer) oder halbjährlichen (Vorpommersche Boddenlandschaft) Rhythmus gesammelt. Am Ende

eines Jahres werden die Einzelproben zu einer Jahresprobe zusammengeführt.

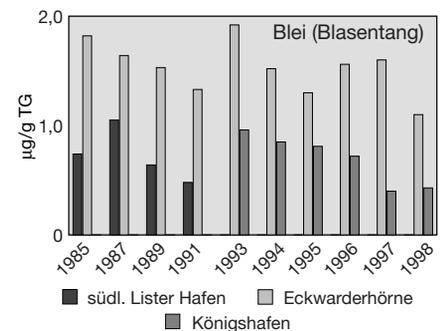
- Aalmuttern werden im Wattenmeer und in der Ostsee einmal pro Jahr im Frühsommer (Mai bis Juni) gesammelt.
- Die Probenahme von Silbermöweneiern erfolgt einmal im Jahr im Mai im Zeitraum der Eiablage.

Ausgewählte Ergebnisse (Routineanalytik)

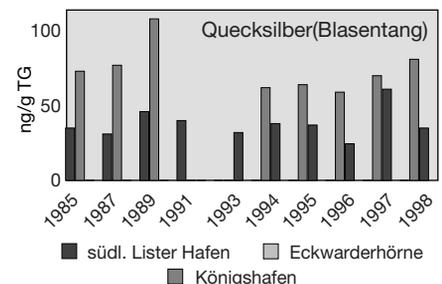
Die routinemäßig durchgeführte Charakterisierungsanalytik der für die Umweltprobenbank gewonnenen und eingelagerten Proben ergibt Zeitreihen, die aufgrund der Anwendung der speziellen UPB-Richtlinien die zeitliche Entwicklung der Umweltbelastung durch die untersuchten Stoffe dokumentieren. Dabei können die unterschiedlichen Stufen der Nahrungskette repräsentierenden Probenarten durchaus unterschiedliche Trends ergeben. Nachfolgend werden einige exemplarische Zeitreihen dargestellt. Überschreitungen gesetzlicher Grenzwerte wurden in Proben aus dem Bereich des Wattenmeeres nicht festgestellt. Einzelergebnisse können den regelmäßig erscheinenden Zweijahresberichten

der Umweltprobenbank sowie speziellen Mitteilungen oder der Homepage des Umweltbundesamtes (www.umweltbundesamt.de/umweltprobenbank) entnommen werden.

Der Blasentang (*Fucus vesiculosus*) steht als Produzent am Anfang der Nahrungskette und weist im Allgemeinen die geringsten Konzentrationen auf, aber auch am unmittelbarsten den Verlauf der Einträge von potentiellen Schadstoffen in das Ökosystem. In Abbildung 2 sind die Bleikonzentrationen im Blasentang von 1985



▲ Abbildung 2: Bleikonzentrationen im Blasentang aus Probenahmefflächen des Wattenmeeres.



▲ Abbildung 3: Quecksilberkonzentrationen im Blasentang aus Probenahmefflächen des Wattenmeeres.

▼ Abbildung 4: Quecksilberkonzentrationen in der Muskulatur von Aalmuttern aus Probenahmefflächen des Wattenmeeres.

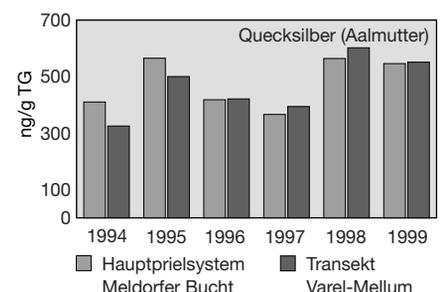


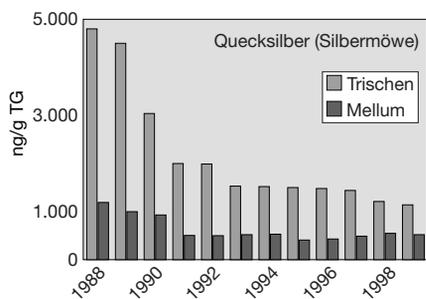
Tabelle 2: Probenahmegebiete, Gebietsausschnitte, Probenahmefflächen und Probenarten der Umweltprobenbank im marinen Bereich.

Probenahmegebiet	Gebietsausschnitt	Probenahmeffläche	Probenart
Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer	Sylt-Römø-Watt	Südlich Lister Hafen (1985–1992)	• Blasentang • Miesmuschel
		Königshafen (seit 1992)	• Blasentang • Miesmuschel
	Meldorfer Bucht mit Trischen	Norderpiep	• Aalmutter
		Trischen	• Silbermöwenei
Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer	Jadebusen mit Mellum	Eckwarderhörne	• Blasentang • Miesmuschel
		Transekt Varel-Mellum	• Aalmutter
		Mellum	• Silbermöwenei
Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft	Halbinsel Fischland/Darß/Zingst	Darßer Ort	• Aalmutter • Miesmuschel
	Kubitzer Bodden	Heuwiese	• Silbermöwenei
Vorpommersche Ostseeküste	Rügen	Kap Arkona/Varnewitz	• Blasentang

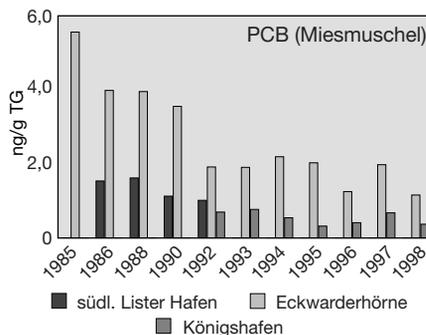


bis 1998 aufgetragen. Dabei zeigt sich ein deutlich abnehmender Trend, bei deutlich unterschiedlichem Belastungsniveau der drei Probenahme­flächen und starken Schwankungen im Bereich Eckwarder­hörne. Andere umweltrelevante Metalle wie Arsen und Cadmium zeigen deutlich geringere regionale Unterschiede und keine erkennbaren zeitlichen Trends.

Die Quecksilberkonzentrationen im Blasen­tang (siehe Abbildung 3) zeigen charakteristische zeitliche Schwankungen, die

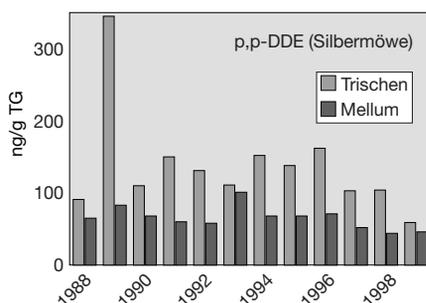


▲ Abbildung 5: Quecksilberkonzentrationen im Einhalt von Brutkolonien auf Trischen und Mellum.



▲ Abbildung 6: Polychlorierte Biphenyle (PCB, hier B-138) im Weichkörper von Miesmuscheln aus Probenahme­flächen des Wattenmeeres.

▼ Abbildung 7: p,p-DDE im Einhalt von Brutkolonien auf Trischen und Mellum.



ähnlich, wenn auch in höheren Konzentrationsniveaus, auch im Weichkörper von Miesmuscheln und in Aalmuttermuskulatur (Abbildung 4) erkennbar sind. In Silbermöweneiern (Abbildung 5) dagegen ist für die im Elbeinflussbereich gelegene Insel Trischen im Untersuchungszeitraum ein stetiger Rückgang der Gesamt-Quecksilberkonzentrationen zu verzeichnen, die von fast 5.000 ng/g Trockensubstanz (1988) bis 1991 steil auf circa 2.000 ng/g, danach kontinuierlich weiter auf circa 1.200 ng/g (1999) abgefallen sind. Die Silbermöwenei­proben von der Insel Mellum weisen dagegen bei deutlich niedrigerem Niveau nach einem Minimum um das Jahr 1995 wieder leicht ansteigende Quecksilberkonzentrationen auf. Neben den Quecksilbereinträgen der Elbe in die Nordsee zeigen sich hier auch deutliche Nahrungsketteneffekte: Je höher die Position einer Art in der Nahrungskette, um so höher sind die Anteile organischer Quecksilberverbindungen mit lipophilen Eigenschaften und um so höher auch die Gesamt-Quecksilbergehalte.

Die Gehalte verschiedener organischer Kontaminanten im Weichkörper von Miesmuscheln zeigen nach ebenfalls deutlichem Rückgang bis 1992 seither stagnierende oder uneinheitliche Tendenz. Abbildung 6 demonstriert dies am Beispiel der Zeitreihe des polychlorierten Biphenyls (PCB) B-138. Ähnliche Zeitreihen zeigen auch andere Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) sowie Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).

Abbildung 7 zeigt die Zeitreihe der p,p-DDE-Gehalte in Silbermöweneiern, eines Abbauproduktes des Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT), das in den 70er Jahren in der Bundesrepublik Deutschland verboten, in der DDR jedoch noch in den 80er Jahren angewendet wurde.

Retrospektives Monitoring mit UPB-Proben

Organozinnverbindungen

Seit Anfang der 80-er Jahre wurde die Schädigung mariner Organismen durch

organische Zinnverbindungen offensichtlich, die sich insbesondere in der reduzier­ten oder ausbleibenden Fortpflanzungs­fähigkeit von Schnecken und Austern manifestierte. Aus diesem Grunde wurden im Rahmen eines F+E-Vorhabens Probenserien der Umweltprobenbank vom Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg im Auftrag des Umweltbundesamtes auf diese Stoffgruppe untersucht. Um eine Bewertung der Ergebnisse der Analysen zu ermöglichen, soll zunächst auf Einträge, Um­verhalten und Toxizitätspotential der Organozinnverbindungen eingegangen werden.

Organozinnverbindungen besitzen die allgemeine Struktur: $R_{(n)}SnX_{(4-n)}$ (mit R = Aryl- oder Alkylgruppen, X = z. B. Chlor oder Sauerstoff; n = 1 – 4). Die wichtigsten Verbindungen sind Tri-, Di- und Monobutylzinn (TBT, DBT, MBT) sowie die entsprechenden Phenylzinnverbindungen (TPhT, DPhT, MPhT). Die Weltproduktion an zinnorganischen Verbindungen lag 1996 bei rund 50.000 Jahrestonnen (BENNETT 1996). Zu etwa 70 bis 90 Prozent werden zinnorganische Verbindungen als Stabilisatoren in Kunststoffen eingesetzt, wie Mono- und Dibutylzinn­derivate als Licht- und Hitzestabilisatoren für PVC-Kunststoffe. Weitere 15 bis 20 Prozent der Produktion werden als Biozide verwendet. In der Landwirtschaft werden TBT und TPhT als Fungizide gegen Kartoffelfäule oder Schimmelpilze eingesetzt. Den Hauptanteil hat die Verwendung von TBT in bewuchshemmenden Anstrichen von Schiffen (Anti-fouling-Beschichtungen; bis 1985 wurde teilweise auch TPhT eingesetzt). Natürliche Quellen gibt es nur für geringe Mengen an Methylzinnverbindungen.

Das Verhalten von Organozinnverbindungen in der Umwelt wird von der geringen bis mäßigen Wasserlöslichkeit bestimmt, die von Mono- zu Triorganozinnverbindungen fällt. Die Stoffe adsorbieren an Schwebstoffe und werden daher in Gewässersedimenten akkumuliert. Bei Aufnahme durch Organismen kann eine Akkumulation im Fettgewebe erfolgen. Litera-

turangaben für Biokonzentrationsfaktoren betragen bis zu 10.500 für TBT oder bis zu 36.000 für TPhT in Miesmuscheln (SUZUKI et al. 1998) und bis zu 52.000 für TBT in Fischgewebe (STACHEL et al. 1996). Der Abbau von Organozinnverbindungen in der Umwelt kann durch Mikroorganismen sowie durch Photolyse erfolgen. Die Halbwertszeiten in der Umwelt werden für Wasser in Tagen, für anaerobe Sedimente dagegen in Jahren beziffert (MAGUIRE 1996). TBT ist ein weltweit vorkommender Schadstoff. Hohe Gehalte treten insbesondere in der Nähe von Emissionsquellen (z. B. Dockanlagen und Häfen) auf. 1989 wurde in Deutschland die Verwendung zinnorganischer Verbindungen zur Bewuchshemmung von Schiffen unter 25 m Länge verboten.

Allgemein wirken Organozinnverbindungen als Zell- und Stoffwechselgifte. Ein besonderes Problem stellt hierbei die Anwendung von Triorganozinnverbindungen zum Bewuchsschutz von Schiffsrümpfen dar, da in diesem Fall ein zielgerichteter Eintrag in die Gewässer erfolgt. Durch TBT verursachte Effekte bei Schnecken und Muscheln gehören zu den am besten dokumentierten, durch Schadstoffe ausgelösten hormonellen Wirkungen. TBT kann bei Schnecken und Muscheln zur zusätzlichen Ausbildung männlicher Geschlechtsorgane bei Weibchen (Imposex) und zur Ausbildung männlicher Geschlechtscharakteristika bei Weibchen oder weiblicher Organe bei Männchen (Intersex) führen. Beides führt zur Sterilität der weiblichen Individuen einer Population. Bei einer Reihe von Molluskenarten wird ein durch den Eintrag von TBT ausgelöstes Auslöschen der Population befürchtet. Bei der Strandschnecke und der Wattschnecke lassen sich im Bereich der deutschen Nord- und Ostseeküste gravierende, teilweise bis zur Sterilität führende Vermännlichungstendenzen weiblicher Individuen nachweisen (OEHLMANN et al. 1998).

Für die Untersuchungen wurden UPB-Standardproben aus dem Zeitraum 1985 bis 1998 eingesetzt. Die organischen Zinnverbindungen wurden mit einem Grignard-

Reagenz derivatisiert und nach gaschromatografischer Auftrennung mit einem Atomemissionsdetektor nachgewiesen (RÜDEL et al. 1999). Erfasst wurden TBT, DBT, MBT sowie TPhT. In den meisten untersuchten Proben wurden organische Zinnverbindungen, hauptsächlich TBT, oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze (BG) nachgewiesen. Die Bestimmungsgrenzen für TBT und TPhT lagen je nach Probenart bei 1,0 bis 5,0 µg/kg Frischgewicht oder bei 5,0 bis 15 µg/kg Trockengewicht. Wenn nicht anders angegeben, beziehen sich die Gehaltsangaben im Text jeweils auf den Gehalt an Organozinnkation pro Kilogramm Frischgewicht.

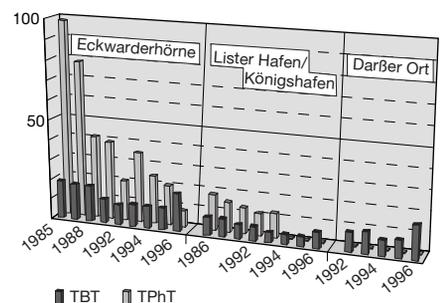
Die Untersuchungsergebnisse an Proben aus Nord- und Ostsee zeigen, dass Organozinnverbindungen sowohl in Muscheln als auch in Fischen in erheblichem Maße akkumulieren, wobei TBT und TPhT die vorherrschenden Komponenten darstellen. Abbildung 8 zeigt die Zeitreihen für die drei marinen Probenahmegebiete. Von 1985 bis 1996 ging die Belastung der Miesmuscheln mit Triphenylzinnverbindungen deutlich zurück, so im Niedersächsischen Wattenmeer (Eckwarderhörne) von 98,0 auf 10,0 µg TPhT pro Kilogramm Frischgewicht. Im Nordfriesischen Wattenmeer (Südlich Lister Hafen/Königshafen) waren die Konzentrationen deutlich niedriger und in Muscheln aus der Ostsee (Darßer Ort) konnte TPhT nicht nachgewiesen werden.

Demgegenüber blieben die Gewebekonzentrationen von TBT in allen Probenahmegebieten auf hohem Niveau faktisch konstant. 1996 waren Miesmuscheln des Niedersächsischen Wattenmeeres (Eckwarderhörne) mit 20 µg TBT/kg Frischgewicht doppelt so hoch belastet wie Miesmuscheln des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres (Südlich Lister Hafen/Königshafen) mit 10,0 µg TBT/kg Frischgewicht. Muschelproben aus dem Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (Darßer Ort) wiesen zwischen 1992 und 1995 um 10,0 µg TBT/kg Frischgewicht auf. In Proben aus 1996 wurde dann ein Anstieg der Gehalte auf 17 µg TBT/kg

Frischgewicht festgestellt. Weitere Untersuchungen an Blasentang und Silbermöweneiern ergaben relativ niedrige Gehalte an TBT und TPhT (1990–1996 ca. 2,0–6,0 µg/kg TBT, < 5,0 µg/kg TPhT).

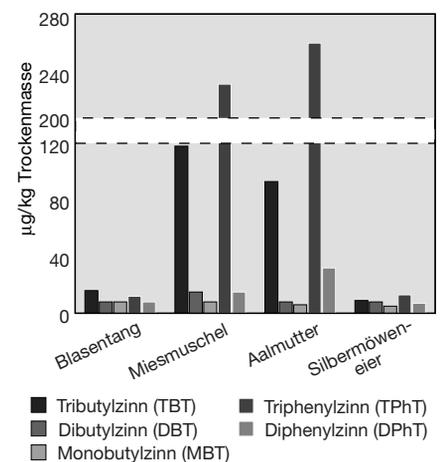
Die untersuchten Organismen sind Repräsentanten verschiedener Stufen des marinen Nahrungsnetzes. Bei Umrechnung der Gehalte der verschiedenen Probenarten auf die Trockengewichte zeigt sich, dass eine Biomagnifikation, also eine Anreicherung in der Nahrungskette, nicht festzustellen ist (Abbildung 9). So sind die Gehalte in Aalmuttern nicht höher als in Miesmuscheln und die Gehalte in den Silbermöweneiern sind niedriger als in den anderen untersuchten Probenarten, die niedrigere Stufen des Nahrungsnetzes repräsentieren.

Die gleichbleibende Belastung mit TBT dürfte ihre Ursache in der anhaltenden und unverminderten Verwendung von TBT-hal-



▲ Abbildung 8: Organozinnverbindungen in Miesmuscheln von Probenahmegebieten in Nord- (Links, Mitte) und Ostsee (Rechts).

▼ Abbildung 9: Organozinnverbindungen in marinen Organismen aus dem Wattenmeer 1994.





tigen Antifoulinganstrichen in der Handels-schiffahrt haben. Das Verwendungsverbot für TBT-haltige Anstriche an Booten mit weniger als 25 Meter Länge hat sich zwar in Yachthäfen und ähnlichen Bereichen, wo Freizeitschiffahrt massiv betrieben wird, positiv ausgewirkt. Eine über den lokalen Bereich hinausgehende deutliche Verringerung der Belastung mariner Ökosysteme ist von dieser Maßnahme jedoch nicht zu erwarten, da der Marktanteil der Freizeitboote am Absatz von Antifoulingfarben nur rund zehn Prozent beträgt.

Die Mitte der 80er Jahre extrem hohe und danach kontinuierlich sinkende Kontamination mariner Lebewesen mit Triphenylzinn beruht wahrscheinlich darauf, daß Triphenylzinnverbindungen bis 1985 als zusätzlicher Wirkstoff in Antifouling eingesetzt wurden, seither jedoch nicht mehr (UMWELTBUNDESAMT 1999).

Auf Basis von Literaturdaten wurde die toxikologische und ökotoxikologische Relevanz der gefundenen Organozinnkonzentrationen in den marinen Proben bewertet. Mittels der Biokonzentrationsfaktoren (BCF) für Miesmuscheln können die maximalen Wasserkonzentrationen für die Nordsee mit etwa 2,0–4,0 ng/L für TBT und etwa 3,0 ng/L für TPHT geschätzt werden. Ab 1,0 ng/L TBT ist mit Effekten bei Phyto- und Zooplanktonarten (ALZIEU 1996) sowie mit „Imposex“-Effekten in Meeresschnecken zu rechnen (GIBBS & BRYAN 1996). Dagegen wurden negative Effekte auf die Reproduktion von Austern

erst ab etwa 20 ng/L TBT nachgewiesen (ALZIEU 1996). Die abgeschätzten maximalen Konzentrationen lagen damit in einem Bereich, der bei empfindlichen Organismen erste Wirkungen erwarten lässt.

Die Relevanz der Ergebnisse für die menschliche Ernährung oder Gesundheit ergibt sich aus der Menge an TBT und TPHT, die von Konsumenten durch den Verzehr von Nordseefisch oder Muscheln aufgenommen werden kann. Die tolerierbaren täglichen Aufnahmemengen (TDI) für beide Verbindungen sind in Tabelle 3 angegeben. Da der durchschnittliche tägliche Fischverzehr in Deutschland je nach Region nur zwischen 200 und 400 Gramm liegt, ist eine Gefährdung der Konsumenten nicht zu erwarten. Die so aufgenommenen Mengen an TBT und TPHT liegen unterhalb der von der Weltgesundheitsorganisation WHO als kritisch angesehenen Tagesdosen.

Zusammenfassend lassen die Ergebnisse eine Anwendungseinstellung für TBT als Wirkstoff in Antifoulinganstrichen als notwendig erscheinen, um Populationen empfindlicher Organismen in den marinen Ökosystemen zu schützen. Eine weltweite Anwendungsbeschränkung von TBT ist für 2003 geplant. Die Umweltprobenbank kann ein Instrument zur Erfolgskontrolle einer solchen Maßnahme sein. Hierzu sollten in den nächsten Jahren regelmäßig Aalmuttern und evtl. Miesmuscheln auf ihren Gehalt an organischen Zinnverbindungen untersucht werden.

Alkylphenoethoxylate und Alkylphenole

Alkylphenoethoxylate (APEO) sowie ihre Abbauprodukte Alkylphenolmonoethoxylate (AP1EO) und Alkylphenole (AP) erwiesen sich in Labortestsystemen als hormonell wirksam (endokrine Disruptoren; JOBLING & SUMPTER 1993). Durch retrospektives Monitoring von Proben aus der Umweltprobenbank sollte untersucht werden, welche Gewebekonzentrationen an APEO-Abbauprodukten marine Organismen aufweisen und wie diese in Relation zum Wirkungspotential zu bewerten sind.

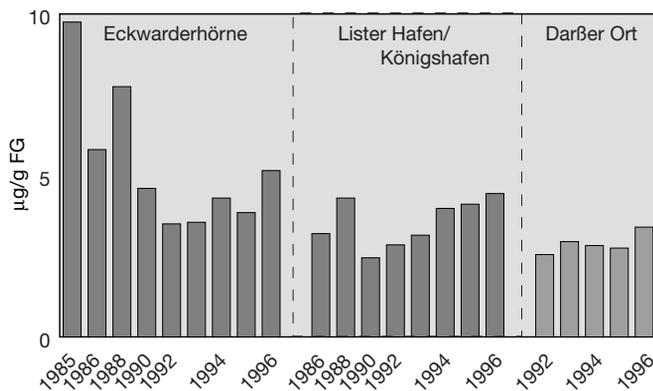
APEO gehören zur Gruppe der nichtionischen Tenside. Sie werden als Industrie-reiniger, Bohr- und Flotationshilfsstoffe, als Verlaufsmittel in der Fotoindustrie sowie als Lösungsvermittler und Benetzungsmittel in technischen Prozessen überwiegend in Form wässriger Lösungen angewendet und gelangen daher über industrielle sowie kommunale Abwässer und die jeweiligen Kläranlagen in die aquatische Umwelt. Einträge in die Nord- und Ostsee erfolgen vorwiegend über die großen Flüsse.

Durch Abbauprozesse entstehen aus den Alkylphenoethoxylaten die relativ langlebigen, lipophilen Alkylphenoldi- und Alkylphenolmonoethoxylate sowie die entsprechenden Alkylphenole, die persistenter und lipophiler und für Wasserorganismen giftiger sind als die Ausgangsverbindungen. Sie sind gut wasserlöslich und werden in Kläranlagen nicht zurückgehalten. Von den Alkylphenolen und Alkylphenoethoxylaten kommen den 4-Nonylverbindungen und 4-tert.-Octylverbindungen die größte wirtschaftliche Bedeutung zu. 4-Nonylphenol wird für die Herstellung von Kunststoffprodukten und Hilfsstoffen sowie für die Synthese der Nonylphenolethoxylate verwendet und kann so auch direkt in die Umwelt eingetragen werden (STAPLES et al. 1998).

In Deutschland besteht seit 1986 eine freiwillige Selbstverpflichtung der Industrie zum Verzicht auf Alkylphenoethoxylate in Haushaltswaschmitteln und -reinigungsmitteln, die 1992 auf industrielle Reini-

Tabelle 3: Relevanz der Organozinnbelastung mariner Biota für die menschliche Ernährung. Angegeben ist die Menge an Nordseefisch oder Muscheln, die von einer Person mit einem Gewicht von 70 kg unbedenklich aufgenommen werden kann; TDI: tolerierbare tägliche Aufnahme.

Organozinn- verbindung	Probe	Maximale Gewebe- konzentration [µg/kg]	Unbedenkliche Menge [kg/d]
Tributylzinn (TBT als TBTO)			
TDI 0,25 µg/kg*d (WHO 1993)	Miesmuscheln	21	0,8
	Aalmutter	22	0,8
Triphenylzinn (TPHT)			
TDI 0,5 µg/kg*d (WHO/FAO 1971)	Miesmuscheln	98	0,4
	Aalmutter	60	0,6



◀ Abbildung 10: 4-Nonylphenol in Miesmuscheln (Jahreshomogenate) von Probenflächen in Nord- (Links, Mitte) und Ostsee (Rechts).

gungsmittel und Anwendungen erweitert wurde, soweit diese dem Waschmittelgesetz von 1975 oder dem Anhang von 1987 unterliegen. Durch diese Vereinbarung wurde der Einsatz von APEO in Reinigungsmitteln von 1986 bis 1997 um etwa 85 Prozent gesenkt (UMWELTBUNDESAMT 1999).

Das Untersuchungsprogramm umfasste Proben von Blasentang, Miesmuschel, Aalmutter und Silbermöweneiern der Jahre 1985 bis 1998. Nach Extraktion mit einem organischen Lösungsmittel und Aufreinigung der Extrakte erfolgte die analytische Bestimmung der silylierten Zielverbindungen 4-Nonylphenol (4NP), 4-Nonylphenolmonoethoxylat (4NP1EO), 4-tert.-Octylphenol (4tOP) und 4-tert.-Octylphenolmonoethoxylat (4tOP1EO) mittels Gaschromatografie-Massenspektrometrie-Kopplung.

Insgesamt lagen die Gehalte der Alkylphenole und Alkylphenolmonoethoxylate in den marinen Proben relativ niedrig. Die Konzentrationen von 4NP und 4tOP waren in den meisten Proben höher als die der entsprechenden Monoethoxylate. Der beschriebene Verwendungsrückgang lässt sich anhand der Untersuchungen archivierter Miesmuschelproben aus dem Nordseeküstenbereich allerdings nicht nachvollziehen. Zwar sank die Konzentration von 4NP in Miesmuscheln des Niedersächsischen Wattenmeeres (Eckwarderhörne) zwischen 1985 und 1992 von 9,7 auf 3,5 µg/kg Frischgewicht; in den folgenden Jahren wurden aber schwankende Konzentrationen mit steigender Tendenz nachgewiesen. 1996 wurde wieder ein Ge-

halt von 5,2 µg/kg Frischgewicht festgestellt (Abbildung 10).

Miesmuscheln des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres (Probenahme südlich Lister Hafen/Königshafen) waren Ende der 80er Jahre deutlich geringer mit Alkylphenolen kontaminiert als die Muscheln des Niedersächsischen Wattenmeeres. Auch hier konnte eine leichte Abnahme der Belastung von 1986 auf 1990 beobachtet werden. Seit 1992 stiegen allerdings die 4NP-Gehalte wieder leicht an. 1996 wurden mit 4,5 µg/kg 4NP Konzentrationen in der gleichen Größenordnung wie 1988 nachgewiesen.

Miesmuscheln aus dem NP Vorpommersche Boddenlandschaft (Darßer Ort) sind deutlich geringer mit 4-Nonylphenol belastet als die Proben aus dem Nordseeküstenbereich; zwischen 1992 und 1996 wurden Gehalte um 3,0 µg/kg Frischgewicht bestimmt.

Von den untersuchten marinen Probenarten waren die Miesmuscheln am höchsten belastet. Vergleichsanalysen von Brassenmuskulatur und Dreikantmuscheln aus den limnischen Probenahmegebieten der Umweltprobenbank zeigen, dass Proben aus Fließgewässerökosystemen oft deutlich höher mit Alkylphenolen und Alkylphenolmonoethoxylaten belastet sind als marine Proben. Die höchsten Konzentrationen mit 324 g/kg 4NP1EO und 112 g/kg 4NP wurden in Brassenmuskulatur aus der Saar bei Güdigen gefunden (Angaben für 1994, bezogen auf das Frischgewicht).

Schätzt man mittels der Biokonzentri-

onsfaktoren für Alkylphenole und Alkylphenolmonoethoxylate die durchschnittlichen Wasserkonzentrationen ab, denen die marinen Organismen während ihrer Entwicklung ausgesetzt waren, so liegen diese Werte deutlich unterhalb der Konzentrationen, die in Testsystemen toxische oder hormonelle Wirkungen erzeugen. Da aber Messwerte über die Gewebekonzentrationen von Alkylphenolen und Alkylphenolmonoethoxylaten in diesen Testsystemen fehlen, ist eine Bewertung der in den marinen Proben nachgewiesenen Konzentrationen zur Zeit nur eingeschränkt möglich.

Die zeitlichen Trends der 4NP und 4tOP-Verbindungen sollten in Zukunft weiter verfolgt werden. Dazu wurde vorgeschlagen, zumindest Analysen von Miesmuscheln und Aalmuttern auf 4-Nonylphenol und 4-tert.-Octylphenol in das Routineprogramm der Umweltprobenbank aufzunehmen.

Literatur

- ALZIEU, C. (1996): Biological effects of tributyltin. – In: S. J. DE MORA (Hrsg.): Tributyltin: case study of an environmental contaminant. Cambridge University Press, Cambridge: 167–211.
- BENNETT, R. F. (1996): Industrial manufacture and applications of tributyltin compounds. – In: S. J. DE MORA (Hrsg.): Tributyltin: case study of an environmental contaminant. – Cambridge University Press, Cambridge: 21–61.
- GIBBS, P. E. & G. W. BRYAN (1996): TBT-induced imposex in neogastropod snails: masculinization to mass extinction. In: S. J. DE MORA (Hrsg.): Tributyltin: case study of an environmental contaminant. – Cambridge University Press, Cambridge: 212–236.
- JOBLING, S. & J. P. SUMPTER (1993): Detergent components in sewage effluent are weakly estrogenic to fish: an in vitro study using rainbow trout hepatocytes. – *Aquatic Toxicol.* 27, 361–372.
- MAGUIRE, R. J. (1996): Occurrence, fate and toxicity of tributyltin. – In: S. J. DE MORA (Hrsg.): Tributyltin: case study of an environmental contaminant. Cambridge University Press, Cambridge: 94–138.



- OEHLMANN, J., I. IDE, B. BAUER, B. WATERMANN, U. SCHULTE-OEHLMANN, S. LIEBE, P. FIORONI (1998): Erfassung morpho- und histopathologischer Effekte von Organozinnverbindungen auf marine Mollusken und Prüfung ihrer Verwendbarkeit für ein zukünftiges biologisches Effektmonitoring. – Texte 46/98, Umweltbundesamt, Berlin.
- RÜDEL, H., W. BÖHMER, H.-J. BRUCKERT, P. LEPPER, H. SOHN, J. STEINHANSES, A. WENZEL (1999): Verfolgung von Umweltbelastungen durch Alkylphenole, Bisphenol A und organische Zinnverbindungen in repräsentativen Umweltproben – Methodische Entwicklungen und aktuelles sowie retrospektives Monitoring. – Forschungsbericht 297 63 155, Umweltbundesamt, Berlin.
- STACHEL, B., H. REINCKE, J. KUBALLA, E. JANTZEN, M. HEMPEL (1996): Bioakkumulation von Organozinnspezies in Elbe-Brassen. Poster auf dem 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar vom 22.–25. Oktober 1996 in Budweis, Tschechische Republik.
- STAPLES, C. A., J. WEEKS, J. F. HALL, C. G. NAYLOR (1998): Evaluation of aquatic toxicity and bioaccumulation of C8- and C9-alkylphenol ethoxylates. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 2470–2480.
- SUZUKI, T, I. YAMAMOTO, H YAMADA, N KANIWA, K KONDO, M MURAYAMA; (1998): Accumulation, Metabolism, and Depuration of Organotin Compounds in the Marine Mussels *Mytilus graynus* and *Mytilus edulis* under Natural Conditions. *Journal of Agricultural Food Chemistry* 46: 304–313.
- UMWELTPROBENBANK DES BUNDES (1996): Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Human-Organproben. – Umweltbundesamt, Berlin, Erich Schmidt Verlag.
- UMWELTBUNDESAMT (1999): Schwerpunkte der Umweltprobenbank, Archiv für ein retrospektives Monitoring – Ausgewählte Ergebnisse. www.umweltbundesamt.de.

Das Algenfrüherkennungssystem (AlgFES) des Landes Schleswig-Holstein

Jeanette Göbel

Seit 1989 werden im Rahmen des Algenfrüherkennungssystems die Küstengewässer Schleswig-Holsteins beprobt (Abbildung 1) und die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Mikroalgengemeinschaften analysiert.

Ein Teil der festen Stationen in Nord- und Ostsee gehört zum Bund-Länder-Messprogramm (BLMP) und wird ganzjährig beprobt.

Die Beprobungen im Rahmen des Algenfrüherkennungssystems finden in einem engeren zeitlichen Rahmen, nämlich von April bis Oktober vierzehntägig (Nordsee) oder wöchentlich (Ostsee) statt. Die Ergebnisse, die im Zeitraum April bis September vorliegen, werden im Algenreport dargestellt, jeweils wöchentlich alternierend für Nordsee und Ostsee. Der Algenreport wird versandt an zuständige Ämter, Ministerien, meereskundliche Institute und alle öffentlichkeitswirksamen Einrichtungen wie Kurverwaltungen, Naturschutzvereine, Infozentren und Schutzstationen. Im Algenreport wird unter der „aktuellen Situation“ das derzeitige Planktonvorkommen beschrieben und im Hinblick auf den möglichen Einfluss auf die Badewasserqualität bewertet.

In die Bewertung fließen auch die Ergebnisse der vorherigen Probenahmen

ein, um eine kurzfristige Prognose über die zukünftige Entwicklung geben zu können. Besondere Berücksichtigung finden dabei die blütenbildenden und giftigen Mikroalgenarten.

Neben den oben genannten Schwerpunkten Mikroalgenmonitoring und Badewasserqualität werden die Ergebnisse über das Vorkommen bestimmter giftiger Mikroalgen, besonders während Spätsommer und Herbst, von den Veterinär- und Gesundheitsämtern als Zusatzinformationen für die Muscheluntersuchungen genutzt.

Der Vergleich der jährlich vorkommenden Arten unterliegt in den Küstengewässern von Nord- und Ostsee einer hohen Variabilität.

Das erklärt sich daraus, dass in das Wattenmeer der Nordsee und in die Küstengewässer der Ostsee fortlaufend Wasser aus der Deutschen Bucht beziehungsweise aus der offenen Ostsee eingetragen werden und damit auch die entsprechenden Mikroalgenarten.

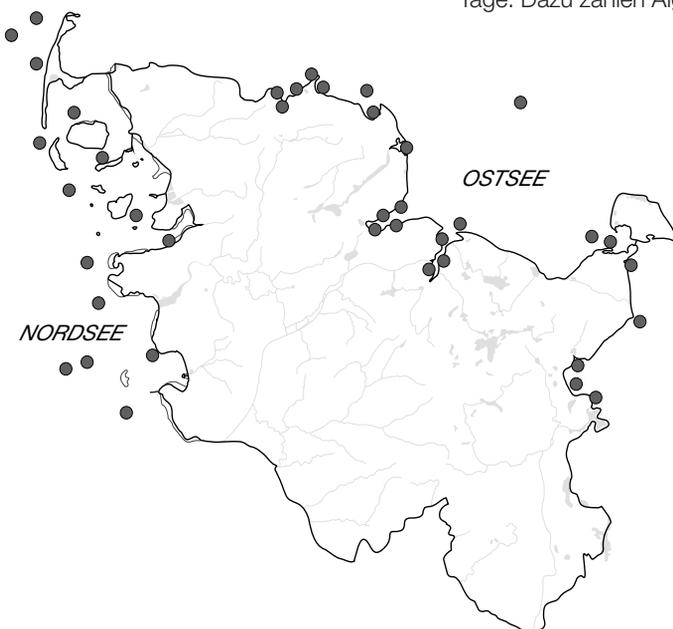
In der Nordsee wird dieses besonders an der Verdriftung von Algenblüten in das Wattenmeer deutlich. Die Vermehrung der Mikroalgen wird in den stark turbiden, sedimenthaltigen Wattenmeergewässern gestoppt, und es kommt zu einer rapiden Zellzahlenabnahme innerhalb weniger Tage. Dazu zählen Algenblüten der Raphi-

dophyceen *Herterosigma* sp., *Chattonella* spp. und *Fibrocapsa japonica* sowie der Dinoflagellaten *Ceratium massiliense* und *Dinophysis* sp.

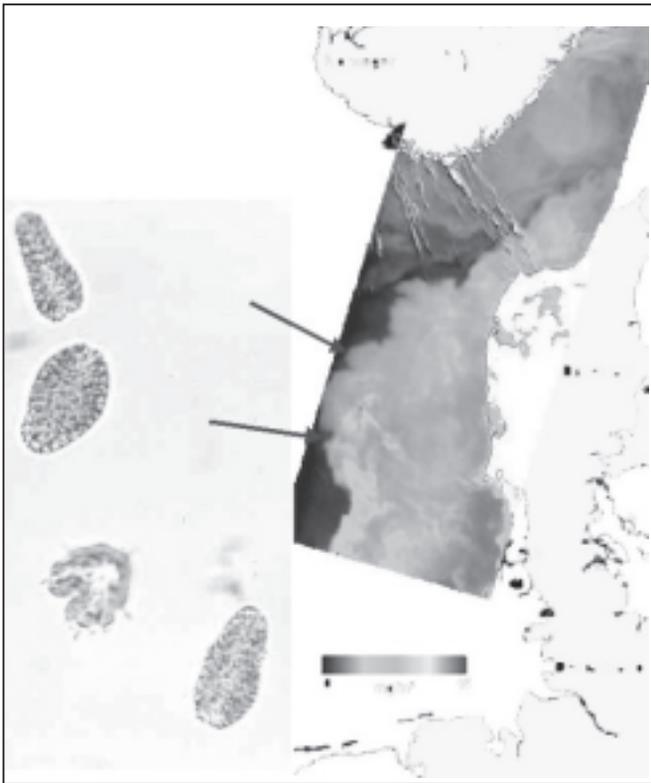
Mit Strömungen aus Nordwesten und besonders Südwesten (aus Richtung Englischem Kanal) werden immer wieder auch Arten in das Wattenmeer eingetragen, die dort in den Folgejahren zwar keine Algenblüten verursachen, aber saisonaler Bestandteil des Artenspektrums werden. Dazu gehören beispielsweise die Dinoflagellaten *Gyrodinium* cf. *aureolum*, *Gymnodinium chlorophorum*, *Prorocentrum triestinum*, die Diatomee *Campylo-discus* sp. und der Flagellat *Fibrocapsa japonica*.

Es ist nicht auszuschließen, dass einige Arten mit Ballastwasser erstmals in die Nordsee gelangten, insbesondere Arten aus eutrophierten Küstengewässern anderer Länder (NEHRING 2001; ROSENTHAL pers. Mittlg.).

Das Vorkommen giftiger Mikroalgen (zum Beispiel: *Dinophysis* spp., *Alexandrium* spp., *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima*) ist seit langem bekannt. Bis auf die Gifte von *Dinophysis* in Miesmuscheln sind in den schleswig-holsteinischen Gewässern jedoch noch keine weiteren Giftarten im Zusammenhang mit dem Vorkommen der potentiell toxischen Arten nachgewiesen worden. Neu ist seit 1998 das Auftreten einer großflächigen Algenblüte der Raphidophyceae *Chattonella* spp., die in Südnorwegen einen erheblichen Anteil der Zuchtlachse vergiftete. Obwohl die Mikroalgen im Jahr 2000 erneut großflächig blühten, wurde kein Fischsterben beobachtet (dafür aber im April 2001 in Südnorwegen: 680 t Zuchtlachs, TANGEN, pers. Mittlg.). Es ist davon auszugehen, dass sich diese Mikroalge in den Nordseegewässern angesiedelt hat und auch in Zukunft eine ungewöhnlich großräumige Algenblüte in der kalten Jahreszeit April bis Anfang Mai ausbilden wird. Durch wolkenfreies Wetter konnten Ort und Ausbreitung der Algenblüte sehr gut auf Satellitenbildern verfolgt werden (Abbildung 2).



◀ Abbildung 1: Lage der Probenahmestellen für das Algenfrüherkennungssystem AlgFES.



◀ **Abbildung 2:** Links: Lichtmikroskopische Aufnahmen von *Chattonella*-Zellen, Zelllänge 20-30 µm. Die zweite Zelle von unten ist ein unbekannter Flagellat.

Rechts: Satellitenbild der Chlorophyllverteilung der *Chattonella*-Blüte (bearbeitet und überlassen von M. Hetscher, DLR, Berlin).

Auch in den Küstengewässern der Ostsee unterscheiden sich Algenblüten der Küstengewässer, insbesondere die der inneren Förde- und Buchtenbereiche, von denen der offenen Ostsee. Mikroalgenarten, deren Algenblüten auf die Fördebereiche beschränkt bleiben, sind zum Bei-

spiel die Dinoflagellaten *Prorocentrum minimum*, *Prorocentrum balticum*, *Heterocapsa triquetra* und *Heterocapsa minima*, die Diatomee *Skeletonema costatum* und der kleine Flagellat *Chrysochromulina parkeae*. Folgende Arten verursachen Algenblüten in der offenen Ostsee, auch wenn

sie in die Küstengewässer gelangen können: der Dinoflagellat *Ceratium tripos*, die Arten der Gattung *Pseudo-nitzschia* (teilweise potentiell toxisch), die potentiell toxischen fädigen Blaualgen *Nodularia spumigena*, *Anabaena* spp. und die in unseren Gewässern bislang ungiftige *Aphanizomenon* sp. sowie der potentiell toxische Flagellat *Chrysochromulina polylepis*. Die potentiell giftige Dinoflagellatengattung *Dinophysis* ist in der Ostsee relativ häufig, spielt jedoch für Schleswig-Holstein keine weitere Rolle, da es hier keine kommerzielle Muschelernte gibt.

Literatur

GÖBEL, J. (1996): Kleine Algen – Große Wirkung. – In: Landesamt für Natur und Umwelt (Hrsg.): Jahresbericht 1996, Flintbek: 27–30.

HORSTMANN, U. (1998): Tracing a toxic algal bloom of *Chattonella* around southern Norway and West of Juetland, using MOS and SeaWiFs satellite data. – 2nd International Workshop on MOS-IRS and Ocean Colour, 1998, ed. by Space Sensor Technology, DLR: 303–311.

NEHRING, S. (2001): Ästuare: Das Habitat für eingeschleppte Makroinvertebraten. – In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 2000. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, Tönning: 12–17.

Algen und Seegras: grüne Matten und Wiesen im Watt

Karsten Reise

Einführung

Im Wattenmeer waren Grünalgen von nur geringer Bedeutung im vergangenen Jahrhundert, bis sie erstmals vor zwanzig Jahren in großen, zusammenhängenden Matten auftraten. Zehn Jahre später erfolgte eine zuvor nie beobachtete Massentwicklung. Grünalgen bedeckten mehr als 15 Prozent der Wattflächen und die überdeckte Bodenfauna starb durch Mangel an Sauerstoff ab (REISE 1983; REISE & SIEBERT 1994). Dieses Massenvorkommen wiederholte sich über drei Sommer und die Grünalgenmenge blieb auch danach auf relativ hohem Niveau, so dass ein erneutes Massenvorkommen jederzeit möglich erscheint. Die Ursache dieser auch an anderen Küsten beobachteten 'Green Tides' sind erhöhte Nährstoffeinträge (FLETCHER 1996).

Im Gegensatz zu den Grünalgen sind die Bestände der Seegräser rückläufig. Dabei sind im Wattenmeer zwei Phasen zu unterscheiden. Vermutlich ausgelöst durch eine klimatische Anomalie in den 30er Jahren, befiel der Protist *Labyrinthula zosterae* das Seegras an den Küsten des Nordatlantiks (HARTOG 1996). Davon erholten sich die Seegräsbestände im Wattenmeer im Bereich der Niedrigwasserzone und darunter nie wieder. Nur die im oberen Gezeitenbereich überlebten. In einer zweiten Phase seit den 70er Jahren, nehmen nun auch diese Bestände ab. Zuerst erfolgte ein allmählicher Rückgang der Seegräsflächen im niederländischen, dann im niedersächsischen Wattenmeer. Das nördliche Wattenmeer scheint bisher nicht betroffen zu sein. Vermutet wird, dass die an nährstoffarme Küstengewässer angepaßten Seegräser bei den heutigen Verhältnissen im Wattenmeer geschwächt sind, entweder direkt durch hohe Ammoniumkonzentrationen (KATWIJK et al. 1997) oder indirekt durch die deshalb verstärkt wachsenden Kleinalgen auf den Seegräsblättern (PHILIPPART 1994; SCHANZ et al. 2000). Andere Faktoren gelten aber ebenfalls als wahrscheinlich (ASMUS & ASMUS

2000). Weitere Untersuchungen sind notwendig, um zu klären, warum die Seegräser bisher nur im südlichen Wattenmeer vom dramatischen Rückgang der Bestände erfaßt wurden und weiter nördlich nicht.

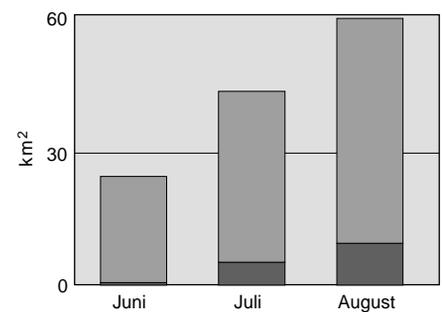
Methodik

Grünalgen und Seegras wurden durch Kartierungen vom Flugzeug erfaßt. Dreimal wird im Sommer das gesamte Wattgebiet bei Niedrigwasser überflogen. Drei Beobachter sind an Bord und tragen Ausdehnung und Bedeckungsgrad von Algenmatten und Seegräsflächen auf Karten ein. Wesentliche Fehlerquelle ist dabei die nicht immer mögliche Unterscheidung zwischen Grünalgen und Seegräs aus der Luft, zumal diese auch gemischt auftreten können. Die Biomasse der Grünalgen wird auf drei Testflächen im Königshafen bei Sylt über den gesamten Jahresgang seit 1991 ermittelt.

Grünalgen

Die meisten Grünalgen wurden im Sommer 2000 nördlich der Halbinsel Eiderstedt beobachtet, wo sich 84 Prozent der Algenmatten befanden. Ausgedehnte Vorkommen zeigten sich in der Meldorfer Bucht und zwischen Nordstrand und den Außensänden. Kartiert wurde in den Monaten Juni, Juli und August, wobei die meisten Algen im August festgestellt wurden (Abbildung 1). Im Vorjahr lag das saisonale Maximum im Juli. Überwiegend waren es lockere Algenmatten mit einer Bedeckung des Wattbodens zwischen einem und 50 Prozent. Nur auf etwa neun km² Fläche wurden kompakte Algenmatten beobachtet, die mehr als 50 Prozent Bedeckung des Wattbodens erreichten. Das ist weniger als ein Prozent der gesamten Wattfläche im Nationalpark und kann daher als geringfügig angesehen werden.

Erstmals seit Beginn des regelmäßigen Algenmonitoring mit gleichbleibender Methodik, ab 1995, gab es im vergangenen Jahr mit 64 km² wieder einen Anstieg in der



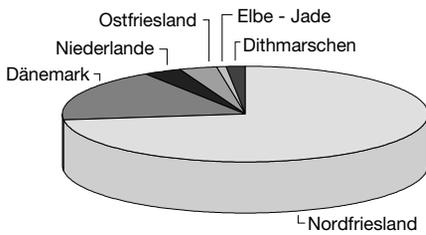
▼ Abbildung 1: Wattflächen in Schleswig-Holstein mit lockeren (1-50% Bedeckung; hell) und dichten (>50% Bedeckung; dunkel) Matten von Grünalgen im Sommer 2000.

Flächenausdehnung von Watten mit Grünalgen. Dieser Anstieg setzte sich aber 2000 nicht fort (51 km²). Auf drei Testflächen wurde die Biomasse der Grünalgen seit 1991 bestimmt. Auf zweien davon spiegelte sich die Entwicklung im Gesamtgebiet gut wieder: ein massenhaftes Auftreten Anfang der 90er Jahre, danach eine Abnahme und schließlich 1999 und 2000 wieder etwas mehr Grünalgen.

Die Kartierungen vom Flugzeug und die Bestimmung der Biomasse zeigen übereinstimmend, dass das Aufkommen der Grünalgen weiterhin erhöht ist. Dies wäre auch bei den nach wie vor hohen Stickstoffeinträgen in das Küstenwasser der Nordsee zu erwarten. Für das Auftreten einer Massentwicklung wie Anfang der 90er Jahre bedarf es offenbar außer des Stickstoffs eines Zusammentreffens mehrerer Bedingungen. Dazu gehören eine hohe Sonneneinstrahlung und hohe Wassertemperatur, wenig Seegang, ausreichend Möglichkeiten der Anheftung und Verankerung für die Algen im Wattboden und nicht zu viele algenfressende Tiere. Das ist wohl eine nicht häufige Koinzidenz, aber so lange die Nährstoffeinträge hoch sind, kann sich eine Massentwicklung wie von 1989 bis 1992 wiederholen.

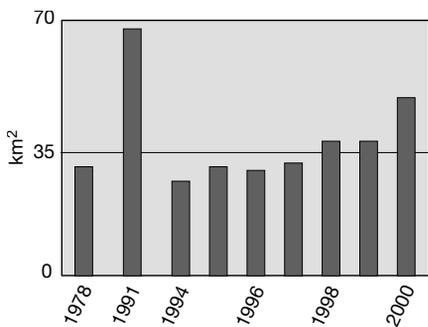
Seegräs

Vom Flugzeug aus wurde im Sommer 1998 eine Fläche von 51 km² für den gesamten Seegräsbestand im Wattenmeer geschätzt. Das entspricht etwa einem Pro-



▲ **Abbildung 2:** Von den 51 km² Seegrasswiesen im gesamten Wattenmeer befanden sich im August 1998 drei Viertel im nordfriesischen Teil.

▼ **Abbildung 3:** Nordfriesische Wattflächen mit Seegrass nach Befliegungen im August oder September zwischen 1978 und 2000.



zent der ganzen Wattfläche. Rund drei Viertel befinden sich in Nordfriesland (Abbildung 2). Große Seegrasswiesen sind folglich eine Besonderheit des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres. Nur im dänischen Wattenmeer ist der Flächenanteil ähnlich hoch wie zwischen den nordfriesischen Inseln.

Im Sommer 2000 wurde die Wattfläche mit Seegrasswiesen im nordfriesischen Bereich auf insgesamt 49 km² geschätzt (Abbildung 3). Gegenüber der ersten Befliegung im Sommer 1978 ist keine wesentliche Veränderung festzustellen. Der hohe Wert in 1991 fällt nach Beobachtungen am Boden mit einem hohen Anteil der Art *Zostera marina* zusammen. Dieses Seegrass breitet sich im Watt vorwiegend über Samen aus, während sich *Z. noltii* meistens nur vegetativ ausbreitet. Entsprechend ist das Vorkommen von *Z. marina* von Jahr zu Jahr sehr variabel, während die Schwan-

kungen im Bestand von *Z. noltii* gering sind. Das gleichzeitige Massenvorkommen der Grünalgen könnte 1991 auch zu einem Fehler in der Abschätzung der Fläche beigetragen haben.

Die Flächenangaben von Seegrassbeständen gelten nur für dichte Wiesen. Aus der Luft kann verstreuter Bewuchs nicht erfaßt werden und eine Unterscheidung der beiden Arten ist auch nicht möglich. Gerade weil sich zwischen Eiderstedt und Sylt das größte Vorkommen der Seegräser im Wattenmeer befindet, wäre es notwendig, diese Wiesen einmal durch Begehungen gründlich zu kartieren. Dies würde der Kontrolle von Flugkartierung dienen, könnte die zwei Seegrassarten gesondert und sicher getrennt von Grünalgen auf-führen sowie Angaben über den Zustand der Seegräser liefern. In der Vergangenheit gelang es wegen der weiten Wege bisher noch nie, in einem Sommer sämtliche Seegrasswiesen Nordfrieslands zu erfassen. Neben der Inventur könnte auch ein Vergleich mit den rückläufigen Seegrasswiesen im südlichen Wattenmeer Hinweise liefern, warum im Norden die Entwicklung anders verläuft als im Süden.

Schlussbetrachtung

Bei den Grünalgen setzte sich der Anstieg von 1999 im Sommer 2000 nicht weiter fort. Die von 1989 bis 1992 beobachteten Massen wurden bisher nicht wieder festgestellt, aber der Wattflächenanteil mit Grünalgen blieb höher als dies früher der Fall war. Die Flugkartierung der Grünalgenmatten ist geeignet, Folgen der weiterhin überhöhten Nährstoffeinträge in die Nordsee für das Benthos der Watten zu dokumentieren.

Erfreulich ist der starke Seegrassbestand in Nordfriesland, der auch im August 2000 festgestellt werden konnte. Warum im süd-

lichen Wattenmeer die Seegrasswiesen dramatisch abgenommen haben, während dies nördlich von Eiderstedt bisher nicht der Fall ist, kann nicht erklärt werden. Dazu wäre es hilfreich, eine umfassende Begehung im nordfriesischen Wattenmeer vorzunehmen, um den Zustand der Seegräser zu protokollieren und mit dem der Seegräser weiter im Süden vergleichen zu können.

Literatur

ASMUS, H. & ASMUS, R. (2000): ECSA-workshop on intertidal seagrass beds and algal mats: organisms and fluxes at the ecosystem level. – Helgol. Mar. Res. 54: 53–54.

FLETCHER, R. L. (1996): The occurrence of „green tides“ – a review. – In: SCHRAMM & NIENHUIS (Hrsg.): Marine benthic vegetation. – Ecological Studies, Springer-Verlag 123: 7–43.

HARTOG, C. DEN (1996): Sudden declines of seagrass beds: „wasting disease“ and other disasters. – In: KUO, J. et al. (Hrsg.) Seagrass biology: proceedings of an international workshop. – Rottneest Island, Western Australia. Univ. of Western Australia, Nedlands: 307–314.

KATWIJK, M. M. VAN, VERGEER, L. H. T., SCHMITZ, G. H. W., ROELOFS, J. G. M. (1997): Ammonium toxicity in eelgrass *Zostera marina*. – Mar. Ecol. Prog. Ser. 157: 159–173.

PHILIPPART, C. J. M. (1994): Eutrophication as a possible cause of decline in the seagrass *Zostera noltii* of the Dutch Wadden Sea. – Koninklijke Bibliotheek, Den Haag: 157 S.

REISE, K. (1983): Sewage, green algal mats anchored by lugworms and the effect on Turbellaria and small Polychaeta. – Helgoländer Meeresunters. 36: 151–162.

REISE, K. & SIEBERT, I. (1994): Mass occurrence of green algae in the German Wadden Sea. – Dt. Hydrogr. Z. Suppl. 1: 171–180.

SCHANZ, A., POLTE, P., ASMUS, H., ASMUS, R. (2000) Currents and turbulence as a top-down regulator in intertidal seagrass communities. – Biol. Mar. Medit. 7: 278–281.

Flächenentwicklung der Festlandsalzwiesen in Schleswig-Holstein

Martin Stock, Sabine Gettner, Jörn Kohlus & Hartmut Stumpe

Einleitung

Salzmarschen bedecken an der schleswig-holsteinischen Westküste eine Gesamtfläche von über 10.000 Hektar. Die meisten Salzmarschen liegen vor der Festlandsküste und sind dem Typ schlickreiche Vorlandsalzwiese (DIJKEMA 1987) zuzuordnen. Das Gros der Flächen liegt im Nationalpark. Etwa 40 Prozent der Salzmarschen an der Westküste werden nicht mehr beweidet. Gemäß der Nationalparkzielsetzung kann sich hier die Vegetation wieder den jeweiligen Standortbedingungen entsprechend entwickeln. In den stillgelegten Salzmarschen ist die ehemals flächig betriebene Entwässerung eingestellt worden. Vorlandsicherungsarbeiten in Form von Lahnungsbau finden im überwiegenden Teil weiterhin statt. Unter günstigen Sedimentationsverhältnissen ist somit ein Flächenwachstum der Salzmarsch im Übergangsbereich vom Land zum Meer zu erwarten.

Der Erfassung von Flächengrößen und landwirtschaftlicher Nutzung (STOCK 2000) waren ebenso wie der exemplarischen Beschreibung der Vegetationstypen und -zonierung am Beispiel der Hamburger Hallig (GETTNER et al. 2000, STOCK et al. 2000) bereits früheren Veröffentlichungen gewidmet. In diesem Beitrag wird die Flächenentwicklung der Salzwiesenvegetation an der Festlandsküste von Schleswig-Holstein zwischen 1988 und 1996 vorgestellt.

Methode

Ausdehnung und Vegetationsbedeckung der Salzwiesen wurden auf der Grundlage von Color-Infrarot-Luftbildern im Maßstab 1:5.000 oder 1:10.000 ermittelt, die im Turnus von fünf Jahren aufgenommen werden. Im Folgejahr der Befliegung wird eine Kartierung der Vegetation durchgeführt.

Eine erste flächendeckende Kartierung fand nach Gründung des Nationalparks 1988 statt (HAGGE 1989). Die erste Wiederholung der Vegetationskartierung erfolgte 1996 (GETTNER & HEINZEL 1997)

im Rahmen des Vorlandmonitoring (HOFSTEDE & SCHIRMACHER 1996). Eine detaillierte Beschreibung der Erhebungsmethode ist in der genannten Literatur zu finden. Die Vegetationsdaten wurden digitalisiert und in einem Geographischen Informationssystem (ARC-INFO) verarbeitet. Topographische Grundlage sind digitale Karten auf Basis der Deutschen Grundkarte (1:5.000) sowie Luftbildauswertungen. Korrekturen wurden jeweils anhand der aktuellen CIR-Luftbilder vorgenommen.

Die Ansprache der Vegetationsgesellschaften erfolgte in beiden Kartierungen nach dem von Braun-Blanquet (1964) begründeten Kennartenprinzip. Die Zuordnung und Benennung der Einheiten folgt SCHAMINÉE et al. (1998). Die Flächenbilanzierung richtet sich nach der Untergliederung der Salzmarschen von HÄLTERLEIN et al. (1991), um einen Flächenbezug zu Brut- und Rastvogelraten zu gewährleisten.

Veränderungen in der Salzwiesenfläche zwischen den beiden Kartierungsjahren 1988 und 1996 wurden auf die Flächengröße des jeweiligen Gebietes aus dem Ausgangsjahr bezogen. Damit wurde ein Bezug zur Gesamtfläche des Gebietes hergestellt.

Bei der Analyse der realen Flächenveränderung der Salzwiesenvegetation in den einzelnen Gebieten wurde zwischen der Pionierzone (Anwachs) und der Vorlandzone entsprechend Vorlandmanagementkonzept (HOFSTEDE & SCHIRMACHER 1996) unterschieden. Quellerbestände wurden bei der Bilanzierung in der Pionierzone nicht berücksichtigt, da sie im ersten Erhebungsjahr nicht erfasst wurden.

In der Pionierzone beginnt die Ansiedlung von Salzwiesenarten etwa 40 Zenti-

meter unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie. Dieser Bereich wird überwiegend von Watt-Queller und Schlickgras besiedelt. Mancherorts treten auch Vegetationskomplexe mit Arten der unteren Salzwiese auf. Kartiert wurden Pflanzenbestände des bestandsbildenden Schlickgrases (*Spartina anglica*) mit einer Deckung von zehn bis 40 Prozent und größer. Das Vorkommen von weiteren Arten wurde ab einer Bedeckung von fünf Prozent erfasst.

Die Vorlandzone beginnt in Höhe der mittleren Tidehochwasserlinie und ist gekennzeichnet durch eine weitgehend geschlossene Vegetation. Lediglich die tiefer liegenden Bereiche im Übergang zur Pionierzone zeigen eine lückige Vegetationsdecke. Charakteristische Einheit der unteren Salzwiese ist bei Beweidung der Andelrasen. Neben Andel traten Vorland-Queller (*Salicornia ramosissima*) und Strandsode (*Suaeda maritima*) in großer Deckung auf. In den unbeweideten Andelrasen erreichten beweidungsempfindliche Arten wie Strand-Aster (*Aster tripolium*) zunehmend mehr Deckung. An geeigneten Standorten innerhalb der unteren Salzwiese siedelte sich in den unbeweideten Bereichen Portulak-Keilmelde (*Atriplex portulacoides*) an und begann stellenweise das Erscheinungsbild zu prägen.

Höher aufgelandete Flächen der Vorlandzone wurden je nach Beweidung von Rotschwingel- oder Bottenbinsenrasen, Strand-Wermut- oder Queckenbeständen, in brackwasserbeeinflussten Ästuaren von Schilfröhrichten geprägt.

Ergebnisse

Gesamtbilanz

Als Ergebnis der ersten flächendeckenden Kartierung der Salzwiesenvegetation an

Tabelle 1: Flächenbilanz der Salzwiesenvegetation in den Vorländern der schleswig-holsteinischen Westküste (Werte gerundet).

Gebiet	1988	1996
Festland Dithmarschen	2.400	2.700
Festland Nordfriesland	3.700	4.100
Gesamt	6.100	6.800

der Festlandküste von Schleswig-Holstein im Jahr 1988 resultiert eine Gesamtfläche von rund 6.100 Hektar.

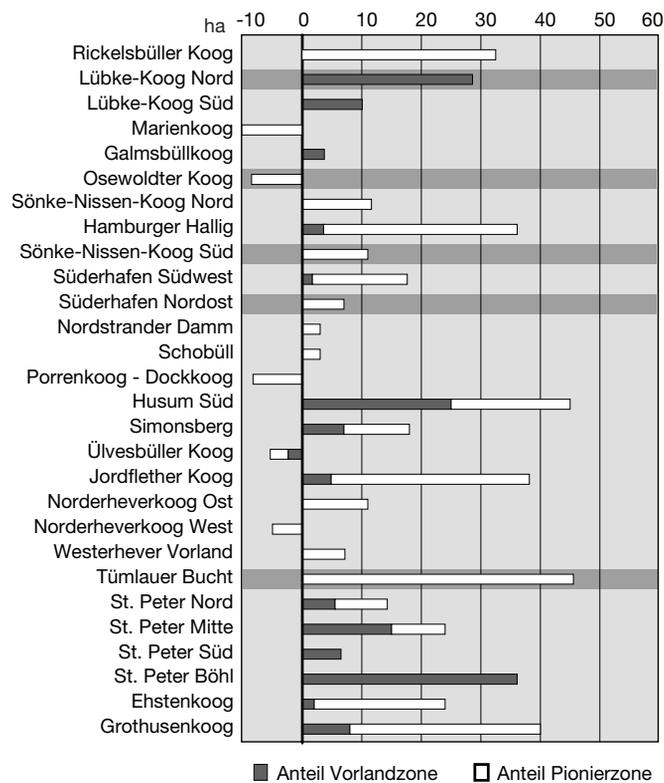
Die erste Wiederholungskartierung im Jahr 1996 erbrachte eine Gesamtfläche von rund 6.800 Hektar. Dies entspricht einem Zuwachs der Salzwiesenvegetation von zehn Prozent innerhalb von acht Jahren (Tabelle 1). Bezogen auf die Vorlandsalzwiesen am Festland lag der Zuwachs in Dithmarschen mit 11,0 Prozent geringfügig über dem in Nordfriesland mit 9,8 Prozent (ausgenommen die Sandsalzmarschen St. Peter-Ordings).

Veränderungen in den einzelnen Gebieten

In den einzelnen Vorlandbereichen wird eine unterschiedliche Entwicklung deutlich. Von den 37 untersuchten Einzelgebieten zeigten 32 eine positive Flächenbilanz.

Im nordfriesischen Teil des Wattenmeeres betrug der Zuwachs der mit Salzwiesenvegetation bestandenen Fläche drei bis 46 Hektar (Abbildung 1). Der Anteil der Pionier- oder Vorlandzone am Flächenzuwachs variiert von Gebiet zu Gebiet. Mit Ausnahme der Sandsalzwiese vor St. Peter-Ording ist der überwiegende Teil des Zuwachses auf eine Ausdehnung der Pionierzone innerhalb der Lahnungsfelder und innerhalb der bestehenden Salzwiesenvegetation zurückzuführen. Vor dem Friedrich-Wilhelm-Lübke-Koog und dem Galmsbüller Koog beruht der Zuwachs auf einem Anwachs der Vorlandzone. Auf der Hamburger Hallig, im Bereich Husum-Süd und im Simonsberger Vorland sind sowohl die Pionierzone als auch die Vorlandzone angewachsen. Im Vorland südlich des Husumer Hafens ist der Salzwiesenzuwachs auf eine Vegetationsbesiedlung des dortigen Spülfeldes zurückzuführen.

Im nordfriesischen Wattenmeer wiesen fünf Teilgebiete in der Gesamtbilanz einen Flächenverlust (Pionierzone + Vorland) in einer Größe von fünf bis zehn Hektar über den Zeitraum von acht Jahren auf. In allen Fällen ereigneten sich die Flächenverluste innerhalb von bestehenden Lahnungsfeldern. Dies deutet auf eine unzureichende



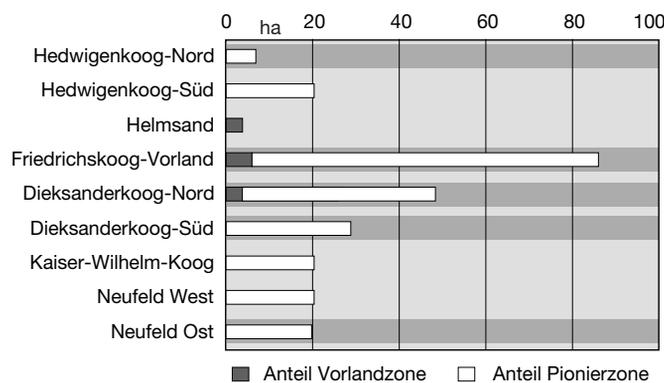
◀ **Abbildung 1:** Entwicklung der Salzwiesenvegetation an der Festlandküste von Nordfriesland. Dargestellt sind die jeweiligen Zuwächse oder Verluste der Vegetation (in ha) in den einzelnen Vorlandabschnitten (nach HÄLTERLEIN et al. 1991). Der Anteil der Pionier- und der Vorlandzone sind getrennt abgebildet. Die dunkel unterlegten Vorlandabschnitte kennzeichnen Vorländer, in denen in Teilgebieten auf Küstenschutzmaßnahmen verzichtet wird.

Sedimentationsbilanz oder auf erosive Kräfte in den vorgelagerten Wattbereichen hin. Allein vor dem Uelvesbüller Koog war ein realer Flächenverlust in der Vorlandzone durch Erosion zu verzeichnen. Die Verluste in der Pionierzone vor dem Osewoldter Koog dagegen sind ein Effekt der Fahretofter Vordeichung.

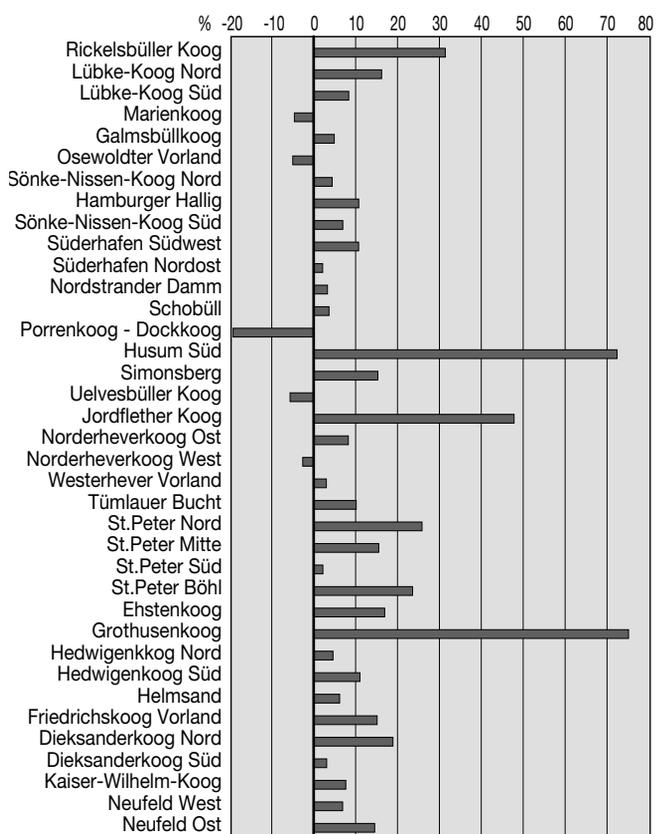
Die grau unterlegten Vorlandabschnitte in Abbildung 1 weisen auf Vorranggebiete für den Naturschutz hin, in denen in Teilbereichen kein Lahnungsbau mehr betrieben wird. In keinem dieser Bereiche war in der

Gesamtbilanz ein Rückgang der Salzwiesenvegetation zu verzeichnen. Der Rückgang im Osewoldter Vorland fand außerhalb des Vorranggebietes und innerhalb bestehender Lahnungsfelder statt.

Vor der Dithmarscher Küste (Abbildung 2) war in allen Vorlandabschnitten ein Zuwachs zu verzeichnen. Der flächenmäßig größte Zuwachs trat in der Pionierzone des Friedrichskooger Vorlandes auf. Vor dem nördlichen Teil des Dieksander Kooges war neben der Ausdehnung der Pionierzone auch eine große Ausweitung der Vorland-



◀ **Abbildung 2:** Entwicklung der Salzwiesenvegetation an der Festlandküste von Dithmarschen (vgl. Abbildung 1).



◀ *Abbildung 3: Veränderungen der Salzwiesenfläche in Relation zur jeweiligen Vorlandgröße.*

zone festzustellen. Mit Ausnahme der Vorlandbereiche vor dem nördlichen Hedwigenkoog und der Hallig Helmsand ist in allen Gebieten ein Anwachs der Pionierzone von 20 Hektar und mehr im achtjährigen Untersuchungszeitraum zu bilanzieren.

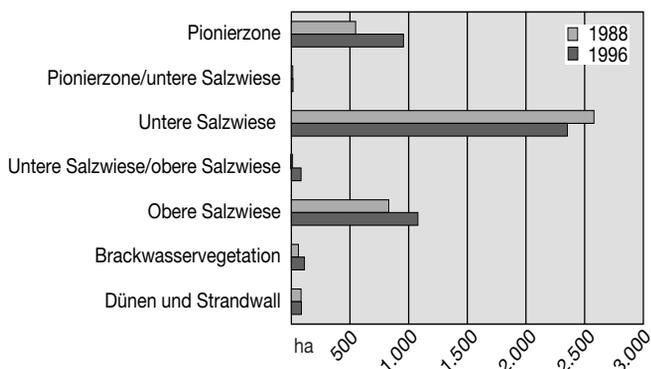
Veränderungen in Relation zur Vorlandgröße

Die Veränderungen in der Salzwiesenfläche der einzelnen Gebiete weisen keine Beziehung zur jeweiligen Ausgangsgröße der Vorländer auf. Die Zuwächse der einzelnen Flächen schwanken zwischen zwei und 75 Prozent, die Flächenrückgänge zwischen zwei und 19 Prozent (Abbildung 3). Die ausgeprägten Zuwächse vor dem Rickelsbüller Koog, dem Jordflether Koog und dem Grothusenkoog dürften auf intensiven Lahnungsbau in den jeweiligen Gebieten zurückzuführen sein. Vor dem Rickelsbüller Koog ist die Ausweitung der Salzwiesenfläche auf die Ausdehnung der Pionierzone zurückzuführen. Diese wiederum ist eine Folge von intensiven Grüpparbeiten bei gleichzeitigem Rückgang der Vorlandzone in dem Gebiet. Der starke Zuwachs im Vorland südlich von Husum ist auf die Besiedlung des dortigen Spülfeldes zurückzuführen.

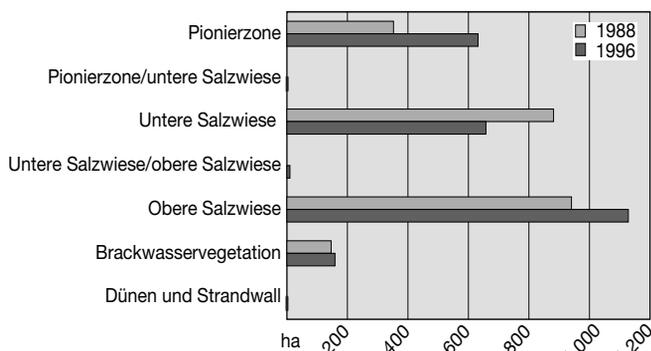
Der auffällige Rückgang der Salzwiesenfläche vor dem Porrenkoog und Dockkoog beträgt 19 Prozent der ehemaligen Vorlandfläche. In diesem Gebiet ist es trotz Lahnungsbaus und -unterhaltung aufgrund erosiver Bedingungen im vorgelagerten Wattbereich nicht gelungen, das Vorland mit seiner Anwachszone (Pionierzone) zu halten.

Veränderungen in der Zonierung

Im Bilanzierungszeitraum wurde in Teilen der Festlandsalzwiesen die Beweidung und die flächenmäßige Entwässerung eingestellt. Die Salzwiesenvegetation konnte sich dort entsprechend der standörtlichen Bedingungen entwickeln. Dies hat eine Veränderung in der Zusammensetzung der Vegetation und damit der Zonierung zur Folge. Parallel zu dieser Entwicklung ist im Untersuchungszeitraum die horizontale



◀ *Abbildung 4: Veränderungen der einzelnen Vegetationszonen zwischen 1988 und 1996 in den nordfriesischen Festlandsalzwiesen.*



◀ *Abbildung 5: Veränderungen der einzelnen Vegetationszonen zwischen 1988 und 1996 in den Dithmarscher Festlandsalzwiesen.*

Ausdehnung der Salzwiesenvegetation vorangeschritten.

Sowohl in Nordfriesland als auch in Dithmarschen wird dies in der Zunahme der Pionierzone deutlich (Abbildungen 4 und 5). In beiden Regionen ist annähernd eine Verdoppelung der Pionierzone erfolgt. Der Anteil der unteren Salzwiese zeigt in beiden Betrachtungsräumen einen nahezu identischen Rückgang in der Fläche. Der Anteil der oberen Salzwiese nimmt in beiden Regionen zu. Wiederum war die Änderung in den Vorländern von Dithmarschen stärker ausgeprägt als in denen von Nordfriesland.

Diskussion

Die Ausdehnung des Salzwiesenareals an der schleswig-holsteinischen Festlandküste hat zugenommen. Diese horizontale Ausweitung fand überwiegend seeseitig und innerhalb von Lahnungsfeldern und in strömungsberuhigten Buchten mit positiver Sedimentbilanz statt. Die Flächenzunahme ist somit überwiegend ein Effekt von Lahnungsarbeiten. In den einzelnen Teilgebieten ist die Gesamtbilanz auch dann positiv, wenn lokal Verluste an Abbruchkanten auftreten (z. B. südlich der Hamburger Hallig, südliches Norderheverkoog-Vorland, in der inneren Tümlauer Bucht). In zwei Teilgebieten können Flächenverluste als Folge von stattgefundenen Vordeichungen in den beiden Gebieten angesehen werden. In den übrigen

drei Küstenbereichen mit Salzwiesenrückgang fand dieser innerhalb von bestehenden Lahnungsfeldern statt. Diese Tatsache deutet auf ungünstige Sedimentationsbedingungen oder auf besonders starke erosive Kräfte in den vorgelagerten Wattbereichen hin und hängt nicht mit mangelnden Lahnungsarbeiten zusammen (z. B. DIJKEMA et al. 1990).

In Abbildung 6 sind die vorgestellten Ergebnisse in einen größeren zeitlichen Zusammenhang gestellt. Die Darstellung zeigt die Entwicklung der Salzmarschfläche an der Festlandküste von Schleswig-Holstein (Vorland- und Pionierzone). Unberücksichtigt geblieben sind die im Darstellungszeitraum stattgefundenen Flächenverluste der Salzmarsch durch Eindeichungen. Die Sandsalzwiese vor St. Peter ist in der Bilanz nicht aufgeführt; Quellerfluren blieben unberücksichtigt.

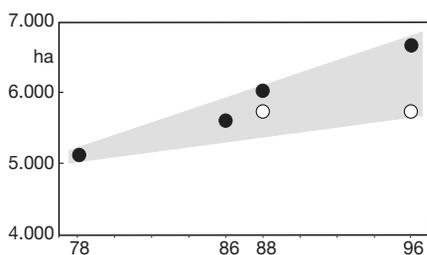
Eine erste flächendeckende Erhebung des Salzwiesenareals an der Westküste wurde von HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH (1980) veröffentlicht. Ihre Daten wurden 1978 erhoben. KEMPF et al. (1987) bilanzierten die Fläche im Jahr 1986 erneut. Angaben zu den planimetrierten Salzwiesenbeständen fehlen bei HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH (1980) sowie bei KEMPF et al. (1987). Es ist aber davon auszugehen, dass die gesamte Salzwiesenfläche inklusive der Schlickgrasbestände erfasst wurde, da bei den Autoren ausdrücklich erwähnt wird, dass lediglich die Quellerbestände unberücksichtigt geblieben sind. Die von HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH (1980) und KEMPF et al. (1987) ermittelten Salzwiesenflächen sind Planimetrierungen aus Kartenwerken. Die Bilanzierung der Salzwiesenvegetation in den Jahren 1988 und 1996 wurde hingegen auf der Grundlage von Vegetationskartierungen ermittelt. Die Methoden sind damit nur bedingt vergleichbar.

Aus der Analyse der vorhandenen flächendeckenden Daten resultiert eine Flächenänderung der Salzwiesenvegetation von 5.100 Hektar im Jahr 1978 auf 6.800 Hektar im Jahr 1996. Dies entspricht einer Zunahme von 1.700 Hektar über ei-

nen Zeitraum von 18 Jahren. Zu berücksichtigen ist bei dieser Bilanz jedoch, dass zwischen der ersten und letzten Erhebung Salzwiesenverluste in einer Größenordnung von etwa 1500 Hektar durch Eindeichungen stattgefunden haben. Eine jährliche Zuwachsbilanz kann daher aus dieser Datenreihe nicht abgeleitet werden.

Bei der Kartierung von HAGGE (1988) ermöglichten deutliche Dominanzverhältnisse in den intensiv beweideten Salzwiesen eine klare Zuordnung zu Pionierzone oder unterer Salzwiese. Nach Aufgabe der Beweidung und der systematischen Flächenentwässerung ist es seit 1991 in vielen tiefliegenden Gebieten zu einer stärkeren Wassersättigung des Bodens gekommen (siehe EISCHEID et al. 1994, KIEHL 1997). Infolge dessen ist Schlickgras in den Andelrasen eingedrungen, in dem es unter Beweidung zurückgedrängt worden ist (RAABE 1981). Aufgrund der sich ändernden Standortfaktoren (Beweidung, Vernässung, Salzgehalt) und der sich damit verschiebenden Konkurrenzbedingungen ist es in einigen wattenahen Andelrasen sogar zum Dominanzwechsel gekommen. Diese Bestände enthalten zwar noch Andel, sind aber nunmehr den Schlickgrasfluren zuzuordnen oder als Komplexe zwischen Schlickgrasfluren und Andelrasen anzusprechen (GETTNER & HEINZEL 1997). Die Pioniervegetation ist demnach sowohl seeseitig angewachsen als auch landseitig in die Vorlandzone eingedrungen, wie es REISE (1994) vermutet hatte. Das Schlickgras besiedelte 1996 eine erweiterte Höhenamplitude, die von der Quellerzone bis in die untere Andelzone reichte. Heute prägt das Schlickgras in vielen Gebieten das Erscheinungsbild der Pionierzone. Die Ausbreitung hat nicht dazu geführt, dass Quellerfluren (*Salicornietum strictae*) verdrängt wurden (GETTNER & HEINZEL 1989, SCHERFOSE 1989). Inwiefern die Ausbreitung und ökologische Einnischung des Neophyten *Spartina anglica* in der Andelzone (*Puccinellietum maritimae*) noch weiter voranschreiten wird, bleibt weiter zu beobachten. Die Pioniervegetation nahm in der

▼ Abbildung 6: Größe der Salzwiesenfläche (ohne Quellerzone) von 1978 bis 1996 nach Literaturangaben und eigener Bilanzierung. Aus den Jahren 1978 und 1986 gibt es nur eine Gesamtfläche (dunkle Punkte) 1988 und 1996 ist der Anteil der Pioniervegetation (helle Punkte) separat dargestellt. Näheres im Text.



jüngsten Kartierung einen Anteil von 22 Prozent der Gesamtvegetation ein; 1988 betrug der Anteil hingegen nur neun Prozent. Damit zeigt sich, dass mit Aufgabe von Beweidung und Entwässerung die Standortgerechtigkeit der Vegetation zunimmt oder der Grad der Kulturbeeinflussung (Hemerobie) abnimmt.

Gleichzeitig, aber in noch stärkerem Maße als die Ausdehnung der Pioniervegetation ist die Flächenausdehnung der Vegetationseinheiten der unteren Salzwiese zurückgegangen. Anelrasen wird durch eine Beweidung gefördert. Entfällt die Nutzung, so differenziert sich die Vegetation nicht nur an der unteren, sondern auch an der oberen Grenze der unteren Salzwiese entsprechend der Standortfaktoren aus. In die tiefliegenden Flächen dringt Schlickgras ein, in die höher gelegenen und besser durchlüfteten Flächen Arten der oberen Salzwiese (z. B. GETTNER et al. 2000, KIEHL 1997, KIEHL et al. 2000 a und b). Die Ausdehnung der oberen Salzwiese nimmt demzufolge zu (siehe Abbildungen 4 und 5). Diese standortbedingte Verschiebung der einzelnen Vegetationszonen ist die Ursache dafür, dass mit Einstellung von Beweidung und flächenhafter Entwässerung der Anteil der eigentlichen Vorlandzone nur unwesentlich angewachsen ist, obwohl der Anteil der Pionierzone sich deutlich erhöht hat (siehe Abbildung 6).

Literatur

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie, Wien.
- DIJKEMA, K. J. (1987): Geography of salt marshes in Europe. – Z. Geomorph. N. F. 31: 489–499.
- DIJKEMA, K. S., J. H. BOSSINADE, P. BOUWSEMA & R. J. DE GLOPPER (1990): Salt marshes in the Netherlands wadden sea: rising high-tide levels and accretion enhancement. – In: BEUKEMA, J. J., W. J. WOLFF & J. J. W. M. BROUNS (Hrsg.): Expected effects of climatic changes on marine coastal ecosystems. – Kluwer Academic Publ.: 173–188.
- GETTNER, S., K. HEINZEL & K. DIERSSEN (1997): Kartierung der realen Vegetation der Festland-Salzmarschen an der Westküste Schleswig-Holsteins sowie des Vorlandes von Oland, Langeneß, Föhr und Pellworm (im Maßstab 1:5000). – unveröffentl. Bericht, 106 S.
- GETTNER, S., K. HEINZEL & J. KOHLUS (2000): Die Entwicklung der aktuellen Vegetation auf der Hamburger Hallig nach Änderung der Nutzung. – In: STOCK, M. & K. KIEHL (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, Boyens, Heide: 24–33.
- HAGGE, H. (1989): Kartierung der realen Vegetation der schleswig-holsteinischen Festland-salzwiesen. – unveröffentl. Bericht, 26 S.
- HÄLTERLEIN, B., D. M. FLEET & H.-U. RÖSNER (1991): Gebietsdefinitionen für Brut- und Rastvogelzählungen an der schleswig-holsteinischen Westküste. – Seevögel 12: 21–25.
- HEYDEMANN, B. & J. MÜLLER-KARCH (1980): Biologischer Atlas Schleswig-Holstein. – Wachholtz, Neumünster.
- HOFSTEDE, J.L.A. & R. SCHIRMACHER (1996): Vorlandmanagement in Schleswig-Holstein. – Küste 58: 61–73.
- KEMPF, N., J. LAMP & P. PROKOSCH (1987): Salzwiesen: Geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? – Tagungsbericht WWF Heft 1.
- KIEHL, K. (1997): Vegetationsmuster in Vorland-salzwiesen in Abhängigkeit von Beweidung und abiotischen Standortfaktoren. – Mittlg. der AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, H. 52, 142 S.
- KIEHL, K., H. SCHRÖDER, B. BREDEMEIER & A. WIGGERSHAUS (2000a): Der Einfluss von Extensivierung und Beweidungsaufgabe auf Artenzusammensetzung und Struktur der Vegetation. In: STOCK, M. & K. KIEHL (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, Boyens, Heide: 34–42.
- KIEHL, K., S. GETTNER, C. HEINZE & M. STOCK (2000b): Langfristige Vegetationsveränderungen im Vorland der Hamburger Hallig und ihre Bedeutung für herbivore Vögel. – In: STOCK, M. & K. KIEHL (Hrsg.): Die Salzwiesen der Hamburger Hallig. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 11, Boyens, Heide: 66–73.
- RAABE, E.-W. (1981): Über das Vorland der östlichen Nordsee-Küste. – Mittlg. der AG Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 31: 1–118.
- REISE, K. (1994): Das Schlickgras *Spartina anglica*: die Invasion einer neuen Art. – In: LOZÁN, J. L., E. RACHOR, K. REISE, H. VON WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. – Blackwell, Berlin: 211–214.
- SCHAMINÉE, J. H. J., E. J. WEEDA & V. WESTHOFF (1998): De Vegetatie van Nederland, Deel 4. Plantengemeenschappen van de kust en van de binnenlands pioniermilieus. – Opulus Press, 346 S.
- SCHERFOSE, V. (1989): Salzmarsh-Pflanzengesellschaften der Leybucht – Einflüsse der Rinderbeweidung und Überflutungshäufigkeit. – Drosera 89 (1/2): 105–112.
- STOCK, M. (2000): Salzwiesen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer: Langfristige Nutzungsänderungen. – In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1998. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, Tönning: 8–10.
- STOCK, M., J. KOHLUS & H. STUMPE (2000): Salzwiesenentwicklung im Nationalpark. – In: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1999. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, Tönning: 6–8.

Brutvögel 2000

Bernd Hälterlein

Aufgrund der Besiedelungsgeschichte anderer Arten lange erwartet brütete im Jahre 2000 mit dem Löffler (*Platalea leucorodia*) die letzte der 33 Küstenvogelarten des Trilateralen Wattenmeermonitoringprogramms für Brutvögel erstmalig auch im schleswig-holsteinischen Teil.

In den Niederlanden wuchs die bisher einzige bedeutende Löfflerpopulation Nordwesteuropas nach einem Tiefpunkt mit rund 150 Paaren Ende der 60er Jahre als Folge der hohen Belastung mit Chlorkohlenwasserstoffen ab den 70er Jahren wieder an bis auf 1.270 Paare (davon 740 im Wattenmeerbereich) im Jahre 1998 (RASMUSSEN et al. 2000). Parallel mit der Bestandszunahme gab es zahlreiche Kolonienegründungen und eine allmähliche Arealerweiterung. Löffler brüten aktuell auf allen westfriesischen Inseln, zumeist innerhalb von Großmöwenkolonien. Die ostfriesischen Inseln wurden 1995 besiedelt, fünf Jahre danach brüten hier auf fünf Inseln insgesamt bereits etwa 50 Paare. In Dänemark kam es 1996 zur Wiederansiedlung einiger Paare in Nordwestjütland.

Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer hielten sich ab Mitte der 90er Jahre während der Brutzeit zunächst einzelne Löffler mehr oder weniger dauerhaft auf, inzwischen liegt dieser Bestand mit einem Schwerpunkt im Hauke-Haien-Koog bei etwa 50 Tieren. Farbringablesungen einiger Vögel belegen ihre niederländische Herkunft. Die ersten Bruten gab es dann im Jahr 2000 mit zwei noch erfolglosen Paaren im Salzwiesenbereich der Hallig Oland. Die Vögel pendeln von hier offenbar regel-

mäßig zum Hauke-Haien-Koog. Die Etablierung eines dauerhaften Brutbestandes kann in den nächsten Jahren sicher erwartet werden.

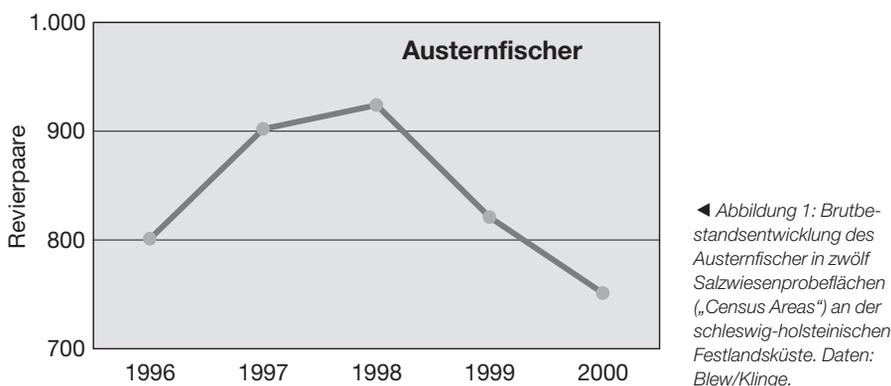
Als weiterer Neubürger des Wattenmeeres deutet sich bereits der Seidenreiher (*Egretta garzetta*) an, der bei nördlicher Arealerweiterung – möglicherweise in Folge der Klimaerwärmung – seit 1995 in den Niederlanden und seit 1999 dort auch im Wattenmeer brütet (RASMUSSEN et al. 2001). Brutzeitbeobachtungen gab es darüber hinaus zunehmend auch in anderen Wattenmeerbereichen (2000: Föhr, Sylt, Eiderstedt).

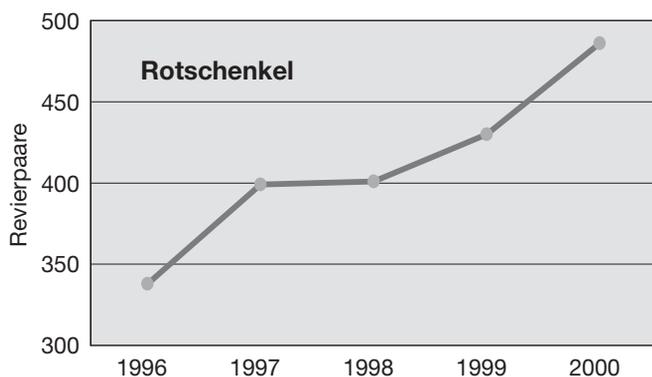
Die Brutbestände des Austernfischers haben im Wattenmeer nach dem Tiefpunkt um 1900 im 20. Jahrhundert mehr oder weniger kontinuierlich zugenommen, im schleswig-holsteinischen Teil haben sie sich seit 1910 mit schätzungsweise kaum mehr als 2.000 Paaren bis heute annähernd verzehnfacht. 1999 wurde im deutschen Wattenmeer erstmalig ein deutlicher Rückgang festgestellt. Da die Austernfischer nicht alljährlich flächendeckend erfaßt werden und Hochrechnungen größerer Bestandsanteile einen falschen Eindruck der Gesamtbestände vermitteln können, wurde diese Tendenz anhand der Befunde aus den intensiver untersuchten Probeflächen („Census Areas“) überprüft. Bei den zwölf Salzwiesenflächen an der schleswig-holsteinischen Festlandsküste, die seit 1996 mit personeller Kontinuität erfaßt werden, zeigt sich in der Tat 1999 und 2000 eine Bestandsabnahme um jeweils etwa zehn Prozent (Abbildung 1). Die

Nichtbrüter, aus deren Bestand frei werdende Reviere wieder aufgefüllt werden, zeigten nach den Springtidenzählungen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer bereits seit Anfang der 1990er Jahre eine rückläufige Tendenz (GÜNTHER 1998).

In den Niederlanden wurde bereits ab 1992, mit 20 Prozent gegenüber dem Vorjahr besonders krass nach dem Kältewinter 1995/96, ein Abnahmetrend der Brutbestände registriert. Noch krassere Auswirkungen werden beim Nichtbrüterbestand vermutet. Diese Tendenz dürfte bei der Langlebigkeit der Austernfischer vermutlich eher auf eine erhöhte Altvogelsterblichkeit als auf geringen Bruterfolg in den letzten Jahren zurückzuführen sein, zumal sich die Brutbedingungen und die Verfügbarkeit der Jungvogelnahrung (Würmer und Insekten) sicher nicht verschlechtert haben. Als eine mögliche Ursache wird der hohe Jagddruck in Frankreich angenommen, wohin die niederländischen Austernfischer bei Kälteeinbrüchen zahlreich ausweichen. Vor allem kam es aber unter den im Wattenmeer verbliebenen Vögeln im Winter 1995/96 zu hohen Verlusten, die wie bei der Eiderente (*Somateria mollissima*) im Zusammenhang mit einer Verknappung der Nahrungsverfügbarkeit (insbesondere von Muscheln) zu sehen sind (KOKS & HUSTINGS 1998, RASMUSSEN et al. 2000). Aktuelle Untersuchungen in britischen Ästuarbereichen kommen zu dem Schluss, dass die dortige Intensität der Muschelfischerei unter normalen Umständen noch keinen nachweisbaren Einfluss auf die Austernfischerbestände hat, in Extremsituationen wie Kältewintern und bei Veränderungen der Muschelfischereipraxis aber mit Auswirkungen gerechnet werden muss (STILLMAN et al. 2001).

Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer sind in vielen Bereichen mit bis etwa 20 Revieren je zehn Hektar (/10 ha) sehr hohe Siedlungsdichten erreicht. Austernfischer sind zwar bei der Brutplatzwahl nicht sehr wählerisch und nutzen in den Vorländern nicht nur die Salzwiesen, sondern vielfach auch den Deichkörper und die Buschlagungen zur Nestanlage, dennoch





◀ *Abbildung 2: Brutbestandsentwicklung des Rotschenkel in zwölf Salzwiesenprobeflächen („Census Areas“) an der schleswig-holsteinischen Festlandsküste. Daten: Blew/Klinge.*

begrenzt hier sicher auch das Brutplatzangebot ein weiteres Wachstum. In den Salzwiesenbereichen, die seit 1991 nicht mehr oder nur noch reduziert mit Schafen beweidet werden, konnten bis heute keine ungewöhnlich starken Rückgänge festgestellt werden. Vielfach sind die Dichten hier höher als in intensiv beweideten Gebieten. Kapazitätsgrenzen könnten darüber hinaus auch bei der Nahrungsverfügbarkeit erreicht sein.

Neben der Uferschnepfe (*Limios limosa*) profitierte aufgrund der Notwendigkeit zur Nestanlage in höherer Vegetation vor allem der Rotschenkel (*Tringa totanus*) von der Rücknahme der Beweidung mit Schafen in den schleswig-holsteinischen Salzwiesen ab 1991. So wurde in den 1990er Jahren auf der Hamburger Hallig eine Verhundertfachung der Rotschenkelbestände registriert, in anderen Vorländern Dichten bis etwa 30 Reviere/10 ha erreicht. Dennoch erbrachten die Standarderfassungen bei den Gesamtbeständen in dieser Zeit keinen nennenswerten Anstieg. Zum einen war binnendeichs in den meisten „Naturschutzkögen“ und im Eiderästuar ein gegenläufiger Trend zu verzeichnen (HÖTKER et al. 2001), zum anderen können bekanntermaßen gerade bei hoher Dichte erhebliche Bestandsunterschätzungen auftreten (die realen Bestände können um den Faktor 3,0 bis 3,5 höher liegen). Ein Blick auf die zuverlässig dokumentierte Entwicklung in den zwölf Salzwiesen-„Census-

Areas“ der Festlandsküste (s.o.) zeigt, dass hier von 1996 bis 2000 Zuwächse um 40 bis 50 Prozent auftraten (Abbildung 2).

Während der dänische Wattenmeerbestand des Seeregenpfeifers (*Charadrius alexandrinus*), insbesondere auf Rømø, in den 1990er Jahren von etwa 20 auf 105 Paare (2000) anstieg (RASMUSSEN et al. 2000, 2001), ging der schleswig-holsteinische Brutbestand 1996 bis 1999 von über 500 auf weniger als 200 Paare zurück. Im Jahre 2000 deutet sich eine Stabilisierung auf niedrigem Niveau an. In den meisten Gebieten gab es gegenüber dem Vorjahr nur geringe Veränderungen, im Vorland von St. Peter eine weitere Abnahme.

Die Zunahme des Gesamtbestandes um immerhin etwa 20 Prozent ist ausschließlich auf die Entwicklung im Rickelsbüller Koog und Beltringharder Koog zurückzuführen. Nachdem die eingedeichten Wattflächen mit fortschreitender Sukzession immer ungeeigneter wurden, brüten die Vögel hier jetzt auf Grünlandflächen, in denen ab Juni eine extensive Beweidung mit Galloway-Rindern, später auch mit Schafen, betrieben und im Winter und Frühjahr ein hoher Wasserstand gehalten wird. Vor allem werden diese Flächen aber sehr intensiv von Nonnengänsen (*Branta leucopsis*) zur Nahrungssuche genutzt. Die Gänse verweilen hier auf dem Heimzug in den letzten Jahren zunehmend länger, bis etwa Mitte/ Ende Mai. Nach dem Absinken des Wasserspiegels bieten diese kurzras-

gen Bereiche mit Schlammflächen gute Brutmöglichkeiten für See- und Sandregenpfeifer (BRUNS 2000, PETERSEN-ANDRESEN mdl.).

Literatur

BRUNS, H. A. (2000): Ornithologisches Gutachten Nordstrander Bucht/Beltringharder Koog – Jahresbericht 2000. – unveröff. Ber. im Auftrag des Staatlichen Umweltamtes Schleswig.

GÜNTHER, K. (1998): Rastvogelmonitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer – Bericht 1996/97. – unveröff. Ber. des WWF-Projektbüros Wattenmeer, Husum im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning.

HÖTKER, H., J. BLEW, H. A. BRUNS, S. GRUBER, B. HÄLTERLEIN & W. PETERSEN-ANDRESEN (2001): Die Bedeutung der „Naturschutzköge“ an der Westküste Schleswig-Holsteins für brütende Wiesen-Limikolen. – Corax 18, Sonderheft 2: 39–46.

KOKS, B. & F. HUSTINGS (1998): Broedvogelmonitoring in het Nederlandse Waddengebied in 1995 en 1996. – SOVON-monitoringrapport 1998/05.

RASMUSSEN, L. M., D. M. FLEET, B. HÄLTERLEIN, B. J. KOKS, P. POTELE & P. SÜDBECK (2000): Breeding Birds in the Wadden Sea in 1996 – Results of a total survey in 1996 and of numbers of colony breeding species between 1991 and 1996. – Wadden Sea Ecosystem No. 10, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.

RASMUSSEN, L. M., L. DIJKSEN, B. HÄLTERLEIN, B. KOKS, P. POTELE & P. SÜDBECK (2001): The Breeding Season in the Wadden Sea in 2000. – Wadden Sea Newsletter 2001-2: 7–9.

STILLMAN, R. A., J. D. GOSS-CUSTARD, A. D. WEST, S. E. A. LE V. DIT DURELL, S. MCGRORTY, R. W. G. CALDOW, K. J. NORRIS, I. G. JOHNSTONE, B. J. ENS, J. VAN DER MEER & P. TRIPLET (2001): Predicting shorebird mortality and population size under different regimes of shellfishery management. – J. Appl. Ecol. 38: 857–868.

Rastvögel im schleswig-holsteinischen Wattenmeer

Klaus Günther

Einführung

Die riesigen Vogelschwärme im Wattenmeer scheinen auf den ersten Blick nicht quantifizierbar und Änderungen in ihrer Zahl kaum wahrnehmbar. Die Ergebnisse aus dem Monitoring der Vogelbestände zeigen aber deutlich, dass bei etlichen Arten Tendenzen immer deutlicher erkennbar und Ergebnisse damit besser interpretierbar werden. Besonders die in den letzten Jahren rückläufigen Bestände einiger typischer und zahlenmäßig bedeutender Wattenmeerarten geben Anlass zur Sorge. Demgegenüber stehen aber auch positive Entwicklungen der Rastbestände einiger Arten gegenüber, die vor allem die eingedeichten Feuchtgebiete am Rande des Wattenmeeres vermehrt als Brut- oder Rastgebiete nutzen oder deren Brutbestände nicht nur im Wattenmeer stark angewachsen sind. Das Rastvogelmonitoring wurde auch im Jahr 2000 vom WWF-Projektbüro Wattenmeer in Husum organisiert. Von hier aus werden die etwa 60 Zählerinnen und Zähler der Naturschutzverbände im Wattenmeer ausgebildet und betreut, die Zählungen koordiniert und die Datenverarbeitung durchgeführt. Allen Vogelzählern und allen anderweitig am Rastvogelmonitoring beteiligten Personen sei an dieser Stelle für die gute Zusammenarbeit herzlich gedankt.

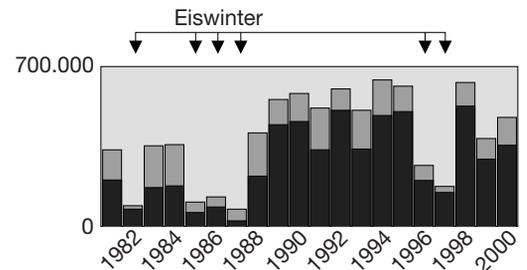
Methode

Eine allgemeine Einführung in das Rastvogelmonitoring im Wattenmeer und eine ausführliche Beschreibung der Methoden findet sich in den Vorjahresberichten (RÖSNER 1998, GÜNTHER 1999, GÜNTHER 2000a, GÜNTHER 2000b). Die Entwicklung der Vogelbestände von 1988 bis 1999 wird für 48 Wat- und Wasservogelarten auf der Basis der ganzjährig in insgesamt 24 gut abgrenzbaren und repräsentativ verteilten Rastgebieten durchgeführten „Springtidenzählungen“ ermittelt. Als Maß für die Häufigkeit einer Art werden die „Vogeltage“ eines Jahres berechnet (1. Januar bis 31. Dezember; für das Zählgebiet „Trischen“ 1.

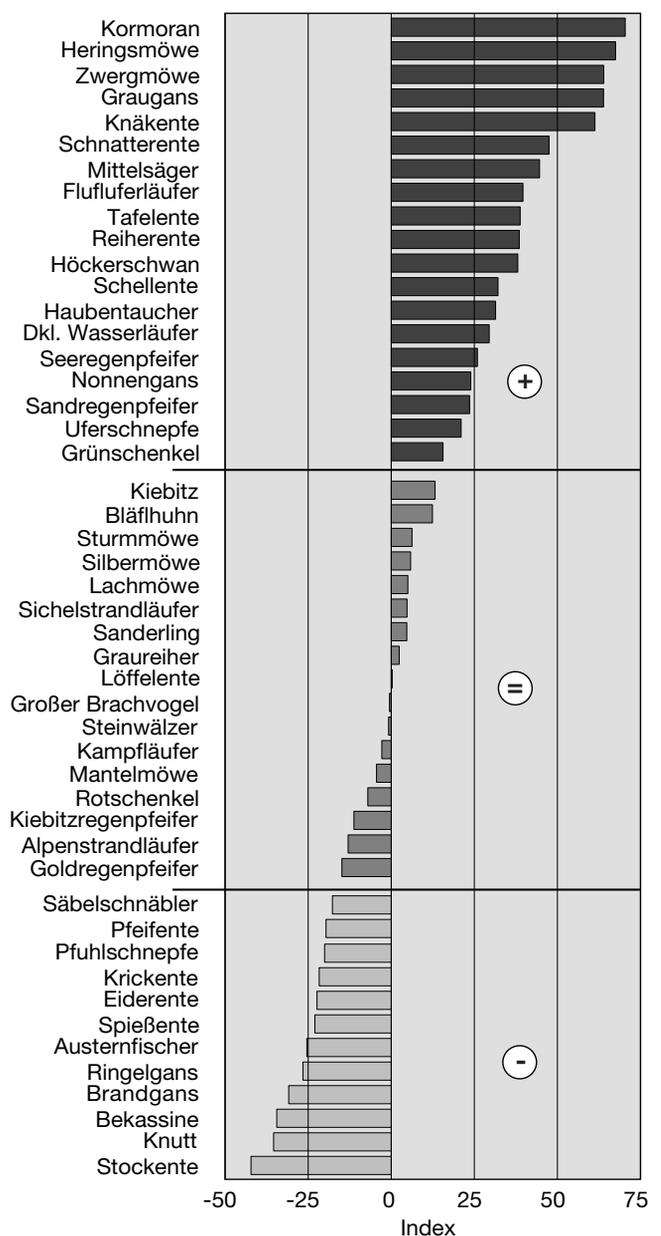
April bis 31. Oktober). Vogeltage werden als die Summe der täglich innerhalb eines bestimmten Zeitraums (hier ein Jahr) anwesenden Vögel definiert. Die Jahres-Vogeltage werden in Indexwerte umgerechnet, wobei das Jahr mit dem Maximalwert an

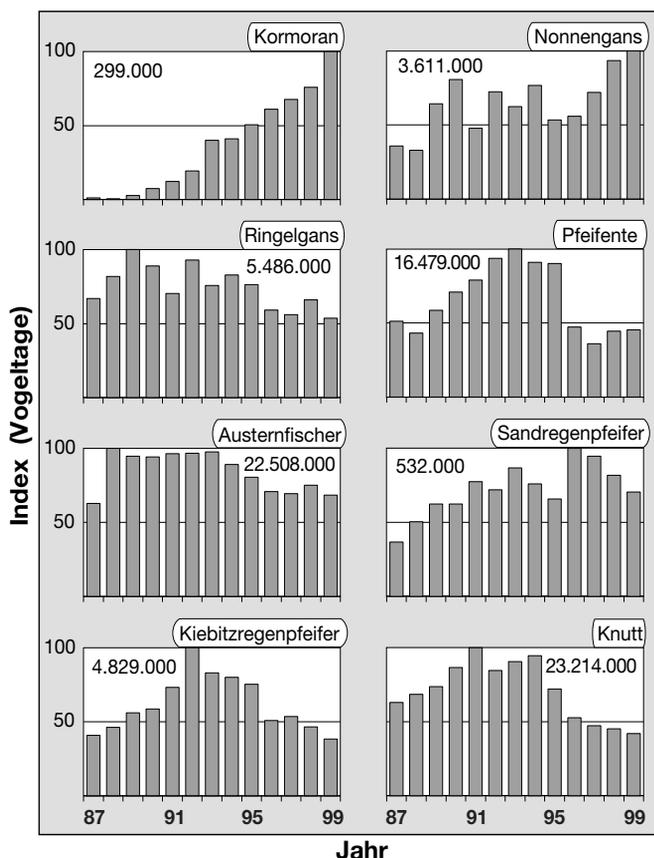
Vogeltagen den Indexwert 100 erhält. Die Veränderung der Rastbestände wird durch die Differenz des Index-Mittelwertes der ersten vier (1988–1991) mit dem der letzten vier (1996–1999) Untersuchungsjahre beschrieben. Eine Erhöhung um mehr als 15

► *Abbildung 1: Vogelbestände bei Mittwinterzählungen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer von 1981–2000 (dunkel = gezählter Anteil; hell = berechneter Anteil).*



► *Abbildung 2: Rastbestandsveränderungen von 48 Wat- und Wasservögeln in 24 Springtidenzählgebieten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer zwischen 1988–91 und 1996–99.*





◀ *Abbildung 3: Rastvogelbestandsveränderungen von acht ausgewählten Wat- und Wasservogelarten in 24 Springtidenzählgebieten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer zwischen 1987 und 1999.*

Indexpunkte wird als eindeutige Zunahme, ein Abfall um mehr als 15 Indexpunkte als eindeutige Abnahme des Rastbestandes einer Art bewertet (RÖSNER 1998, GÜNTHER & RÖSNER 2000).

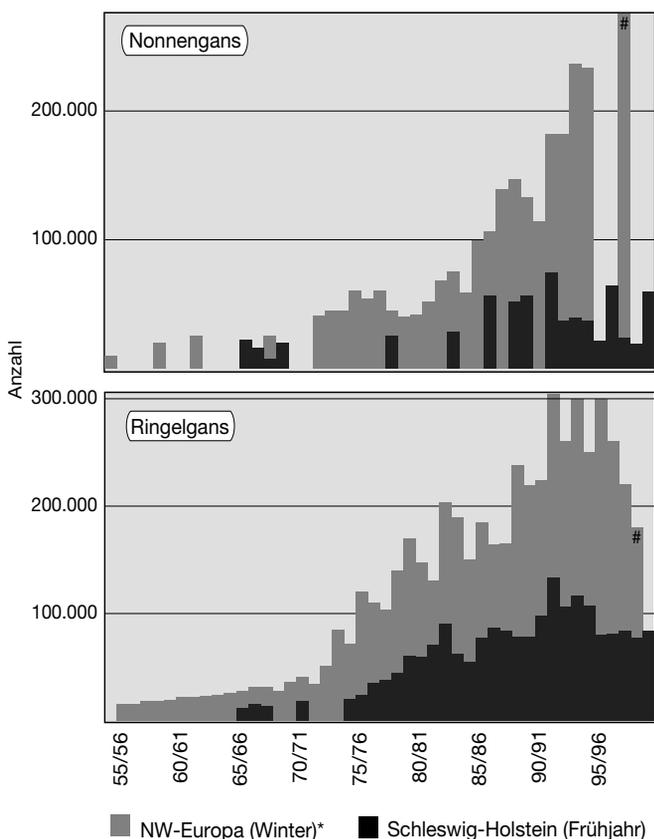
Ergebnisse

Synchronzählungen

Bei der Synchronzählung im Januar 2000 waren mit 450.000 Vögeln zwar gegenüber dem Vorjahr wieder relativ viele Vögel als Wintergäste im Wattenmeer, aber nur etwa 75 Prozent des bisherigen Maximalbestandes in ähnlich milden Wintern (Abbildung 1, GÜNTHER 2000c). Allerdings herrschte bei der Synchronzählung mäßiger Frost mit partieller Vereisung der Wattflächen und binnendeichs gelegener Wasserflächen, was anscheinend doch einen Teil der überwinternden Vögel zum Verlassen der Region veranlasst hatte.

Mitte März wurden 60.000 Nonnengänse an der Festlandsküste bei der synchronen Gänsezählung festgestellt. Gegenüber den Vorjahren ist dies wieder ein hoher Wert im März, das Bestandsmaximum wird aber erst im April erreicht. Bei der Ringelganzählung Anfang Mai wurden mit 84.000 Vögeln wieder ähnlich viele wie in den Vorjahren registriert, über 90 Prozent auf den Halligen und Inseln.

Etwa 20.000 Sanderlinge hielten sich Ende Mai im Berichtsgebiet auf, was dem Mittelwert der letzten Jahre entspricht. Allerdings gab es deutliche Unterschiede zu den Vorjahren in der Verteilung der für Sandbänke typischen Sanderlinge (Abbildung 5). Auf Trischen gab es wesentlich weniger Sanderlinge als in anderen Jahren, nur etwa 3.000 Individuen, dagegen wurden im Dieksanderkoog-Vorland mit 8.000 Vögeln deutlich mehr als normal registriert. Erstaunlich und neu war, dass in diesem Jahr auf den sehr schlickigen Wattflächen in der Eidermündung zwischen Sperrwerk und Tönning in der zweiten Maihälfte bis zu 1.800 Sanderlinge ständig der Nahrungssuche nachgingen, eine für diesen Ort bislang kaum vorstellbare Anzahl! Die bevorzugte Nahrung waren wohl hier massen-



◀ *Abbildung 4: Entwicklung der Populationsgrößen von Nonnengänsen (März) und Ringelgänsen (Mai) und der bei Synchronzählungen erfasste Anteil im schleswig-holsteinischen Wattenmeer (* MADSEN et al. 1999, # KOFFJEBERG mündl. Mittlg.).*



haft vorkommende Schlickkrebse. An den gleichen Stellen wie die Sanderlinge fraßen auch viele männliche Pfuhschnepfen, die möglicherweise ebenfalls das große Schlickkrebsangebot nutzten.

Bruterfolg arktischer Vögel

Der Bruterfolg bei den arktischen Vögeln war im Jahr 2000 insgesamt mäßig bis schlecht. Ringelgänse hatten einen totalen

Ausfall, anscheinend weil die Lemmingpopulation schon in diesem Jahr zusammengebrochen war und sich daher die Beutegreifer wohl auf die Vögel konzentriert haben. Hier zeigt sich eine Abweichung von der bisherigen Regel, denn entsprechend des dreijährigen Lemmingzyklus und den „Lemmingjahren“ 1994 und 1997 war im Jahr 2000 eigentlich wieder ein Lemmingjahr und damit ein gutes Brutjahr für die

Ringelgänse zu erwarten. Nonnengänse hatten mit etwa 15 Prozent Jungvogelanteil weitaus mehr Erfolg. Während bei den Limikolen noch das Vorjahr (1999) ein herausragend gutes Brutjahr mit extrem vielen Jungvögeln im Herbst war, was im Jahr 2000 dann erneut durch die in aussergewöhnlich großer Anzahl übersommernder, einjähriger Knutts, Kiebitzregenpfeifer und Pfuhschnepfen deutlich wurde, war das Jahr 2000 eher ein mäßiges bis schlechtes Brutjahr. Auffällig viele Jungvögel gab es nur bei den Kampfläufnern. Mindestens bei Kiebitzregenpfeifern und Alpenstrandläufern war es mäßig gut.

Bestandsentwicklung

Die Entwicklung der Vogelbestände wurde anhand der Ergebnisse der Springtidenzählungen von 1988 bis 1999 analysiert. Unter 48 untersuchten Arten entwickelten sich die Bestände in diesem Zeitraum bei 19 Arten eindeutig positiv und bei zwölf Arten eindeutig negativ (GÜNTHER & RÖSNER 2000). Deutliche Bestandsrückgänge wurden vor allem bei den wattenmeertypischen und zahlenmäßig bedeutenderen Arten wie Knutt, Ringelgans und Pfuhschnepfe aus arktischen Brutgebieten sowie bei Eiderente und Austernfischer registriert. Die Ursachen für diese negativen Trends sind sicherlich vielschichtig und derzeit nicht ausreichend erklärbar. Auffällig ist aber, dass besonders muschelfressende Arten (Knut, Austernfischer, Eiderente) betroffen sind und möglicherweise die Muschelfischerei in Teilen des Wattenmeeres die Nahrungsgrundlage für diese Arten in zu großem Ausmaß reduziert (BERK et al. 2000). Das Durchpflügen des Wattbodens bei der Herzmuschelfischerei führt anscheinend neben der direkten Schädigung der Makrozoobenthosgemeinschaft auch zu einer Veränderung der Sedimentzusammensetzung und damit zu einer geringeren Wiederbesiedelbarkeit durch junge Muscheln, welche von den Knutts bevorzugt gefressen werden (PIERSMA & KOHLHAAS 1997). Nahrungsengpässe entstehen vor allem im Winter bei extremen Kälteperioden, was zu

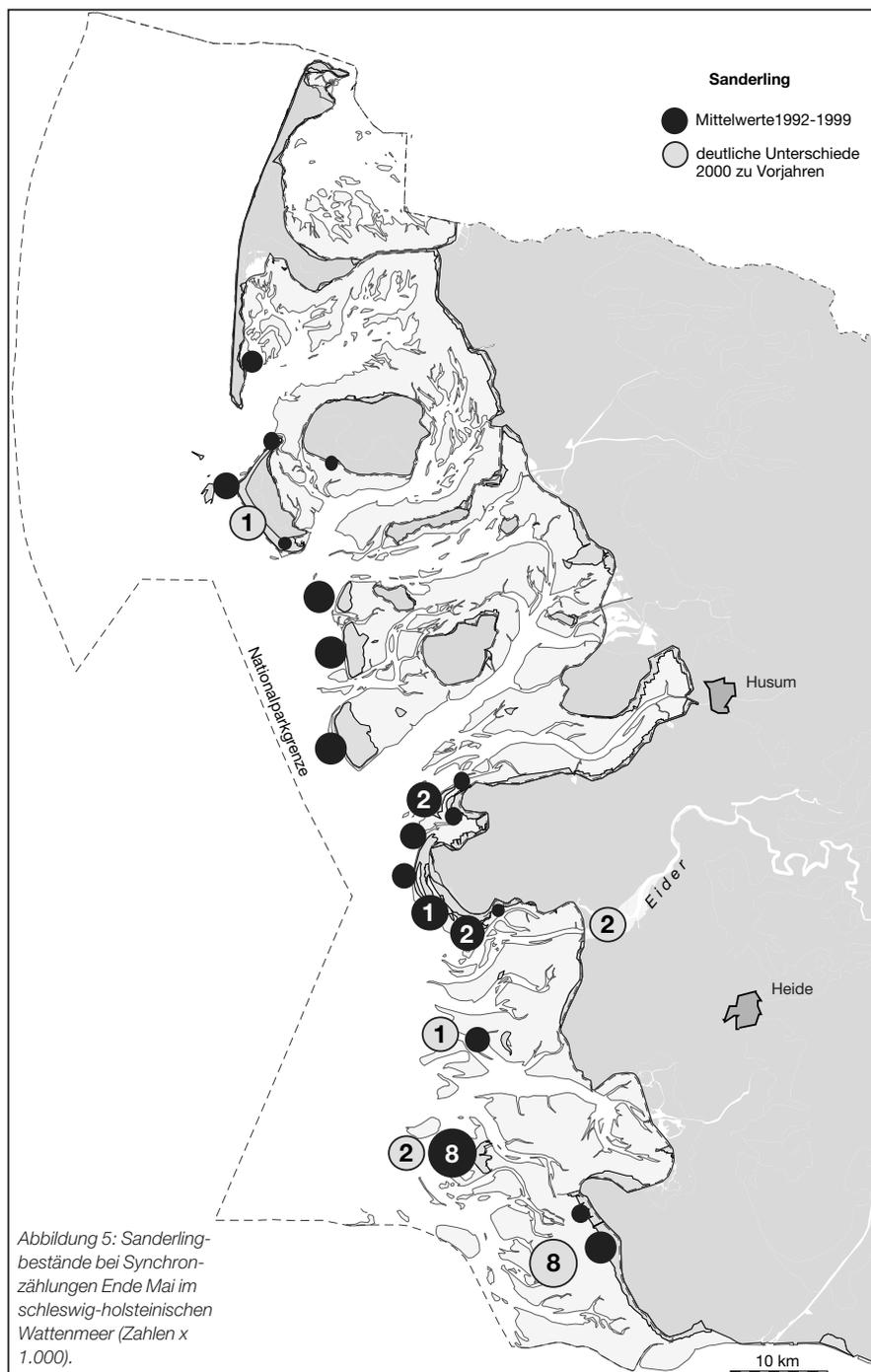


Abbildung 5: Sanderlingbestände bei Synchronzählungen Ende Mai im schleswig-holsteinischen Wattenmeer (Zahlen x 1.000).



erheblich höherer Mortalität bei den Vögeln führen kann. Dies ist für die niederländischen Watten, wo die Fischerei auf Mies- und Herzmuscheln noch deutlich intensiver ist als in Deutschland, für Austernfischer und Eiderenten mehrfach nachgewiesen worden (SMIT et al. 1998).

Der Rückgang der Ringelgans- und Pfeifentenbestände könnte mit erhöhter Mortalität in Kältewintern, Mortalität oder Brutverluste durch extreme Wetterlagen oder hohe Prädation in den arktischen Brutgebieten und Habitatveränderungen im Wattenmeer zusammenhängen. Beim Graureiher ist der Einfluß erhöhter Mortalität in Kältewintern offensichtlich (KNIEF 1999), wahrscheinlich, aber weniger deutlich, auch bei Haubentaucher, Krick-, Tafel-, Reiher-, Schell- und Stockente sowie bei der Bläßralle.

Bestandszunahmen sind vor allem bei den Arten festzustellen, die in den letzten Jahren als Brutvögel im Wattenmeer selbst oder auch in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet wieder zahlreicher geworden sind. Dazu gehören besonders Kormoran, Heringsmöwe, Graugans und Nonnengans (GANTER et al. 1999). Bei der Nonnengans kommt sicherlich noch hinzu, dass sich die Aufenthaltsdauer der Vögel im Wattenmeer in den letzten Jahren besonders im Frühjahr deutlich verlängert hat. Stark haben auch die Bestände von den Arten zugenommen, die eigentlich eher typisch für binnenländische Feuchtgebiete sind (vor allem Haubentaucher, Höckerschwan, Schnatter-, Knäk-, Tafel-, Reiher- und Schellente sowie Zwergmöwe). Diese Arten haben die in den letzten Jahrzehnten neu eingedeichten und somit dem Salzwassereinfluss weitgehend entzogenen Gebiete, bei denen wie im Beltringharder Koog, Rickelsbüller Koog, Meldorfer Koog und Hauke-Haien-Koog teilweise ein hoher Wasserstand aufrechterhalten wurde, immer stärker als Mauser- und Rastgewässer angenommen. Zugleich sind sie dort auch als Brutvögel zahl-

reicher geworden (außer Schellente und Zwergmöwe, keine Brutvögel an der Westküste).

Eine erfreuliche Entwicklung zeichnet sich beim Seeadler ab, denn erstmals hielten sich im Herbst 2000 etwa drei bis fünf Seeadler ständig am und im schleswig-holsteinischen Wattenmeer auf, besonders im Beltringharder Koog (2–3 Vögel), zeitweise auch im Rickelsbüller Koog, im Meldorfer Koog, an der Eider- und Elbmündung. In den vorigen Jahren nahm die Zahl der Beobachtungen zwar auch schon zu, aber meist verweilten einzelne Vögel nur für wenige Tage. Im Beltringharder Koog waren ein Alt- und ein Jungadler von August bis zur Jahreswende durchgehend zu beobachten.

In Ermangelung großer Bäume sind Zaunpfosten beliebte Sitzwarten der mächtigen Adler. Futter gibt es in Hülle und Fülle: Tausende von Enten und Gänsen. Den Adlern scheint es am Wattenmeer zu gefallen und möglicherweise schauen sich die ersten Adler nach neuen Brutplätzen um. Eine Ausbreitung nach Westen findet in den letzten Jahren statt, allerdings sind die nächsten Brutpaare noch 40 bis 50 km vom Wattenmeer entfernt und geeignete Nestbäume scheinen in direkter Umgebung auch nicht vorhanden zu sein. Wir können gespannt sein, ob und wo die Adler das Wattenmeer besiedeln werden.

Literatur

BERK, V. M. VAN DEN, S. DIRKSEN, M. J. M. POOT (2000): Sterfte onder eidereenden in de Waddenzee 1999/2000. – Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

GANTER, B., K. LARSSON, E. V. SYROECHKOVSKY, K. E. LITVIN, A. LEITO & J. MADSEN (1999): Barnacle Goose *Branta leucopsis*: – In: MADSEN, J., G. CRACKNELL & A. D. FOX (Hrsg.): Goose populations of the Western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publ. No. 48 / National Environmental Research Institute, Rønde: 270–283.

GÜNTHER, K. (1999): Rastvogelbericht im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer – Bericht 1997/98. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. 183 S.

GÜNTHER, K. (2000a): Rastvögel im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. – In: LANDESAMT FÜR DEN NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1998, Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, Tönning: 23–26.

GÜNTHER, K. (2000b): Rastvögel im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. – In: LANDESAMT FÜR DEN NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1999, Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Sonderheft, Tönning: 17–19.

GÜNTHER (2000c): Rastvogelmonitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, Bericht 1998/99. – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. 50 S.

GÜNTHER, K. & H.-U. RÖSNER (2000): Bestandsentwicklung der im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer rastenden Wat- und Waservögel von 1988 bis 1999. – Vogelwelt 121: 293–299.

KNIEF, W. (1999): Graureiher. – In: MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.): Jagd und Artenschutz – Jahresbericht 1998/99, Kiel: 35–36.

PIERSMA, T. & A. KOHLHAAS (1997): Shorebirds, Shelfish(eries) and Sediments around Griend, Western Wadden Sea, 1988–96. – NIOZ-Rapport 1997–7.

RÖSNER, H.-U. (1998): Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Rastvögel im Wattenmeer: Bestand, Verteilung und Raumnutzung (Band 1 und 2). – Texte 75/97, Umweltbundesamt, Berlin.

SMIT, C. J., N. DANKERS, B. J. ENS & A. MEIJBOOM (1998): Birds, mussels, cockles and shellfish fishery in the Dutch Wadden Sea: How to deal with low food stocks for Eiders and Oystercatchers? – Senckenbergiana marit. 29: 141–153.

Eiderenten und mausernde Brandenten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer 2000

Norbert Kempf

Anzahl und Verteilung der Eiderenten

Im Jahr 2000 fanden vier Eiderentenzählflüge statt – 24. Januar (Winterbestand), 22. Juli und 8. August (Mauserzeit) und 19. Oktober (Jahresmaximum). Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

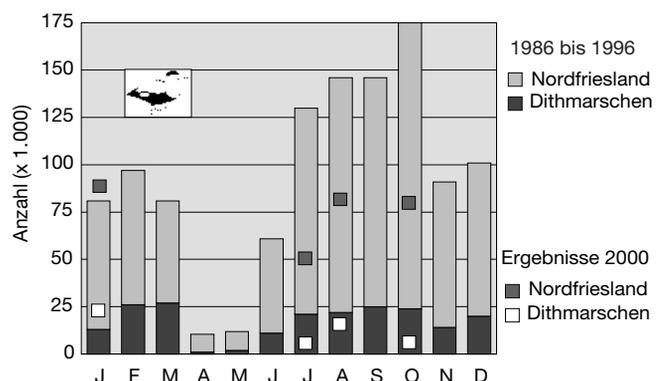
Aufgrund der relativ hohen Eiderentenzahl im Dithmarscher Wattenmeer lag der Januarbestand im schleswig-holsteinischen Wattenmeer etwas über dem langjährigen Mittel (Abbildung 1). Bei den anderen drei Zählungen im Jahr 2000 wurde jeweils nur etwa die Hälfte des langjährigen Mittels für die entsprechenden Monate erreicht. Die Werte lagen damit auch deutlich niedriger als im Vorjahr.

Anzahl und Verteilung der mausernden Brandenten

Ende Juli/Anfang August wurden im Jahr 2000 zwei Befliegungen mit vollständiger fotografischer Dokumentation und Auswertung durchgeführt. Die Eiderentenzählflüge kurz davor und danach wurden zur Gewinnung von Schätzwerten für den Brandentenbestand genutzt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 dargestellt.

Bei der Zählung am 2. August wurde ein Brandentenbestand im Mausergebiet von 216.280 Individuen ermittelt (Abbildung 2).

► *Abbildung 1: Ergebnisse der vier Eiderentenzählungen 2000 im Vergleich zum langjährigen Mittel.*



► *Abbildung 2: Verteilung von Brandenten sowie von Wasserfahrzeugen und Personen im Mausergebiet bei Niedrigwasser am 2. August 2000.*

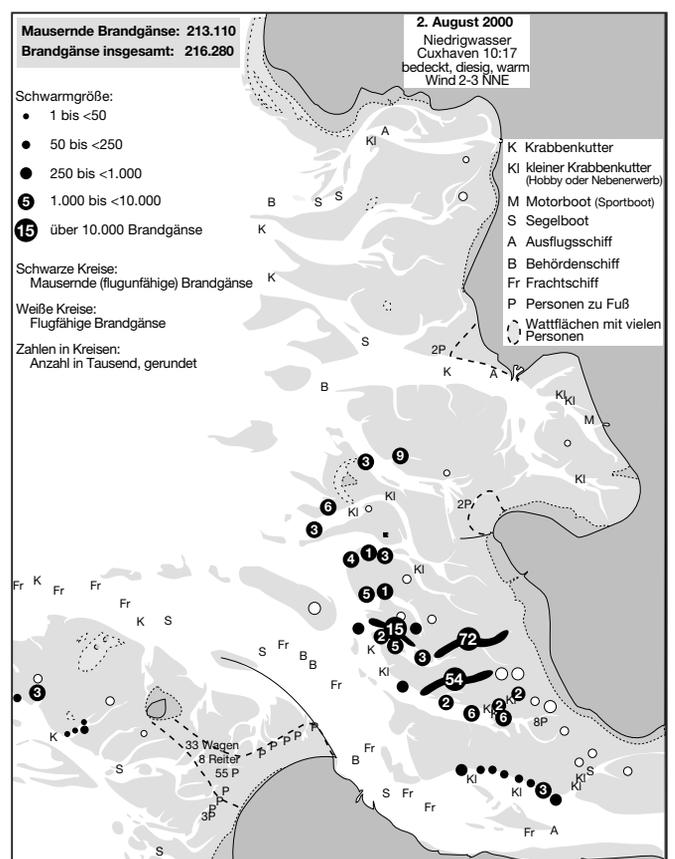


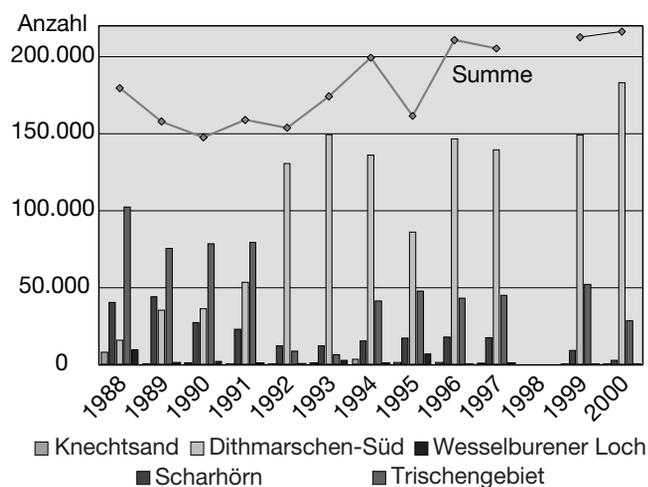
Tabelle 1: Ergebnisse der Eiderentenzählungen im Jahr 2000.

	24. Januar	22. Juli	8. August	19. Oktober
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer	88.267	50.611	82.740	77.689
Nordfriesland	63.870	44.427	64.310	70.610
Dithmarschen	24.397	6.184	18.430	7.079
nördlich Hindenburgdamm	5.170	5.202	3.890	17.210
Hörnumtief	16.640	9.480	16.550	21.215
Norderaue	9.940	9.200	9.950	16.635
Süderaue	1.570	5.365	5.550	3.745
Hever, Rummelloch	28.090	15.160	28.370	11.720
Eider	12.120	429	1.010	2.245
Tertius, Wesselburener Loch	5.375	3.900	7.190	1.260
D-Steert, Flackstrom, Meldorfer Bucht	6.382	1.107	5.420	1.734
Trischen bis Elbe	375	750	4.810	2.060



Tabelle 2: Ergebnisse der Brandentenzählungen im Sommer 2000. Die Zahl der flugunfähigen mausernden Tiere ist von denen der flugfähigen Tiere vor oder nach der Flügelmauser getrennt angegeben (Zahlen für Flugfähige auf grauem Grund). Die Brandentenzahlen vom 22. Juli und 8. August wurden bei Eiderentenzählflügen direkt durch Schätzungen gewonnen. Sie basieren nicht auf Auszählungen von Fotos und sind daher weniger genau als die Zahlen vom 26. 7. und 2. 8. Die Gebiete Scharhörn und Knechtsand wurden dabei nicht erfaßt (n.e.).

	22. Juli	26. Juli	2. August	8. August
Wesselburener Loch (Dithmarschen Nord)	220	0	0	0
	370	180	100	350
Flackstrom (inkl. Bielshövensand)	10.750	4.770	11.780	8.400
	980	480	180	380
Neufahrwasser Trischenflinge	20.350	13.410	17.060	20.650
	2.370	2.400	160	2.300
Schatzkammer	53.400	115.630	104.230	77.500
	2.090	2.985	530	370
Klotzenloch (inkl. Elbkante/Medemsand)	31.580	24.090	76.950	51.450
	2.180	1.445	1.950	3.340
Scharhörn	n.e.	2.000	3.090	n.e.
	n.e.	230	250	n.e.
Knechtsand	n.e.	0	0	n.e.
	n.e.	20	0	n.e.
Mausernde Tiere	116.300	159.900	213.110	158.000
<i>Flugfähige Tiere</i>	7.990	7.740	3.170	6.740
<i>Anteil am Bestand</i>	6,4%	4,6%	1,5%	4,1%
Gesamtbestand	124.290	167.640	216.280	164.740



◀ Abbildung 3: Bestandsentwicklung der mausernden Brandenten von 1988 bis heute – Gesamtbestand und die fünf historischen Hauptteilgebiete: Wesselburener Loch, Trischengebiet (Flackstrom und Neufahrwasser/Trischenflinge), Dithmarschen-Süd (Schatzkammer und Klotzenloch), Scharhörn und Knechtsand.

Klotzenloch (27 % der flugunfähigen Tiere für 26. 7. und 2. 8. zusammengenommen), Neufahrwasser (5,5 %), Flackstrom (4,5 %) und Scharhörn (1,4 %). Im Teilbereich Scharhörn wurde der niedrigste Bestand seit Beginn der systematischen Flugzählungen festgestellt. Das Wesselburener Loch und das Knechtsandgebiet haben in den letzten zwölf Jahren für mausernde Brandenten kaum mehr eine Bedeutung gehabt.

Insgesamt zeigt die Brandentenmauser im Jahr 2000 keine prinzipiellen Abweichungen vom räumlichen und zahlenmäßigen Bild der letzten Jahren. Der Trend zur Konzentration in Schatzkammer und Klotzenloch setzt sich fort. Seit 1992 befanden sich in diesen beiden Prielen zum Höhepunkt der Mauser meist über zwei Drittel aller Brandenten im Mausergebiet. Der sich seit Jahren andeutende leichte Anstieg des Gesamtbestandes scheint sich zu bestätigen.

Damit wurde offensichtlich das Mausermaximum in der Saison 2000 gut getroffen, wie die erheblich geringeren Werte der Erfassungen kurz davor und danach nahelegen. Dieses Ergebnis ist die höchste seit Beginn der Zählungen 1988 ermittelte Zahl (Abbildung 3).

Die größten Konzentrationen mit bis zu 115.000 flugunfähigen Enten wurden – wie schon in den Vorjahren – in der Schatzkammer erreicht. Dort befanden sich am 26. Juli 72 Prozent und am 2. August 49 Prozent aller mausernden Tiere. In der Bedeutung als Mausergebiet folgten dann

Notwendigkeit ungestörter Mausergebiete für die Trauerente (*Melanitta nigra*)

Veit Hennig & Kai Eskildsen

Von den Entenarten im Bereich des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer ist die Trauerente (*Melanitta nigra*) am weitesten seewärts zu finden. Wie alle Entenarten ist sie während der Mauserzeit sehr empfindlich und reagiert auf menschliche Störungen, etwa durch Boote und Schiffe sowie Flugzeuge und Helikopter, schon auf weite Distanz mit Flucht. Trauerenten tauchen bei Annäherung von Schiffen – abhängig von der Geschwindigkeit – oder Flugzeugen bereits bei Entfernungen von bis zu 2.000 Meter ab. Nur etwa 20 Prozent der mausernden Population lassen sich daher vom Flugzeug aus erfassen. Vor diesem Hintergrund und aufgrund der Tatsache, dass Entenvögel ihre Mausergebiete nach einer Art „Risikoabschätzung“ auswählen, ist anzunehmen, dass die aktuelle Mauserverbreitung der Trauerente infolge menschlicher Störungen aber auch der Nahrungsverfügbarkeit nicht die natürliche ist. So besteht die Gefahr, dass künftige Einflüsse wie Hochgeschwindigkeitsfähren und Offshore-Windparks aktuelle und potenzielle Mausergebiete unbrauchbar machen könnten.

Die Trauerente ist aber wegen ihrer landfernen, den Ornithologenaugen normalerweise unzugänglichen Nahrungs- und Mauserhabitate immer noch eine der „unbekanntesten“ Vogelarten Mitteleuropas. Außerdem erschweren die Unkenntnis der verschiedenen Mauserphasen und die verschiedenen methodischen Ansätze zur räumlichen und zeitlichen Erfassung einen quantitativen Vergleich der wenigen vorhandenen Daten.

Bekannt ist daher lediglich, dass große Teile der Population in der Offshore-Zone unmittelbar vor dem eigentlichen Wattenmeer mausern und überwintern. Aufgrund der hohen Individuenzahlen der Trauerente sowohl während der Mauser als auch während der anschließenden Überwinterung besteht eine internationale Verantwortung Schleswig-Holsteins für diese Art. Nicht zuletzt deshalb muss die Erfassungsmethodik für diese Entenart verbessert werden. Unter anderem fehlen nach wie vor Synchronzählungen in allen drei

Wattenmeerstaaten. Dies ist um so bedeutsamer als es Hinweise für einen erheblichen Austausch sowohl zwischen dänischen und schleswig-holsteinischen als auch zwischen westfriesischen und ostfriesischen Gebieten gibt. Die Anzahl mausernder Trauerenten scheint dabei sowohl in Schleswig-Holstein als auch in Niedersachsen und den Niederlanden unterschätzt zu werden.

Nach den Seabirds at Sea-Daten (SAS), den vorhandenen Flugerfassungen, Landzählungen und Literaturdaten nimmt die Bedeutung der Gebiete mit Mausernachweisen von Dänemark über Schleswig-Holstein bis Niedersachsen und in die Niederlande für die Trauerente ab. Trauerenten weisen aufgrund der unterschiedlichen Mauserzeiten von Immaturren, Männchen und Weibchen eine insgesamt sehr lange Mauserperiode auf (Abbildung 1). Die Mauserzeit der Flügel Federn beginnt Mitte Juni und endet erst Ende Oktober.

Die Mausergebiete scheinen durch die kommerzielle Muschelfischerei, Offshore-Windenergieanlagen und Hochgeschwindigkeitsfähren beeinträchtigt werden zu können. Weitere Forschungen dazu sind dringend erforderlich. Das ganze Jahr hindurch sind Trauerenten aufgrund ihrer Lebensweise besonders stark dem Risiko

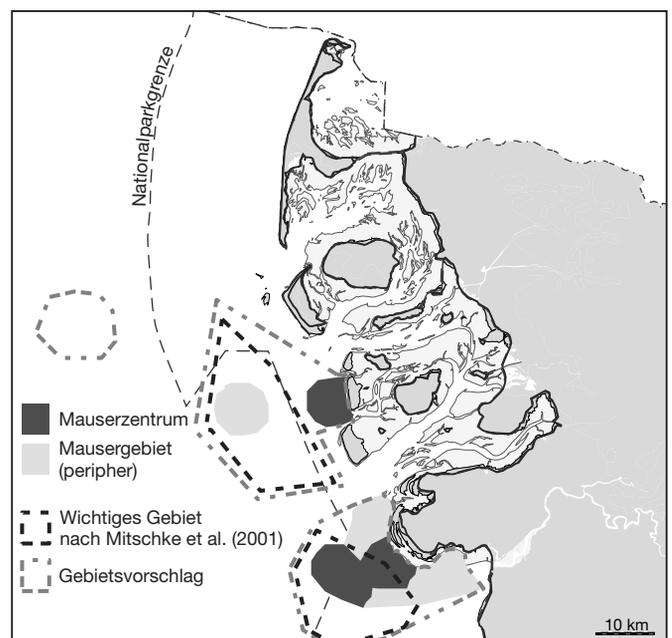
der Verölung ausgesetzt. Die Trauerente ist eine der Arten, die am häufigsten mit Verölungen aufgefunden wird (FLEET 2000).

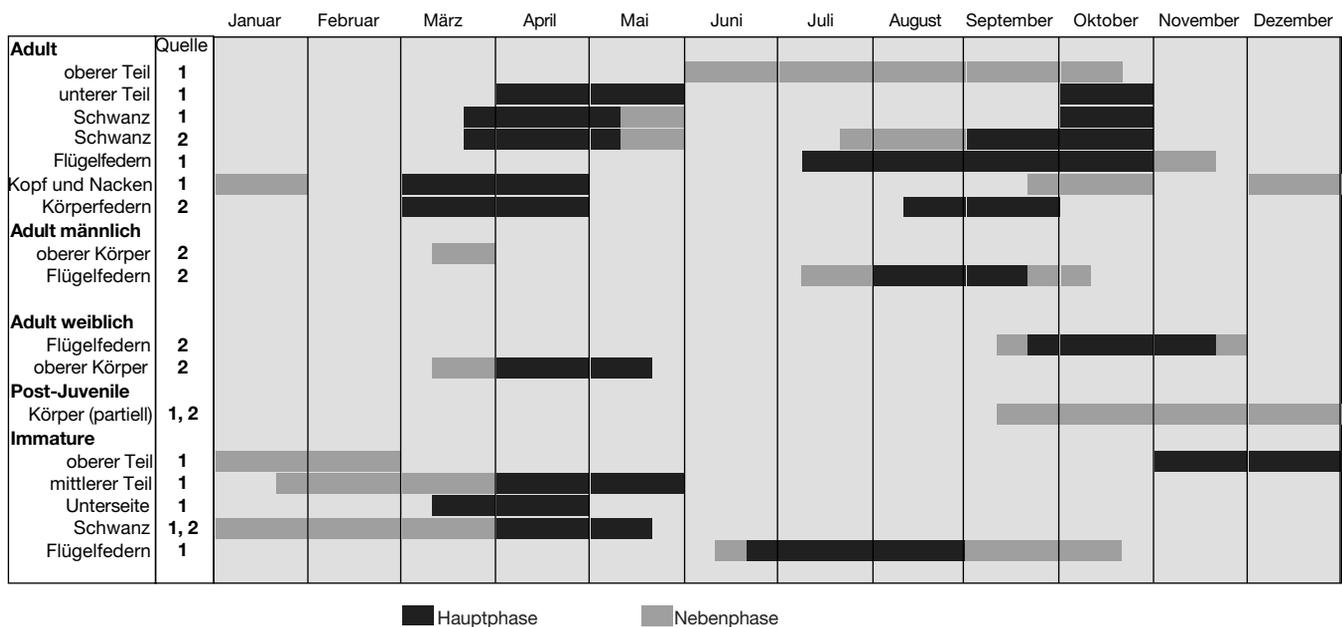
Bei der Analyse von Literatur- und unveröffentlichten Daten sowie den Ergebnissen eigener Erhebungen ab 1999 lassen sich bereits grob einige Gebiete identifizieren, die als Mausergebiete der Trauerenten dienen oder geeignet sein könnten (Abbildung 2). Menschliche Störungen sollten zumindest in diesen Bereichen bestmöglich minimiert werden. Als Mauserzentren sind die Gebiete ausgewiesen, in denen mausernde Trauerenten kontinuierlich und in bedeutender Größenordnung nachgewiesen wurden. Die anderen markierten Bereiche dagegen sind potenzielle Mausergebiete. Hier liegen entweder nur wenige Daten zur Mauser vor oder die Daten stammen aus Zeiten, die direkt an die Mauserperiode anschließen. Zufällige Beobachtungen, die zwar zur Mauserzeit gemacht wurden, aber keinen Hinweis auf Mauser enthalten, bleiben unberücksichtigt.

Zur Ergreifung sinnvoller Schutzmaßnahmen für Trauerenten während der Mauser bedarf es zuvor noch der Klärung einiger wesentlicher Aspekte:

- In den nachgewiesenen Mausergebieten vor der Küste ist nach wie vor über-

► **Abbildung 1:** Überblick über vorhandene und potentielle Mausergebiete der Trauerente vor der Küste Schleswig-Holsteins (nach HENNIG 2001).





▲ *Abbildung 2: Verschiedene Mauserzeiten und -stadien der Trauerente. Der Prozess wird von den Autoren unterschiedlich angegeben (CRAMP & SIMONS 1987 = 1; VON BLOTZHEIM 1969 = 2).*

wiegend unbekannt, welche Nahrungsressourcen die Trauerente nutzt. Da Trauerenten in dieser Hinsicht sehr opportunistisch zu sein scheinen, könnte sich grundsätzlich jedes Gebiet mit einer höheren Muscheldichte in erreichbarer Wassertiefe potenziell zu einem Mausergebiet entwickeln.

- Trauerenten ändern ihr Aggregationsverhalten zur Mauser. Während die Vögel im Winter in großen Trupps wie „Fettaugen“ auf dem Wasser schwimmen, verteilen sich die einzelnen Indivi-

den während der Mauser sehr stark und sind nur noch schwer zu erfassen. Der Grund für diese Verhaltensweisen ist nicht bekannt.

- Die Anzahl mausernder Trauerenteweibchen ist weitgehend unbekannt.
- Art und Umfang der Störungssensibilität von Trauerenten ist erst in Ansätzen bekannt.

Literatur

BLOTZHEIM, U. N. G., Ed. (1969): Anseriformes. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. – Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main. 503 S.

CRAMP, S. & K. E. L. SIMMONS (1987): Handbook of the Birds of Europe and the Middle East and North Africa. – Vol. 1, Oxford University Press, Oxford, London, New York: 199–207.

FLEET, D. M. (2001): Spülsaummonitoring an der deutschen Nordseeküste im Winter 1999/2000. – In: LANDESAMT FÜR DEN NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 2000. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning, Sonderheft: 36–37.

HENNIG, V. (2001): An evaluation of available knowledge on the necessity of undisturbed moulting sites for seaducks in the offshore area, in order to investigate the possibilities for creating such undisturbed moulting sites. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 36 S. + Annex.

HENNIG, V. & HÄLTERLEIN, B. (2000): Trauerente – Erfassungsschwierigkeiten einer Offshore-Vogelart. – In: LANDESAMT FÜR DEN NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1999. – Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning: 20–23.

Zusammenfassende Bewertung des Monitoringjahres 2000

Adolf Kellermann

-  **Trend stabil, zur Zeit kein Anlaß zur Sorge**
-  **Trend negativ, Aufmerksamkeit nötig**
-  **Trend positiv, Entwicklung erfreulich**
-  **(noch) kein Trend; Trend unklar**

⇒ Wattenmeer

Eine Gesamtbewertung unseres Wattenmeergebiets lässt derzeit kaum Anlass zur Sorge erkennen. Problembereiche, die auch künftig besondere Aufmerksamkeit verdienen, sind

- die nach wie vor hohen Nährstofffrachten des Wattenmeers insgesamt,
- das anhaltende Auftreten endokrin wirksamer, synthetischer Substanzen im System sowie die nach wie vor vorhandenen und wirksamen Organozinnverbindungen (TBT und Derivate),
- die weiterhin nicht vollständig geklärten Ursachen für den Rückgang der See-Gräser,
- das Auftauchen neuer Arten im Wattenmeer sowohl in der Wassersäule (toxisches Phytoplankton) als auch in der Bodenfauna (Pazifische Auster),
- bei der Avifauna der Rückgang einiger Brut- und Rastvogelarten sowie
- das Massensterben muschelfressender Enten, wenn auch zum Großteil im niederländischen Bereich beobachtet.

Positive Trends sind weiterhin im Bereich der Salzwiesenentwicklung sowie bei der Entwicklung des Seehundbestands zu verzeichnen. Schiffsverkehr und Luftfahrt über dem Wattenmeer haben nicht zugenommen, womit zumindest kein erhöhtes Störungspotential speziell für Vögel und Seehunde anzunehmen ist. Bei den Miesmuschelvorkommen ist derzeit noch keine belastbare Trendanalyse der Bestandsentwicklung möglich. Ereignisse wie das Orkantief „Anatol“ im Dezember 1999 hatten zwar tiefgreifende Wirkung auf Größe und Verteilung der Bänke in Schleswig-Holstein, jedoch ist die Wirkung mittelfristig noch nicht prognose- und bewertungsfähig. Eine Abnahme der Bestände aufgrund natürlicher Mortalität ist für sich allein noch nicht besorgniserregend. Vor dem

Hintergrund des Rückgangs in den übrigen Wattgebieten ist dennoch Aufmerksamkeit nötig. Ähnlich ist die Situation hinsichtlich der Bewertung bei den atmosphärischen Schad- und Nährstoffeinträgen, wo bislang allein für terrestrische Systeme sichere Kriterien vorliegen.

Die einzelnen Programmbereiche liefern folgende Befunde und Bewertungen:

Nährstoffgehalte (v. BEUSEKOM, S. 8)

Die Jahreszyklen des Ammoniums und des Nitrits sind Indikatoren für den Eutrophierungsstatus des Wattenmeeres. Kurzfristige interannuelle Unterschiede konnten im niederländischen Wattenmeer mit Variationen der jährlichen Nährstofffrachten in Verbindung gebracht werden, die stark durch die Abflussmengen bestimmt werden. Langfristig betrachtet, hat neben den erhöhten Flussfrachten vor allem die Zunahme der atmosphärischen Stickstoffdeposition zur Eutrophierung des Wattenmeeres beigetragen. Weitere Ursachen einer erhöhten Eutrophierung des Wattengebietes sind eine Abnahme des Denitrifizierungspotentials der Flüsse und eine Zunahme der Stickstofffrachten durch den Ärmelkanal.

Schadstoffgehalte (WAGNER & RÜDEL, S. 46)

Schwermetallgehalte in den Biota sind derzeit rückläufig oder stagnieren auf unbedenklichem Niveau. Organozinnverbindungen in Miesmuscheln waren von 1985 bis 1996 rückläufig, während die Konzentrationen in Muscheln und Fischen seit 1996 stagnieren, wenngleich in geringeren Gehalten als andernorts. Die abgeschätzten maximalen Konzentrationen lagen in einem Bereich, der bei empfindlichen Organismen erste Wirkungen erwarten lässt. Die Belastung von Miesmuscheln mit hormonell wirksamen Substanzen (endokrine Disruptoren, z. B. APEO) war von 1986 auf 1990 leicht abnehmend. Seit 1992 stiegen

allerdings manche Gehalte wieder leicht an. Da aber Messwerte über die Gewebekonzentrationen dieser Substanzen in Testsystemen fehlen, wäre eine Bewertung der in den marinen Proben nachgewiesenen Konzentrationen zur Zeit nur eingeschränkt möglich.

Atmosphärische Stoffeinträge (ECKERMANN et al., S. 42)

Zur Einschätzung des von Luftschadstoffkonzentrationen ausgehenden Gefährdungspotentials auf die betroffenen Ökosysteme, haben die methodischen Ansätze zur Bestimmung von Critical Loads & Levels in der europäischen Umweltpolitik an Bedeutung gewonnen. Eine Ableitung von wirkungs- und stoffbezogenen Belastungsgrenzen (Critical Loads) für das Ökosystem Wattenmeer bedarf wegen seines grundsätzlich zum Festland unterschiedlichen Bodenhorizonts noch eingehender wissenschaftlicher Untersuchungen. Inwieweit beispielsweise Schwefeldioxid, Stickstoffoxide und Ozon sich auf die internen Wachstumsfaktoren, wie Entwicklung und genetischer Aufbau der im Ökosystem Wattenmeer beheimateten Pflanzen und Pflanzengemeinschaften auswirken können, müssen intensive Forschungen noch aufklären.

Primärproduktion und Phytoplankton (GOEBEL, S. 53)

Toxische Mikroalgen treten bereits seit längerem vor der schleswig-holsteinischen Westküste auf. Bis auf die Gifte von *Dinophysis* in Miesmuscheln, sind jedoch noch keine weiteren Giftarten im Zusammenhang mit dem Vorkommen der potentiell toxischen Arten nachgewiesen worden. Neu ist seit 1998 das Auftreten einer großflächigen Algenblüte der Raphidophyceae *Chattonella* spp., die in Südnorwegen einen erheblichen Anteil der Zuchtlachse vergiftete. Obwohl die Mikroalgen im Jahr 2000 erneut großflächig blühten, wurde bei uns kein Fischsterben beobachtet.

tet. Es ist davon auszugehen, dass sich diese Mikroalge in den Nordseeengewässern angesiedelt hat und auch in Zukunft großräumige Algenblüten in der Zeit von April bis Anfang Mai ausbilden werden.

Seegräser (REISE, S. 55)



Wie schon im Vorjahr stabilisierte sich der Seegrassbestand in Nordfriesland auch im August 2000 mit Tendenz zur Zunahme. Die dramatische Abnahme der Bestände im südlichen Wattenmeer im Gegensatz zur Stabilität nördlich von Eiderstedt bleibt weiterhin nicht erklärbar. Es wäre aber hilfreich, eine umfassende Begehung im nordfriesischen Wattenmeer vorzunehmen, um den Zustand der Seegräser zu protokollieren und mit dem der Seegräser weiter im Süden vergleichen zu können.

Grünalgen (REISE, S. 55)



Die Bedeckung mit Grünalgen war nach dem Anstieg des Vorjahres im Sommer 2000 nach wie vor hoch, jedoch mit abnehmender Tendenz. Die von 1989 bis 1992 beobachteten Massen wurden bisher nicht wieder festgestellt, aber der Wattflächenanteil mit Grünalgen blieb höher als dies früher der Fall war. Die Flugkartierung der Grünalgenmatten ist geeignet, Folgen der weiterhin überhöhten Nährstoffeinträge in die Nordsee für das Benthos der Watten zu dokumentieren.

Salzwiesen (STOCK, S. 57)



Die erste flächendeckende Kartierung der Salzwiesenvegetation an der Festlandsküste von Schleswig-Holstein im Jahr 1988 erbrachte eine Gesamtfläche von rund 6.100 ha. Die erste Wiederholungskartierung im Jahr 1996 ergab eine Gesamtfläche von 6.800 ha. Dies entspricht einem Zuwachs der Salzwiesenvegetation von zehn Prozent innerhalb von acht Jahren. Bezogen auf die Vorlandsalzwiesen

am Festland lag der Zuwachs in Dithmarschen mit 11,0 Prozent geringfügig über dem in Nordfriesland mit 9,8 Prozent (ohne die Sandsalzmarschen St. Peter-Ordings). In einzelnen Vorlandbereichen wird eine unterschiedliche Entwicklung deutlich: Von 37 untersuchten Einzelgebieten zeigten 32 eine positive Flächenbilanz.

Miesmuschelbestände im Eulitoral (NEHLS, S. 18)



Der Orkan „Anatol“ im Herbst 1999 hat zwischen zehn und 20 Prozent der eulitoral Muschelbänke abgetragen. Dabei ist etwa die Hälfte der im Sommer 1999 neu angesiedelten Muschelbänke verloren gegangen. Der Rückgang durch dieses singuläre Orkanereignis erscheint zwar im Vergleich zu den Stürmen im Frühjahr 1990 hoch, wird jedoch für muschelfressende Meerenten nicht als kritisch beispielsweise eingestuft.

Neobiota (NEHRING, S. 12)

Seit der ersten Hälfte der 90-er Jahre wird das Auftreten der Pazifischen Auster im Benthos des schleswig-holsteinischen Nationalparks beobachtet. Eine Änderung der Wattenmeerbiozönose durch die Pazifische Auster verbunden mit einer bereits jetzt zu beobachtenden großflächigeren Etablierung des – ehemals – wattenmeertypischen Biotops Austernbank – wenn auch vor allem im Eulitoral – scheint bei den jetzigen abiotischen Bedingungen langfristig möglich. Die Bestandsentwicklung sollte überwacht werden, um die Auswirkungen auf die einheimischen Lebensgemeinschaften eindeutig dokumentieren zu können.

Fische (VORBERG, S. 21, NEUDECKER, S. 24)



Das räumliche Verbreitungsbild der Fische im Dithmarscher Wattenmeer konnte weiter differenziert werden. Stellenweise be-

stätigten sich langjährige Trends bei den pelagischen Fischen wie die Dominanz der Schwarmfische, wobei auch kleinräumige Veränderungen auftraten, wie eine stellenweise erhöhte Abundanz von Plattfischen. Bei den Bodenfischen waren bei Schollen und Seezungen regionale Differenzierungen nach Tidebecken möglich.

Meeresenten *Eiderente*

(FLEET, S. 36 u. KEMPF, S. 68)



Im Winter 1999/2000 wurde hauptsächlich im niederländischen Teil des Wattenmeers ein Massensterben der Eiderenten beobachtet. Als Ursache kommen mehrere Faktoren in Betracht. Fressgründe und -ressourcen nehmen beständig ab. Die vermehrte Nutzung der Ersatznahrung *Spisula* infolge Fischerei Anfang der 90-er Jahre führten schließlich zu Nahrungskonkurrenz bei den Enten. Den Ausschlag gab eine Verschlechterung der Nahrungsqualität im Winter 1999/00, gekoppelt mit vorheriger fischereilicher Entnahme größerer *Spisula*-Vorkommen. Diese Verschlechterung und damit einhergehender Parasitenbefall führte zu einer Hungersnot unter den Enten. Die Mortalität im schleswig-holsteinischen Wattenmeer hatte jedoch weitaus geringere Ausmaße als im westlichen Teil des Wattenmeers.

Brandente (KEMPF, S. 68)



Die Brandentenmauser zeigt im Jahr 2000 keine prinzipiellen Abweichungen vom räumlichen und zahlenmäßigen Bild der letzten Jahren. Der sich seit Jahren andeutende leichte Anstieg des Gesamtbestandes scheint sich zu bestätigen.

Trauerente (HENNIG & ESKILDSEN, S. 70)



Die Analyse von Literatur- und unveröffentlichten Daten sowie den Ergebnissen der Erhebungen seit 1999 identifiziert einige Gebiete, die als Mauseergebiete der Trauerenten dienen. Ihre Habitatansprüche bleiben jedoch weiterhin unscharf, da bei-



spielsweise Erkenntnisse zur Art der Nahrungsressourcen und zum Grad der Störungssensibilität erst in Ansätzen vorliegen.

Spülsaummonitoring (FLEET, S. 36)



Die Verölungsraten der Hauptzielarten waren im Winter 1999/2000 niedriger als der Durchschnitt der sechs Jahre zuvor. Lediglich beim Eissturmvogel ist eine höhere Verölungsrate 1999/2000 als in einigen Wintern zuvor zu verzeichnen, vermutlich aufgrund höherer Sterblichkeit dieser Art in diesen Wintern und in dem extrem kalten Winter 1995/96. Bei Bereinigung der Daten für den Eissturmvogel liegt die durchschnittliche Verölungsrate jedoch deutlich höher als im letzten Winter. Inwieweit die reduzierten Ölraten auf das Inkrafttreten der Sondergebietsregelung nach Anlage 1 des Übereinkommens zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL) zurückzuführen sind, wird sich in Verlauf der nächsten Winter zeigen.

Seehunde (ABT, S. 31)



Der Seehundsbestand hat mit 6.700 Tieren (davon 1.640 Neugeborene) gegenüber dem Vorjahr um 9,2 Prozent zugenommen. Damit bewegt sich die Zunahme großräumig gesehen auf dem Niveau der Jahre 1994 bis 1998. Nach dem Einbruch von 1999 gegenüber dem Vorjahr übertrifft dies die Erwartungen. Offensichtlich rekrutierte sich der 1999-er Geburtsjahrgang besser als der stark reduzierte 1998-er Jahrgang. Innerhalb des Nationalparks werden einige Wattgebiete als Aufzuchtgebiet tendenziell mehr oder weniger be-

deutend. Während die Sylt-Rømø-Bucht verliert, nimmt der Anteil der in der Hever und in den Elbmündungsgebieten geborenen Seehunde in den letzten Jahren zu. Die Gesamtdatenlage spricht für eine Änderung von Vitalparametern (Mortalität, Populationswachstum) der Seehunde seit 1997. Innerhalb der nächsten Jahre dürfte die Mortalität ansteigen und das Bestandswachstum entsprechend nachlassen.

Rastvögel (GÜNTHER, S. 64)



Die Ergebnisse aus dem Monitoring der Rastvogelbestände zeigen deutlich, dass bei etlichen Arten Tendenzen immer besser erkennbar und Ergebnisse damit interpretierbar werden. Unter 48 untersuchten Arten entwickelten sich die Bestände in diesem Zeitraum bei 19 Arten eindeutig positiv und bei zwölf Arten eindeutig negativ. Besonders die wie im Vorjahr rückläufigen Bestände einiger typischer und zahlenmäßig bedeutender Wattenmeerarten wie Knutt, Ringelgans und Austernfischer geben Anlass zur Sorge. Demgegenüber stehen wie im Vorjahr positive Entwicklungen der Rastbestände einiger Arten gegenüber, die vor allem die eingedeichten Feuchtgebiete am Rande des Wattenmeeres vermehrt als Brut- oder Rastgebiete nutzen oder deren Brutbestände nicht nur im Wattenmeer stark angewachsen sind.

Brutvögel (HÄLTERLEIN, S. 62)



1999 wurde im deutschen Wattenmeer erstmalig ein deutlicher Rückgang der Austernfischer festgestellt. Diese Tendenz

wurde 2000 anhand der Befunde aus den intensiver untersuchten Probeflächen („Census Areas“) überprüft. Bei den zwölf Salzwiesenflächen an der schleswig-holsteinischen Festlandsküste, die seit 1996 mit personeller Kontinuität erfasst werden, zeigt sich in der Tat 1999 und 2000 eine Bestandsabnahme um jeweils etwa zehn Prozent (Abbildung 1). Beim Seeregenpfeifer deutet sich eine Stabilisierung auf niedrigem Niveau an. In den meisten Gebieten gab es gegenüber dem Vorjahr nur geringe Veränderungen, im Vorland von St. Peter eine weitere Abnahme. Die Zunahme des Gesamtbestandes um immerhin etwa 20 Prozent ist ausschließlich auf die Entwicklung im Rickelsbüller Koog und Beltringharder Koog zurückzuführen.

Sozioökonomie (GÄTJE, S. 38)



Die Entwicklung des Schiffsverkehrs in den Häfen der Westküste war seit 1985 keinen gravierenden Veränderungen unterworfen. Seit 1993 nimmt die Zahl der Ein- und Ausgänge an Schiffen fast kontinuierlich ab. Bei den Wasserfahrzeugen auf See deutet sich eine tendenzielle Abnahme der Gesamtzahl der Wasserfahrzeuge (im Sommer) an. Die Zahl der Starts und Landungen auf Flughäfen an der schleswig-holsteinischen Westküste liegt 1997 bis 1999 deutlich niedriger als im Jahr 1986. Betrachtet man nur den von Trischen aus registrierten Flugverkehr, wird auch hier eine Abnahme seit 1993 registriert. Ebenso verringerte sich dort der Anteil des Flugverkehrs unterhalb einer Flughöhe von 600 Metern deutlich. Anhand dieser Zahlen allein ist jedoch derzeit noch keine Aussage über die von Flug- und Schiffsverkehr verursachten Störungen möglich.

Die Autorinnen und Autoren

Kai F. Abt

Institut für Meereskunde
Düsternbrocker Weg 20
24105 Kiel
k.f.abt@web.de

Justus van Beusekom

Alfred-Wegener-Institut
für Polar- und Meeresforschung
Wattenmeerstation Sylt
Hafenstraße 43
25992 List auf Sylt
jbeusekom@awi-bremerhaven.de

Uwe Eckermann

Staatliches Umweltamt Itzehoe
Oelixer Str. 2
25524 Itzehoe
uwe.eckermann@stua-iz.landsh.de

Willfried Ellmer

Bundesamt für Seeschifffahrt
und Hydrographie
Dierkower Damm 45
18146 Rostock
wilfried.ellmer@n1.hamburg.bsh.d400.de

Kai Eskildsen

Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning
eskildsen@nationalparkamt.de

David M. Fleet

Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning
fleet@nationalparkamt.de

Christiane Gätje

Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning
gaetje@nationalparkamt.de

Sabine Gettner

Heinzel & Gettner Büro Westküste
Feldhausweg 4
25826 St Peter-Ording
sgettner@t-online.de

Jeanette Göbel

Landesamt für Natur und Umwelt
des Landes Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
jgoebel@lanu.landsh.de

Klaus Günther

WWF-Projektbüro Wattenmeer
Norderstr. 3
25813 Husum
guenther@wwf.de

Bernd Hälterlein

Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning
haelterlein@nationalparkamt.de

Veit Hennig

Institut für Zoologie der Universität Hamburg
Martin-Luther-Platz 3
20146 Hamburg
mail@veit-hennig.de

Adolf Kellermann

Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning
kellermann@nationalparkamt.de

Norbert Kempf

Bernstorffstr. 155
22767 Hamburg
norbert.kempf@web.de

Gerhard Köhler

Staatliches Umweltamt Itzehoe
Oelixer Str. 2
25524 Itzehoe
gerhard.koehler@stua-iz.landsh.de

Jörn Kohlhus

Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning
kohlhus@nationalparkamt.de

Klaus Lucke

Forschungs- und Technologiezentrum
der Universität Kiel
Hafentörn
25761 Büsum
lucke@ftz-west.uni-kiel.de

Harald Marencic

Common Wadden Sea Secretariat
Virchowstr. 1
26382 Wilhelmshaven
marencic@cwss.whv.net

Georg Nehls

Alte Landstr. 2
25875 Hockensbüll
georg.nehls@t-online.de

Stefan Nehring

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15-17
56068 Koblenz
nehring@bafg.de

Thomas Neudecker

Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Institut für Seefischerei
Palmaille 9
22767 Hamburg
neudecker.ish@bfa-fisch.de

Carola Pommerening

Staatliches Umweltamt Itzehoe
Oelixer Str. 2
25524 Itzehoe
carola.pommerening@stua-iz.landsh.de

Karsten Reise

Alfred-Wegener-Institut für Polar-
und Meeresforschung
Wattenmeerstation Sylt
Hafenstrasse 43
25992 List auf Sylt
kreise@awi-bremerhaven.de

Heinz Rüdell

Fraunhofer-Institut für Umweltchemie
und Ökotoxikologie
Postfach 12 60
57392 Schmallenberg
ruedel@iuct.fhg.de

Ursula Siebert

Forschungs- und Technologiezentrum
der Universität Kiel
Hafentörn
25761 Büsum
usiebert@ftz-west.uni-kiel.de

Martin Stock

Landesamt für den Nationalpark Schleswig-
Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning
stock@nationalparkamt.de

Hartmut Stumpe

Landesamt für den Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning
stumpe@nationalparkamt.de

Ralf Vorberg

Fasanenweg 12
21521 Dassendorf
rvorberg@aol.com

Gerhard Wagner

Geozentrum der Universität Trier
54286 Trier
g.wagner@rz.uni-sb.de

Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

Bisher sind in dieser Reihe erschienen:

Heft 1 (1989):
Bewertung der Jagd im
Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer
27 Seiten
vergriffen

Heft 2 (1989):
Brut- und Rastvogelzählungen im
Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer
1987/1988
96 Seiten
€ 5,-/ sFr 10,-

Heft 3 (1992):
Eiderenten im
Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer
64 Seiten
vergriffen

Heft 4 (1994):
Middendorffs Sibirische Reise
mit ergänzenden Beiträgen
313 Seiten
vergriffen

Heft 5 (1994):
Ökosystemforschung
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Eine Zwischenbilanz
122 Seiten
vergriffen

Heft 6 (1997):
Garnelenfischerei und Naturschutz
im Nationalpark
88 Seiten
€ 9,90/sFr 18,60

Heft 7 (1997):
Salzwiesenschutz im schleswig-
holsteinischen Wattenmeer
48 Seiten
€ 7,40/sFr 13,90

Heft 8 (1996):
Ökosystemforschung Wattenmeer
Synthesebericht
Grundlagen für einen Nationalparkplan
716 Seiten
€ 49,-/sFr 86,30

Heft 9 (1996):
Ökosystemforschung Wattenmeer
Synthesebericht
Grundlagen für einen Nationalparkplan
– Kernpunkte –
32 Seiten
€ 4,90/sFr 9,80

Heft 10 (1999):
Atlas der Fische
im schleswig-holsteinischen Wattenmeer
178 Seiten
€ 18,-/sFr 32,40

Heft 11 (2000):
Die Salzwiesen der Hamburger Hallig
88 Seiten
€ 9,90/sFr 18,60

Heft 12 (2000):
Robben im Nationalpark
40 Seiten
€ 6,40/sFr 12,-

Heft 13 (2000):
Trischen – Perle im Nationalpark
40 Seiten
€ 6,40/sFr 12,-

Die Hefte 6 bis 13 sind lieferbar über den
Verlag Boyens & Co.

Als Sonderhefte erschienen:

10 Jahre Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
71 Seiten
vergriffen

Faunistik und Naturschutz auf Taymir
Expeditionen 1989–1991
264 Seiten
€ 19,90

Brutvögel des Wattenmeeres 1991
108 Seiten
kostenlos

Wattenmeermonitoring 1998
44 Seiten
vergriffen

Chronik des Nationalparks
1985–2000
20 Seiten
kostenlos

Wattenmeermonitoring 1999
Schwerpunktthema: Der Mensch in der
Nationalparkregion
51 Seiten
kostenlos

Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer

Auch für das Jahr 2000 werden die Ergebnisse aus dem Monitoringprogramm im Wattenmeer wieder von den einzelnen Disziplinen dargestellt. In der Zusammenchau gibt die Gesamtbewertung des Nationalparks derzeit kaum Anlass zur Sorge, da in den meisten Bereichen gleichbleibende oder positive Entwicklungen festzustellen sind. Trotzdem bleiben Problembe- reiche, die auch künftig Aufmerksamkeit verdienen:

- nach wie vor hohe Nährstofffrachten des Wattenmeers insgesamt,
- anhaltendes Auftreten synthetischer Substanzen im System,
- Vorhandensein der hormonell wirksamen Organozinnverbindungen wie TBT,
- nicht vollständig geklärte Ursachen für den Rückgang der Seegräser,
- neue Arten im Wattenmeer sowohl im Wasser (toxisches Phytoplankton) als auch am Boden (Pazifische Auster),
- Rückgang einiger Brut- und Rastvogelarten
- Massensterben muschelfressender Enten.

Der Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer ist

- Biosphärenreservat der UNESCO
- Feuchtgebiet internationaler Bedeutung (Ramsar-Abkommen)
- Schutzgebiet der Europäischen Union (NATURA 2000)
- Schutzgebiet der trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit