

Meeresumwelt 1999 - 2002

NORDSEE

11 Ozeanographie

Die Nordsee ist ein Randmeer des Nordatlantik mit einem ausgeprägten Wasseraustausch durch den Nordeingang und einem deutlich schwächeren durch den Kanal. Der Ausstrom der Ostsee gelangt durch die Beltsee in das Kattegat/Skagerrak und durchquert, aus dem Kattegat/Skagerrak kommend, die nördöstliche Nordsee als Norwegischer Küstenstrom.

Die ozeanographischen Verhältnisse der Nordsee und deren Variabilität sind stark an die großräumigen Änderungen der Luftzirkulation über dem Nordostatlantik gekoppelt und werden durch den Index der Nordatlantischen Oszillation (NAO; normierte Luftdruckdifferenz zwischen Island und den Azoren) beschrieben. Positive NAO-Werte bedeuten eine Zunahme der zonal ausgerichteten Luftzirkulation (Westwinde) in Nordwesteuropa, negative Werte beschreiben eine Zunahme einer eher meridional ausgerichteten Luftzirkulation.

11.1 Die ozeanographischen Verhältnisse der Nordsee

Der Einfluss des Nordatlantik auf die Nordsee wird bewertet an der Ausdehnung atlantischen Wassers mit Salzgehalten > 35 in der nördlichen und zentralen Nordsee (nördlicher Einstrom) und in der Südlichen Bucht (Einstrom durch den Kanal). In den Sommermonaten der Jahre 1999 bis 2002 wurden großräumige ozeanographisch-chemische Untersuchungen der Nordsee ausgeführt. Gezeigt werden hier die oberflächennahen Salzgehaltsverteilungen und - beispielhaft - ein Vertikalschnitt zwischen dem Skagerrak und dem Moray Firth (Schottland) auf etwa 58° N, der die Verteilung von Temperatur- und Sauerstoffsättigung (Daten bis maximal 80 m Tiefe) darstellt.

Autoren des Kapitels 1.1

G. BECKER, A. FROHSE, H. KLEIN, P. LÖWE,
A. SCHULZ

Die oberflächennahen Salzgehaltsverteilungen zeigen - gemessen an der Lage der 35er-Isohaline - einen unterschiedlich weit in die nördliche bzw. zentrale Nordsee reichenden Einfluss des atlantischen Wassers. Insbesondere in den Jahren 2000 und 2001 ist in den Sommermonaten nur eine geringere Ausdehnung des Atlantikwassers in der nördlichen Nordsee zu verzeichnen (Abb. 1). Der Einstrom durch den Kanal in die Nordsee war im Beobachtungszeitraum sehr gering; nur im Sommer 1999 und auch noch im Winter 1999/2000 (ICES IBTS) sind in der Südlichen Bucht Salzgehalte über 35 beobachtet worden.

Das durch die festländischen Süßwassereinträge beeinflusste Wasser der Deckschicht mit Salzgehalten < 34 in der östlichen Hälfte der Nordsee reichte in den Sommern 2000 und 2002 weit nach Westen. Der Baltische Ausstrom wies im Sommer 1999 bei geringer Schichtdicke über der Norwegischen Rinne sehr niedrige Salzgehalte auf.

Die vertikale Verteilung der Temperatur auf einem West-Ost-Profil (58° N) durch die zentrale Nordsee zeigt Abb. 2. Der Temperaturschnitt demonstriert die typische sommerliche Schichtung mit einer ausgeprägten Thermokline (Temperatur-Sprungschicht) zwischen 10 - 40 m Tiefe. Oberhalb der Thermokline liegt die warme Deckschicht, unterhalb der Thermokline erhalten sich weitgehend die Temperaturen des winterlichen Temperaturminimums. Die Tiefe der Sprungschicht variiert von Jahr zu Jahr mit dem Eintrag von Wärme (Wärme- und Strahlungsflüsse) und dem Eintrag von kinetischer Energie (Wind/Seeang). Die Wechselwirkung zwischen dem Eintrag von Wärme und kinetischer Energie steuert - ausgehend vom winterlichen Temperaturminimum - das sommerliche Maximum des Wärmeinhalts der Nordsee. Hohe sommerliche Oberflächentemperaturen sind nicht unbedingt gleich bedeutend mit einem großen Wärmeenergieinhalt der Nordsee und umgekehrt. Obgleich die Oberflächen- und Bodenwassertemperaturen in den Jahren 1999 bis 2002 auf dem 58° -N-Schnitt ähnlich sind, variieren die Wärmeinhalte erheblich. So entspricht der (maximale) Wärmeinhalt der Nordsee in den Sommern der Jahre 1999 bis 2001 weitgehend den langjährigen mittleren Werten; der Sommer des Jahres 2002 liegt deutlich über dem langjährigen Mittel (SCHRUM,

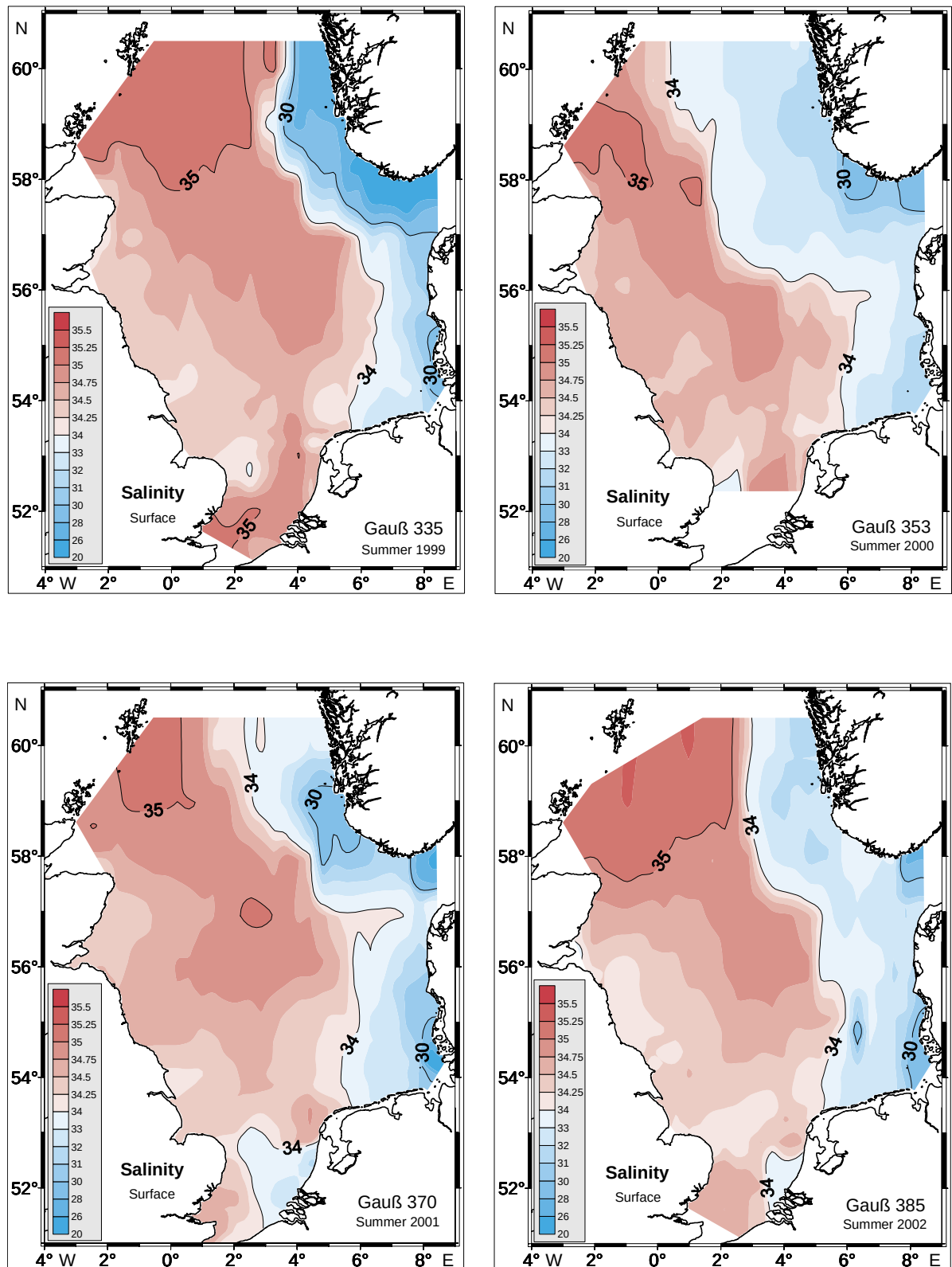


Abb. 1: Die oberflächennahen Salzgehalte in der Nordsee in den Sommern 1999 - 2002

Fig. 1: Near-surface salinities of the North Sea in summer 1999 - 2002

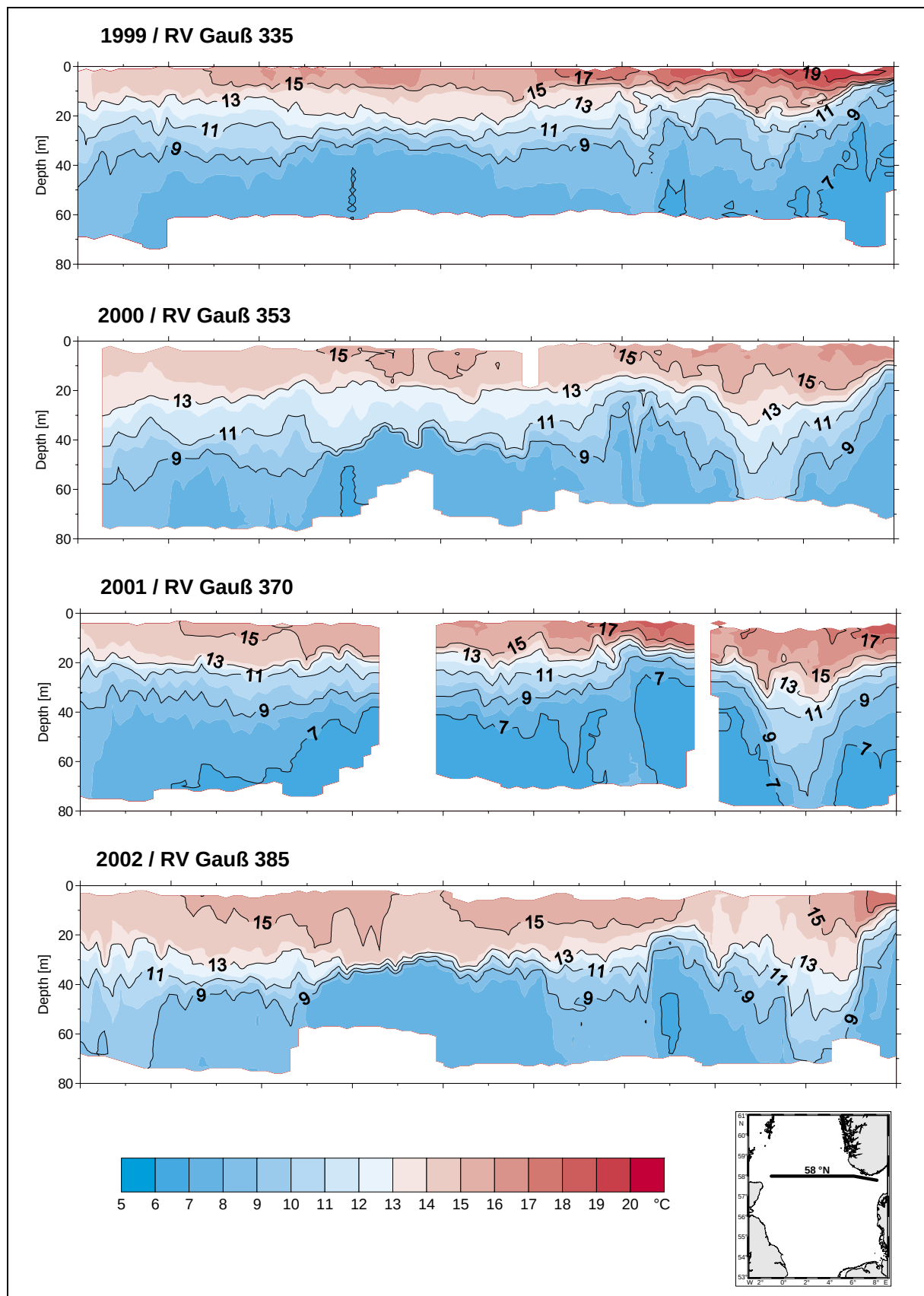


Abb. 2: Vertikale Temperaturverteilungen entlang des 58°-N-Schnittes in den Sommern 1999 - 2002 (weiss: keine Daten)

Fig. 2: Vertical temperature distributions along the 58° N transect in summer 1999 - 2002 (white: no data)

pers. Mitt.). Die hohen Wärmeinhalte, zusammen mit einem verspäteten Einsetzen der Herbststürme sind die Ursache für die Verlängerung der marinen Vegetationsperiode.

Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs wurde mit dem "schnellen" Sauerstoffsensor des "Delphin" gemessen. Infolge von technischen Problemen mit der Langzeitstabilität des Sensors wurden die hier verwendeten Daten mit nasschemischen, titrierten Sauerstoffwerten von den CTD-Stationen kalibriert. Die Sauerstoffsättigungswerte auf

dem 58°-N-Schnitt (Abb. 3) zeigen in den vier Sommern in der Deckschicht generell übersättigte Werte von bis zu 115 %, was auf die Sauerstoffproduktion der Algen (Phytoplankton) zurückzuführen ist. Unterhalb der Thermokline liegen die Werte aufgrund der bakteriellen Zehrung natürlicher organischer Substanz unter 100%. Insbesondere im Jahr 2000 wurden Sättigungswerte um 70% beobachtet, die aber noch nicht bedrohlich für Fische und das Benthos sind (kritischer Wert > 60 % = 3 mg/l).

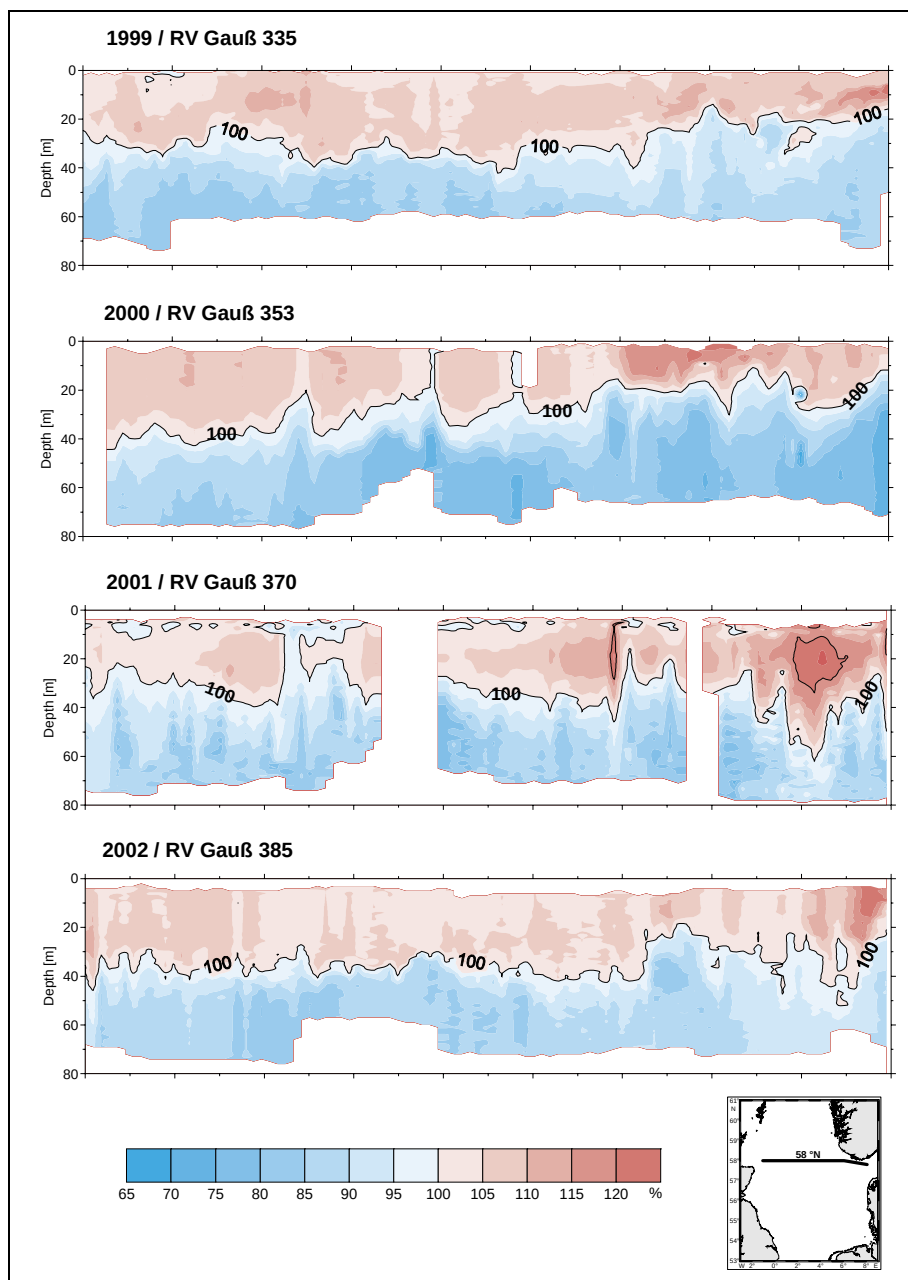


Abb. 3 Vertikale Sauerstoffverteilungen entlang des 58°-N-Schnittes in den Sommern 1999 - 2002 (weiss: keine Daten)

Abb. 3 Vertical oxygen distributions along the 58° N transect in summer 1999 - 2002 (white: no data)

112 Die Oberflächentemperaturen der Nordsee

Die monatlichen Anomalien der flächengemittelten Oberflächentemperatur der Nordsee sind für den Berichtszeitraum in Abb. 4 dargestellt. Die Abweichungen von den Klimanormalwerten (Basisperiode 1971 bis 1993) waren lediglich im Frühsommer der Jahre 2000 und 2001 negativ. Eine bislang ununterbrochene Folge positiver Abweichungen begann im Juli 2001 und dauert immer noch an (Dezember 2003). Seit 1988 waren 75 %, seit 1997 sogar 88 % aller Monate wärmer als normal. Das gleiche Phänomen wurde von ULLRICH [2002] für die Bodenlufttemperaturen des DWD-Stationsnetzes festgestellt.

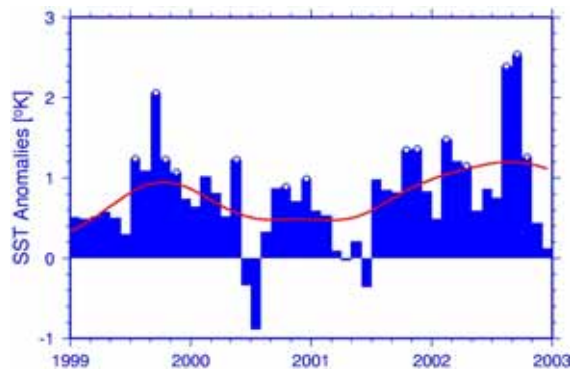


Abb. 4: Serielle monatliche Anomalien der Oberflächentemperatur der Nordsee als Abweichungen von der Klimatologie für 1971-1993. Kreise kennzeichnen Anomalien, die auf dem 95%-Niveau signifikant sind. Die Kurve zeigt den tiefpassgefilterten Verlauf der Anomalien (Filterbreite 24 Monate)

Fig. 4: Serial monthly anomalies of the North Sea surface temperatures as deviations from the 1971-1993 climatology. Circles mark the anomalies that are significant at the 95% level. The curve shows the low-pass filtered trend of anomalies (filter width 24 months)

Einen tieferen Einblick in die Temperaturentwicklung bietet die Rangstatistik der Jahresmitteltemperaturen der Nordsee seit 1971 in Abb. 5. Das bislang kälteste Jahr war 1979 (Rang 32), das bislang wärmste Jahr 2002 (Rang 1). Eine zufällige Entwicklung der Oberflächentemperatur seit 1971 sollte intuitiv in einer Gleichverteilung der Ränge über die 4 Quadranten resultieren (d.h. 8 Ränge je Quadrant). Die tat-

sächliche Verteilung der Ränge weicht davon signifikant ab. Die Eintrittswahrscheinlichkeit für das Ergebnis 12 kalte und 4 warme Jahre im Zeitraum von 1971 bis 1986, bzw. 12 warme und 4 kalte Jahre im Zeitraum von 1987 bis 2002 beträgt lediglich 0,6 %.

Aus dem Vorstehenden ergibt sich, dass der gegenwärtigen Warmphase eine davon deutlich unterscheidbare Kaltphase vorausging. Im Beobachtungszeitraum lassen sich bei differenzierterer Betrachtung drei weitgehend trendfreie Phasen feststellen, die durch scharfe Phasensprünge um 1977 und 1988 voneinander getrennt sind. Während die Warm- oder Kaltphasen mit längeren Präferenzen der Nordatlantischen Oszillation für Schwingungen um positive bzw. negative Niveaus einherzugehen scheinen, könnten die Phasenübergänge mit spontanen Änderungen in Verbindung stehen (LOEWE et al. [2003]).

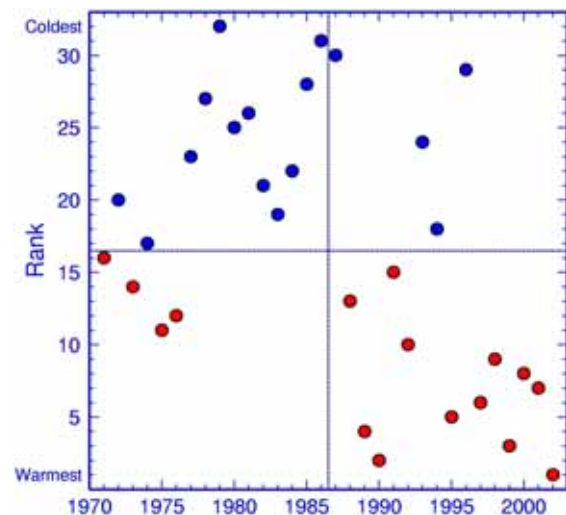


Abb. 5: Rangstatistik der Jahresmittel der Oberflächentemperatur der Nordsee. Die Jahresmittel wurden nach fallendem Wert sortiert. Mit Mitteltemperaturen von 11,0 °C und 8,9 °C sind 2002 und 1979 die bislang wärmsten bzw. kältesten Jahre

Fig. 5: Ranking statistics of the annual means of North Sea surface temperatures. The annual means are sorted in descending sequence. At a mean temperature of 11.0 °C, 2002 was the warmest year on record, and 1979, at 8.9 °C, the coldest year

113 Ozeanographische Verhältnisse der Deutschen Bucht

Im Mittel herrscht in der Deutschen Bucht ein zyklonales (Gegenuhrzeigersinn) Zirkulationsmuster vor. Die Wassermassen gelangen von Westen in die Deutsche Bucht und verlassen sie nach Norden mit dem Jütland-Strom. Das Mengenverhältnis zwischen einströmendem Nordseewasser (ca. 8 km³/Tag) und zufließendem Süßwasser (0,08 km³/Tag) beträgt im langjährigen Mittel etwa 100 : 1. Das Salzwasser dominiert die Bedingungen in der Deutschen Bucht, wobei zwischen den beiden Wassermassen "zentrales Nordseewasser" und "Küstenwasser" sprunghafte Übergänge (Fronten) registriert werden, die einerseits verstärkte biologische Aktivitäten und andererseits einen reduzierten lateralen Wasser- und Stoffaustausch zur Folge haben. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Fronten in Abhängigkeit von den Süßwassereinträgen und der meteorologischen Situation eine große räumliche und zeitliche Variabilität aufweisen.

Qualitativ erhält die Deutsche Bucht bei einem hohen NAO-Index (s.o.) stärkere Anteile atlantischen Wassers aus dem Nordeingang der Nordsee, bei niedrigem NAO-Index sind dagegen stärkere Anteile aus dem Kanal, bzw. der Südlichen Bucht zu erwarten.

Zeitreihe "Helgoland Reede"

Die langfristige Entwicklung der hydrographischen Verhältnisse in der Deutschen Bucht wird durch die Zeitreihe der Biologischen Station Helgoland an der Station "Helgoland Reede" beschrieben (s.a. LÖWE et al. [2003]). In Abb. 6 werden die Monatsmittel der Temperatur und des Salzgehaltes der Helgoländer Reihe zusammen mit den bei Neu Darchau gemessenen Abflüssen der Elbe dargestellt. Hier ist die im Allgemeinen positive Korrelation zwischen der Abflussmenge der Elbe und dem Salzgehalt bei Helgoland gut erkennbar. Die im Jahr 2002 ungewöhnlich hohen Abflussmengen der Elbe haben jedoch wegen der meteorologisch bedingten geographischen Ausrichtung der Elbfahne zu dieser Zeit die Station Helgoland nicht berührt (NIES et al. [2003]).

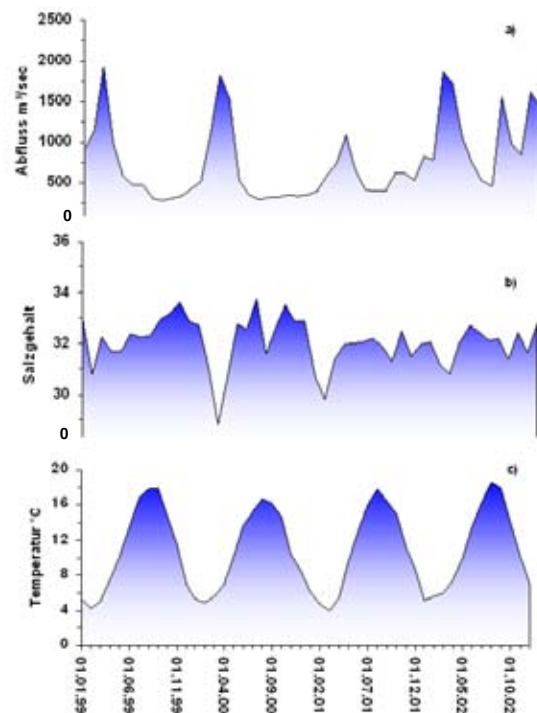


Abb. 6: Monatsmittel von Temperatur und Salzgehalt aus der Helgoländer Reihe, sowie Abflussmengen der Elbe bei Neu-Darchau

Fig. 6: Monthly temperature and salinity means of the Helgoland series, and discharge volumes of the Elbe at Neu-Darchau

Marines Messnetz „MARNET“

Die hydrographischen Bedingungen der Deutschen Bucht werden ebenfalls mit Hilfe der MARNET Stationen des BSH (Marines Umweltmessnetz in Nord- und Ostsee) beschrieben. Abb. 7 zeigt die Temperaturverteilung über die gesamte Wassersäule an der MARNET-Station "Deutsche Bucht" (54° 10' Nord, 7° 27' Ost) für die Jahre 1999 bis 2002.

Der Jahresverlauf der vertikalen Temperaturverteilung zeigt die dominierende Jahreswelle, aber auch deutliche Unterschiede von Jahr zu Jahr. Die Temperaturminima treten zwischen dem späten Januar (2002) und dem frühen April (2001) auf, wobei die Winter in den letzten Jahren allgemein milder geworden sind. Im Mai bildete sich die vertikale thermische Schichtung aus, die bis Ende August/Anfang September erhalten blieb. Die vertikalen Temperaturunterschiede zwischen der erwärmten Deckschicht und dem Tiefenwasser erreichen etwa 3 bis 4 °C.

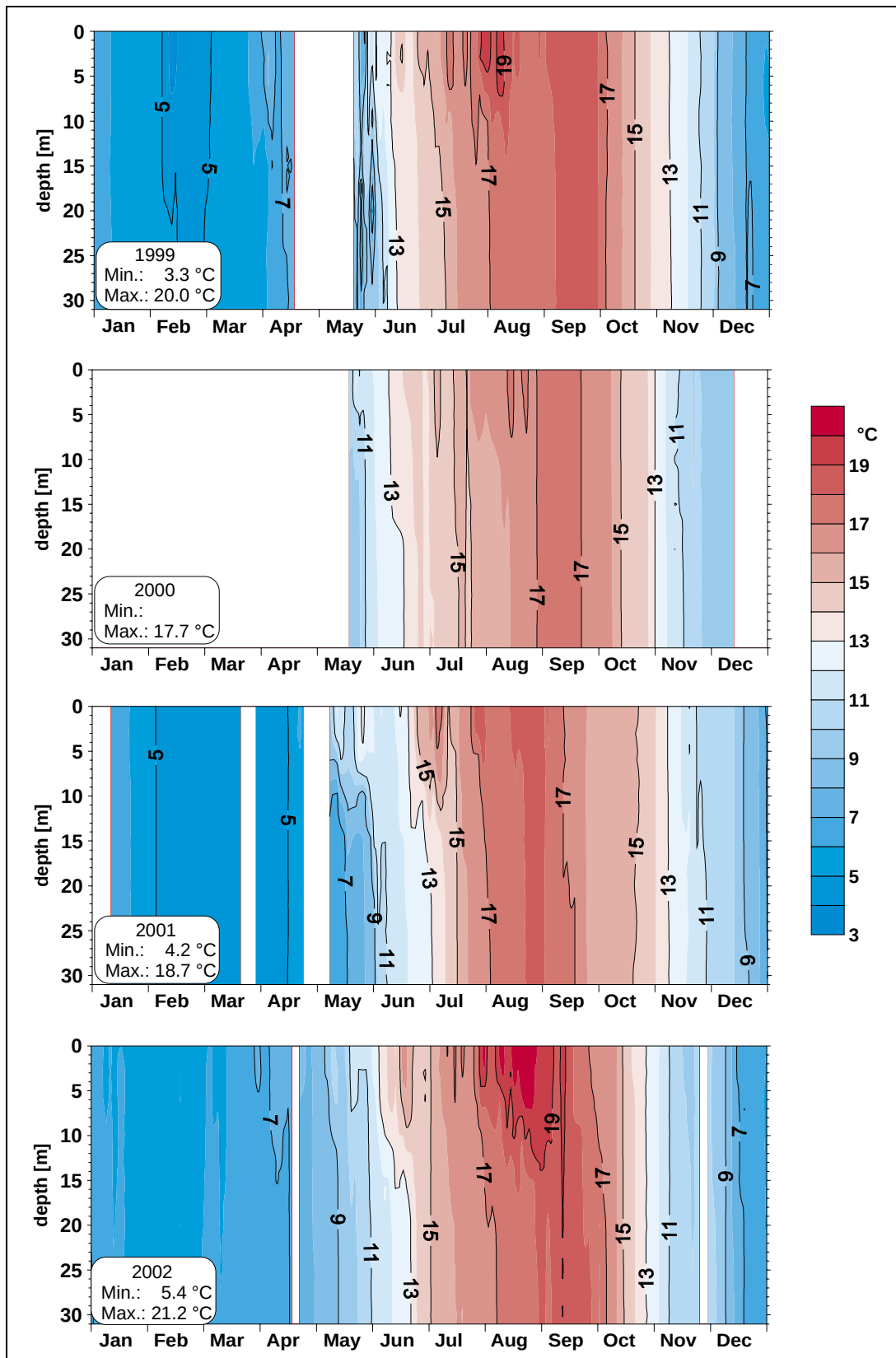


Abb. 7: Temperaturverteilungen 1999 bis 2002 an der MARNET-Station „Deutsche Bucht“
(Sensortiefen: 3 m, 6 m, 10 m, 15 m, 20 m, 25 m, 30 m) (weiss: keine Daten)

Fig. 7: Temperature distributions in 1999 - 2002 at the MARNET station „Deutsche Bucht“
(sensor depth 3 m, 6 m, 10 m, 15 m, 20 m, 25 m, 30 m) (white: no data)

Die oberflächennahe Zirkulation in der Deutschen Bucht 1999 - 2002

Die oben erwähnte mittlere zyklonale Zirkulation der deutschen Bucht wird durch das aktuelle lokale Windfeld fortlaufend modifiziert, so dass sich die im folgenden beschriebenen Zirkulationsformen in der Deutschen Bucht ausbilden können (Abb. 8).

Hierzu werden die vektoriellen Tagesmittelwerte (Reststrom) der Strömung in der obersten Modellschicht (0 - 8 m) des operationellen Strömungsmodells *BSHcmod* zwischen

53° 15' N und 55° 30' N und zwischen 6° 30' E und 9° E analysiert und das tägliche Reststrommuster neun charakteristischen Zirkulationstypen zugeordnet. Neben den Typen c (zyklonal, deutlicher Einstrom am SW-Rand, Ausstrom am N- und NW-Rand) und a (antizyklonal, Einstrom am N- und NW-Rand, Ausstrom am W-Rand) wurden sechs weitere Kategorien (n, s, w, e, nw, se) für die jeweils vorherrschende Strömungsrichtung definiert. Strömungsmuster, die z. T. Wirbelstrukturen enthalten, aber keinem der genannten Muster zugeordnet werden konnten, wurden in der Sonderkategorie v (variabel) zusammengefasst (Abb.9).

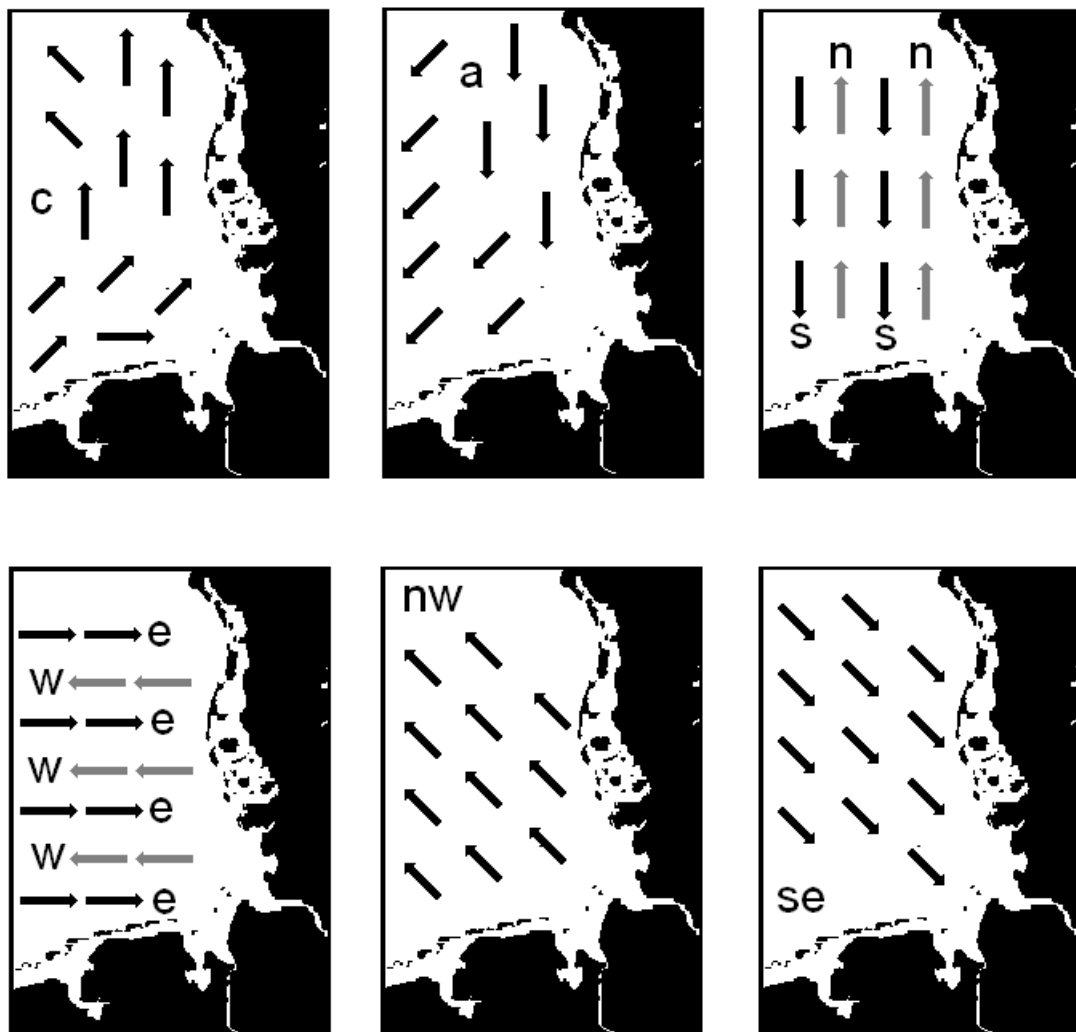


Abb. 8: Schematische Darstellung der typischen Zirkulationsmuster in der Deutschen Bucht

Fig. 8: Schematic representation of typical circulation patterns in the German Bight

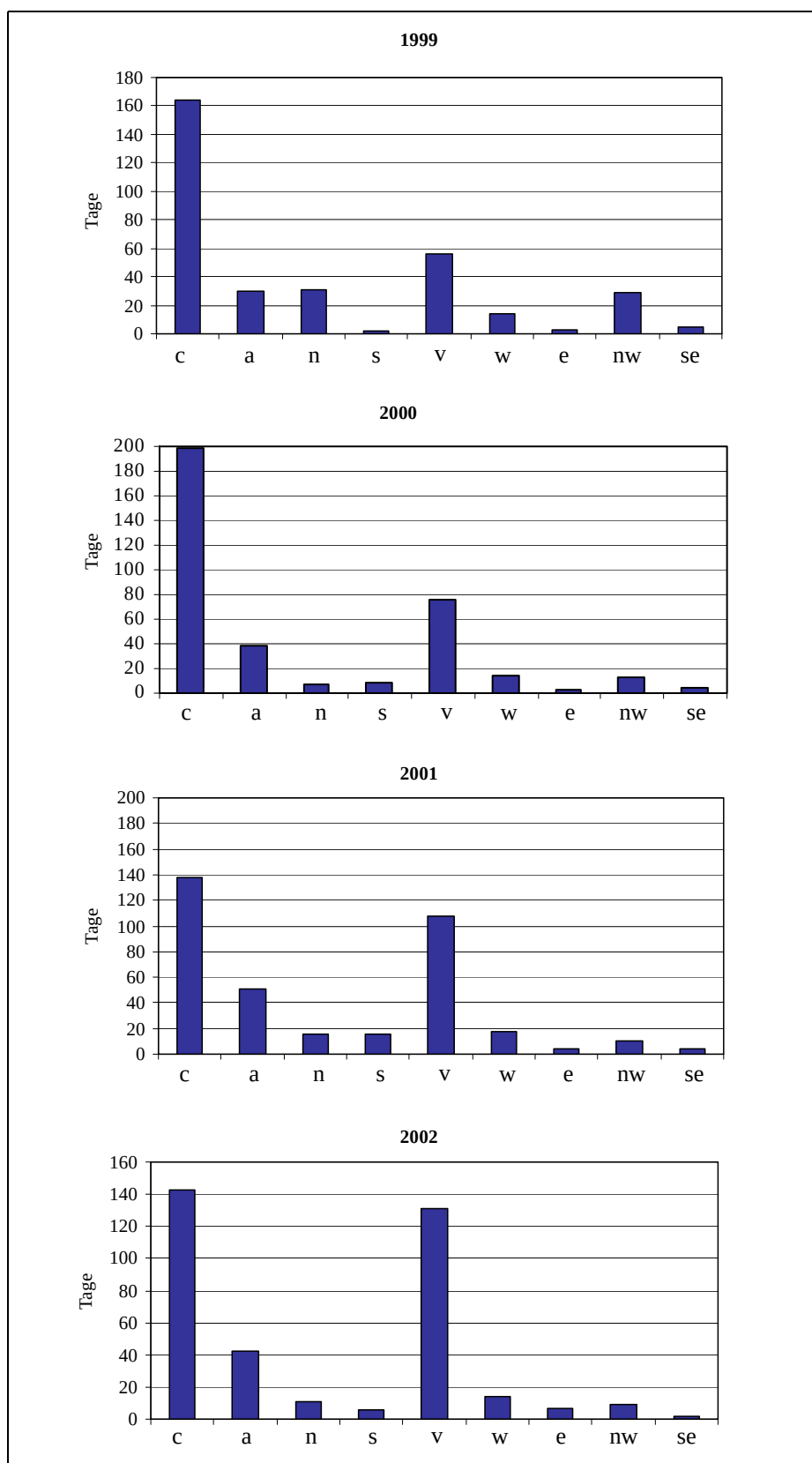


Abb.9: Absolute Häufigkeit der Zirkulationstypen 1999 bis 2002

Fig. 9: Absolute frequency of circulation patterns from 1999 to 2002

Die absolute Häufigkeit der Zirkulationsmuster in den Jahren 1999 bis 2002 zeigt Abb. 9. Die Verteilungen zeigen, dass der zyklonale Zirkulationstyp in der Deutschen Bucht überwiegt. Der zweithäufigste Typ ist ein variables Strömungsmuster, das zeitweise von Wirbelstrukturen geprägt ist, die sich bei ruhigen Wetterlagen über mehrere Tage verfolgen lassen. Die deutliche Zunahme der Häufigkeit des Zirkulationstyps v erklärt sich aus der zum Jahreswechsel 1999/2000 eingeführten höheren Gitterauflösung des Modells. Dadurch konnten ab dem Jahr 2000 Wirbelstrukturen (Typ v) aufgelöst werden, die in den Vorjahren anderen Zirkulationstypen zugeordnet worden sind.

Neben der absoluten Häufigkeit der Zirkulationstypen unterscheiden sich die Jahre durch die Persistenz der unterschiedlichen Zirkulationsphasen. Das Jahr **1999** zeichnete sich durch einen schnellen Wechsel der Zirkulationstypen aus. Die längste Phase wurde mit 11 Tagen

Dauer Ende September (zyklonale Zirkulation) beobachtet, die Dauer der übrigen Phasen variierte zwischen 1 und 10 Tagen.

In **2000** gab es eine ungewöhnlich lange Phase zyklonaler Zirkulation vom 12. September bis zum 15. Dezember die nur an wenigen einzelnen Tagen mit abweichendem Zirkulationsmuster unterbrochen wurde. Dies zeigt sich auch in dem markanten Maximum der Häufigkeitsverteilungen in Abb. 9.

Die Zirkulation in **2001** war wiederum hoch variabel, die längste Phase mit wieder 11 Tagen zyklonaler Zirkulation trat zwischen dem 30. September und dem 10. Oktober auf.

Neben der Dominanz des v-Musters im Sommer im Vergleich zu den Vorjahren ist in **2002** eine stabile Phase zyklonalen Reststroms zu Jahresbeginn bemerkenswert. Zwischen dem 10. Januar und dem 12. Februar wurde an nur zwei Tagen ein anderer Zirkulationstyp beobachtet.

Zusammenfassung

Die ozeanographischen Verhältnisse der Nordsee und der Deutschen Bucht der Jahre 1999 bis 2002 sind durch eine anhaltende Warmperiode mit milden Wintern, warmen Sommern und einem verspäteten Einsetzen des Herbstes gekennzeichnet, wie die Rang-Statistik der Jahresmitteltemperaturen der Nordsee der letzten 35 Jahre (seit 1968) deutlich ausweist.

Insgesamt scheint sich der Einfluss des Nordatlantiks auf die Nordsee wieder etwas zu verstärken; die Salzgehalte in der nördlichen und zentralen Nordsee zeigen eine leicht zunehmende Tendenz. Dagegen sind die atlantischen Einflüsse durch den Kanal seit dem Jahr 2000 eher schwach. Das Jahr 2002 weist für die Deutsche Bucht zeitweise sehr niedrige Salzgehalte auf, hervorgerufen durch ungewöhnliche hohe Abflussmengen der Elbe.

Summary

Oceanographic conditions in the North Sea and German Bight in 1999 - 2002 are characterised by a continuous warm period with mild winters, warm summers, and a late onset of autumn, which is clearly visible in the statistical ranking of annual mean temperatures of the North Sea in the past 35 years (since 1968).

On the whole, the influence of the North Atlantic on the North Sea seems to have intensified slightly; salinities in the northern and central North Sea show a slightly increasing trend. By contrast, the Atlantic influences from the English Channel have been rather weak since 2000. In 2002, salinities in the German Bight were very low temporarily because of exceptionally large discharge volumes of the river Elbe.

114 Meteorologische Randbedingungen

Jahresmitteltemperaturen

Im Jahr 1999 wichen im deutschen Nordseeraum die Jahresmitteltemperaturen mit Werten zwischen 9,7 und 10,5 °C um rund 1,5 K von den vieljährigen Vergleichswerten ab. Die höchsten Abweichungen (3 - 4 K) entfielen auf den September, der sich als wärmster September des 20. Jahrhunderts auszeichnete. Die Zahl der Frosttage war niedrig und die der Sommertage hoch. Jedoch erzielten beide innerhalb der 90er Jahre keine Rekorde. Die Zahl der Sommertage (Tageshöchsttemperatur mindestens 25 °C) lag mit 3 (Helgoland) bis 30 regional um 10 bis 20 über dem Durchschnitt (Abbildung 1).

Im Jahr 2000 bewegten sich die Jahresmitteltemperaturen mit Werten zwischen 9,8 °C (List/Sylt) und 10,6 °C (Bremerhaven) um 1,0 bis 1,6 K über dem langjährigen Mittel. Dabei fiel lediglich der Juli um rund 1 K zu kühl aus. Die höchsten positiven Abweichungen von 3 bis 4 K hatte der Februar. Der merklich zu kühle Juli ließ die Zahl der Sommertage mit 1 bis 9 zu gering ausfallen. Heiße Tage kamen nur an der ostfriesischen Küste vor, wo ihre Anzahl mit maximal 2 im Bereich der Durchschnittswerte lag. Die überwiegend milde Winterwitterung führte dazu, dass es im gesamten Jahr nur 8 (Helgoland) bis 23 (Bremerhaven) Frosttage (Tiefsttemperatur < 0 °C) gab. Das ist ein Drittel der sonst üblichen Anzahl. Auch die Zahl der Eistage (Tageshöchsttemperatur < 0 °C) blieb mit bis zu 5 deutlich unter den Mittelwerten (11 - 18 Eistage).

Autor des Kapitels 1.1.4

HARTMUT HEINRICH

Das Kapitel wurde aus MURSYS-Beiträgen zusammengestellt

Für die gesamte Bundesrepublik Deutschland war das Jahr 2000 mit einer Jahresmitteltemperatur von 9,9 °C das wärmste des 20. Jahrhunderts. In den Küstengebieten war allerdings das Jahr 1990 wärmer.

Das Jahr 2001 fiel zwar wiederum zu warm, aber weniger warm als die beiden Vorjahre aus. Die Jahresmitteltemperaturen bewegten sich mit Werten zwischen 8,6 °C (List/Sylt) und 9,8 °C (u.a. Helgoland, Bremerhaven) um bis zu knapp 1 K über dem langjährigen Mittel 1961 - 1990. Das Jahr 2001 wurde durch einen ungewöhnlich milden Oktober gekennzeichnet, der ähnlich warm war wie der September und mit Temperaturabweichungen von rund 3 K sich als der bisher wärmste der Messreihen hervortat. Zu beachten war aber auch der überdurchschnittlich warme Sommer. Hatte der Juni noch ein Wärmedefizit von rund 1 K, so brachten Juli und August jeweils Temperaturen, die um 1 - 2 K über den vieljährigen Vergleichswerten lagen. Die warme Sommerwitterung führte auch dazu, dass die Zahl der Sommertage (Tageshöchsttemperatur mindestens 25 °C) mit 9 bis 15 um etwa 5 über dem Mittel lag. Dabei wurde an der ostfriesischen Küste an zwei Tagen eine Tageshöchsttemperatur > 30 °C überschritten. Lediglich auf der Hochseeinsel Helgoland konnte kein Sommertag verzeichnet werden.

Die Anzahl der Frosttage bewegte sich zwischen 32 auf Helgoland und 55 bis 73 an den friesischen Küsten im Bereich des langfristigen Mittels. Die Anzahl der Eistage verfehlte dagegen mit 2 (Helgoland) bis 12 (Küsten) das langfristige Mittel deutlich.

Das Jahr 2002 war wärmer als das Jahr 2001, aber nicht so warm wie zuletzt die Jahre 1999 und 2000. Die Jahresmitteltemperaturen lagen zwischen 9,7 und 10,5 °C und damit um 1 - 1,5 K über den Mittelwerten des Bezugszeitraums 1961 bis 1990. Im Jahresverlauf zeichneten sich die Monate bis einschließlich September durch ein überdurchschnittliches, die Monate danach durch

ein zu niedriges Temperaturniveau aus. Am stärksten wichen die Monate Februar und August von den mittleren Verhältnissen ab. Sie waren nicht nur sehr warm, sondern auch sehr nass. Mit 14 Sommertagen auf den friesischen Inseln und zwi-

schen 20 und 24 Sommertagen an den Küsten überschritt der August das langfristige Mittel um 8 bis 11 Tage. Die Zahl der Frosttage blieb mit rund 30 bis 50 um 10 bis 20 unter dem Durchschnitt.

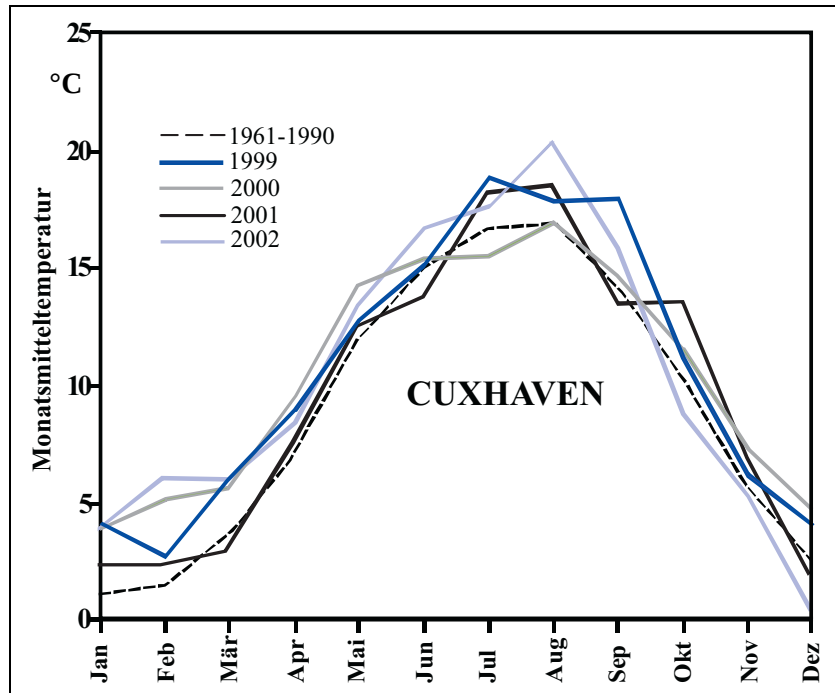


Abb. 1: Jahresgänge der monatlichen Temperaturmittelwerte von Cuxhaven von 1999 bis 2002 im Vergleich mit dem langjährigen Mittel 1961 bis 1990

Abb. 1: Seasonal cycles of monthly temperature means at Cuxhaven from 1999 to 2002 compared to the 1961 - 1990 long-term mean

Sonnenscheindauer

Im Jahr 1999 schien die Sonne 1700 bis 1940 Stunden lang und damit um bis zu 20 % mehr als im langjährigen Mittel. Besonders ungewöhnlich war, dass die Sonnenscheindauer von Helgoland noch um 4 Stunden über der vom Kap Arkona (Rügen) lag, einer der sonnenscheinreichsten Gegenden Deutschlands.

Im Jahr 2000 unterschritt die Sonnenscheindauer von 1369 Stunden (in Emden) bis 1626 Stunden (Helgoland) um bis zu 11 % ihre langjährigen Mittelwerte. Während der Mai mit 242 Stunden (westliches Ostfriesland) bis 314 Stunden (Helgoland) ungewöhnlich sonnenscheinreich war (20 - 30 % über dem Mittel), fiel der ohnehin schon zu kühle Juli mit nur rund 90 bis 160 Stunden um so sonnenscheinärmer aus (nur 40 - 70 % vom Mittel).

Im Jahr 2001 bewegte sich die Sonnenscheindauer mit 1480 bis 1680 Stunden im Bereich der vieljährigen Mittelwerte oder knapp darunter. Dabei waren der Mai, Juli und Dezember durchweg überdurchschnittlich sonnenscheinreich, während der verregnete September mit 70 bis 90 Sonnenstunden nur 50 bis 70 % der durchschnittlichen Sonnenscheindauer verzeichnete und damit regional auch der sonnenscheinärmste Monat seit Beginn der Beobachtungen war.

Im Jahr 2002 war die Sonnenscheindauer mit 1521 Stunden im Westen des deutschen Nordseeraumes und 1701 auf Helgoland im Bereich der Durchschnittswerte. Dabei schien in den Monaten Februar und Dezember die Sonne deutlich mehr als gewöhnlich (bis zu 140 % vom Mittel), während der ohnehin schon trübe November mit meist nur 20 bis 40 Stunden (40 - 60 %) ausgesprochen sonnenscheinarm war.

Niederschlag

Im Jahr 1999 summierten sich die Niederschläge auf 700 bis 800 mm, womit sie um bis zu $\pm 5\%$ von den Mittelwerten abwichen. Vereinzelt, wie auf Sylt, war es mit einer Jahreshöhe von 892 aber deutlich feuchter (bis zu 20 %). Der niederschlagsreichste Monat war verbreitet der Dezember, in dem mit 140 bis 170 mm etwa das Doppelte des gewöhnlichen Niederschlags fiel. Merklich zu trocken waren die Monate Mai und November mit meist nur 60 bzw. 50 % vom mittleren Niederschlag.

Das Jahr 2000 fiel leicht zu trocken aus. Die Niederschlagshöhen blieben mit Werten zwischen rund 600 und 700 mm (Helgoland: 604 mm, Bremerhaven: 705 mm) um etwa 10 bis 15 % unter den mittleren Jahreshöhen. Nur im westlichen Ostfriesland gingen mit rund 800 mm leicht überdurchschnittliche Mengen nieder (Emden: 809 mm, entsprechend 105 %). Merklich zu trocken waren die Monate April, August und November, in denen mit 30 bis 50 mm nur etwa die Hälfte der gewöhnlichen Niederschläge fiel. Hingegen waren Februar und März mit bis zu 170 % der durchschnittlichen Niederschlagsmenge sehr nass. Die Zahl der Tage mit minde-

stens 1 mm Niederschlag schwankte zwischen 130 und 150 und war damit leicht höher als im Mittel der Jahre. Demgegenüber kamen jedoch Starkniederschläge selten vor.

Im Jahr 2001 fielen überwiegend zwischen 900 und 1000 mm (Emden: 1005 mm) Niederschlag, womit die langjährigen Monatsmittel um 20 bis 30 % überschritten wurden. Lediglich in dem Wind abgewandten Lagen (Lee-Lagen) blieb es gebietsweise etwas trockener als der Durchschnitt (List/Sylt 709 mm, entsprechend 95 %). Extrem nass war im Jahresverlauf der September mit 150 bis 260 mm Regen. Dies entspricht dem Doppelten bis Dreifachen, regional - wie in Bremerhaven - auch nahezu dem Vierfachen des Monatsmittels. Damit war dies der niederschlagsreichste Septembermonat der Messreihen. In den Wintermonaten fielen die Niederschläge teilweise auch als Schnee und führten gelegentlich zu Schneehöhen von weniger als 10 cm. Ungeöhnlich winterlich war der März. Schneefälle vom 17. bis 19. März ließen Schneehöhen bis 15 cm entstehen und führten bei starken bis stürmischen Winden zu Schneeverwehungen, die den Verkehr und das öffentliche Leben teilweise stark beeinträchtigten.

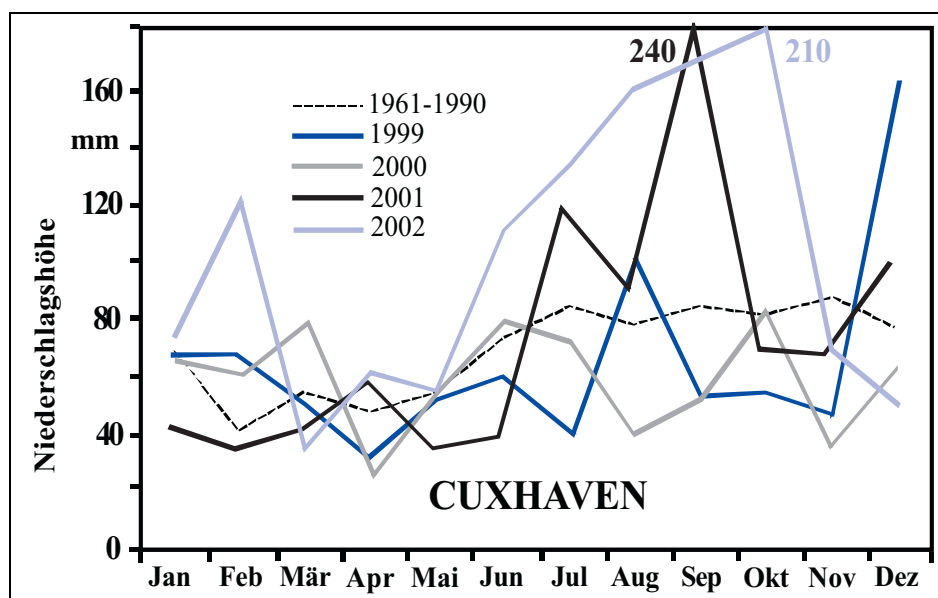


Abb. 2: Jahresgänge der monatlichen Niederschlagshöhen von Cuxhaven im Vergleich mit dem langjährigen Mittel 1961 – 1990

Fig. 2: Seasonal cycles of monthly precipitation at Cuxhaven compared to the 1961 - 1990 long-term mean

Im Jahr 2002 lagen die Niederschlagshöhen zwischen 780 mm (Helgoland) und 1113 mm (Cuxhaven). Das entspricht bis zu 20 %, im östlichen Ostfriesland auch um bis nahezu 40 % mehr als dem gewöhnlichen Niederschlag. Die erhöhten Niederschläge wurden vor allem durch häufige Starkniederschläge verursacht. Niederschläge von mindestens 10 mm innerhalb von 24 Stunden wurden an 20 bis 28 Tagen (in Cuxhaven an 34 Tagen) verzeichnet. Dies bedeutet einen Anstieg um 7 Tage (in Cuxhaven 13 Tage). Ungewöhnlich nass zeigte sich der Februar. Mit

dem Zwei- bis Dreifachen des mittleren Niederschlags war er teilweise der niederschlagsreichste Februar der letzten 40 Jahre. Der August war durch neue Niederschlagsrekorde an der Nordsee sowie für Deutschland (höchster gemessener 24-stündiger Niederschlag in Zinnwald-Georgenfeld/Erzgebirge 312 mm) gekennzeichnet, die u. a. das Jahrhunderthochwasser an der Elbe verursachten. Ebenso fiel an der Nordsee der Oktober deutlich zu nass aus. In beiden Monaten ging regional mit 130 bis 240 mm, das Doppelte bis Dreifache der üblichen Regenmengen nieder.

Zusammenfassung

Im Jahreszeitraum 1999 bis 2002 lagen an der deutschen Nordseeküste die Temperaturen im Mittel deutlich über denen des allgemeinen klimatologischen Vergleichszeitraumes 1961 – 1990. Insbesondere das Jahr 2000 zeigte Hochstände sowohl im Sommer als auch in den Wintermonaten (Abb.1). Die Anzahl der Tage mit Frost erreichten nur im Jahr 2001 die langjährigen Durchschnittswerte.

Eine höhere Sonnenscheindauer mit 10 bis 20 % über dem Durchschnitt gab es im Wesentlichen in der ersten beiden Berichtsjahren. Die Jahre 2001 und 2002 lagen im Bereich des langjährigen Durchschnitts.

Bezüglich des Niederschlags waren die Jahre 1999 und 2000 trockener als der langjährige Durchschnitt (Abb. 2). Das Jahr 2001 zeigte extreme Niederschläge im September. Das Jahr 2002, im August mit dem Jahrhunderthochwasser an der Elbe, war mit seinen vielen Starkregenereignissen im Sommer und im Herbst durchgehend erheblich feuchter als der langjährige Durchschnitt. Erwähnenswerte Schneefälle gab es nur im März 2001.

Summary

In the period from 1999 to 2002, mean temperatures at the German North Sea coast clearly exceeded the climatological reference values of the period from 1961 to 1990. Especially the year 2000 showed maxima both in the summer and winter months (Fig. 1). 2001 was the only year in which the number of days with frost reached the long-term means.

The first two years of the period reviewed had 10 - 20 % more hours of sunshine than average. In 2001 and 2002, the duration of sunshine was on the order of the long-term means.

Precipitation in 1999 and 2000 was below the long-term means (Fig. 2). In 2001, extreme rainfalls occurred in September. The year 2002, with the Elbe river flood of the century and many strong rainfall events in summer and autumn, was generally much wetter than the long-term mean. Major snowfall occurred only in March 2001.

12 Nährstoffe

Einleitung

Die Nährstoffeinträge durch Flüsse und atmosphärische Deposition sind im vergangenen Jahrhundert deutlich angestiegen. (VAN BEUSEKOM und WETSTEYN [1990]; VAN BEUSEKOM et al., [2001]). Dies hat zu einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen im Küstenwasser geführt. Seit den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts wurden vermehrt Änderungen in der Meeresumwelt beobachtet, die mit den angestiegenen Nährstoffkonzentrationen in Verbindung gebracht wurden. Dazu gehört das Auftreten von Sauerstoffdefiziten in der Deutschen Bucht und verstärkten *Phaeocystis*-Blüten oder Algentepichen im Wattenmeer. Von Mitte der 70er Jahre bis etwa Mitte der 90er Jahre hat sich die Primärproduktion im niederländischen Wattenmeer verdoppelt bis verdreifacht (CADÉE und HEGEMAN [2002]). Eine ähnliche Zunahme wurde im nordfriesischen Wattenmeer beobachtet (ASMUS et al. [1998]). Als Maßnahme gegen die Eutrophierung wurden die Phosphateinträge reduziert. Dies hat aber nicht zu der erwarteten Abnahme der Primärproduktion geführt (CADÉE und HEGEMAN [1993]).

Es gibt unterschiedliche Einschätzungen darüber, ob Stickstoff oder Phosphat die Primärproduktion der Nordsee und des angrenzenden Wattenmeeres limitieren. Die Langzeitdynamik von Nährstoffen und Phytoplankton im Wattenmeer sowie die Primärproduktion in der Nord-

see deuten nach Ansichten von VAN BEUSEKOM et al. [2001] und VAN BEUSEKOM und DE JONGE [2002] auf eine Stickstofflimitierung der jährlichen Primärproduktion hin. DE JONGE [1990] hat auf die limitierende Rolle des Phosphats, GAUL [2001] hat auf die Limitierung durch Phosphat und Nitrat hingewiesen.

In diesem Bericht werden Ergebnisse des BLMP der Jahre 1999 bis 2002 dargestellt. Sie werden im Zusammenhang historischer Entwicklungen diskutiert.

12.1 Flusseinträge in die Deutsche Bucht

Die Nährstoffeinträge durch Flüsse stiegen seit den 50er Jahren deutlich an. Abwasserreinigung und phosphatfreie Waschmittel haben zu einer Abnahme der Phosphatfrachten seit Mitte der 80er Jahre und einer entsprechenden Abnahme der Phosphatkonzentrationen im Küstenwasser geführt (z. B. HICKEL et al. [1993]; CADÉE und HEGEMAN [2002]). Die Stickstoffkonzentrationen verharren auf einem hohen Niveau im Wattenmeer, fallen zur Deutschen Bucht aber steil ab (GAUL [2003]).

Die Abflussraten der Flüsse unterliegen starken klimabedingten Schwankungen. Die Jahre 1981 bis 1983 und 1987 bis 1988 zeigten sehr hohe Abflussraten. Anfang der 90er gab es trockene Jahre. Die Abflussraten der Ems, Weser, Elbe und Eider nahmen von 1990 bis 2002 tendenziell zu (Abb.1). Höchstwerte wurden in 1994, 1995 und 2002 erreicht. Sie sind vergleichbar mit ähnlichen Werten in den 80er Jahren. Die Einträge des Gesamtstickstoffes und des Gesamtposphors spiegeln die Abflussraten wider. (Abb. 2 und 3). Ein Korrelationsdiagramm (Abb. 4) zeigt, dass die Abflussraten in erster Linie die Nährstoffeinträge bestimmen. Wenn die Nährstoffeinträge auf die Abflussmengen normiert werden (Jahresfracht geteilt durch Jahresabfluss), deutet sich ein Rückgang an: Der spezifische Gesamtstickstoffeintrag verringerte sich um 30 %, der spezifische Gesamtposphoreintrag verringerte sich um 50 % (Abb. 5 und 6).

Autoren des Kapitels 1.2

J. VAN BEUSEKOM, M. ELBRÄCHTER,
H. GAUL, J. GOEBEL, M. HANSLIK, T. PETENATI,
K.H. WILTSHIRE

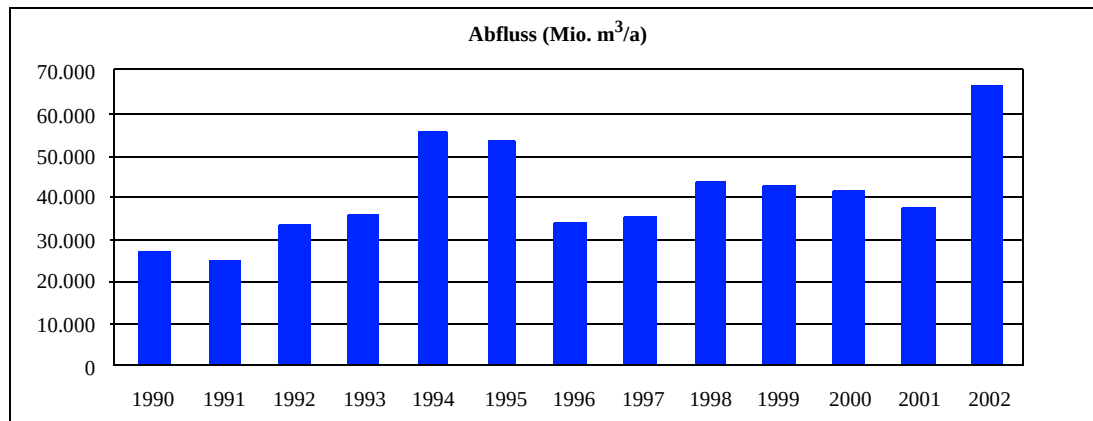


Abb.1: Gesamtabfluss in die Deutsche Bucht der Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider von 1990 bis 2002
Datenzusammenstellung: HERATA, UBA

Fig..1: Total discharges of the rivers Ems, Weser, Elbe und Eider into the German Bight, 1990 to 2002
Data compiled by: HERATA, UBA

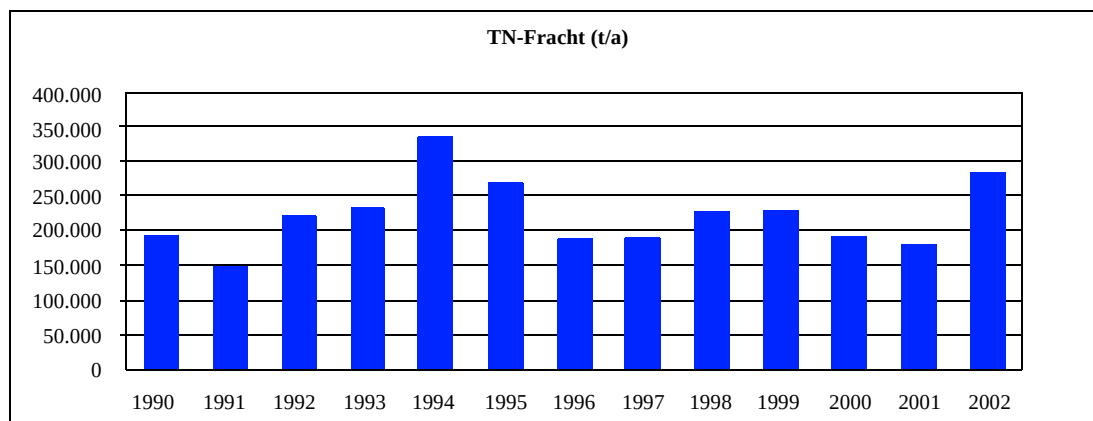


Abb. 2 Gesamtnitrogeintrag in die Deutsche Bucht durch die Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider von 1990 bis 2002.
Datenzusammenstellung: HERATA, UBA

Abb. 2 Total nitrogen input of the rivers Ems, Weser, Elbe und Eider into the German Bight, 1990 to 2002
Data compiled by: HERATA, UBA

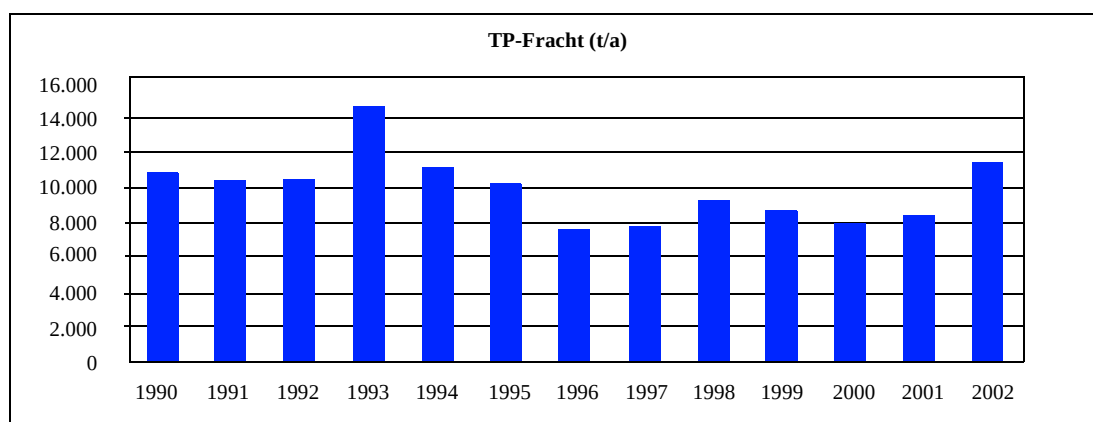


Abb. 3 Gesamtphosphoreintrag in die Deutsche Bucht durch die Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider von 1990 bis 2002.
Datenzusammenstellung: HERATA, UBA

Abb. 3 Total phosphorus input of the rivers Ems, Weser, Elbe und Eider into the German Bight, 1990 to 2002
Data compiled by: HERATA, UBA

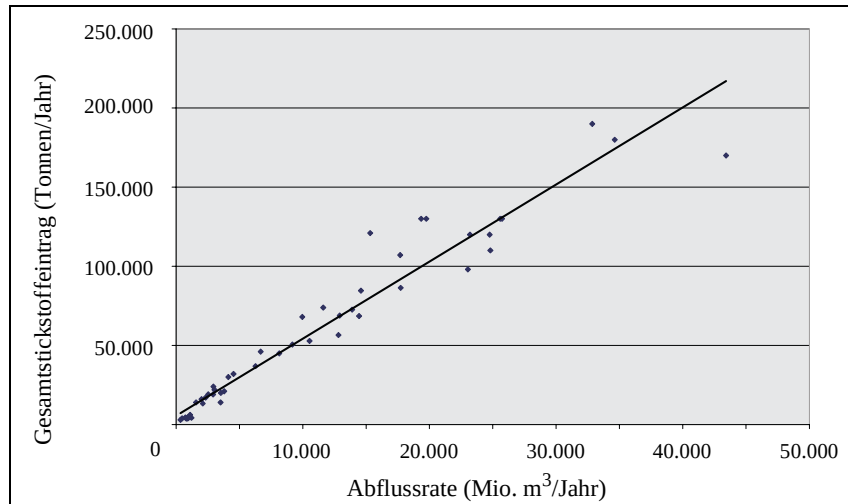


Abb. 4 Korrelationsdiagramm zwischen den jährlichen Abflussraten und den Gesamtstickstoffeinträgen der Flüsse Ems, Weser, Elbe und Eider. ($y = 4.87x + 5527$; $R^2 = 0.94$). Datenzusammenstellung: H. HERATA, UBA

Abb. 4 Correlation diagram of the annual discharge rates and total nitrogen inputs of the rivers Ems, Weser, Elbe und Eider ($y = 4.87x + 5527$; $R^2 = 0.94$). Data compiled by: H. HERATA, UBA

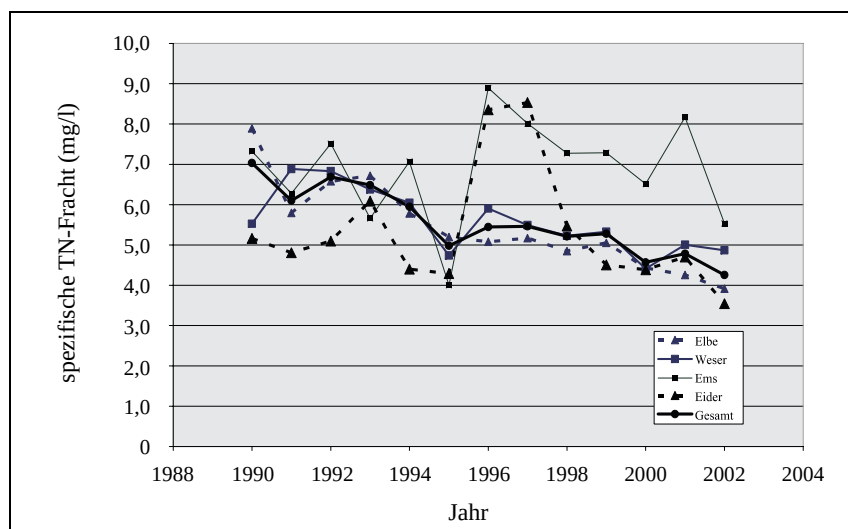


Abb. 5 Spezifische Fracht des Gesamtstickstoffes (Jahresfracht/Jahresabfluss)
Datenzusammenstellung:
H. HERATA, UBA

Abb. 5 Specific load of total nitrogen (annual load/annual discharge)
Data compiled by:
H. HERATA, UBA

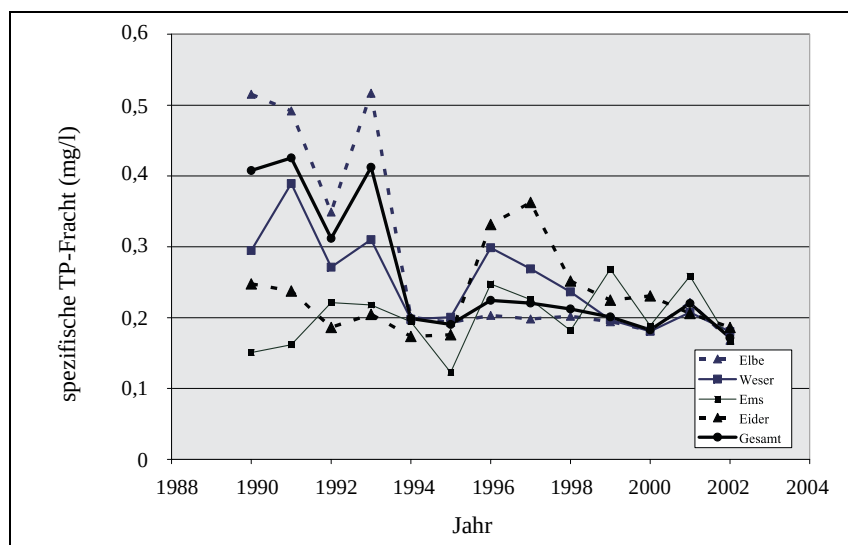


Abb. 6 Spezifische Fracht des Gesamtphosphors (Jahresfracht/Jahresabfluss)
Datenzusammenstellung:
H. HERATA, UBA

Abb. 6 Specific load of total phosphorus (annual load/annual discharge)
Data compiled by:
H. HERATA, UBA

122 Nährstoffe in der Deutschen Bucht

Verteilung im Winter

Das meiste Wasser in der Nordsee stammt aus dem Atlantik, 90 % davon fließt nördlich von Schottland in die Nordsee, nur etwa 10 % fließt durch den Ärmelkanal (HUTHNANCE [1991]). Die Salzgehalte liegen zwischen 34* und 35. Das Wasser der „Deutschen Bucht“ entsteht aus der Vermischung von Küstenwasser, Atlantikwasser und Flusswasser (hauptsächlich Elbe, Weser und Ems). Das Küstenwasser strömt vom Westen her in die Deutsche Bucht. Es ist eine Mischung aus Ärmelkanalwasser und Flusseinträgen, die vom Rhein und Maas dominiert werden. Der größere Teil des Atlantikwassers der Deutschen Bucht kommt aus dem Ärmelkanal (etwa 50 bis 90 %; DE RUYTER et al. [1988]), der Rest aus der nördlichen Nordsee. Im äußersten, nordwestlichen Teil des deutschen Festlandssockels herrscht Nordseewasser mit Salzgehalten über 34 und geringer Salzgehaltsvariabilität vor. Da Festlandzuflüsse dieses Wasser kaum erreichen, werden die Nährstoffkonzentrationen nur durch saisonale (biologische und biogeochemische) Einflüsse und atmosphärische Einträge beeinflusst. Der Salzgehalt des Küstenwassers variiert räumlich und zeitlich mit den Abflussbedingungen. Er bewegt sich etwa zwischen $S = 20$ und maximal $S = 31$. Während ruhiger Witterungslagen kommt es zu vertikalen Schichtungen, wenn Wasser aus der zentralen Nordsee bodennah in das Elbe-Urstromtal eindringt, oder wenn sich salzärmeres Küstenwasser über das Mischwasser in die Deutsche Bucht hinausschiebt. Diese Schichtung kann zusammen mit einer hohen Zufuhr organischen Materials zur Ursache für bodennahe Sauerstoffdefizite werden.

In die Deutsche Bucht münden die Flüsse Elbe, Weser, Ems und Eider. Ihre Einträge beeinflussen Salzgehalt und Nährstoffkonzentrationen des Küstenwassers. Die Stickstofffrachten in die Deutsche Bucht werden von dem vom Westen her einströmenden Küstenwasser beeinflusst (BEDDIG et al. [1997]).

Die Nährstoffkonzentrationen im einfließenden Atlantikwasser und in der zentralen Nordsee sind viel niedriger als im Küstenwasser. Die Nährstoffverteilung wird neben dem Wasseraustausch auch durch biologische Faktoren wie Aufnahme, Zehrung, Abbau und biogeochemische Faktoren wie Sedimentation und Denitrifizierung beeinflusst. Im Sommer ist für das Phytoplankton (mikroskopische einzellige Algen) genügend Licht vorhanden um mit Licht und anorganischen Nährstoffen organische Substanz aufzubauen. Die hohen Sommertemperaturen sorgen auch dafür, dass diese organische Substanz schnell abgebaut werden kann. Die Nährstoffkonzentrationen erreichen im Sommer meist sehr niedrige Werte. Im Winter sind die Aufnahme durch das Phytoplankton und die Freisetzung durch Abbau organischer Substanz minimal. Zu diesem Zeitpunkt erreichen die Nährstoffkonzentrationen ihr Jahresmaximum. Deswegen werden Winterwerte herangezogen, um einen Eindruck davon zu bekommen, wie viel Nährstoffe dem Phytoplankton im nächsten Frühjahr zu Verfügung stehen. Regelmäßig durchgeführte Winteraufnahmen können zeitliche Trends sichtbar machen.

Die Nitratkonzentrationen zeigen einen deutlichen Anstieg hin zur Küste von 5 - 10 μM in der offenen Deutschen Bucht bis zu etwa 60 μM im Bereich des nordfriesischen Wattenmeeres (Abb. 7 und 8). Im Wattenmeer selbst sind Werte von 80 bis 100 μM keine Seltenheit (VAN BEUSEKOM et al. [2001]), die in den Flussmündungen bis zu 300 - 700 μM ansteigen können (z.B. VAN BENNEKOM und WETSTEYN [1990]; VAN BEUSEKOM und DE JONGE [1998]). Die Phosphatkonzentrationen steigen von etwa 0,5 μM in der offenen Deutschen Bucht auf etwa 1,1 bis 1,3 μM in Küstennähe an (Abb. 9 und 10). Werte zwischen 1,1 und 1,5 μM sind typisch für das winterliche Wattenmeer (VAN BEUSEKOM et al. [2001]).

* Der Salzgehalt wird ohne Einheit angegeben. Man findet häufig den Zusatz PSU (Practical Salinity Unit). Richtig ist jedoch die Angabe ohne Einheit, da es sich um eine reine Verhältniszahl handelt.

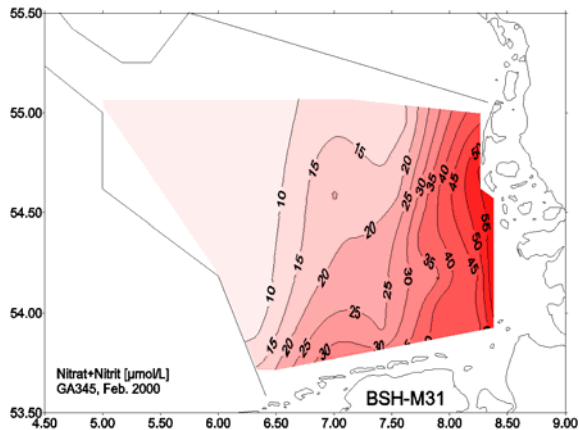


Abb.7: Nitrat- und Nitritverteilung im Februar 2000
Abb.7: Nitrate and nitrite distribution in February 2000

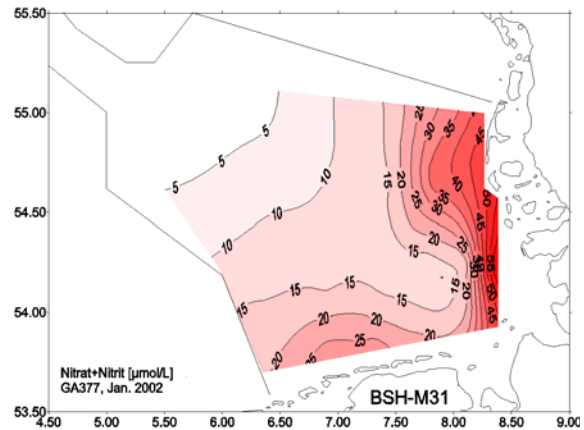


Abb.8: Nitrat- und Nitritverteilung im Februar 2002
Abb.8: Nitrate and nitrite distribution in February 2002

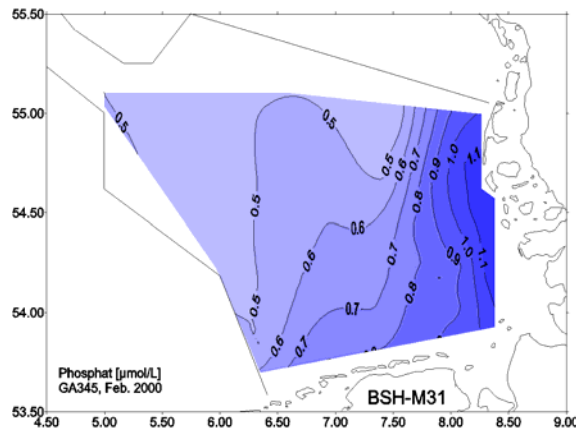


Abb.9: Phosphatverteilung im Februar 2000
Abb.9: Phosphate distribution in February 2000

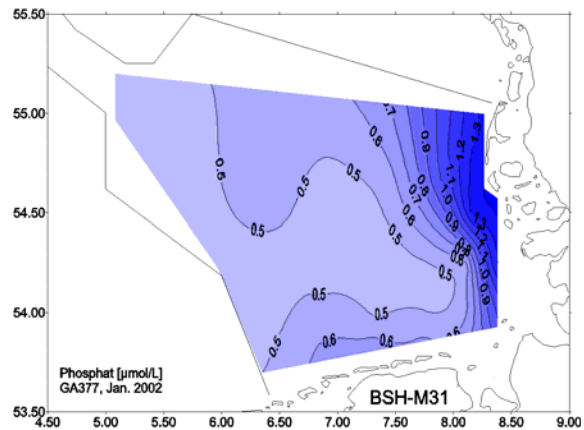


Abb.10: Phosphatverteilung im Januar 2002
Abb.10: Phosphate distribution in January 2002

Salzgehaltsnormierte Trends

Wie bereits erwähnt gibt es klimabedingte Schwankungen des Niederschlages und der Frischwassereinträge durch Flüsse ins Küstenwasser. Dementsprechend verhalten sich auch die Nährstoffkonzentrationen. Um Tendaussagen machen zu können, werden die Nährstoffkonzentrationen auf bestimmte Salzgehalte normiert. (KÖRNER und WEICHART [1991]). Dabei wird von der Tatsache Gebrauch gemacht, dass sich bei der Vermischung des Flusswassers mit Meerwasser ein linearer Zusammenhang zwischen Nährstoffkonzentrationen und dem Salzgehalt ergibt. Dieser Zusammenhang gilt für Nitrat im gesamten ästuarinen Bereich zwischen Salzgehalt $S = 0$ und S

$= 34$. Bei Phosphat gilt die Verknüpfung erst ab einen Salzgehalt von etwa 10. Der lineare Zusammenhang ermöglicht, winterliche Nährstoffwerte bei typischen Salzgehalten (z. B. 30, 33 oder 34) miteinander zu vergleichen und dadurch Trends erkennbar zu machen. Die Streuung der Messwerte um die ausgleichende Gerade ergibt das Maß der natürlichen Variabilität z. B. als 95 %-Wert (GAUL [2003]).

Die salznormierten Konzentrationen von Nitrit und Nitrat liegen in der Deutschen Bucht seit Jahren innerhalb des gleichen Bereichs und lassen keinen deutlichen zeitlichen Trend erkennen (Abb. 11). Vom Küstenwasser bei einem Salzgehalt von $S = 30$ bis in die Deutsche Bucht mit $S = 33$ ist jedoch ein steiler Abfall zu sehen

(GAUL [2003]). Leider liegen keine historischen Messwerte des Nitrats vor. Für das niederländische Wattenmeer liegen seit 1961 Daten vor, die eine Verdoppelung zeigen (POSTMA [1966]; VAN BEUSEKOM et al. [2001]). Früheste Beobachtungen aus dem nordfriesischen Wattenmeer deuten ebenfalls auf eine Verdoppelung in den letzten 30 Jahren hin. Auch aus der Helgoländer Bucht wurde Ähnliches berichtet (WEICHART

[1986]). Beim Phosphat im Küstenwasser zeigte sich in den 80er Jahren ein signifikanter Rückgang (Abb. 12). Die Werte liegen inzwischen im Küstenwasser nicht mehr signifikant über den in den 30er Jahren gemessenen Werten (GAUL [2004]). Die mit dem Elbe-Hochwasser 2002 eingetragenen zusätzlichen Nährstoffmengen haben diesen Trend nicht erkennbar beeinflusst (NIES et al. [2003], GAUL et al. [2003]).

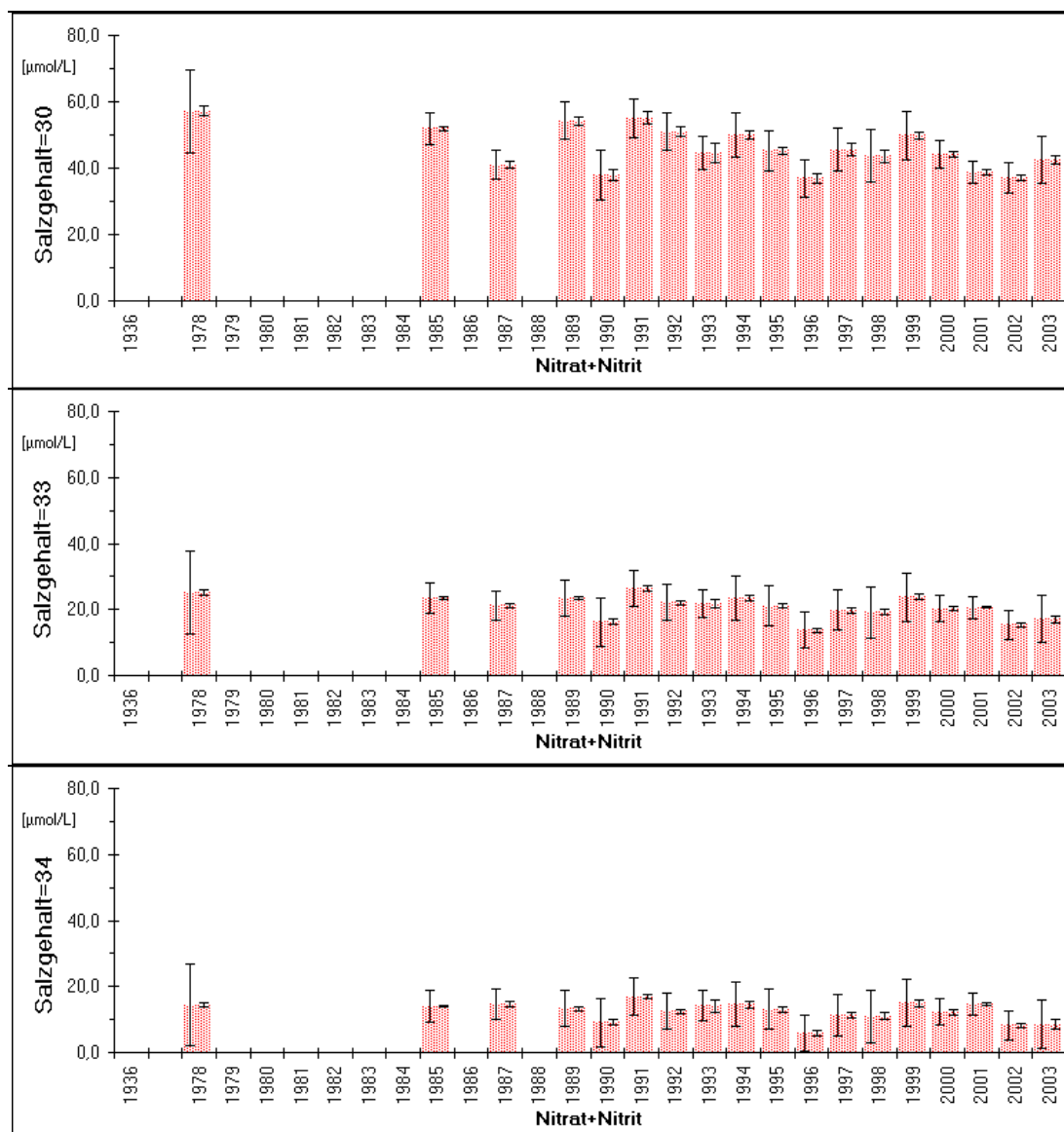


Abb. 11 Nitrat- und Nitrit-Trend bei S = 30, S = 33, S = 34
Linke Varianz = 95% Wert der Daten; Rechte Varianz = 95% des Prognose Intervalls

Fig. 11 Nitrate and nitrite trend at S = 30, S = 33, S = 34
Left variance = 95% data value; right variance = 95% value of the forecast interval

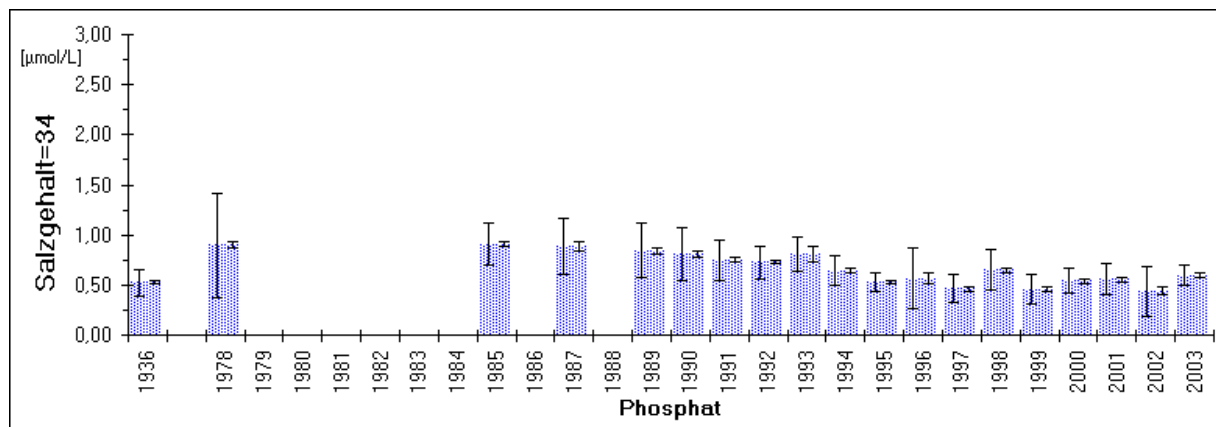
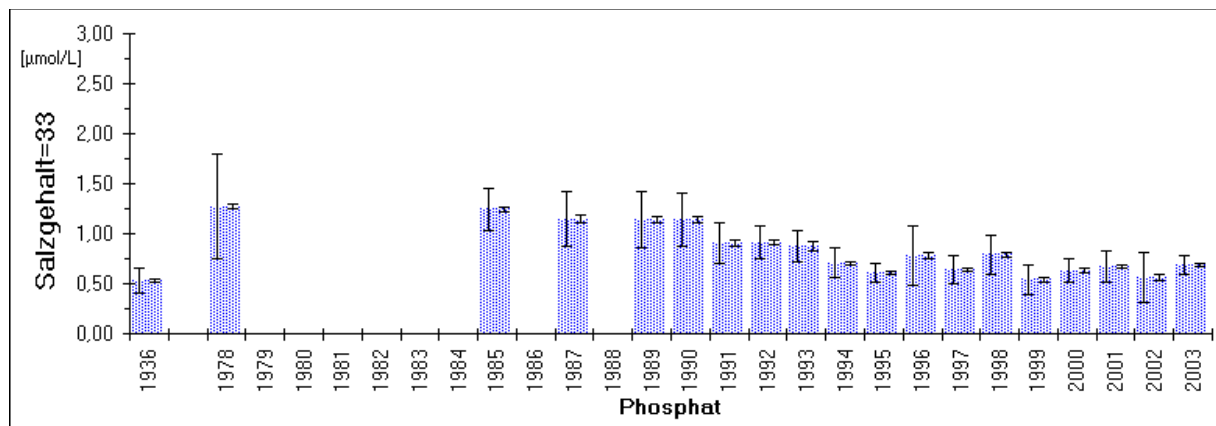
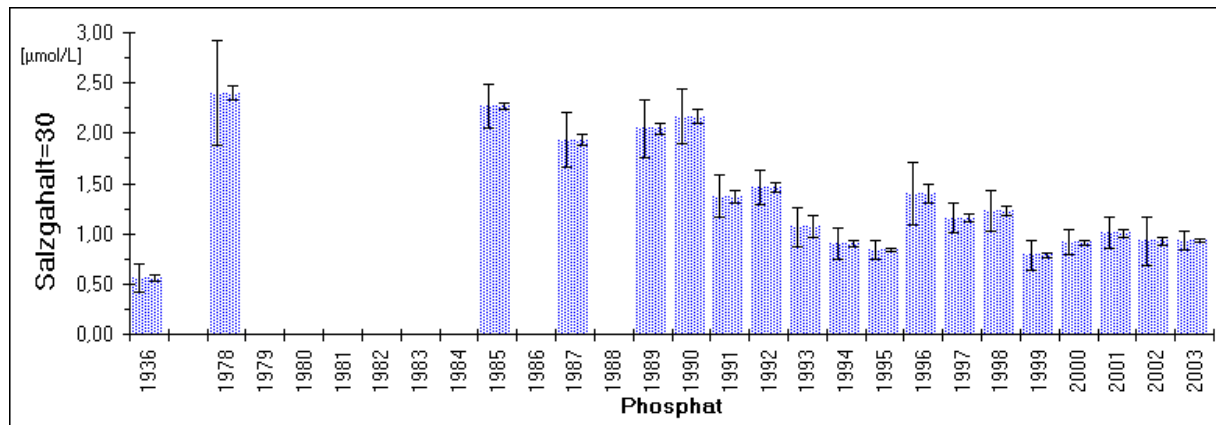


Abb. 12 Phosphat-Trend bei S = 30, S = 33, S = 34
 Linke Varianz = 95% Wert der Daten; Rechte Varianz = 95% des Prognose Intervalls

Fig. 12 Phosphate trend at S = 30, S = 33, S = 34
 Left variance = 95% data value; right variance = 95% value of the forecast interval

Zusammenfassung

Die Abflussraten der in die Deutsche Bucht mündenden Flüsse unterliegen deutlichen klimabedingten Schwankungen und bestimmen in erster Linie die Nährstofffrachten in die Deutsche Bucht. Die normierten Gesamt-Nährstoffeinträge (Jahresfracht durch Jahresabfluss) zeigen jedoch einen stetigen Rückgang seit 1990 von etwa 30 % für Stickstoff und 50 % für Phosphor. Die Nitratkonzentrationen im Winter zeigen einen deutlichen Anstieg von etwa 5 - 10 μM in der offenen Deutschen Bucht bis zu etwa 60 μM in Küstennähe. Phosphat steigt von etwa 0,5 μM bis zu 1,1 - 1,5 μM in Küstennähe. Während die salznormierten Phosphatwerte eine deutlich zeitliche Abnahme in der Deutschen Bucht zeigen, nehmen die salznormierten Nitratwerte noch nicht deutlich ab.

Summary

The discharge rates of the German Bight tributaries are clearly subject to climatological fluctuations and are the main factor determining the nutrient loads transported into the German Bight. However, normalised total nutrient inputs (flow normalised annual loads) have shown a steady decline since 1990: nitrogen about 30 %, and phosphorus 50 %. Nitrate concentrations in winter show a marked increase from about 5 - 10 μM in the open German Bight to approx. 60 μM near the coast, and phosphate levels increase from about 0.5 μM to 1.1 – 1.5 μM near the coast. Whereas salinity normalized phosphate values decrease during the past decades, the salinity normalized nitrate values do not show a clear temporal trend yet.

13 Anorganische Schadstoffe

Metalle kommen natürlich in der Umwelt vor. Durch Verwitterung, Vulkanismus und Ausgasungen werden sie für den geochemischen Kreislauf mobilisiert. Elementkonzentrationen, die durch natürliche Prozesse in die Umwelt gelangen, werden als Hintergrundkonzentrationen bezeichnet. Der Nachweis von Metallen in der Umwelt ist somit nicht zwangsläufig als Verschmutzung zu werten. Es gibt zahlreiche essentielle Elemente wie Kupfer oder Zink. Ihre Bioverfügbarkeit ist in einem bestimmten Konzentrationsbereich Voraussetzung für biologisches Wachstum. Organismen sind in der Lage, sich in einer bestimmten Bandbreite an veränderliche Elementkonzentrationen anzupassen. Wird diese Bandbreite zu höheren Konzentrationen verlassen, tritt eine toxische Wirkung ein. Andere Elemente wie Quecksilber, Cadmium oder Blei haben keine bekannte vitale Funktion.

Durch menschliche Aktivitäten werden zum Teil erhebliche zusätzliche Mengen einzelner Elemente in der Umwelt mobilisiert, wodurch die natürlichen Hintergrundkonzentrationen regional deutlich überschritten werden können. Maßnahmen zur Emissionsminderung führten in den vergangenen Jahrzehnten jedoch zur kontinuierlichen Abnahme vieler Schadstoffe in Luft, Wasser, Biota und Sediment.

Im Rahmen des BLMP werden eine Reihe von Schwermetallen (anorganischen Schadstoffen) im Wasser, im Sediment und in Meerestieren (Biota) bestimmt. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Quecksilber-, Cadmium-, Blei-, Kupfer- und Zinkmessungen dargestellt.

Autoren des Kapitels 1.3

S. R. SCHMOLKE, M. HAARICH, T. PETENATI,
B. OBERT, B. SCHUBERT, P. BECKER, U. HARMS,
C. SCHRÖTER-KERMANI, D. STEFFEN

Bewertungskriterien

Bezugspunkt zur Bewertung der im Untersuchungsgebiet beobachteten Elementkonzentrationen sind für die Nordsee bzw. Deutsche Bucht angenommene Elementhintergrundkonzentrationen. Hintergrundkonzentrationen von synthetischen Substanzen sollten theoretisch gleich Null sein. Da viele dieser Stoffe jedoch persistent sind, über große Strecken transportiert werden und dadurch ubiquitär vorhanden sind, wird aus pragmatischen Gründen ein Hintergrundwert größer Null angenommen, der von typischen Konzentrationen aus entlegenen Regionen abgeleitet wird. Hintergrundkonzentrationen von Stoffen, die natürlich in der Umwelt vorkommen, wie es für Metalle der Fall ist, werden aus der Konzentrationsspannweite in Proben bestimmt, die durch menschliche Aktivität unbeeinflusst waren.

Hintergrundreferenzkonzentrationen

Als Grundlage der Bewertung der Wasserproben dienen die sogenannten „Background Reference Concentrations“ (BRC). Es handelt sich hierbei um Hintergrundbelastungswerte, die durch OSPAR für die Region „Greater North Sea“ abgeleitet wurden. In Tabelle 1 sind die BRCs für gelöste Elementkonzentrationen angegeben. Zusammen mit den Wasserhintergrundwerten sind in der gleichen Tabelle BSH-Sedimenthintergrundwerte für die Deutsche Bucht aufgenommen. Die Spannweiten der Konzentrationen wurden aus der $< 20 \mu\text{m}$ Korngrößenfraktion tiefer gelegener Schichten aus Sedimentkernen abgeleitet. Die vorhandenen OSPAR-Hintergrundwerte wurden für Sedimente nicht herangezogen, da diese sowohl aus feinen Sedimenten als auch der Feinkornfraktion abgeleitet wurden und auf die Aluminiumkonzentration normiert sind. Eine Umrechnung der im BLMP-Monitoring gemessenen Sedimentkonzentrationen auf das Element-Aluminiumverhältnis war nicht für alle Proben möglich, da Aluminium zum Teil nicht mitgemessen wurde.

Element	Wasser [ng/kg] OSPAR (BRC)*	Sediment [mg/kg _{TM}] BSH
Cd	8–25	0,08–0,24
Cu	50–90	16–29
Pb	10–20	12–38
Hg	0,2–0,5	0,02–0,04
Zn	250–450	81–103

Tab. 1: Hintergrundkonzentrationen der Elemente Cadmium, Kupfer, Blei, Quecksilber und Zink in der gelösten Fraktion (Wasser) und im Sediment (< 20 µm). Wasser: OSPAR Region „Greater North Sea“*. Sediment: BSH Sedimentkernuntersuchungen in der Deutschen Bucht

Table 1: Background concentrations of cadmium, copper, lead, mercury, and zinc in the dissolved fraction (water) and sediment (< 20 µm). Water: OSPAR region “Greater North Sea“. Sediment: BSH sediment core analyses in the German Bight

* OSPAR, 1996: Workshop on the overall evaluation and update of background/reference concentrations for nutrients and for contaminants in seawater, biota and sediment. Hamburg 22. - 25. Oct. 1996. Report of the subgroup on background values of metals in sea water and sediment. WS Background 96/6/1-E.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien (EAC)

EACs wurden entwickelt, um marine chemische Monitoringdaten aus dem OSPAR-Gebiet zu bewerten. EACs sind Element- und Schadstoffkonzentrationen, bei deren Unterschreitung keine negativen Wirkungen auf das marine Ökosystem zu erwarten sind. Die Bewertungskriterien wurden auf Basis verfügbarer qualitäts-gesicherter ökotoxikologischer Daten entwickelt (OSPAR [1996]). Die Anwendung der EACs sollte die Identifikation von Problemgebieten bezüglich spezifischer Schadstoffe ermöglichen und eine Einschätzung erlauben, ob negative biologische Effekte zu erwarten sind. Es ist allerdings wichtig darauf hinzuweisen, dass EACs im Wesentlichen aus Laboruntersuchungen an Frischwasserorganismen abgeleitet wurden, und damit deren einheitliche Übertragung auf unterschiedliche marine Ökosysteme nicht unproblematisch ist, da sie weder kombinierte Wirkungen verschiedener Schadstoffe noch die chronische Langzeitwirkung einzelner Verbindungen berücksichtigen. EACs sollten daher nur unter Einbeziehung von Expertenwissen zur Bewertung der Qualität mariner Ökosysteme herangezogen werden. In Tabelle 2 sind die EACs für die untersuchten Elemente im Meerwasser zusammengefasst. Der Wert für Quecksilber ist als vorläufig anzusehen. Der Kupferwert liegt im Bereich der Hintergrundkonzentrationen und sollte nur mit dem bioverfügbaren Teil der Kupferbelastung verglichen werden.

Für die Sedimentbelastung sind ebenfalls EACs publiziert worden. Diese sind jedoch im Falle der Metallbelastung ausnahmslos vorläufiger Natur. Aus diesem Grund wurden sie nicht in den vorliegenden Bericht aufgenommen.

Element	Wasser [ng/l] OSPAR (EAC)
Cd	10–100
Cu	5–50
Pb	500–5000
Hg	5–50 (vorläufig)
Zn	500–5000

Tab. 2: Ökotoxikologische Bewertungskriterien (EAC) der Elemente Cadmium, Kupfer, Blei, Quecksilber und Zink in Wasser.

Table 2: Ecotoxicological assessment criteria (EAC) for cadmium, copper, lead, mercury, and zinc in water.

Messprogramm 1999 bis 2002

Die Überwachung von Wasser und Sediment der deutschen Küstengewässer und Flussästuare sowie des deutschen Festlandsockels auf deren Metallbelastung wurde durch das BSH (offene Nordsee), das LANU (schleswig-holsteinische Küste), das NLÖ (niedersächsische Küste), die WGE (Elbe) und die BFG (Ästuare) geleistet.

Wasser

Die Wasserprobenahmen der Institute wurden überwiegend in den Wintermonaten durchgeführt. Um der Auswertung einen möglichst homogenen Datensatz zugrunde zu legen, wurden alle Messwerte außerhalb der Monate November bis März nicht berücksichtigt.

Bedingt durch die sehr unterschiedliche Zusammensetzung der Proben, insbesondere der starken Schwebstoffgradienten zwischen offener See und Küstengewässern, war der Einsatz von unterschiedlichen analytischen Verfahren notwendig. Dies hatte zur Folge, dass die erfassten Metallkonzentrationen regionsübergreifend nicht immer miteinander vergleichbar waren.

Zur Interpretation der Messungen in der Deutschen Bucht und der offenen Nordsee wurden die durch das BSH entnommenen Proben in sechs Gruppen unterteilt (Abb. 1). Es wurden vier Grup-

pen unterschiedlicher Salzgehalte (< 28 , $28 - 30$, $30 - 34$, > 34) gebildet. Zusätzlich wurden die Proben mit Salzgehalten zwischen 28 und 34 entsprechend ihrer Lage zur Länge $7,5^\circ \text{ O}$ differenziert. Dieses Verfahren diente zur groben Unterscheidung unterschiedlich beeinflusster Wasserkörper. Proben mit Salzgehalten größer 34 repräsentieren Wasser der offenen Nordsee (Tabelle 3). Am anderen Ende der Skala stehen Proben mit Salzgehalten kleiner 28 unter starkem Einfluss der Elbe und im nachgeordneten Maße der weiter westlich gelegenen Flusssysteme wie Weser, Ems und Rhein. Mit zunehmendem Salzgehalt nimmt der Einfluss der Flusssysteme auf den Wasserkörper ab, wobei östlich $7,5^\circ \text{ O}$ genommene Proben deutlich durch den Elbezufluss beeinflusst werden. In Proben, welche westlich $7,5^\circ \text{ O}$ genommen wurden, ist der Elbeeinfluss geringer.

Die geografische Lage der Probenahmestellen im schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Wattenmeer ist in Abb. 2 dargestellt.

Kategorie	Kriterien	Beschreibung
28	Salzgehalt < 28	direkter Einfluss der Elbe
28–30 E	Salzgehalt 28–30, östlich $7,5^\circ \text{ O}$	Elbefahne Mischungsbereich
28–30 W	Salzgehalt 28–30, westlich $7,5^\circ \text{ O}$	Mischungsbereich, Zufluss Ärmel-Kanal
30–34 E	Salzgehalt 30–34, östlich $7,5^\circ \text{ O}$	Elbefahne Mischungsbereich
30–34 W	Salzgehalt 30–34, westlich $7,5^\circ \text{ O}$	Mischungsbereich, Zufluss Ärmelkanal
34	Salzgehalt > 34	Wasser der offenen Nordsee

Tab. 3: Gruppierung der Meerwasserproben entsprechend der geografischen Lage und des Salzgehalts

Table 3: Grouping of sea water samples according to geographic position and salinity

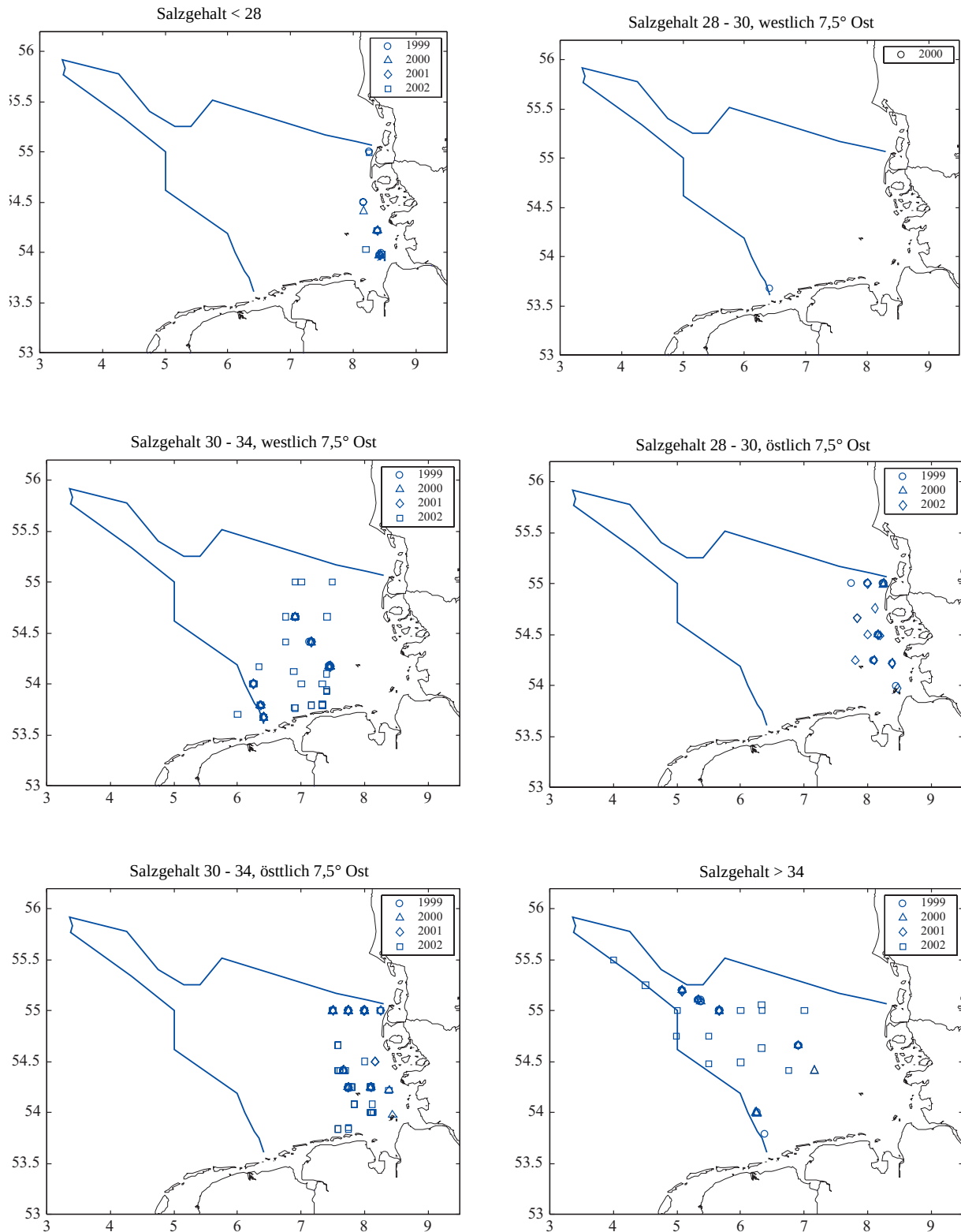


Abb. 1: Lage der Wasserstationen Deutsche Bucht und offene Nordsee. Die BSH-Messstationen wurden in Gruppen bezüglich des Proben-salzgehaltes (< 28, 28 - 30, 30 - 34, > 34) eingeteilt. Proben mit Salzgehalten zwischen 28 und 34 wurden zusätzlich nach der geogra-fischen Position bezüglich der Länge 7,5° O (östlich, westlich) unterschieden

Fig. 1: Positions of monitoring stations in the German Bight and open North Sea. The BSH monitoring stations have been grouped by sample salinity (< 28, 28 - 30, 30 - 34, > 34). Samples with salinities between 28 and 34 have been additionally distinguished by geogra-phical position referred to longitude 7,5° E (east, west)

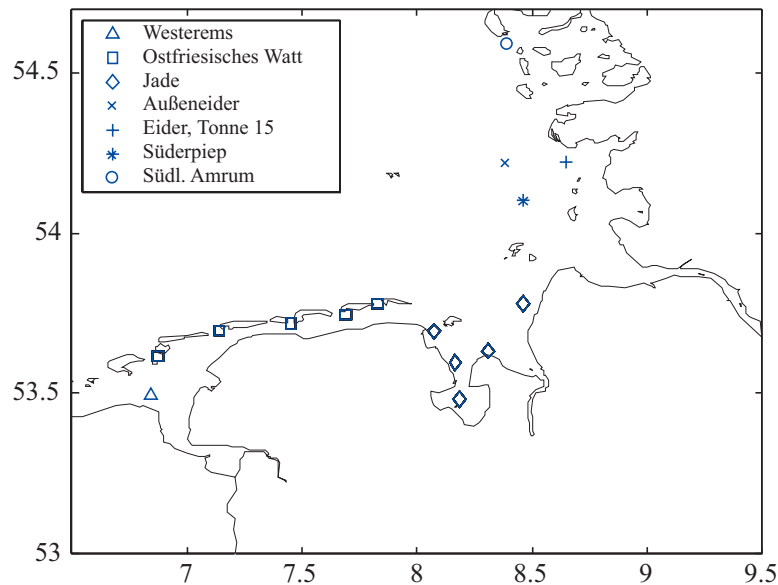


Abb. 2: Lage der im niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer gelegenen Stationen zur Wasserprobenahme. Die in Gruppen zusammen gefassten Stationen werden durch einheitliche Symbole gekennzeichnet

Fig. 2: Positions of water sampling stations in the Wadden Sea of Lower Saxony and Schleswig-Holstein. Grouped Stations are marked by uniform symbols

Sediment

Die zusammenfassende Auswertung der Sedimentmessungen beschränkte sich auf die Betrachtung der $< 20 \mu\text{m}$ Korngrößenfraktion, um die überregionale Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. Allerdings sollten bei

der vergleichenden Interpretation der Messergebnisse die in den Laboren verwendeten Aufschlussverfahren berücksichtigt werden.

Eine Übersicht über die geografische Lage der Sedimententnahmestellen wird in Abb. 3 gegeben. Die Sedimentproben wurden nach dem in Tab. 4 gezeigten Gebietsschema ausgewertet.

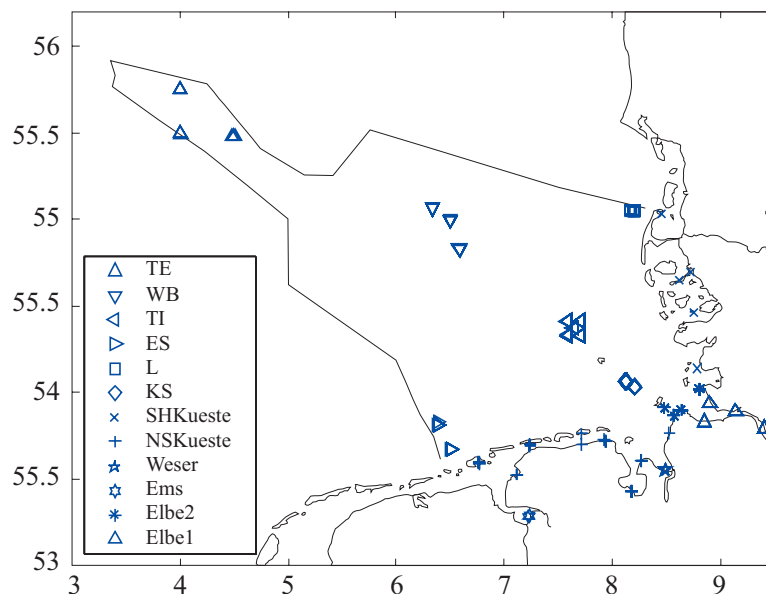


Abb. 3: Lage aller berücksichtigten Sedimentprobenahmen. Die in Gruppen zusammengefassten Stationen werden durch einheitliche Symbole gekennzeichnet.

Fig. 3: Positions of sediment sampling stations in the Wadden Sea of Lower Saxony and Schleswig-Holstein. Grouped stations are marked by uniform symbols

Station	Beschreibung
Weser:	Tettens (NLÖ)
Ems:	Dollart (NLÖ)
Niedersächsische Küste (NSKüste):	NLÖ-Stationen ohne Weser und Ems (s.o.)
Elbe 1:	Glückstadt bis zum Müggendorfer Watt (WGE)
Elbe 2:	Neuwerk Hafen, Duhner Watt, Sahlenburger Watt und Trischendam Ende der ARGE (WGE)
Schleswig-Holsteinisches Küstengewässer (SHKüste):	Nordfriesisches bzw. Dithmarscher Watt (LANU)
Offene Nordsee (ES):	Riffgat , Borkum Riffgrund (Dispersives Gebiet mit sandigem bis steinigem Sediment mit sehr geringem Feinkornanteil) (WGE)
Offene Nordsee (KS):	Östlicher Teil des südöstlich Helgolands liegenden Schlickgebietes (Akkumulatives Gebiet mit hohem Feinkornanteil) (BSH)
Offene Nordsee (L):	Dispersives Gebiet westlich von Sylt (Sandiges Sediment) (BSH)
Offene Nordsee (TI):	Dispersives Gebiet nordwestlich Helgoland (Sandiges Sediment) (BSH)
Offene Nordsee (WB):	Äußerer Teil des ertrunkenen Elbeurstromtals, östlich der Weißen Bank (Feinsandiges akkumulatives Gebiet) (BSH)
Offene Nordsee (TE):	Östliches Doggerbank-Ende (Sandiges dispersives Gebiet mit sehr geringem Feinkornanteil im Sediment)(BSH)

Tab. 4: Gebiete der Sedimentprobenahme mit jeweiligen Stationen

Table 4: Sediment sampling areas and stations

Der Feinkornanteil der im Berichtszeitraum untersuchten Sedimente variierte zwischen 0,1 % und 80 %. Tabelle 5 fasst die gemessenen Anteile der Feinkornfraktion (< 20 µm) an den Gesamtproben zusammen. Deutlich erkennbar ist der hohe Feinkornanteil in den als akkumulativ gekennzeichneten Regionen.

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	3	4	6
WB	24	34	140	221
TI	40	3	9	22
ES	12	2	11	58
L	21	9	15	28
KS	25	29	284	588
SHKueste	5	25	36	219
NSKueste	34	42	325	800
Weser	3	240	420	540
Ems	3	410	490	510
Elbe 2	16	0	5	380
Elbe 1	16	0	12	795

Tab. 5: Feinkornfraktion (< 20 µm) der untersuchten Sedimente (g/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Table 5: Fine-grained fraction (< 20 µm) of analysed sediment (g/kg). The location of the different areas is shown in Fig. 3

Biota

Spurenmetalle in Biota wurden in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), in Eiern von Silbermöwen (*Larus argentatus*), Austernfischern (*Haematopus ostralegus*) und Flusseeeschwalben (*Sterna hirundo*) sowie in den Plattfischarten Flunder (*Platichthys flesus*), Kliesche (*Limanda limanda*), und Scholle (*Pleuronectes platessa*) sowie in Aalmutter (*Zoarcas viviparus*) bestimmt. Abb. 4 zeigt die geografische Lage aller Probenahmeorte. Während Muschelproben, Seevogeleierproben und Aalmuttern an bestimmten Stationen entnommen wurden (diese sind in der Grafik als Symbol dargestellt) stammen die Fischproben aus verschiedenen Regionen, die in der Grafik als Polygon dargestellt sind (detailliertes Mess-programm s. Tab. 6).

Wegen der unterschiedlichen Nahrung und Physiologie können Schadstoffgehalte in Miesmuscheln, Fischen und Vogeleiern untereinander nicht direkt verglichen werden. Die Ergebnisse müssen getrennt ausgewertet werden. Sogar innerhalb der verschiedenen Arten von Plattfischen aus einem Fanggebiet kann es zu signifikanten Konzentrationsunterschieden kommen. Vergleichbare räumliche Muster bei verschiedenen Probenarten können aber Hinweise auf Belastungsschwerpunkte geben.

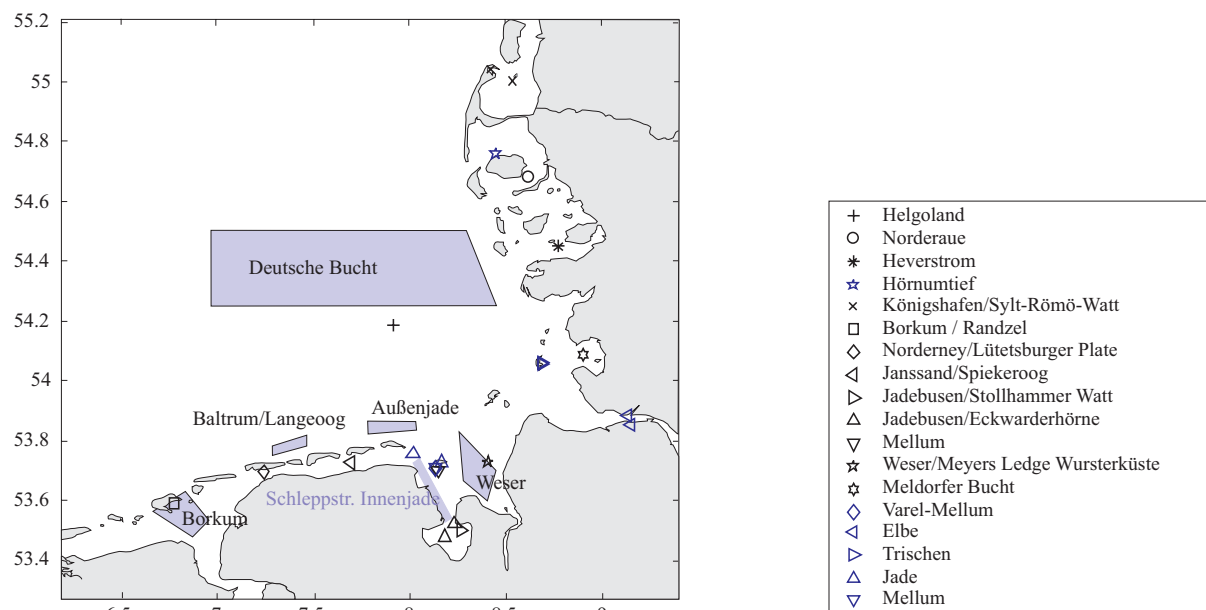


Abb. 4: Probenahmeorte für die Entnahme von Muschel- und Fischproben in der Nordsee. Alle Stationen (Muscheln und Aalmutter) sind durch unterschiedliche Symbole gekennzeichnet und in der Legende mit Namen bezeichnet. Probenahmegebiete (Fische) sind als Polygone dargestellt und in der Grafik bezeichnet. Weiterhin ist eine Schleppstrecke (Fisch) als Linie symbolisiert und ebenfalls in der Grafik bezeichnet (hellblau).

Fig. 4: Mussel and fish sampling positions in the North Sea. The stations (mussels and eel pout) are marked by different symbols; their designations are given in the caption. Fish sampling areas have been marked by polygons and designated in the graph. One sampling transect (fish) is indicated by a line and is also designated in the graph (light blue)

Gebiet	Probe	Analysierte Elemente	Datenquellen
Schleswig-holsteinsche Küstengewässer und Elbeästuar	Miesmuscheln	Pb, Cd, Hg, Cu, Zn, As Pb, Cd, Hg, Cu	LANU UPB
	Vogeleier: Silbermöwe	Hg	UPB
	Vogeleier: Austernfischer Flusseeschwalbe	Hg	IfV
	Aalmutter	Hg	UPB
Ostfriesische Küste, Jade und Weserästuar	Miesmuscheln	Pb, Cd, Hg, Cu, Zn, As (Cr) Pb, Cd, Hg, Cu	NLÖ UPB
	Vogeleier: Silbermöwe	Hg	UPB
	Vogeleier: Austernfischer Flusseeschwalbe	Hg	IfV
	Plattfische (Flunder, Kliesche)	Pb, Cd, Hg, Cu, Zn, As, Cr	NLÖ
	Aalmutter	Hg	UPB
Deutsche Bucht	Plattfische (Scholle)	Pb, Cd, Hg	BFAFi

Tab. 6: Überblick zu den Untersuchungen von Spurenmetallen in Biota aus deutschen Nordseegewässern 1999 - 2002

Table 6: Overview of trace metal monitoring in biota from the German Bight and North Sea coastal areas 1999 - 2002 (location/ species/ analysed metals/ data source)

In den **schleswig-holsteinschen Küstengewässern** und dem **nordfriesischen Wattenmeer** sowie bei **Helgoland** wurden durch das LANU natürliche **Muschelbänke** jeweils einmal jährlich im Sommer beprobt. Die Laboruntersuchungen erfolgten durch das Lebensmittel- und Veterinäruntersuchungsamt Schleswig-Holstein (seit 2002 Landeslabor Schleswig-Holstein). Im Jahr 2000 wurden im bisher beprobten Gebiet „Heverstrom“ keine Miesmuscheln mehr gefunden. Als Ersatz werden seit 2002 im Gebiet Hörnumtief Miesmuscheln beprobt. Insgesamt wurden im Berichtszeitraum 10 Beprobungen durchgeführt. Eine weitere Station wurde durchgängig im Berichtszeitraum von 1999 bis 2002 durch die UPB im Königshafen/Sylt-Römö-Watt beprobt.

In den **niedersächsischen Küstengewässern** wurden durch das NLÖ bis zu sechs **Muschelbänke** beprobt, welche sich geografisch drei Bereichen zuordnen lassen: Ostfriesisches Küstengewässer (Borkum/Randzel, Janssand/Spiekeroog, Norderney/Lütetsburger Plate), Jade und Jadebusen (Jadebusen/Stollhammer Watt), Weserästuar (Weser/Meyers Ledge Wursterküste, Mellum). Eine weitere Station wurde

durch die **UPB** im Jadebusen bei Eckwarderhörne beprobt. Es wurde jedoch davon abgesehen, die Daten mehrerer Stationen entsprechend oben erwähnter Bereiche zusammenzufassen, da die Werte dafür keinen augenscheinlichen Grund liefern und eine notwendige statistische Absicherung nicht durchgeführt worden ist. Tabelle 7 zeigt die zeitliche und räumliche Struktur der Miesmuschelbeprobungen in der Nordsee in den Jahren von 1999 bis 2002.

Zu Fischen aus den schleswig-holsteinischen Küstengewässern liegen bis auf Schwermetall-daten von Aalmutter-Proben (UPB) keine weiteren Ergebnisse vor.

In den niedersächsischen Küstengewässern hat das NLÖ bis maximal 5 Gebiete auf Plattfische beprobt. Dabei wurden je nach Programm und Vorkommen Flunder und Kliesche untersucht. Bis auf den Flunderdatensatz aus der Innenjade lagen keine durchgängigen Datenreihen für eine Art über den gesamten Zeitraum vor. Aalmuttern konnten durch die UPB für ein Gebiet untersucht werden. In der offenen Deutschen Bucht wurden 1999 und 2000 nordwestlich von Helgoland Schollen für die Spurenmetalluntersuchungen

Probenahmegebiet Miesmuscheln (<i>Mytilus edulis</i>)		Probenahmejahr			
		1999	2000	2001	2002
Helgoland	LANU	X	X	X	X
Nordfriesische Küstengewässer (Norderaue)	LANU	X	X	X	X
Nordfriesische Küstengewässer (Heverstrom)	LANU	X			
Nordfriesische Küstengewässer (Hörnumtief)	LANU				X
Königshafen/Sylt-Römö-Watt	UPB	X	X	X	X
Borkum / Randzel	NLÖ	X	X	X	X
Norderney/Lütetsburger Plate	NLÖ	X	X	X	X
Janssand/Spiekeroog	NLÖ	X	X	X	
Jadebusen/Stollhammer Watt	NLÖ	X	X	X	
Jadebusen/ Eckwarderhörne	UPB	X	X	X	X
Mellum	NLÖ	X	X	X	X
Weser/Meyers Ledge Wursterküste	NLÖ		X	X	

Tab. 7: Räumliche und zeitliche Abdeckung der Probenahme von Miesmuscheln aus der Nordsee für die Analyse von Spurenmetallen

Tab. 7: Spatial and temporal pattern of blue mussel sampling in the German North Sea for the determination of trace metals

durch die BFAFi gefangen. Die seit 1988 existierende Zeitreihe konnte danach nicht durchgängig fortgesetzt werden, da in den Folgejahren keine ausreichende Anzahl an Exemplaren gefangen werden konnte. Bereits 1995 musste von längenstratifizierter Probenahme auf Selektion

eines definierten Längenbereichs (20 - 30 cm) umgestellt werden, da große Individuen nicht mehr gefangen wurden. Tabelle 8 zeigt die räumliche und zeitliche Struktur der Probenahmen von Fischen in der Nordsee im Berichtszeitraum.

Probenahmegebiete Fische			Probenahmejahr			
			1999	2000	2001	2002
Borkum	Flunder Kliesche	NLÖ	X	X	X	X* X
Baltrum/Langeoog	Flunder Kliesche	NLÖ	X X	X	X X	X
Außenjade	Flunder Kliesche	NLÖ	X X			
Innenjade	Flunder	NLÖ	X	X	X	X
Weser	Flunder Kliesche	NLÖ	X X		X	X
Transekt Varel-Mellum	Aalmutter	UPB	X	X	X	X
Hauptprielssystem Meldorfer Bucht	Aalmutter	UPB	X	X	X	X
Deutsche Bucht NW Helgoland	Scholle	BFAFi	X	X	-	-

* Borkum 2002, Flunder: Nur Hg, Cu, Zn

Tab. 8: Räumliche und zeitliche Abdeckung der Probenahme von Fischen aus der Nordsee für die Spurenmetalluntersuchungen

Tab. 8: Spatial and temporal pattern of fish sampling in the German North Sea for the determination of trace metals

131 Quecksilber

Quecksilber zählt zu den gefährlichsten Umweltgiften. Es bioakkumuliert durch die gesamte aquatische Nahrungskette. Seit der katastrophalen Methylquecksilbervergiftung der Bevölkerung in Minamata, ausgelöst durch den Konsum von quecksilberkontaminiertem Fisch in den fünfziger Jahren, steht die Belastung der marinen Umwelt durch Quecksilber im wissenschaftlichen und öffentlichen Interesse.

Das Verhalten von Quecksilber in der Umwelt ist durch seine für ein Metall außergewöhnlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften gekennzeichnet. Es liegt in elementarer Form bei Raumtemperatur flüssig vor und ist durch einen relativ hohen Dampfdruck gekennzeichnet. Gleichzeitig ist Quecksilber in der Atmosphäre mit einer durchschnittlichen Verweilzeit von einem Jahr sehr reaktionsträge. Folglich werden regionale Quecksilberemissionen über die Atmosphäre global verteilt. Aus der Atmosphäre wird es in elementarer und in reaktiver Form überwiegend durch Niederschläge in das Meer eingetragen.

Quecksilber wird industriell vor allem in der Chloralkali-Elektrolyse sowie der Holz- und Metallverarbeitenden Industrie eingesetzt. Darüber hinaus wird es bei der Müllverbrennung, bei der Verbrennung von Kohle und anderen fossilen Brennstoffen sowie in der Zementindustrie freigesetzt. Im Wasser und im Sediment entstehen durch mikrobielle Aktivität Methylquecksilberverbindungen, die von biologischen Systemen leicht aufgenommen und angereichert werden.

Das im Wasser vorhandene Quecksilber wird vom Phytoplankton aufgenommen und unabhängig von der Bindungsform angereichert. Beim Durchlaufen der Nahrungskette vom Phytoplankton über das Zooplankton bis hin zu Fischen und Vögeln erhöht sich der Anteil des Monomethylquecksilbers stufenweise um jeweils etwa 10 %. Bei höher entwickelten Lebewesen wie den marinen Säugetieren ist das Zentralnervensystem das anfälligste Organ für Belastungen durch Monomethylquecksilber. Durch Aufnahme von Quecksilber wird die Immunabwehr bei Mensch und Tieren verringert und es wurden eine ganze Reihe von Krankheitssymptomen hervorgerufen, wobei die häufigsten neurologische Beeinträchtigungen sind. Schwere Quecksilbervergiftungen führen zum Tode.

Wasser

Quecksilber wurde in der Deutschen Bucht und der offenen Nordsee in filtrierten Wasserproben bestimmt. Die gemessenen Konzentrationen sind in Tabelle 9 zusammengefasst. Die geografischen Positionen der Probenahmen sind in Abb. 1 dargestellt. Es zeigten sich starke regionale Unterschiede. Im Wasser der offenen Nordsee bei Salzgehalten größer 34 wurden sehr niedrige Konzentrationen von ca. 370 pg/l gemessen. Das gelöste Quecksilber zeigte einen stark ausgeprägten, zur Küste hin zunehmenden Gradienten. In der Nähe der schleswig-holsteinischen Küste wurden, bei Salzgehalten unter 28, Werte um 790 pg/l beobachtet. Eine Unterscheidung der Wasserkörper westlich/östlich von 7,5° O bei Salzgehalten von 30 - 34 war bezüglich der Quecksilberkonzentrationen nicht möglich. Sie lagen bei 540 pg/l.

Die gemessenen Konzentrationen gelösten Quecksilbers lagen in der offenen Nordsee (Salzgehalte > 34) im Bereich der Hintergrundwerte (BRC 0,2-0,5 ng kg⁻¹). Mit zunehmender Küstennähe wurden die BRCs überschritten, bei Salzgehalten unter 34 lagen bereits über 50% der Quecksilberwerte darüber. In Küstennähe (Salzgehalt < 28) lag der Median der Quecksilberkonzentrationen um den Faktor 1,5 über dem oberen BRC-Wert. Der untere vorläufige ökotoxikologische Bewertungswert (EAC) von 5 ng/l wurde in einigen Proben bereits bei Salzgehalten von ca. 34 überschritten, der obere Wert jedoch in keiner der Proben erreicht (s. Tab. 2).

Kategorie	n	Min	Median	Max
28	17	0,38	0,79	3,24
28-30 E	26	0,26	0,74	2,58
28-30 W	0	0,00	0,00	0,00
30-34 E	52	0,10	0,55	6,34
30-34 W	21	0,10	0,54	6,47
34	4	0,28	0,37	0,52

Tab. 9: Quecksilberkonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in ng/l (BSH). Gebiete entsprechend Tabelle 3

Table 9: Mercury concentrations in filtered water from the German Bight and open North Sea in ng/l (BSH). Areas as shown in Table 3

Im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** und im **Elbemündungsbereich** wurden vom **LANU** und der **WGE** Quecksilberkonzentrationen im Salpetersäureauszug der unfiltrierten Meerwasserproben bestimmt. Die Konzentrationen lagen somit, allein bedingt durch die Probenvorbereitung, um ca. zwei Größenordnungen über den Befunden in filtrierten Proben aus dem küstennahen Bereich. Die Messwerte sind separat in Tabelle 10 zusammengefasst. Die Quecksilberkonzentrationen im schleswig-holsteinischen Küstengewässer variierten zwischen 50 ng/l an der Station „Eider, Tonne 15“ und 4 ng/l an der Station „Außeneider“. In der Eidermündung und an der Station „Süderpiep“ (Elbe-beeinflusst) wurden im Vergleich zur küstenferneren Station höhere Gehalte gemessen. Auch die Spannweite der gemessenen Konzentrationen war hier deutlich erhöht. Zum Vergleich: im Zeitraum 1997 bis 1998 zeigten die Quecksilberkonzentrationen im schleswig-holsteinischen Küstengewässer eine Spannweite von 6 bis 32 ng/l. Der Median aller Proben lag in diesem Zeitraum bei 13 ng/l.

An den Stationen Cuxhaven und Brunsbüttel wurden im Vergleich zum nordfriesischen Wattenmeer um den Faktor 2 bis 3 erhöhte Quecksilberkonzentrationen beobachtet.

Die Mediane der im **niedersächsischen Watt** (ostfriesisches Watt, Jade, Westerems) gemessenen Quecksilberkonzentrationen stimmten gut mit den im schleswig-holsteinischen Watt nachgewiesenen Werten überein (Tabelle 10).

Trend

Der Haupteintragspfad von Quecksilber in die Nordsee/Deutsche Bucht führt über die Flusssysteme. In den Jahren von 1990 bis 1996 wurde ein abnehmender Trend der Quecksilbereinträge in die Nordsee abgeschätzt. Dies gilt besonders deutlich für die Einträge über die Flussläufe. Für 1990 wurde noch ein Quecksilbereintrag von 19 bis 49 t bilanziert, für 1996 dagegen ein deutlich reduzierter Eintrag von 7,3 bis 8,5 t (OSPAR [1998]).

Die Quecksilbergehalte in unfiltrierten Proben aus einem gut untersuchten Gebiet westlich von Helgoland zeigten von 1980 bis 1989 recht hohe

Institut	Station	n	Min	Median	Max
LANU	Außeneider	12	< 4	11	20
	Eider, Tonne 15	6	<10	20	50
	Süderpiep	12	<11	17	44
	Südl. Amrum	12	< 6	12	15
WGE	Cuxhaven	33	11	37	110
	Brunsbüttel*	22	6	29	130
NLO	Jade	40	<5	13	98
	Ostfriesisches Watt	40	<5	15	690
	Westerems	8	6	15	32

Tab. 10: Quecksilberkonzentration (ng/l) im salpetersauren Auszug unfiltrierter Wasserproben im Zeitraum 1999-2001

*Brunsbüttel Zeitraum 2000-2001

Tab. 10: Mercury concentrations (ng/l) in extracts of unfiltered water samples acidified with nitric acid, in the period 1999 – 2001

* Brunsbüttel: 2000 - 2001

Werte und eine starke Varianz. Seit 1989 hingegen liegen die Werte für das Gesamtgebiet recht gleichmäßig mit schwach abnehmendem Trend bei einer Konzentration von etwa 1 ng/l. Ursache für dieses auffällige Verhalten war der hohe Eintrag von Quecksilber durch die Elbe, der bis zur Wiedervereinigung Deutschlands überwiegend durch die Abwässer aus der Industrie der DDR verursacht wurde.

Da Quecksilber zu einem erheblichen Teil am Schwebstoff gebunden transportiert wird, sind Messungen im unfiltrierten Wasser stark von der Schwebstofffracht des beprobten Wasserkörpers abhängig. Um die von der Schwebstofffracht unabhängige Belastung beurteilen zu können, wurde seit 1996 vermehrt Quecksilber in filtrierten Wasserproben bestimmt. Ähnlich wie in den unfiltrierten Proben wurde in der filtrierten Fraktion seit 1996 kein signifikanter Trend beobachtet.

Sediment

Die Bewertung der Spurenmetalle in **Sedimenten** erfolgt durch den Vergleich mit der geogenen Hintergrundbelastung. Nach Messungen des **BSH** liegt der Quecksilbergehalt in der Feinkornfraktion tieferer Sedimentschichten, in Kernen aus der Deutschen Bucht, zwischen 0,02 und 0,04 mg/kg. Tabelle 11 zeigt die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte. Die Konzentrationen lagen in allen Teilgebieten noch

deutlich über den Hintergrundwerten. Selbst für das küstenfernste Teilgebiet TE wurden noch Werte zwischen 0,06 und 0,1 mg/kg ermittelt. In den Watten und im Gebiet KS sind die Gehalte gegenüber den Hintergrundwerten um den Faktor 10 bis 20 erhöht. Der höchste Wert von 1,4 mg/kg wurde im Bereich Elbe1 nachgewiesen. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins unterscheiden sich kaum. Sie lagen etwa um den Faktor 2 unter denen im Schlickgebiet südöstlich von Helgoland (KS).

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	0,06	0,07	0,10
WB	24	0,13	0,15	0,20
TI	40	0,22	0,27	0,37
ES	12	0,15	0,20	0,40
L	21	0,30	0,36	0,42
KS	25	0,42	0,56	1,16
SHKüste	5	0,04	0,26	0,40
NSKüste	34	0,13	0,26	0,70
Weser	3	0,26	0,28	0,34
Ems	3	0,27	0,28	0,31
Elbe2	16	0,02	0,19	1,10
Elbe1	16	0,08	0,80	1,40

Tab. 11: Quecksilbergehalt (mg/kg) in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments. Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb.3 dargestellt

Tab. 11: Mercury concentrations (mg/kg) in the fine-grained fraction < 20 µm of surface sediment. The positions of the different areas are shown in Fig. 3

Trend

Die Langzeitentwicklung der Quecksilbergehalte im Sediment wurde für einzelne Probenahmepositionen an langjährigen Zeitreihen untersucht. In den höher belasteten Teilgebieten des Festlandsockels haben die Gehalte von Quecksilber im Sediment bis Anfang der 90er Jahre stark, dann schwächer abgenommen.

Entgegen dem allgemein abnehmenden Trend wurden seit 1999 allerdings wieder deutlich erhöhte Werte auf den Stationen im Schlickfallgebiet südöstlich Helgolands (KS) nachgewiesen (Abb. 5). Ein ähnliches Verhalten, allerdings in abgeschwächter Form, wurde auch für Blei, Kupfer und Zink nachgewiesen. An der Klärung der Ursachen wird zur Zeit gearbeitet. Grund für das auffällige Verhalten können Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen in dem Gebiet sein. Veränderte Strömungsbedingungen können zu lokalen Erosionserscheinungen führen und damit höher belastete, tiefer liegende Sedimentschichten an die Oberfläche befördern. Ein ursächlicher Zusammenhang zwischen den 1999 in Hamburg begonnen Arbeiten an der

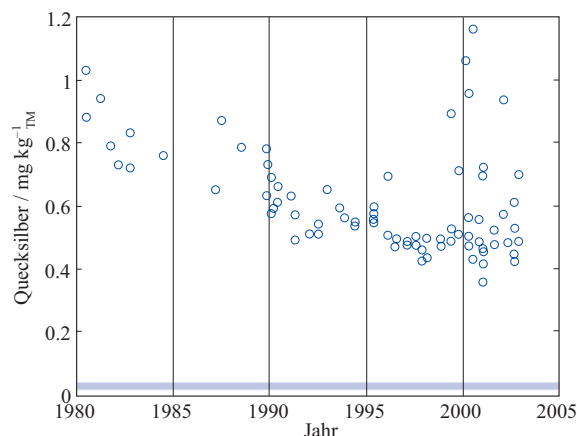


Abb. 5: Entwicklung der Quecksilberbelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) des Oberflächensediments (0 - 2 cm) in der inneren Deutschen Bucht (Station KS). Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH, Deutsche Bucht) sind in der Grafik als hellblauer Balken aufgenommen.

Fig. 5: Development of mercury concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediment (0 - 2 cm) in the inner German Bight (station KS). The light blue bar in the graph represents the upper and lower limits of the background values (BSH, German Bight)

Elbvertiefung und den in der Deutschen Bucht beobachteten Veränderungen ist möglich. Einen zusätzlichen Anhaltspunkt liefert die Untersuchung von im Elbeästuar deponiertem Baggergut aus der Elbvertiefung (Abb. 6). Die im Zeitraum 1998 bis 2002 nachgewiesenen Quecksilberkonzentrationen von ca. 1 mg/kg in der Feinkornfraktion passen gut mit der im Gebiet KS gemessenen erhöhten Quecksilberbelastung zusammen.

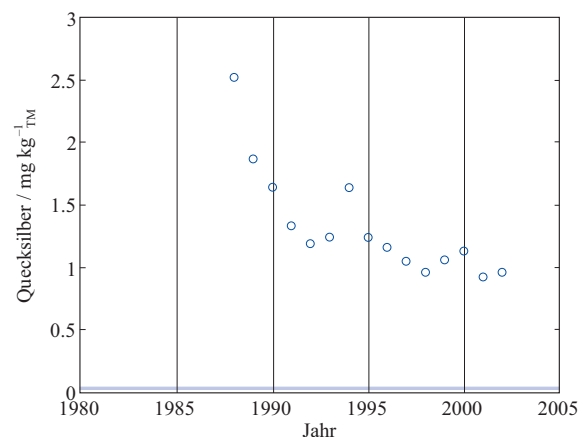


Abb. 6: Trends in der Quecksilberbelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) des Baggerguts aus dem Elbeästuar (OSPAR [2003]). Beim Vergleich mit Abb. 5 sind die unterschiedlichen Skalen zu beachten. Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH, Deutsche Bucht) erscheinen in der Grafik als hellblauer Balken

Fig. 6: Trends of mercury concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of dredged material from the Elbe estuary. When comparing it to Fig. 5, the different scales should be taken into account. The light blue bar in the graph represents the upper and lower limits of the background values (BSH, German Bight)

Biota

Miesmuscheln

Die Quecksilbergehalte in **Miesmuscheln** aus den **schleswig-holsteinischen Küstengewässern, dem nordfriesischen Wattenmeer und Helgoland (LANU)** variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 20 µg/kg Frischgewicht (FG) (Norderaue, 2002) und 38 µg/kg FG (Heverstrom, 1999). Der Median liegt bei 22 µg/kg FG. Es ist im Berichtszeitraum kein eindeutiger Trend zu erkennen.

Nach der EG-Verordnung über den „Höchstgehalt bestimmter Kontaminanten in Lebensmitteln“ (Nr. 466/2001) beträgt der Quecksilber-Höchstwert 0,5 mg/kg FG bzw. 500 µg/kg FG.

Im Gegensatz zur nordfriesischen Küste und Helgoland sind das Konzentrationsniveau und die jeweilige zeitliche Entwicklung an den einzelnen Stationen der **niedersächsischen Küstengewässer (NLÖ, UPB)** recht unterschiedlich. Am höchsten liegen die Werte mit 50 bis 80 µg/kg im Stollhammer Watt im inneren Jadebusen, gefolgt von Borkum und Norderney mit Konzentrationen zwischen 30 und 60 µg/kg.

Dagegen wurden in allen anderen Gebieten mit 15 bis 30 µg/kg Quecksilberkonzentration auf einem mit dem nordfriesischen Watt vergleichbaren Niveau gemessen. Auffällig sind Mellum mit kontinuierlich abnehmender Tendenz und dem niedrigsten Wert (15 µg/kg) aller Stationen und Borkum mit kontinuierlich steigenden Werten von 30 auf 60 µg/kg im Zeitraum von 1999 bis 2002. Alle Werte liegen auch hier deutlich unter dem zulässigen Hg-Höchstgehalt von 500 µg/kg FG für den menschlichen Verzehr. Die in den Jahren 1999 bis 2002 in Miesmuscheln gemessenen Quecksilbergehalte sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Quecksilber [µg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/ Spiekeroog	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Königshafen/ Sylt-Römo-Watt	Nordfries. Watt	Helgoland
Jahr	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB*	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB*	LANU	LANU
1999	30	45	30	24	50	30		23	25	20
2000	50	30	30	27	80	20	25	23	23	31
2001	50	40	30	26	65	25	30	23	25	22
2002	60	30		24		15		21	20	22

Tab. 12: Quecksilbergehalte in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht]; UPB-Daten als Mittelwerte)

Tab. 12: Mercury concentrations in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (medians in [µg/kg wet weight]; UPB data reported as mean values)

Fische

Nachdem in der Muskulatur von allen untersuchten **Fischen** die Hg-Konzentrationen sowohl im Küstenbereich als auch in der offenen Nordsee von 1997 nach 1998 um mehr als ein Drittel angestiegen waren, sind die Werte wieder auf das Niveau von 1997 oder noch etwas darunter gesunken.

Bei einer differenzierten Betrachtung der Quecksilberwerte in **Plattfischen** aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ)** bestehen zwischen den Stationen an der ostfriesischen Küste deutliche Unterschiede. Die

Medianwerte im Jahr 1999 lagen zwischen 30 und 110 µg/kg Frischgewicht. So sind die **Flundern** bei Baltrum in den Jahren 1999 und 2000 tendenziell höher belastet als bei Borkum. Da für die Jahre 2001 und 2002 keine Daten für die kleinere Größenklasse der Flundern vorliegen, kann nur anhand eines Vergleichs mit den **Klieschen**daten vermutet werden, dass auch an dieser Station 2002 ein Konzentrationsniveau um die 50 µg/kg erreicht worden ist.

Bei den **Klieschen** in den niedersächsischen Küstengewässern liegen die Konzentrationen in der Regel niedriger als bei den Flundern. Hier ist unabhängig von dem Gebiet seit 1999

eine ständige Abnahme von ca. 80 µg/kg auf 40 µg/kg zu verzeichnen. Unterschiede zwischen den Größenklassen sind an den Daten aus dem Jahr 2001 zu erkennen: So sind auf Grund der längeren Anreicherungsperiode die größeren Flundern und Kliesen im Mittel um 50 % bzw. 40 % stärker mit Quecksilber belastet. Die Quecksilbergehalte in Flundern und Kliesen sind in Tabelle 13 zusammengefasst.

Bei den **Aalmuttern (UPB)** haben die Hg-Werte im Gebiet des Jadebusens (Transekt Varel-Mellum), nach dem Anstieg 1997/1998 von 93 auf 132 µg/kg Frischgewicht nach einer weiteren Spitze im Jahr 2000 (186 µg/kg) erst 2002 (95 µg/kg) wieder das Niveau von 1997 erreicht (Tabelle 14). Hier ist wegen der starken Schwankungen in den letzten Jahren kein eindeutiger Trend zu erkennen.

Quecksilber [µg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	50	60		50
Baltrum/L.	110	70		
Baltrum/L. (L > 24)			110	
Innenjade	30	70	50	50
Aussenjade	135			
Weser (L = 20–24)	90		60	50
Weser (L > 24			60	
Quecksilber [µg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum (L = 16–18)			50	40
Borkum (L > 18)			75	
Baltrum/L. (L = 16–18)	70		50	40
Baltrum/L. (L > 18)			70	
Innenjade				
Aussenjade	70			
Weser	80			

Tab. 13: Quecksilber-Gehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) / Kliesche (*Limanda limanda*) 1999-2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Tab. 13: Mercury concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) / dab (*Limanda limanda*) 1999-2002 (medians in [µg/kg wet weight])

Quecksilber [µg/kg FG]	Aalmutter							
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Meldorfer Bucht			87	124	115	97	87	92
Transekt Varel-Mellum			93	132	113	186	130	95
Quecksilber [µg/kg FG]	Scholle							
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Deutsche Bucht	31	36	30	42	26	25		

Tab. 14: Quecksilber-Gehalte in Aalmutter (*Zoarces viviparus*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*) (Mittelwerte/Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Tab. 14: Mercury concentrations in eel pout (*Zoarces viviparus*) and plaice (*Pleuronectes platessa*) (Medians in [µg/kg wet weight])

Auch in Aalmuttern aus **schleswig-holsteinischen Küstengewässern** der Meldorfer Bucht sind die Hg-Gehalte mit 87 bzw. 92 µg/kg Frischgewicht in den Jahren 2001/2002 nach dem Anstieg 1998 (124 µg/kg) wieder auf das Niveau von 1997 (87 µg/kg) gesunken. Betrachtet man lediglich die Zeitspanne von 1998 bis 2001, ergibt sich ein abnehmender „Trend“. Eine statistisch gesicherte Trendaussage ist für diesen kurzen Zeitraum und ohne entsprechende Angaben zu den Schwankungsbreiten der Werte innerhalb der einzelnen Jahre nicht möglich.

Auch bei den **Schollen** aus der **Deutschen Bucht (BFAFi)**, deren Werte 1988 bis 1993 zwischen 50 und 60 µg/kg schwankten und sich 1995 bis 1997 um 25 µg/kg einpendelten, sind die Hg-Gehalte nach dem Anstieg 1998 auf einen mittleren Wert um 40 µg/kg Frischgewicht wieder auf ein Niveau von 25 µg/kg gesunken. Dieser Wert entspricht etwa dem für Nordseeschollen typischen „Hintergrundwert“ (OSPAR/ICES [1996]). Der über den gesamten Zeitraum beobachtete abnehmende Trend wird als ein Signal für die seit Beginn der neunziger Jahre rückläufige Quecksilberbelastung der Elbe gedeutet. Eine plausible Ursache für die Störung 1998 konnte nicht identifiziert werden. Tabelle 14 fasst die Quecksilbergehalte in Aalmuttern und Schollen zusammen.

Seevogeleier

Ergebnisse zu Quecksilberuntersuchungen an **Seevogeleiern (IfV)** für den Zeitraum von 1999 bis 2001/2002 liegen für drei verschiedene Arten und die Bereiche Jade und Elbemündung vor, für die Gebiete Dollart und Norderoog nur für 2001. Neben der räumlichen Variabilität gibt es artspezifisch bedingte Ursachen für Unterschiede in der Quecksilberbelastung der Arten (Flusseeschwalbe > Austernfischer > Silbermöwe). Ein wesentlicher Grund liegt in der unterschiedlichen Ernährungsökologie. Für weitere Informationen dazu, auch in Hinblick auf die Ursachen des Rückgangs der Quecksilberbelastung in den untersuchten Brutgebieten, sei auf den BLMP-Bericht 1997-1998 und die Literatur (BECKER und BRUHN [2003]) verwiesen. Insbesondere auf Trischen ist eine deutliche Abnahme der Quecksilberbelastung von

Flusseeschwalben- und Silbermöweneiern zu erkennen (Abb. 7). Der von SCHEUHAMMER [1987] angegebene kritische Schwellenwert liegt bei 500 µg/kg Ei-Frischgewicht (Abb. 7). Lediglich die Belastung der Flusseeschwalben im Bereich der Elbe liegt auch im Zeitraum von 1999 bis 2001 mit Konzentrationen oberhalb 800 µg/kg noch deutlich über diesem Schwellenwert. Am geringsten belastet sind die Silbermöwen auf Mellum. Allerdings ist hier, nach dem tiefsten Wert in 2001, ein leichter, bei den Silbermöwen auf Trischen ein signifikanter Anstieg zu beobachten.

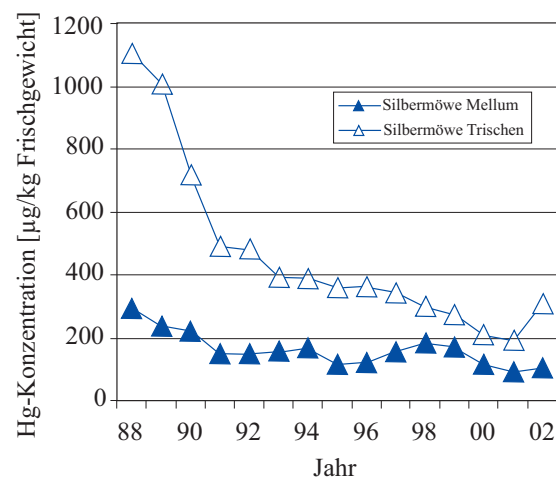


Abb. 7: Quecksilberbelastung (µg/kg Feuchtmasse) von Silbermöweneiern auf Mellum und Trischen 1988 - 2002

Fig. 7: Mercury concentrations (µg/kg wet weight) in herring gull eggs from the German North Sea coastal areas (Mellum and Trischen)

132 Cadmium

Cadmium kommt in der Erdkruste sehr selten vor und ist weitgehend gleichmäßig verteilt. Es wird in industriellen Produkten und Prozessen eingesetzt, z. B. in der galvanischen Industrie, in Pigmenten, als Plastikstabilisator, in Batterien und Metalllegierungen. Darüber hinaus wird es bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe, im Straßenverkehr, bei der Müllverbrennung und Buntmetallverhüttung in die Atmosphäre emittiert. In den Boden gelangt es häufig über Phosphatdünger. Es reichert sich in der Nahrungskette an und kann Krebs, Missbildungen und genetische Veränderungen hervorrufen. Cadmium ist in der Umwelt sehr mobil und gelangt vorwiegend über die Atmosphäre und Flüsse in die Nordsee.

Wasser

Die im Berichtszeitraum gemessenen Cadmiumkonzentrationen im **Wasser** sind in Tabelle 15 (Deutsche Bucht) und Tabelle 16 (Nordfriesland, Elbemündung und Ostfriesland) zusammengefasst. In der Deutschen Bucht wurden die Cadmiumkonzentrationen aus dem filtrierten Wasser, im nordfriesischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeer sowie der Elbemündung aus dem sauren Auszug aus unfiltrierten Proben gemessen. Die aus unfiltrierten Proben gemessenen Konzentrationen sind nicht mit den Messungen aus filtrierten Proben vergleichbar, da Cadmium zu einem erheblichen Anteil partikelgebunden im Meerwasser vorliegt. Im ostfriesischen Wattenmeer übersteigen daher die Konzentrationen (unfiltriertes Wasser) die in filtrierten Proben (Deutschen Bucht) um ca. eine Größenordnung.

Kategorie	n	Min	Median	Max
28	24	23	34	51
28-30 E	38	12	27	71
28-30 W	1		16	
30-34 E	105	5	20	36
30-34 W	85	9	18	26
34	61	5	12	25

Tab. 15: Cadmiumkonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in ng/l (BSH), Gebiete entsprechend Tabelle 3

Tab. 15: Cadmium concentrations in filtered water from the German Bight and open North Sea, in ng/l (BSH), areas shown in Table 3

Die räumliche Verteilung der Cadmiumkonzentration im Wasser der **Deutschen Bucht** zeigte – wie auch in früheren Jahren – einen stark ansteigenden Gradienten zur Küste hin. Die Gehalte lagen zwischen 12 ng/l im äußeren Teil des Beobachtungsgebietes, bei Salzgehalten größer 34, und bei 34 ng/l bei Salzgehalten kleiner 28 in der Nähe der nordfriesischen Inseln. Der Gradient mit niedrigen Werten in der äußeren Deutschen Bucht und steigenden Werten in Richtung Elbmündung war deutlich zu beobachten (Tabelle 15). Insgesamt lagen die Konzentrationen im östlichen Teil des Beobachtungsgebietes (östlich 7,5° O) leicht höher als im westlichen Teil.

In der offenen Nordsee (Salzgehalte > 34) wurden Cadmiumkonzentrationen im Bereich der Hintergrundkonzentrationen (BRC 8 - 25 ng/l) gemessen. In Küstennähe bei Salzgehalten unter 28 lag der deutlich überwiegende Teil der Messwerte über dem oberen und alle Messwerte über dem unteren BRC-Wert. Alle östlich 7,5° O bei Salzgehalten unter 30 gemessenen Cadmiumkonzentrationen lagen über dem niedrigeren EAC-Wert (EAC 10 - 100 ng/l). Der obere EAC-Wert wurde in keiner Probe überschritten.

Die Cadmiumkonzentrationen im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** variierten zwischen 20 ng/l und 120 ng/l (Süderpiep) (Tabelle 16). Der Gesamt-Median lag bei 30 ng/l. Zum Vergleich: Der Median des Zeitraums 1997 - 1998 lag ebenfalls bei 30 ng/l. In der Eidermündung und bei „Süderpiep“ (Elbebeeinflusst) wurden häufiger leicht erhöhte Cadmiumgehalte gemessen, und die Spannweiten sind hier deutlich höher. Die an der **nordfriesischen Küste** beobachteten Cadmiumkonzentrationen stimmten gut mit den Messungen in der Deutschen Bucht (Salzgehalt < 28) überein.

Im **Elbemündungsbereich** wurden gegenüber dem nordfriesischen Wattenmeer und der Deutschen Bucht deutlich erhöhte Konzentrationen von 60 ng/l in Cuxhaven und 220 ng/l in Brunsbüttel (Median) beobachtet. Deutlich zeigte sich hier die Elbe als eine starke Quelle für die Cadmiumbelastung in der Deutschen Bucht.

Im **ostfriesischen Wattenmeer** wurden Cadmiumkonzentrationen von 50 ng/l bis 2,4 µg/l in unfiltrierten Proben nachgewiesen.

Institut	Station	n	Min	Median	Max
LANU	Außeneider	9	<20	30	50
	Eider, Tonne 15	5	<20	35	40
	Süderpiep	9	<20	30	120
	Südl. Amrum	10	<20	30	40
WGE	Cuxhaven	33	<50	60	200
	Brunsbüttel*	22	20	220	510
NLÖ	Jade	40	<50	120	720
	Ostfriesisches Watt	40	<50	210	2400
	Westerems	8	130	300	2000

Tab. 16: Cadmiumkonzentration im sauren Auszug unfiltrierter Wasserproben (ng/l) im Zeitraum 1999-2001

*Brunsbüttel Zeitraum 2000 - 2001

Tab. 16: Cadmium concentration in acidified extracts of unfiltered water samples (ng/l) in the period 1999 – 2001.

* Brunsbüttel: 2000 - 2001

Trend

In dem Zeitraum von 1990 bis 1996 zeigten die gesamten Einträge über Flüsse und Atmosphäre in die Nordsee keinen erkennbaren Trend (OSPAR [1998]). Der Eintrag der Elbe in die Deutsche Bucht hat sich dagegen von 1989 bis 1996 halbiert (BAKKER et al. [1996]).

Cadmium wird in der Deutschen Bucht durch das BSH seit 1973 gemessen. Die Konzentration der gelösten Cadmiumfraktion zeigt in der Langzeitentwicklung eine leicht abnehmende Tendenz. Im Zeitraum von 1990 bis 2002 wurde kein abnehmender Trend mehr beobachtet.

Sediment

Die vom **BSH** für die **Deutsche Bucht** ermittelten Cadmiumhintergrundwerte variieren zwischen 0,08 und 0,24 mg/kg, mit dem Medianwert 0,15 mg/kg.

Tabelle 17 listet die im Berichtszeitraum ermittelten Konzentrationen auf.

Der Maximalwert von 1,7 mg/kg wurde in der Deutschen Bucht in der Region TI ermittelt. Im Gebiet WB lagen die Cadmiumgehalte in der Feinkornfraktion mit einem Medianwert von 0,14 mg/kg nur noch wenig über den Hinter-

grundwerten. In den **Küstengewässern** waren die Konzentrationen aber immer noch ca. um den Faktor 3 bis 5 erhöht. Die Cadmiumgehalte im nordfriesischen Watt waren im Beobachtungszeitraum im Vergleich zu den Werten Niedersachsens mit 0,67 gegenüber 0,51 mg/kg (Median) leicht erhöht. Im inneren Elbeästuar (Elbe1) und an der Station Ems wurden vergleichbare Cadmiumkonzentrationen nachgewiesen. Die Station Weser zeigte demgegenüber erhöhte Konzentrationen.

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	0,32	0,53	0,70
WB	24	0,10	0,14	0,30
TI	40	0,29	0,53	1,77
ES	12	0,37	0,76	1,65
L	21	0,51	0,68	1,34
KS	25	0,40	0,78	1,73
SHKüste	5	0,12	0,67	0,86
NSKüste	34	0,18	0,51	0,95
Weser	3	0,65	0,67	0,80
Ems	3	0,46	0,48	0,52
Elbe2	16	0,08	0,27	0,60
Elbe1	16	0,13	0,47	1,30

Tab. 17: Cadmiumgehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments (mg/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Tab. 17: Cadmium concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediment (mg/kg). The positions of the different areas are shown in Fig. 3

Die Verteilung des Cadmiums in der Feinkornfraktion der Nordseesedimente entspricht nicht den Vorstellungen der steten Abnahme von den Ästuaren zur offenen Nordsee, wie sie im filtrierten Wasser gefunden wird. Die Cadmiumkonzentrationen in der Feinkornfraktion sind oftmals dann besonders hoch, wenn der Feinkornanteil klein ist. Die hierzu führenden Mechanismen können noch nicht quantitativ beschrieben werden. Bei gleichem Feinkornanteil aber sind die Gehalte in der inneren Deutschen Bucht höher als im äußeren Teil des Festlandsockels.

Trend

Zur Abschätzung von Langzeitentwicklungen wurden Daten aus dem Ostteil des Schlickgebietes der inneren Deutschen Bucht (Gebiet KS), das schon seit 1975 beprobt wird, herangezogen. Hier und auch in anderen schlickigen Teilgebieten des Festlandsockels haben die Gehalte von Cadmium abgenommen. Trotz der starken Fluktuation der Cadmiumkonzentration ($< 20 \mu\text{m}$ Fraktion) mit variierendem Feinkornanteil der Sedimente ist heute auch in den Sandgebieten eine abnehmende Tendenz der Belastung zu erkennen.

Biota

Miesmuscheln

Die Cadmiumgehalte in **Miesmuscheln** (Tabelle 18) aus **schleswig-holsteinischen Küstengewässern, nordfriesischem Wattenmeer und Helgoland (LANU/UPB)** variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen $80 \mu\text{g/kg FG}$ (Norderaue, 2000) und $170 \mu\text{g/kg FG}$ (Helgoland, 2002). Der Median aller Stationen über den gesamten Zeitraum von 1999 bis 2002 (einschließlich der in der Tabelle nicht aufgeführten Stationen Hever 1999 mit $100 \mu\text{g/kg}$ und Hörnumtief 2002 mit $90 \mu\text{g/kg}$) liegt bei $90 \mu\text{g/kg FG}$. Die Werte bei Sylt sind nur geringfügig höher als im südlich davon gelegenen nordfriesischen Watt. Im nordfriesischen Watt wird kein eindeutiger Trend der Belastung beobachtet. Bei Helgoland zeigt sich dagegen eine ansteigende Tendenz in den Cadmiumgehalten. Nach der EG-Verordnung über den „Höchstgehalt bestimmter Kontaminanten in Lebensmitteln“ (Nr. 466/2001) beträgt der Cadmiumhöchstwert 1 mg/kg FG bzw. $1000 \mu\text{g/kg FG}$. In den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ, UPB)** wurden die niedrigsten Cadmiumwerte mit $55 \mu\text{g/kg FG}$ 2002 vor Mellum gemessen, die höchsten mit $320 \mu\text{g/kg FG}$ im Jahr 2000 vor der Wesermündung. Es werden starke Schwankungen zwischen den Jahren beobachtet; der alternierende Verlauf zeigt bis auf Eckwarderhörne eine abnehmende Tendenz.

Cadmium [$\mu\text{g/kg FG}$]	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerroog	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Nordfries. Watt	Helgoland
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	LANU	LANU
1999	140	115	140	106	270	170		92	90	80
2000	115	125	100	126	205	70	320	90	80	120
2001	140	120	140	125	190	105	285	88	100	130
2002	100	90		121		55		87	80	170

Tab. 18: Cadmiumgehalte in Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) (Mediane in [$\mu\text{g/kg}$ Frischgewicht]; UPB-Daten als Mittelwerte)

Tab. 18 Cadmium concentrations in blue mussels (*Mytilus edulis*) (medians in [$\mu\text{g/kg}$ wet weight]; UPB data reported as means)

Fische

Der Cadmium-Gehalt in **Flundern** aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ)** hat nach dem Anstieg von 1997 auf 1998 (s. BLMP-Bericht 1997/1998) auch in der Zeit seit 1999 nicht abgenommen. Ein deutlicher Anstieg ist in Proben aus der Innenjade zu erkennen. Bei Baltrum sind Schwankungen zwischen den Jahren um den Faktor zwei zu beobachten. Die wenigen Daten von **Klieschen** zeigen keine wesentlichen Veränderungen. Die Cadmiumgehalte in Flundern und Klieschen sind in Tabelle 19 zusammengefasst.

Lediglich **Schollen** aus der **Deutschen Bucht (BFAFi)** zeigen nach dem Maximum im Jahr 1998 mit 134 µg/kg FG eine deutliche Abnahme bis auf 25 µg/kg FG in den folgenden zwei Jahren (Abb. 8).

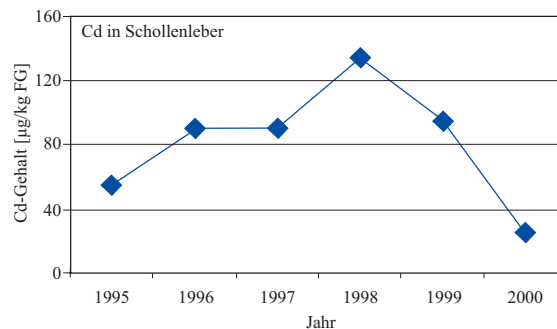


Abb. 8: Cadmiumgehalte in Schollenleber 1995 bis 2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Abb. 8: Cadmium concentrations in plaice liver 1995 – 2002 (medians in [µg/kg wet weight])

Cadmium [µg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	50	40	50	
Baltrum/L.	150	90	205	
Innenjade	20	40	55	60
Außenjade	60			
Weser	40		60	
Cadmium [µg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			50	70
Baltrum/L.	80		75	70
Innenjade				
Außenjade	50			
Weser	50			

Tab. 19: Cadmiumgehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999-2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Tab. 19: Cadmium concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999-2002 (medians in [µg/kg wet weight])

133 Blei

Blei ist ein in der Natur allgegenwärtiges, jedoch kein lebensnotwendiges Element. Es wird seit je her durch den Menschen verarbeitet. In der jüngeren Zeit wurde und wird Blei unter anderem für die Herstellung von Batterien und Akkumulatoren, als Additiv zu Kraftstoffen (Tetraethylblei), für Verlotungen, in Farbpigmenten und im Korrosionsschutz eingesetzt. In die Atmosphäre gelangt Blei durch eine Vielzahl von Verbrennungsprozessen und durch Emissionen aus dem Straßenverkehr. Eine signifikante Minderung der Blei-

belastung der Atmosphäre wurde durch die Einschränkung bzw. das Verbot von Bleizusätzen zu Kraftstoffen in den achtziger Jahren erreicht.

Die akute Toxizität von Blei ist gering, jedoch kommt es zu chronischen Vergiftungen bei Aufnahme kleiner Mengen über einen längeren Zeitraum. Anorganische Bleiverbindungen reichern sich in den Knochen, Zähnen und den Haaren an; die Halbwertszeit im menschlichen Körper beträgt mehr als 20 Jahre. Vergiftungserscheinungen betreffen hauptsächlich Nieren, Hoden, den Gastrointestinaltrakt, das Nervensystem und die Biosynthese des Hämoglobins.

Wasser

Für die Vergleichbarkeit der durchgeführten Bleimessungen im **Wasser** gelten die schon für Quecksilber und Cadmium genannten Einschränkungen.

Die Bleikonzentrationen in filtrierten Proben der äußeren **Deutschen Bucht** (Salzgehalte > 34) waren extrem niedrig (Median 13 ng/l) (Tabelle 20). Zur Helgoländer Bucht hin und vor der Emsmündung stiegen die Konzentrationen langsam an. In der inneren Deutschen Bucht, im Elbeästuar sowie in der Elbwasserfahne nördlich der Elbmündung bis zur Höhe von Sylt lagen deutlich erhöhte Bleikonzentrationen vor (Median 31 ng/l), wobei einzelne Werte erheblich über die mittleren Werte hinausragten (bis über 450 ng/l).

Die Mediane der Bleikonzentrationen in Proben, welche bei Salzgehalten über 30 genommen wurden, lagen ausnahmslos im Bereich der Bleihintergrundkonzentrationen (BRC 10 - 20 ng/l). Bei niedrigeren Salzgehalten wurden überwiegend deutlich über dem oberen BRC-Wert liegende Konzentrationen gemessen. In der inneren Deutschen Bucht, bei Salzgehalten unter 28, wurden Konzentrationen beobachtet, die bei mehr als dem Zwanzigfachen des Hintergrundwertes lagen. Keine der untersuchten Proben erreichte den Blei-EAC-Bereich.

Im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** wurden in unfiltrierten Proben Bleikonzentrationen von unter 200 ng/l an der Außeneider und bis 850 ng/l an der Station Eider, Tonne 15

gemessen. Am häufigsten wurden Bleikonzentrationen zwischen 300 und 400 ng/l nachgewiesen. Die in der Deutschen Bucht in Küstennähe, bei Salzgehalten unter 28 beobachteten Bleigehalte lagen ca. eine Zehnerpotenz unter den Werten, die im schleswig-holsteinischen Watt in unfiltrierten Proben gemessen wurden.

Im **Elbeästuar** an den Stationen Cuxhaven und Brunsbüttel wurden gegenüber dem nordfriesischen Wattenmeer noch einmal deutlich erhöhte Konzentrationen beobachtet (Tab. 21).

Die in unfiltrierten Proben gemessenen Bleikonzentrationen im **ostfriesischen Küstengewässer** variieren zwischen < 300 und 9700 ng/l. Der Medianwert liegt bei 2500 ng/l. Insgesamt sind die im niedersächsischen Küstengewässer nachgewiesenen Bleikonzentrationen gegenüber den im nordfriesischen Küstengewässer gemessenen um eine Zehnerpotenz erhöht.

Kategorie	n	Min	Median	Max
28	24	7	31	458
28–30 E	38	3	26	457
28–30 W	1	23	23	23
30–34 E	105	2	16	264
30–34 W	85	6	16	231
34	61	3	13	181

Tab. 20: Bleikonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in [ng/l] (BSH), Gebiete entsprechend Tabelle 3

Tab. 20: Lead concentrations in the filtered water from the German Bight and open North Sea in [ng/l] (BSH). The positions of the different areas are shown in Fig. 3.

Institut	Station	n	Min	Median	Max
LANU	Außeneider	8	<200	400	1300
	Eider, Tonne 15	6	300	850	1900
	Süderpiep	12	300	550	2000
	Südl. Amrum	12	300	500	1500
WGE	Cuxhaven	33	<1200	2200	6100
	Brunsbüttel*	22	800	10300	34000
NLÖ	Jade	40	440	2050	9700
	Ostfriesisches Watt	40	<300	2500	9200
	Westerems	8	830	2850	4300

Tab. 21: Bleikonzentration im sauren Auszug unfiltrierter Wasserproben (ng/l) im Zeitraum 1999-2001, *Brunsbüttel Zeitraum 2000 - 2001

Tab. 21: Lead concentrations in acidified extracts of unfiltered water samples (ng/l) in the period 1999 - 2001, * Brunsbüttel: 2000 - 2001

Trend

Die aus Messungen der trockenen und nassen atmosphärischen Deposition von Blei abgeleiteten atmosphärischen Einträge in die Nordsee nahmen von 1987 bis 1995 um 50 bis 60 % ab. Der Eintrag über die Flusssysteme wurde für das Jahr 1995 um den Faktor 2 höher abgeschätzt als der Eintrag über die Atmosphäre (OSPAR [1998]). Die Belastung der Deutschen Bucht durch Einträge aus der Elbe hat sich seit Mitte der achtziger Jahre deutlich verringert (BAKKER [1999]).

Für Blei zeigt sich seit 1985 ein abnehmender Trend im gesamten untersuchten Gebiet, der jedoch seit 1990 stagniert.

Sediment

Die vom **BSH** für die **Deutsche Bucht** ermittelten Bleihintergrundwerte variieren zwischen 12 und 38 mg/kg mit einem Medianwert von 27 mg/kg.

In Tabelle 22 sind die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte wiedergegeben. Die Gehalte in den Watten Niedersachsens und Schleswig-Holsteins und dem Gebiet WB in der offenen Nordsee liegen nahe beieinander, sind aber immer noch um den Faktor 2 gegenüber den Hintergrundwerten erhöht.

Ähnlich wie beim Cadmium werden oftmals besonders hohe Bleigehalte in der Feinkornfraktion gefunden, wenn der Feinkornanteil klein ist. So haben die Sedimente in Gebieten mit kleinem Fein-

kornanteil (vergleiche Tabelle 5) wie TE, TI, ES und L die höchsten Bleigehalte in der Feinkornfraktion. Damit zeigten die Bleigehalte in der Nordsee eine ungewöhnliche Verteilung mit vergleichsweise hohen Konzentrationen in der offenen See. Abb. 9 stellt die räumliche Verteilung der Bleikonzentrationen in der Feinkornfraktion ($< 20 \mu\text{m}$) in der deutschen AWZ dar. Die Positionen der Probenahmen sind durch schwarze Kreuze gekennzeichnet. Ein Erklärungsmodell für die beobachtete räumliche Struktur unter ausschließlicher Berücksichtigung der Flusseinträge ist nicht möglich. Andere Eintragspfade wie die atmosphärische Deposition scheinen einen wesentlichen Beitrag zur Belastung der Oberflächensedimente mit Blei zu liefern.

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	16	159	228	248
WB	31	54	67	111
TI	50	126	172	270
ES	14	74	129	163
L	25	101	163	220
KS	33	60	85	117
SHKueste	5	9	58	74
NSKueste	34	32	54	87
Weser	3	59	62	72
Ems	3	56	58	58
Elbe2	16	4	23	115
Elbe1	16	6	51	111

Tab. 22: Bleigehalt in der Feinkornfraktion $< 20 \mu\text{m}$ des Oberflächensediments (mg/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Tab. 22: Lead concentrations in the fine grained fraction ($< 20 \mu\text{m}$) of surface sediment (mg/kg). The positions of the different areas are shown in Fig. 3

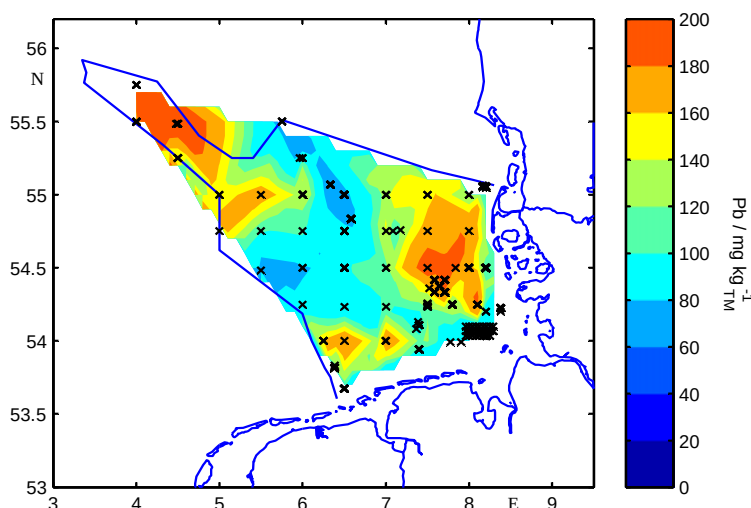


Abb. 9: Räumliche Verteilung der Bleigehalte (mg/kg_{TM}) in der Feinkornfraktion ($< 20 \mu\text{m}$) der Oberflächensedimente. In der Darstellung werden alle Daten aus den Jahren 1999 bis 2002 berücksichtigt. Die Positionen der Probenahmen sind als schwarze Kreuze dargestellt

Abb. 9: Spatial distribution of lead concentrations (mg/kg_{TM}) in the fine-grained fraction ($< 20 \mu\text{m}$) of surface sediments. All data from 1999 to 2002 have been taken into account. The sampling positions are indicated by black crosses

Trend

In den Sanden der Nordsee fluktuiert der Bleigehalt in der Feinkornfraktion mit variierendem Feinkornanteil derart stark, dass nur in wenigen Fällen eine Trendabschätzung möglich ist. Wo dies aber möglich ist, wird eine Abnahme des Bleigehalts festgestellt.

Eine Ausnahme stellt das Schlickgebiet KS dar. Die Abbildung (Abb. 10) zeigt die Entwicklung der Bleigehalte in der Feinkornfraktion. Insgesamt ist von 1980 bis 1998 kein eindeutiger Trend zu erkennen. Allerdings ist im Detail von 1993 bis 1998 ein abnehmender Trend mit einer relativ geringen Variationsbreite der nachgewiesenen Konzentrationen sichtbar. Ähnlich dem Verhalten der Quecksilbergehalte wurden ab 1999 wieder sprunghaft erhöhte Konzentrationen beobachtet.

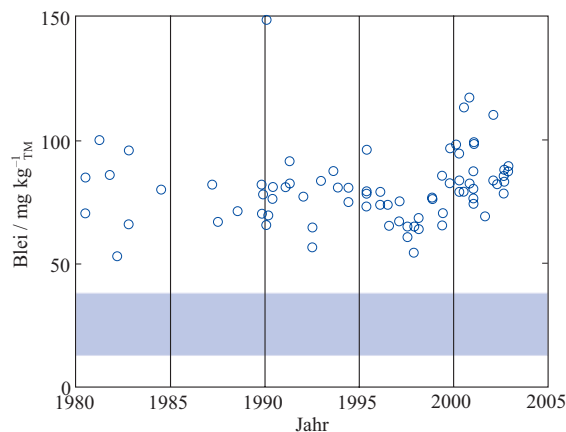


Abb. 10: Entwicklung der Bleibelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) der Oberflächensedimente (0 - 2 cm) in der inneren Deutschen Bucht (Stationen KS). Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH DB) sind in der Grafik als blauer Balken dargestellt.

Fig. 10: Development of lead concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediments in the inner German Bight (KS stations). The blue bar in the graph represents the upper and lower limits of background values (BSH DB).

Anders als im Gebiet KS konnte ein abnehmender Trend der Bleibelastung der Feinkornfraktion des Sediments über den Gesamtzeitraum von 1980 bis 2002 in einer langjährigen Zeitreihe in Norderney gezeigt werden (Abb. 11). Hier haben die Bleigehalte seit dem Jahr 2000 nahezu den Hintergrundwert erreicht. Ein

Bruch im abnehmenden Trend im Jahr 1999 ist an dieser Station an der ostfriesischen Küste nicht erkennbar.

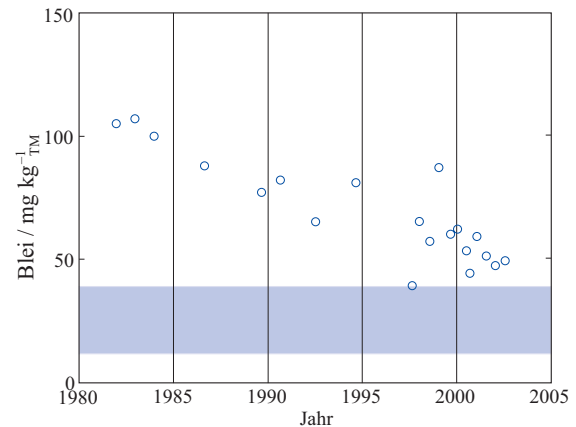


Abb. 11: Entwicklung der Bleibelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) der Oberflächensedimente an der Station Norderney in den Jahren 1982 bis 2002. Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH DB) sind in der Grafik als blauer Balken dargestellt.

Fig. 11: Development of lead concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediments at the Norderney station from 1982 to 2002. The blue bar in the graph represents the upper and lower limits of background values (BSH DB).

Biota

Miesmuscheln

Die Bleigehalte in **Miesmuscheln** (Tabelle 23) aus den **schleswig-holsteinischen Küstengewässern (nordfriesisches Wattenmeer)** und von **Helgoland (LANU/UPB)** variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 130 µg/kg FG (Norderaue, 2002) und 550 µg/kg FG (Helgoland, 2002). Der Median über alle Gebiete für den Zeitraum von 1999 bis 2002 (einschließlich der in der Tabelle nicht aufgeführten Stationen Hever 1999 mit 160 µg/kg und Hörnumtief 2002 mit 130 µg/kg) liegt bei 160 µg/kg FG. An keiner Station ist für diesen Zeitraum eine eindeutige Abnahme der Bleibelastung zu erkennen, bei Helgoland deutet sich sogar eine Zunahme an. Nach der EG-Verordnung über den „Höchstgehalt bestimmter Kontaminaten in Lebensmitteln“ (Nr. 466/2001) beträgt der Blei-Höchstwert 1000 µg/kg FG.

Blei	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerooog	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Nordfries. Watt	Helgoland
[µg/kg FG]	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	LANU	LANU
1999	130	80	130	241	130	110		159	150	260
2000	295	190	235	294	205	160	205	163	130	400
2001	95	100	180	323	190	145	205	162	190	320
2002	310	150		215		140		137	130	550

Tab. 23: Bleigehalte in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht]; UPB-Daten als Mittelwerte)Tab. 23: Lead concentrations in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (medians in [µg/kg wet weight], UPB data reported as mean values)

Die Bleigehalte in Miesmuscheln aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ, UPB)** zeigen ein ähnliches Verhalten wie das Cadmium, mit teilweise starken Schwankungen zwischen den Jahren bis zum Faktor 3 (Borkum) und großen Unterschieden zwischen den einzelnen Gebieten, sowohl in den Konzentrationen als auch im Verlauf. Die Messwerte zeigen keinen eindeutigen Trend.

Fische

Die überwiegende Zahl der Flunder- als auch Kliesche-Proben aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ)** zeigt Bleigehalte unterhalb oder nur wenig oberhalb 50 µg/kg Frischgewicht auf etwa konstantem Niveau. Die Bleigehalte in Flundern und Kliesen sind in Tabelle 24 zusammengefasst.

Blei [µg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	<50	80	<50	
Baltrum/L.	<50	75	70	
Innenjade	<50	50	50	50
Aussenjade	<50			
Weser	<50		<50	
Blei [µg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			<50	60
Baltrum/L.	<50		70	60
Innenjade				
Aussenjade	<50			
Weser	<50			

Tab. 24: Blei-Gehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999-2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])Tab. 24: Lead concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999-2002 (medians in [µg/kg wet weight])

Die Bleigehalte in Schollen aus der **Deutschen Bucht (BFAFi)** sind seit 1995 auf einem annä-

hernd gleichbleibenden Niveau (Median 47 µg/kg FG) geblieben und lassen keinen Trend erkennen.

134 Kupfer

Kupfer ist als essentielles Spurenelement Bestandteil vieler Enzyme und ist daher von zentraler Bedeutung für den Stoffwechsel. In erhöhten Konzentrationen kann es jedoch ähnlich giftig wirken, wie die nicht-essentiellen Schwermetalle Blei oder Quecksilber. Kupfer ist toxisch, wenn die Kapazität der homeostatischen Regulierung im Körper überschritten wird, d. h. wenn überschüssiges Kupfer nicht mehr an die vorhandenen Kupferproteine gebunden werden kann.

Kupfer findet vor allem in der Elektro- und Metallindustrie Verwendung und ist Bestandteil von Farbstoffen und Pestiziden. Der Eintrag in die Gewässer erfolgt vor allem durch die metallverarbeitende Industrie, kommunale Abwässer und atmosphärische Deposition. Speziell in den Küstengewässern ist ein Eintrag durch den Einsatz von Kupfer in bewuchshemmenden Antifoulingfarben und Holzschutzimprägnierungen gegeben.

Wasser

Ähnlich wie das Cadmium zeigte das Kupfer eine typische Verteilung mit niedrigen Konzentrationen in der **offenen Nordsee** und erhöhten Konzentrationen vor allem im nordfriesischen Wattenmeer und im Elbeästuar. Bei Salzgehalten größer 34 wurde in filtrierten Proben ein Konzentrationsmedian von 219 ng/l ermittelt, bei Salzgehalten unter 28 ein Wert von 822 ng/l, d.h. eine 3,7 fach erhöhte Konzentration im Küstenbereich (Tabelle 25).

Kategorie	n	Min	Median	Max
28	24	629	822	1346
28–30 E	37	528	684	857
28–30 W	2	569	582	595
30–34 E	105	208	462	715
30–34 W	86	262	385	576
34	61	114	219	547

Tab. 25: Kupferkonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in ng/l (BSH), Gebiete entsprechend Tabelle 3

Tab. 25: Copper concentrations in filtered water from the German Bight and open North Sea, in ng/l (BSH); the areas are shown in Table 3

Die gemessenen Kupferkonzentrationen lagen bei Salzgehalten unter 28 um den Faktor 10 und bei Salzgehalten über 34 um den Faktor 2 über den Hintergrundkonzentrationen (BRC 50 bis 90 ng/l). Alle Messungen überschritten den EAC-Wert deutlich. Allerdings sollte der EAC-Wert nur mit der bioverfügbaren Fraktion des gelösten Kupfers verglichen werden. Im Allgemeinen werden hierunter lediglich hydratisierte Cu(II)-Ionen verstanden. Diese stellen nur ein Bruchteil der gesamten gelösten Cu(II)-Fraktion im Meerwasser, die zum deutlich überwiegenden Teil durch stärkere organische Liganden komplexiert vorliegt. Eine entsprechende Speziation der Kupfergehalte wurde nicht durchgeführt.

Im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** variieren die Kupferkonzentrationen nur gering. In nicht filtrierten Proben wurden die niedrigsten Konzentrationen an der Station „Südlich Amrum“ mit weniger als 500 ng/l gemessen, die höchsten mit 1,5 µg/l an der Station „Süderpiep“ (Elbebeeinflusst, siehe Tabelle 26). Die Befunde waren gut vergleichbar mit den in der Deutschen Bucht gemessenen Konzentrationen bei Salzgehalten < 28. Die Stationen „Cuxhaven“ und „Brunsbüttel“ im Elbeästuar zeigten gegenüber Stationen im nordfriesischen Wattenmeer deutlich erhöhte Konzentrationen von 2,1 µg/l und 6,15 µg/l.

In den unfiltrierten Proben des ostfriesischen Wattenmeers wurden 2,6 µg/l nachgewiesen. Die Werte waren vergleichbar mit den in Brunsbüttel (Elbe) gemessenen Gehalten.

Trend

Die Kupfereinträge über die Flusssysteme zeigen von 1990 bis 1996 keinen so deutlichen Trend wie die Elemente Blei oder Quecksilber. Für das Jahr 1996 wurde ein Kupfereintrag von 900 bis 1000 t abgeschätzt (OSPAR 1998). Dagegen wurden wesentlich geringere Mengen von lediglich 56 t/Jahr für den atmosphärischen Pfad abgeschätzt (VAN PUL et al. [1998]).

Die im **filtrierten** Wasser gemessenen Kupferkonzentrationen zeigen seit 1990 in keiner der unterschiedenen Salzgehaltsgruppen mit regionaler Differenzierung einen erkennbaren Trend.

Institut	Station	n	Min.	Median	Max.
LANU	Außeneider	12	600	850	1400
	Eider, Tonne 15	5	<500	750	1400
	Süderpiep	12	600	950	1500
	Südl, Amrum	11	<500	800	1200
WGE	Cuxhaven	33	<1100	2100	5200
	Brunsbüttel*	22	1700	6150	21000
NLO	Jade	40	<500	2300	7900
	Ostfriesisches Watt	40	<500	2600	27000
	Westerems	8	1100	3000	5300

Tab. 26: Kupferkonzentration im sauren Auszug unfiltrierter Wasserproben (ng/l) im Zeitraum 1999-2001

*Brunsbüttel Zeitraum 2000-2001

Tab. 26: Copper concentration in acidified extracts of unfiltered water samples (ng/l) in the period 1999 - 2001

Brunsbüttel: 2000 - 2001

Sediment

Die vom **BSH** für die **Deutsche Bucht** ermittelten Kupferhintergrundwerte variieren zwischen 16 und 29 mg/kg, mit einem Medianwert von 20 mg/kg. Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 27 angegeben. Die Medianwerte der beobachteten Konzentrationen liegen in allen Teilgebieten nahe bei den Hintergrundwerten.

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	23	25	30
WB	24	19	22	28
TI	40	25	31	37
ES	12	22	27	75
L	21	24	30	36
KS	25	23	27	35
SHKüste	5	8	15	18
NSKüste	34	14	20	31
Weser	3	21	22	25
Ems	3	16	17	17
Elbe2	16	1	10	38
Elbe1	16	3	24	61

Tab. 27: Kupfergehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments (mg/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Tab. 27: Copper concentrations in the fine grained fraction (< 20 µm) of surface sediment (mg/kg). The positions of the different areas are shown in Fig. 3

Trend

In den Sedimentproben der Gebiete WB und KS konnte von 1975 bis 1998 ein signifikant abnehmender Trend beobachtet werden. Abb. 12 zeigt die Kupfergehalte in der Feinkornfraktion der Sedimentproben, die im Zeitraum seit 1980 an den Stationen KS genommen wurden. Deutlich ist der abnehmende Trend bis 1998 zu erkennen. Ähnlich wie bei Quecksilber und Blei wurden seit 1999 wieder höhere Konzentrationen im Feinkornanteil des Sediments nachgewiesen.

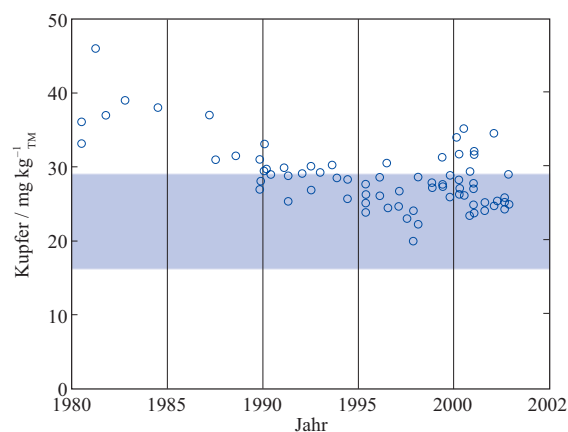


Abb. 12 Entwicklung der Kupferbelastung in der Feinkornfraktion (< 20 µm) des Oberflächensediments (0 - 2 cm) in der inneren Deutschen Bucht (Stationen KS). Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BSH, DB) sind in der Grafik als blauer Balken dargestellt.

Fig. 12: Development of copper concentrations in the fine-grained fraction (< 20 µm) of surface sediment in the inner German Bight (stations KS). The blue bar in the graph represents the upper and lower limits of background values (BSH, German Bight)

Biota

Miesmuscheln

Die Kupfergehalte in **Miesmuscheln** (Tabelle 28) aus dem **schleswig-holsteinschen Küstengewässer (nordfriesisches Wattenmeer) und Helgoland (LANU)** variieren im Zeitraum von

1999 bis 2002 zwischen 1,3 mg/kg FG (Norderaue, 2000) und 4,3 mg/kg FG (Norderaue, 2002). Der Median liegt bei 1,8 mg/kg FG. Im zeitlichen Verlauf zeigen die Proben aus dem Königshafen eine kontinuierliche Abnahme, während im südlichen Teil des nordfriesischen Wattgebietes die Kupferkonzentrationen in Muscheln ständig zugenommen haben.

Kupfer	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerooog	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Nordfries. Watt	Helgoland
[mg/kg FG]	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB	LAN U	LAN U
1999	1,8	1,4	1,4	0,599	1,4	1,7		0,728	1,27	1,88
2000	1,6	1,7	1,55	0,787	1,7	1,55	1,55	0,561	1,3	2,23
2001	1,8	1,5	1,6	0,606	1,5	1,45	1,75	0,528	3,33	1,45
2002	1,6	1,5		0,511		1,5		0,436	4,32	1,46

Tab. 28: Kupfergehalt in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999 bis 2002 (Mediane in mg/kg Frischgewicht; UPB-Daten als Mittelwerte)

Tab. 28: Copper concentrations in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (medians in [mg/kg wet weight], UPB data reported as mean values)

Fische

Bei **Flundern** und **Klieschen** aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ)** haben die Kupferkonzentrationen nur bei Borkum

abgenommen. In allen anderen Gebieten hat es keine Änderungen gegeben. Die Kupfergehalte in Flundern und Klieschen sind in Tabelle 29 zusammengefasst.

Kupfer [µg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	190	190	145	
Baltrum/L.	155	160	140	
Innenjade	200	190	190	200
Außenjade	175			
Weser	170		160	170
Kupfer [µg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			200	120
Baltrum/L.	160		150	150
Innenjade				
Außenjade	160			
Weser	140			

Tab. 29: Kupfergehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999 bis 2002 (Mediane in [µg/kg Frischgewicht])

Tab. 29: Copper concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999-2002 (medians in [µg/kg wet weight])

Die Kupfergehalte in den **Schollen** der **Deutschen Bucht (BFAFi)** (Tabelle 30) liegen um das zehnfache bis zwanzigfache über den Werten der Plattfische aus den Küstenbereichen. Grund dafür ist der geologisch bedingte höhere Kupfergehalt in Sediment und Wasser im Gebiet um

Helgoland. Die Konzentrationen unterliegen zeitlichen Schwankungen um den Faktor zwei; die stetige Abnahme von 1998 bis 2000 ist kein Indiz für weiterhin sinkende Werte. Da die Kupferbelastung zum größten Teil geogene Ursachen hat, ist dieses auch nicht zu erwarten.

Kupfer [mg/kg FG]	Scholle					
	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Deutsche Bucht	3,65	2,20	3,10	4,10	3,10	2,70

Tab. 30: Kupfergehalte in Scholle (*Pleuronectes platessa*) 1995 - 2000 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])

Tab. 30: Copper concentrations in plaice (*Pleuronectes platessa*) 1995 - 2000 (medians in [mg/kg wet weight])

135 Zink

Zink ist Bestandteil vieler Enzyme und für Pflanzen und Tiere ein essentielles Spurenelement. Ein Mangel an diesem Element hat negative Auswirkungen auf das Wachstum und Wohlergehen von Pflanzen, Tieren und Menschen. Der Tagesbedarf des Menschen liegt zwischen 5 und 40 mg. Die Giftigkeit anorganischer Zinkverbindungen ist gering. Einige Pflanzen-, Phytoplankton- und Fischarten reagieren empfindlich auf Zink. Eine übergroße Zinkkonzentration in Gewässern kann bei einigen Fischarten zu Problemen bei der Atmung führen. Zink findet hauptsächlich in der metallverarbeitenden Industrie als Korrosionsschutz von Eisen- und Stahlprodukten Anwendung.

Die Mediane der Zinkgehalte in allen untersuchten Seegebieten überschritten die oberen Hintergrundwerte (BRC 0,25-0,45 µg/l). Ihre Mediane lagen um den Faktor 2 - 10 darüber. Alle Proben im küstennahen Gebiet (Salzgehalt < 28) lagen über dem unteren EAC-Wert von 0,5 µg/l. Auch der obere EAC-Wert wurde von wenigen Proben überschritten.

Die Zinkkonzentrationen im sauren Auszug der Wasserproben des **nordfriesischen Watts** bewegen sich zwischen 2,6 µg/l (Station "Süderpiep") und 18 µg/l (Station „Außeneider“) (Tab. 31). An den Stationen „Süderpiep“ und „Eider, Tonne 15“ wurden erhöhte Zinkkonzentrationen von 7,3 µg/l und 7,45 µg/l

Wasser

Die Zink-Gehalte zeigen erhebliche Konzentrationsunterschiede zwischen der **offenen Nordsee** und den **Küstengewässern** (Tabelle 31). Es lassen sich leicht einzelne Gebiete deutlich unterschiedlicher Gehalte erkennen, extrem niedrige Konzentrationen in der offenen Nordsee bei Salzgehalten größer 34, deutlich zunehmende Werte mit abnehmendem Salzgehalt. Anders als die bisher betrachteten Elemente zeigt Zink auch im westlichen Küstenstreifen Niedersachsens eine relativ weit in die Deutsche Bucht hineinreichende Zone erhöhter Zinkgehalte (Abb. 13). Offensichtlich befindet sich neben der Elbe im westlichen Teil der Deutschen Bucht eine weitere relevante Zinkquelle.

Kategorie	n	Min	Median	Max
28°	24	1,01	2,18	4,35
28–30° E	37	0,27	1,55	2,70
28–30° W	2	1,66	1,79	1,91
30–34° E	105	0,20	1,15	9,48
30–34° W	86	0,18	1,02	3,13
34°	61	0,15	0,51	11,88

Tab. 31: Zinkkonzentrationen im filtrierten Wasser der Deutschen Bucht und offenen Nordsee in µg/l (BSH), Gebiete entsprechend Tabelle 3

Tab. 31: Zinc concentrations in filtered water from the German Bight and open North Sea in µg/l (BSH). Areas are shown in Table 3

(Mediane) nachgewiesen. An diesen Stationen war der Einfluss durch die Elbeabflussfahne deutlich. Die beiden Stationen „Cuxhaven“ und „Brunsbüttel“ im Elbeästuar zeigen gegenüber den Messungen im Watt deutlich erhöhte Werte von 13 µg/l und 107 µg/l (Median). Dagegen wurden an der Station

Westerems mit Cuxhaven vergleichbare Zinkgehalte gemessen.

In den unfiltrierten Proben aus dem **ostfriesischen Wattenmeer** wurden Konzentrationen zwischen 2,7 µg/l und 42 µg/l mit einem Median von 9,7 µg/l gemessen (Tab 32).

Institut	Station	n	Min	Median	Max
LANU	Außeneider	12	2,8	3,7	18
	Eider, Tonne 15	6	4	7,45	17
	Süderpiep	12	2,6	7,3	16
	Südl. Amrum	12	3,4	5,7	6,6
WGE	Cuxhaven	33	<10	13	36
	Brunsbüttel*	22	33	107	200
NLÖ	Jade	40	2,5	9,7	26,0
	Ostfriesisches Watt	40	2,7	9,7	42,0
	Westerems	8	6,0	10,2	18,0

Tab. 32: Zinkkonzentration im sauren Auszug unfiltrierter Wasserproben (µg/l) im Zeitraum 1999 - 2001, *Brunsbüttel: 2000 - 2001

Tab. 32: Zinc concentration in acidified extracts of unfiltered water samples acidified with acid (µg/l) in the period 1999 - 2001, *Brunsbüttel: 2000 - 2001

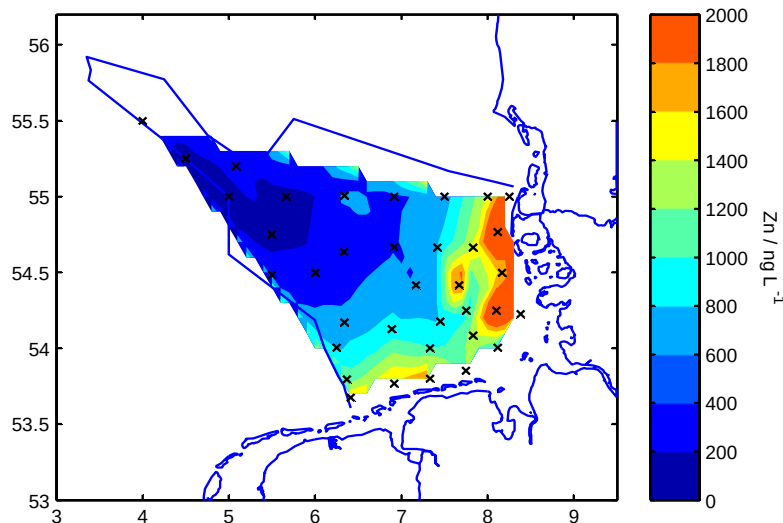


Abb.13: Räumliche Verteilung der Zinkgehalte in filtriertem Wasser. Die Proben wurden 2002 genommen.

Abb.13: Spatial distribution of zinc concentrations in filtered water. Samples have been taken in 2002

Trend

Der Zinkeintrag in die Deutsche Bucht ist von 1987 bis 1996 stark rückläufig. Dies ergibt sich vor allem aus den in diesem Zeitraum auf ein Drittel reduzierten Zinkfrachten aus der Elbe. CHESTER [2000] schätzte die Zinkeinträge in die Nordsee über die Atmosphäre auf 3800 - 4100 t/Jahr, die Einträge

aus Flusssystemen auf ca. 7300 t/Jahr und die aus Direkteinleitungen und Dumping auf 9850 t/Jahr.

Zink wird seit 1986 im Wasser der Nordsee und der Deutschen Bucht gemessen. Es wurde in den vergangenen 10 Jahren eine deutliche Abnahme der Belastung beobachtet. Die hohe Variabilität der Einzelwerte ist vor allem durch natürliche bio-

geochemische Prozesse bedingt. Abb. 14 fasst die Ergebnisse der Zinkmessungen im filtrierten Wasser zusammen. Es sind die Mediane und die Spannweiten der Wintermessungen (Jan. bis März und Nov. bis Dez.) für Proben mit Salzgehalten zwischen 30 und 34 im Gebiet östlich 7,5° O dar-

gestellt (vergleiche Abb. 1). Zusätzlich ist die Anzahl der dem ermittelten Medianwert zugrunde liegenden Messwerte in der Grafik angegeben. Genauso wie in den anderen unterschiedenen Seegebieten ist seit 1990 kein eindeutiger Trend mehr zu beobachten.

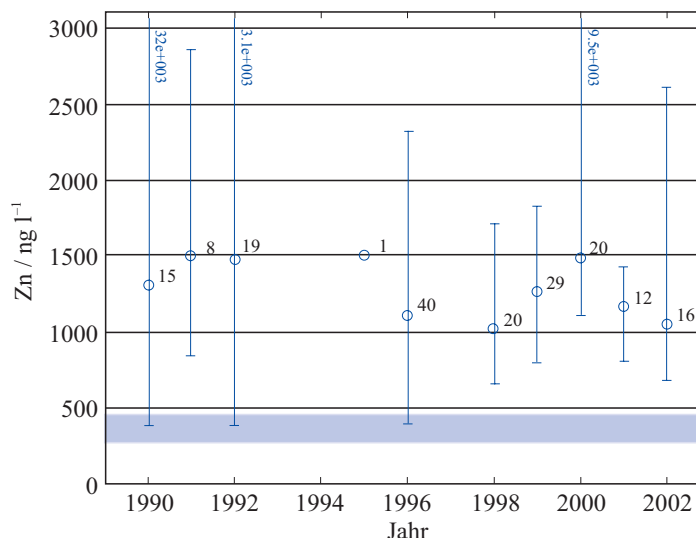


Abb. 14: Entwicklung der Zinkbelastung im filtrierten Meerwasser seit 1990. Dargestellt ist der Zentralwert (Median) und die Spannweite der in den Wintermonaten (Nov. – März) in der östlichen Deutschen Bucht (östliche 7,5° O) beobachteten Konzentrationen. Zusätzlich sind die dargestellten Daten beschränkt auf Proben mit einem Salzgehalt zwischen 30 und 34. Die Anzahl der pro Jahr zugrunde liegenden Beobachtungen ist neben dem Median als Zahlenwert angegeben. Extremwerte außerhalb des dargestellten Bereiches sind am oberen Rand der Skala in Exponentialnotation angegeben. Die obere und untere Grenze der Elementhintergrundwerte (BRC) wird durch den eingefügten blauen Balken dargestellt.

Abb. 14: Development of zinc levels in filtered sea water since 1990, showing the central value (median) and range of concentrations observed in the eastern German Bight (east of 7.5° E) in winter (Nov. - March). Only the data of samples with salinities between 30 and 34 have been included. The number at the median indicates the count of observations per year. Extreme values outside the depicted range are indicated in exponential notation at the upper edge of the scale. The blue bar represents the upper and lower limits of the background reference concentrations (BRC)

Sediment

Die vom **BSH** für die **Deutsche Bucht** ermittelten Zinkhintergrundwerte variieren zwischen 81 und 116 mg/kg, mit einem Medianwert von 103 mg/kg. Die für den Berichtszeitraum ermittelten Werte sind in der Tabelle 33 zusammengefasst.

Tab. 33: Zinkgehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediments (mg/kg). Die Lage der differenzierten Gebiete ist in Abb. 3 dargestellt

Tab. 33: Zinc concentrations in the fine grained fraction (< 20 µm) of surface sediments (mg/kg). The positions of the different areas are shown in Fig. 3

Gebiet	n	Min	Median	Max
TE	12	150	166	186
WB	24	131	148	280
TI	40	374	681	1013
ES	12	179	296	442
L	21	427	656	850
KS	25	202	236	353
SHKüste	5	90	180	250
NSKüste	34	110	160	220
Weser	3	220	220	250
Ems	3	170	180	180
Elbe 2	16	18	129	437
Elbe 1	16	41	253	456

An der **nord-** und der **ostfriesischen Küste** wurden recht ähnliche Zinkkonzentrationen in der Feinkornfraktion des Sedimentes nachgewiesen. In den Watten und in den Gebieten TE und WB liegen die Werte noch knapp um den Faktor zwei über den Hintergrundwerten. Die besonders hohen Werte im Gebiet TI sind im Zusammenhang mit der früher erfolgten Einbringung von Dünnsäure zu sehen. Damit verbunden war vor allem eine Anreicherung mit Eisen, aber auch mit Zink. Selbst knapp 10 Jahre nach dem Ende der Einbringung sind die Zinkgehalte hier mit einem Median von 681 mg/kg und einem Maximalwert von 1013 mg/kg immer noch recht hoch.

Trend

Die Zinkgehalte im Sediment der **inneren Deutschen Bucht** haben seit 1975 abgenommen, sind aber auch dort noch etwa doppelt so hoch

wie der Hintergrundwert der Nordsee. Auch in den küstenferneren schlickigen Feinsanden zeichnet sich eine Abnahme ab.

Biota

Miesmuscheln

Die Zinkgehalte in **Miesmuscheln** (Tabelle 34) aus den **schleswig-holsteinschen Küstengewässern (nordfriesisches Wattenmeer) und Helgoland (LANU)** variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 12 mg/kg FG (Hörnumtief, 2002) und 20 mg/kg FG (Helgoland, 2002). Der Median liegt bei 15,6 mg/kg FG. Während die Zinkgehalte im nordfriesischen Watt bis auf das Jahr 2000 relativ konstant zwischen 12,5 und 13 µg/kg liegen, sind bei Helgoland stärkere Schwankungen zwischen 15 und 20 µg/kg zu verzeichnen. Eine zeitliche Entwicklung ist nicht zu erkennen.

Zink	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerroog	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Nordfries. Watt	Helgoland
[mg/kg FG]	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	LANU	LANU
1999	18	18	20	20,0	17		12,8	15,5
2000	16,5	15	14	14,5	11	19,5	15,6	18,1
2001	18	17	23	19,0	15	22,0	12,5	16,3
2002	16	18			10,5		12,5	19,9

Tab. 34: Zinkgehalt in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999-2002 (Mediane in mg/kg Frischgewicht)

Tab. 34: Zinc concentration in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999-2002 (medians in [mg/kg wet weight])

Ebenso ist keine Änderung der Zinkwerte in Miesmuscheln an den Stationen der **niedersächsischen Küstengewässer (NLÖ)** zu erkennen. Hier zeichnen sich die Stationen Borkum und Norderney gegenüber den übrigen weiter östlich gelegenen Stationen durch geringere Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren aus.

Fische

Auch bei den **Plattfischen** vor der **niedersächsischen Küste** gibt es keine Hinweise auf sich entscheidend ändernde Zinkgehalte. Das Niveau liegt bei den Klieschen, wie auch bei anderen Metallen beobachtet, etwas unterhalb des Niveaus bei den Fludern. Die Zinkgehalte in Fludern und Klieschen sind in Tabelle 35 zusammengefasst.

Zink [mg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	7	5,45		5
Baltrum/L.	5	5,2	4,6	
Innenjade	7,7	5,85	5,4	6,3
Außenjade	5,6			
Weser	6		5,9	5,1
Zink [mg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			5,2	
Baltrum/L.	4,7		5,6	4,6
Innenjade				
Außenjade	5,1			
Weser	4,9			

Tab. 35: Zinkgehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999 - 2002 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])Tab. 35: Zinc concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999 - 2002 (medians in [mg/kg wet weight])

Die Zinkgehalte in **Schollen** aus der **Deutschen Bucht (BFAFi)** (Tabelle 36) sind nach dem deutlichen Anstieg auf über 34 µg/kg FG im Jahr 1998 zwar in den folgenden Jahren wieder gesunken, haben sich aber im Jahr 2000 dem

ursprünglichen Niveau erst um die Hälfte wieder angenähert (27,4 µg/kg FG). Da aus den folgenden zwei Jahren keine Proben vorliegen, können keine Aussagen über den weiteren Verlauf gemacht werden.

Zink	Scholle					
[mg/kg FG]	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Deutsche Bucht	23,6	23,4	23,6	34,3	31,9	27,4

Tab. 36: Zinkgehalte in Scholle (*Pleuronectes platessa*) 1995 - 2000 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])Tab. 36: Zinc concentrations in plaice (*Pleuronectes platessa*) 1995 - 2000 (medians in [mg/kg wet weight])

136 Arsen

weder eine zeitliche Tendenz innerhalb einzelner Stationen zu erkennen, noch zeigen sich eindeutige Belastungsschwerpunkte.

Biota

Miesmuscheln

Die Arsengehalte in Miesmuscheln aus dem **schleswig-holsteinschen Küstengewässer (nordfriesisches Wattenmeer)** und **Helgoland (LANU)** (Tabelle 37) variieren im Zeitraum von 1999 bis 2002 zwischen 1,0 mg/kg FG (Helgoland, 2000) und 1,9 mg/kg FG (Helgoland, 2002). Der Median liegt bei 1,5 mg/kg FG.

Die Ergebnisse der **niedersächsischen Stationen (NLÖ)** zeigen auch beim Arsen deutliche Unterschiede zwischen den Jahren. Es ist aber

Fische

Bei den Arsengehalten in **Plattfischen** aus den **niedersächsischen Küstengewässern (NLÖ)** zeigt sich ein sehr uneinheitliches Bild, das sich bei den Flundern von relativ niedrigen Werten von 1 mg/kg in der Innenjade bis 7 mg/kg in der Außenjade im selben Jahr äußert. Artenspezifische Unterschiede zwischen den beiden Arten Flunder und Kliesche lassen sich durch die relativ hohe Streuung der Werte nicht ausmachen. Die Arsengehalte in Flundern und Kliesen sind in Tabelle 38 zusammengefasst.

Arsen [mg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Janssand/Spiekerroog	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Mellum	Weser/Meyers Ledge Wursterküste	Nordfries. Watt	Helgoland
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	LANU	LANU
1999	0,42	0,35	0,39	0,29	0,29		1,49	1,37
2000	2,05	1,90	1,75	1,95	1,55	1,70	1,10	1,04
2001	0,44	0,19	0,72	0,56	1,10	1,15	1,44	1,76
2002	2,20	1,55			1,45		1,45	1,90

Tab. 37: Arsengehalt in Miesmuscheln (*Mytilus ed.*) 1999 - 2002 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])

Tab. 37: Arsenic concentration in blue mussels (*Mytilus ed.*) 1999-2002 (medians in [mg/kg wet weight])

Arsen [mg/kg FG]	Flunder			
	1999	2000	2001	2002
Borkum	1,6	4,1	5,3	
Baltrum/L.	4,3	3,1	5,6	
Innenjade	1,0	4,7	5,4	4,8
Außenjade	7,1			
Weser	1,9		2,1	
Arsen [mg/kg FG]	Kliesche			
	1999	2000	2001	2002
Borkum			5,3	3,1
Baltrum/L.	2,0		3,1	4,2
Innenjade				
Außenjade	3,8			
Weser	1,5			

Tab. 38: Arsengehalte in Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*) 1999 - 2002 (Mediane in [mg/kg Frischgewicht])

Tab. 38: Arsenic concentrations in flounder (*Platichthys flesus*) and dab (*Limanda limanda*) 1999 - 2002 (medians in [mg/kg wet weight])

Zusammenfassung

Wasser

Alle untersuchten Elemente, Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink zeigen eine ähnliche räumliche Konzentrationsverteilung im Wasser. Die Gehalte nehmen von der Küste zur offenen Nordsee hin deutlich ab. Belastungsschwerpunkt sind die innere Deutsche Bucht und das Elbeästuar, aber auch in den Mündungsgebieten von Weser und Ems wurden erhöhte Konzentrationen nachgewiesen. Zink weicht etwas von diesem Bild ab. Es zeigt auch an der ostfriesischen Küste weit in die Nordsee hineinreichend erhöhte Konzentrationen. Die Ursache für dieses gegenüber den anderen Metallen veränderte Verhalten ist bisher nicht bekannt. Für alle untersuchten Metalle sind die Abflüsse von Land und aus den großen Flusssystemen für deren Bilanzen im küstennahen Wasser evident.

Die Konzentrationen der Elemente Cadmium, Blei und Zink im filtrierten Wasser und Quecksilber im unfiltrierten Wasser zeigten auf einer langen Zeitachse von ca. 20 Jahren abnehmende Trends, die jedoch seit 1990 stagnieren.

Im Berichtszeitraum lagen die gemessenen Konzentrationen der Elemente Quecksilber, Cadmium und Blei im filtrierten Meerwasser der offenen Nordsee im Bereich der Hintergrundkonzentrationen. Cu und Zink zeigten auch in der küstenfernen Region Werte über dem Hintergrundwert. In Küstennähe wurde der Hintergrundwert von allen Elementen deutlich überschritten.

Nach heutigem Kenntnisstand geht von den nachgewiesenen Metallbelastungen des Meerwassers keine unmittelbare Gefahr für das marine Ökosystem aus.

Sediment

Die im Berichtszeitraum gemessene räumliche Verteilung der Metallbelastung in der Feinkornfraktion des Sediments entsprach weitgehend den Ergebnissen aus den Vorjahren.

Anders als für das Wasser ist der Zusammenhang zwischen Metallgehalten im Sediment und der Entfernung zur Küste bzw. den großen Flussästuaren nicht so offensichtlich. Andere Einflussgrößen spielen hier eine wichtige Rolle. An erster Stelle ist die Korngrößenfraktionierung des Sediments zu nennen. Vor allem die Elemente Blei und Cadmium zeigen in den sandi-

gen Gebieten der offenen Nordsee auffällig hohe Konzentrationen in der Feinkornfraktion. Die Gründe hierfür sind bisher nicht erklärt. Als eine Ursache wird Ferntransport über die Atmosphäre diskutiert.

Die Gehalte von Quecksilber, Cadmium, Blei, Kupfer und Zink haben in den vergangenen 20 Jahren in der inneren Deutschen Bucht abgenommen. Von dem allgemeinen Trend abweichend wurden im Schlickgebiet südöstlich Helgolands seit 1999 wieder zunehmende Konzentrationen, vor allem für Quecksilber, Blei und Cadmium, beobachtet. Ursache könnte zum einen eine veränderte Hydromorphologie in dem Gebiet sein. Veränderte Strömungsverhältnisse könnten die oberen Sedimentschichten abgetragen haben und somit höher belastete, tiefer liegende Schichten an die Oberfläche gefördert haben. Zum anderen könnte ein Zusammenhang mit den 1999 begonnenen Baggerarbeiten zur Elbevertiefung bestehen. Ein erhöhter Sedimenttransport aus der Elbe in das Schlickgebiet könnte zu einer erhöhten lokalen Belastung geführt haben. An der Klärung der Ursachen für die veränderten Verhältnisse in diesem Gebiet wird zur Zeit gearbeitet.

Die Gehalte der Metalle Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink sind in der inneren Deutschen Bucht gegenüber den Hintergrundwerten nach wie vor angereichert. Dagegen bewegt sich die Kupferkonzentration an allen Stationen sehr dicht oder im Bereich der Hintergrundwerte.

Biota

Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick über die Gehalte von Schwermetallen in Meerestieren (Fischen, Muscheln und Seevögeln) aus den deutschen Küstengewässern der Nordsee und der Deutschen Bucht. Die ermittelten Daten zeigen erwartungsgemäß charakteristische Unterschiede in den Konzentrationsniveaus der Metalle im allgemeinen und zwischen den untersuchten Tierarten.

Gesicherte Aussagen über zeitliche Trendentwicklungen sind in der Regel erst ab einem Zeitraum von etwa sieben Jahren und bei Vorliegen von Informationen über die Streubreite innerhalb des jährlichen Datensatzes möglich. Nur in wenigen Fällen und auch nur für den beobachteten Zeitraum lassen sich Tendenzen zu höheren oder niedrigeren Werten erkennen. Wegen der starken Schwankungen von Jahr zu Jahr können aber keine Aussagen für die weitere Entwicklung gemacht werden. Generell ist dieser Zeitraum von starken zwischenjährlichen Schwankungen und teilweise gegensätzlich verlaufenden Entwicklungen an benachbarten Stationen geprägt. Dieses gilt mehr oder weniger für

alle Elemente. Auch bei dem im letzten Bericht festgestellten abnehmenden Trend von Quecksilber in Schollen der Deutschen Bucht und Eiern von Austernfischern, Flussseschkwalben und Silbermöwen hat es in dieser Periode Störungen mit „Ausreißern“ nach oben gegeben. Bis auf die Quecksilberwerte in Flussseschkwalbeneiern aus dem Elbegebiet, die auch in diesem Zeitraum weiterhin abgenommen haben, hat die Quecksilberbelastung bei den Seevögeln den kritischen Wert von 500 µg/kg inzwischen unterschritten.

Summary

Water

All elements monitored, i. e. mercury, cadmium, lead, copper, and zinc, showed a similar spatial distribution of concentrations in water. Their levels decreased markedly from the coastal waters toward the open North Sea. The highest pollution levels were measured in the central German Bight and Elbe estuary, but elevated levels were also measured in the estuaries of Weser and Ems. Zinc shows a slightly different picture. It has elevated levels in an area extending from the east Frisian coastal waters far into the North Sea. The cause of this different behaviour as compared to the other metals is not known thus far. There is an obvious impact of discharges from land and from the large estuaries on the budgets of all metals surveyed in the coastal waters.

Concentrations of the elements cadmium, lead, and zinc in filtered water, and mercury in unfiltered water, showed a declining trend on a long time axis of 20 years, which has been stagnant since 1990, however.

In the period under review, measured concentrations of the elements mercury, cadmium, and lead in filtered sea water from the open North Sea were on the order of the background levels. Cu and zinc values exceeded the background levels also in offshore areas. In the coastal waters, the background levels of all elements were clearly exceeded.

According to current knowledge, the elevated metal concentrations in sea water do not pose an immediate threat to the marine ecosystem.

Sediment

The spatial distribution of metal pollutants in fine-grained sediment in the period under review corresponded largely to that of the preceding years.

The relation between metal concentrations in sediment and distance from the coast, or from the large river estuaries, is not so obvious as in the case of water pollution. Other factors are playing an important role as well. The first important factor is the grain size distribution of the sediment. Especially the lead and cadmium levels were particularly high in the fine-grained fraction of sandy areas in the open North Sea. The causes have not yet been identified but remote atmospheric transport is being discussed as a possible cause.

Levels of mercury, cadmium, lead, and zinc in the central German Bight have declined in the course of the past 20 years. In contrast with this general trend, concentrations of mercury, lead, and cadmium, in particular, have been increasing again in the muddy sediment southeast of Heligoland since 1999. One cause might be a changed hydromorphology in this area. Changed current conditions may have eroded the upper sediment layers, exposing deeper layers with higher pollution loads. On the other hand, there may be a connection with dredging in the river Elbe, which begun in 1999. Increased sediment transport from the Elbe into the muddy area may have led to local increases in pollution. The causes of these local changes are still under investigation.

Concentrations of the metals mercury, cadmium, lead, and zinc in the central German Bight are still above the background values, while copper concentrations at all stations are very close to, or at the level of, the background values.

Biota

The present report gives a survey of the heavy metal levels found in marine fauna (fishes, shellfish, and sea birds) from the German coastal waters of the North Sea and German Bight. As expected, the survey data show characteristic differences in the concentrations of the individual metals and among the animal species studied.

Valid conclusions regarding temporal trends normally can only be made after a period of about seven years, taking into account the scatter in the annual datasets. Only in a few cases and only with respect to the period surveyed have trends toward higher or lower values been identified. Because of strong year-to-year fluctuations, no forecasts of future developments can be made. The period under review is generally characterized by strong interannual fluctuations and, in some cases, contrary developments at neighbouring stations. That applies more or less to all elements surveyed.

Also in the declining trend of mercury in German Bight plaice and in the eggs of oystercatchers, common terns and herring gulls referred to in the last report, deviations with positive outliers occurred in the period under review. With the exception of mercury concentrations in the eggs of common terns from the Elbe area, which also continued to decline during this period, mercury pollution in seabirds meanwhile has dropped below the critical value of 500 µg/kg.

Anmerkungen zu den Miesmuschel-Untersuchungen

Schleswig-holsteinsches Küstengewässer (LANU):

Bei einem Vergleich der Schwermetallgehalte aus den zwei Entnahmegebieten ist zu berücksichtigen, dass die untersuchten Miesmuscheln hinsichtlich der Größe sehr unterschiedlich ausfallen. Für die Muscheln aus dem nordfriesischen Watt liegt die mittlere Größe bei nur 4,5 cm (Spannweite: 4,1 bis 5,2 cm), während die Helgoländer Muscheln eine mittlere Größe von 6,2 cm (Spannweite: 4,9 bis 7,4 cm) aufweisen. Dies bedingt auch die festgestellten deutlich höheren Schwermetallgehalte (vgl. Cadmium, Blei, Kupfer und Zink) in den Helgoländer Miesmuscheln, die älter sind und die Schadstoffe über einen längeren Zeitraum angereichert haben. Die Schwermetallgehalte der Miesmuscheln aus dem nordfriesischen Watt liegen im Bereich der Vergleichsmediane des Zeitraums von 1994 bis 1999.

Vergleich nordfriesische und ostfriesische Küste (UPB):

Im räumlichen Vergleich der Miesmuschel-Untersuchungsgebiete im deutschen Nordseegebiet erwiesen sich die aus dem Jadebusen (Eckwarderhörne) entnommenen Muscheln für den Zeitraum von 1985 bis 1993 als deutlich stärker mit Pb, Cd und Hg belastet als die Muscheln aus dem Sylt-Römö-Watt (List, Königshafen). In den nachfolgenden Jahren verminderten sich diese Unterschiede, die Belastung der Muscheln aus dem Jadebusen (Eckwarderhörne) nahm tendenziell ab, während die Belastung der Muscheln aus dem Sylt-Römö-Watt (List, Königshafen) anstieg.

Als Vergleichswerte werden die von der Oslo/Paris-Kommission (OSPARCOM) empfohlenen Hintergrund- bzw. Referenzkonzentrationen für Metalle in Miesmuscheln herangezogen. Sie betragen für Cd 0,07 – 0,11 µg/g, für Pb 0,01 – 0,19 µg/g, für Cu 0,76 – 1,1 µg/g und für Hg 5 – 10 ng/g, jeweils bezogen auf das Frischgewicht (FG). Im Falle von Cad-

mium haben sich die in Muscheln nachgewiesenen Konzentrationen diesem Referenzbereich deutlich angenähert; im Falle von Blei liegen nur die Konzentrationen der Miesmuscheln von Eckwarderhörne oberhalb dieses Bereiches. Quecksilbergehalte in Miesmuscheln der beiden Nordsee-Probenahmestellen haben sich zwar seit Ende der 80er Jahre vermindert, liegen aber immer noch deutlich oberhalb der Referenzkonzentrationen.

Anhand dieser Befunde kann die Belastung des deutschen Nordsee- und Ostseeküstenbereichs mit Pb, Cd und Hg als gering bis mäßig eingestuft werden.

Für die Bewertung der Schadstoffkonzentrationen im Hinblick auf das Schutzzut „menschliche Gesundheit“ sind die von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften festgelegten Höchstgehalte für Hg (0,5 µg/g FG), Pb (1,5 µg/g FG) und Cd (1,0 µg/g FG) maßgeblich. Die im Bereich der deutschen Nordseeküste nachgewiesenen Konzentrationen an Pb, Cd und Hg in Miesmuscheln lagen deutlich (Faktor 5 – 10) unterhalb dieser Höchstgehalte.

Note concerning the blue-mussel survey

Schleswig-Holstein coastal waters (LANU):

When comparing heavy metal levels in the two sampling areas, it should be taken into account that the blue mussels surveyed differ considerably in size. The average size of mussels from the North Frisian Wadden Sea was only 4.5 cm (range: 4.1 – 5.2 cm), while Heligoland mussels had an average size of 6.2 cm (range: 4.9 – 7.4 cm). This also accounts for the markedly higher heavy metal concentrations (cf. cadmium, lead, copper, and zinc) in Heligoland blue mussels, which are older and accumulate the pollutants over a longer period of time. Heavy metal concentrations in blue mussels from the North Frisian Wadden Sea are in the range of the reference medians for the period from 1994 to 1999.

Comparison of the coastal waters of North and East Friesland (UPB):

In a comparison of the different blue mussel study areas in the German North Sea, mussels from the Jadebusen area (Eckwarderhörne) in the period from 1985 to 1993 had a markedly higher contamination with Pb, Cd, and Hg than mussels from the tidal flats of Sylt-Römö (List, Königshafen). In subsequent years the

differences became smaller, with mussels from the Jadebusen area (Eckwarderhörne) showing a declining trend while the pollutant levels in mussels from Sylt-Römö (List, Königshafen) increased.

The background or reference concentrations recommended by the Oslo/Paris Commission (OSPARCOM) for metals in blue mussels were used as reference. The reference value for Cd is 0.07-0.11 µg/g, Pb 0.01-0.19 µg/g, Cu 0.76-1.1 µg/g, and Hg 5-10 ng/g related to wet weight. The cadmium concentrations found in mussels have come close to the reference values. Lead concentrations above this range were only found in blue mussels from Eckwarderhörne. Although mercury levels in blue mussels from the two North Sea

sampling areas have declined since the 80s, they are still clearly above the reference levels.

On the basis of these findings, contamination of the German North Sea and Baltic Sea area with Pb, Cd, and Hg is considered to be low to moderate.

With respect to the evaluation of pollutant levels under the aspect of human health, the maximum levels set by the EU Commission for Hg (0.5 µg/g wet weight), Pb (1.5 µg/g wet weight), and Cd (1.0 µg/g wet weight) are applicable. The Pb, Cd, and Hg concentrations found in mussels along the German North Sea coast were clearly below these levels (factor 5 – 10).

14 Organische Schadstoffe

Die überwiegende Anzahl der organischen Schadstoffe stammt aus industrieller Produktion und gelangt durch menschliche Aktivitäten in die Meeresumwelt. Unter den Schadstoffen finden sich viele Verbindungen mit polyzyklischen Strukturen und halogenhaltigen Komponenten (Chlor, Brom, Fluor), von denen die Organochlorverbindungen bisher am intensivsten untersucht worden sind. Die meisten Organochlorverbindungen sind ausgesprochen lipophil (mit Ausnahme der HCH-Isomeren) und damit nur gering wasserlöslich. Sie reichern sich daher besonders in Sedimenten und im Fettgewebe von Organismen an. Da sie zumeist hochgradig persistent sind, d.h. sie werden in der Umwelt kaum oder gar nicht abgebaut, findet innerhalb der Nahrungskette eine Akkumulation statt. Je höher ein Organismus in der Nahrungskette angesiedelt ist, desto größer ist die Anreicherung und damit die Belastung für den Organismus. Neben der unmittelbaren toxischen Wirkung der aufgenommenen Substanzen können im Organismus erzeugte Abbauprodukte zu einer Verstärkung der Schadstoffwirkung führen. Ebenso besitzen viele Schadstoffe auch hormonelle Wirkungen (z. B. DDE, Dieldrin). Diese als Umweltöstrogene oder Xenoöstrogene bezeichneten organischen Verbindungen sind hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung und Struktur - und damit auch in ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften - sehr heterogen. Sie stehen im Verdacht, in die hormonellen Regelkreise von Organismen einzugreifen. Dieses führt zu Funktionsstörungen mit negativen Folgen für Fortpflanzung und Entwicklung.

Autoren des Kapitels 1.4

N. THEOBALD, M. HAARICH, B. STACHEL,
T. PETENATI, B. OBERT, C. SCHRÖTER-KERMANI,
P. BECKER, D. STEFFEN

Messprogramm 1999 - 2002

Wasser

Messungen im Wasser wurden von den Wassergütestellen Elbe und Weser, dem NLÖ (Winter), dem BSH (Sommer) und dem LANU (Winter und Sommer) durchgeführt. Die untersuchten Einzelkomponenten sind allerdings unterschiedlich; bei übereinstimmenden Stoffen sind die Ergebnisse nur eingeschränkt vergleichbar und können daher auch nur bedingt zu einem Gesamtbild zusammengefasst werden. Durch die bei der ARGE Elbe ab 1998 eingeführten Bestimmungsgrenzen von 5 ng/l liegt ein höherer Anteil der Messungen unterhalb dieser Grenzkonzentration; dadurch hat sich die Anzahl verwertbarer Messdaten für die Elbe deutlich verringert.

Sedimente

Sedimente wurden von den Wassergütestellen Elbe und Weser, dem NLÖ, dem LANU, dem BSH und der BfG untersucht.

Im Gegensatz zur Bewertung von Schwermetallbelastungen gibt es für organische Schadstoffe immer noch keine allgemein akzeptierte Normierung. Der organische Anteil des Sediments (TOC = total organic carbon) ist die wesentliche Trägersubstanz für organische Schadstoffe. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass es aufgrund von Herkunft, Alter und Abbau des organischen Materials unterschiedliche TOC-Substrate gibt. Entsprechend können regionale und/oder saisonale Unterschiede im TOC-Gehalt sowie in dessen Zusammensetzung und Sorptionskapazität auftreten. Eine rechnerische Normierung auf TOC kann bei geringen TOC- und/oder Schadstoffgehalten zu Ergebnissen mit großer Ungenauigkeit führen. Hinzu kommen schadstoffspezifische Unterschiede im Bindungsverhalten gegenüber Sedimenten, so dass diese Art der Normierung nicht immer auf alle Schadstoffe anwendbar ist.

Eine andere Möglichkeit wäre der Bezug oder die Analytik in einer bestimmten Kornfraktion des

Sediments. Es besteht bisher jedoch keine Einigung, welche der Fraktionen ($< 20 \mu\text{m}$ oder $< 63 \mu\text{m}$) geeigneter ist. Daher wurden die organischen Schadstoffe im Rahmen des BLMP aus der Gesamtprobe ($< 2 \text{ mm}$) bestimmt. Da für die vorliegenden Daten aus dem Nordsee-Bereich TOC-Werte vorlagen, werden die Daten auch auf TOC normiert dargestellt und diskutiert.

Biota

Ein Überblick zu den Untersuchungen von organischen Schadstoffen in Biota ist in Tabelle 1 zusammengefasst; die geographischen Positionen der Probennahmen sind im Kapitel Anorganische Schadstoffe (1.3) dargestellt. Muscheln wurden an der Westküste von Schleswig-Holstein (LANU, UPB), Helgoland (LANU) und an der ostfriesischen Küste (NLÖ) entnommen und untersucht (Tab. 2). Plattfische wurden aus den Ästuaren und den ostfriesischen Wattgebieten sowie der offenen Nordsee auf organische Schadstoffe untersucht, ebenso Aalmuttern aus dem niedersächsischen (Transekt Varel-Mellum) und aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer (Meldorfer Bucht) beprobt (Umweltprobenbank des Bundes, UPB) (Tab. 3). Flundern und Klie-

schen wurden vor der niedersächsischen Küste in fünf Gebieten gefangen (NLÖ). Die Untersuchungen an Seevogeleiern von Austerfischern und Flusseeeschwalben wurden weitergeführt (IfV). Es liegen Ergebnisse bis 2001 vor. Neben den „klassischen“ chlorierten Kohlenwasserstoffen sind auch einzelne Ergebnisse zu endokrin wirksamen Dieldrin (BFAFi) in Scholle und zinnorganischen Verbindungen in Muscheln (UPB, LANU) aufgeführt (Tab. 1).

Wie aus der Übersichtstabelle 3 ersichtlich, ist die Probenahme von Fischen an der ostfriesischen Küste im Zeitraum von 1999 bis 2002 nicht gleichmäßig für die Gebiete und die beiden Arten Flunder und Kliesche erfolgt. Eine durchgängige Zeitreihe existiert lediglich für Flundern aus der Innenjade. Da das Ernährungsverhalten und die Akkumulation von Schadstoffen zwischen verschiedenen Arten von Plattfischen nicht gleich ist, kann es auch innerhalb eines Fanggebiets zu signifikanten Unterschieden im Schadstoffgehalt kommen, und zwar unabhängig von der Bezugsbasis (Frischgewicht oder Fettgehalt). Es lassen sich daher bei „gemischten“ Zeitreihen Tendenzen nur dann ablesen, wenn die Unterschiede in Gehalt und im Verlauf nicht allzu groß sind.

Gebiet	Probe	Analysierte Verbindungen	Datenquellen*
Schleswig-holsteinsche Küstengewässer und Elbeästuar	Miesmuscheln	HCHs**, HCB**, PCBs, DDT-Gruppe, Zinnorganische Verbindungen	LANU, UPB LANU, UPB
	Vogeleier: Austernfischer Flusseeeschwalbe	HCHs, HCB, PCBs, DDx,	IfV
	Aalmutter	HCHs, HCB, PCBs, DDx,	UPB
Ostfriesische Küste, Jade und Weserästuar	Miesmuscheln	HCHs**, HCB**, PCBs, DDx,	NLÖ, UPB
	Vogeleier: Austernfischer Flusseeeschwalbe	HCHs, HCB, CBs, DDx,	IfV
	Plattfische (Flunder, Kliesche)	HCHs, HCB, CBs, DDx,	NLÖ
	Aalmutter	HCHs, HCB, CBs, DDx,	UPB
Deutsche Bucht	Plattfische (Kliesche, Scholle)	HCHs, HCB, CBs, DDx, Dieldrin	BFAFi

* Abkürzungserklärung s. Abkürzungsverzeichnis S. 289 ff.

** Werte teilweise unterhalb Nachweisgrenze

Tab. 1: Überblick zu den Untersuchungen von organischen Schadstoffen in Biota aus deutschen Nordseegewässern 1999 - 2002

Tab. 1: Monitoring activities on organic contaminants in marine biota in German North Sea waters 1999 - 2002

Probenahmegebiete		Probenahmejahr			
		1999	2000	2001	2002
Helgoland	LANU	X	X	X	X
Nordfriesische Küstengewässer (Norderaue)	LANU	X	X	X	X
Nordfriesische Küstengewässer (Heverstrom)	LANU	X			
Nordfriesische Küstengewässer (Hörnumtief)	LANU				X
Königshafen/Sylt-Römö-Watt	UPB	X	X	X	X
Borkum / Randzel	NLÖ	X	X	X	X
Norderney/Lütetsburger Plate	NLÖ	X	X	X	X
Janssand/Spiekeroog	NLÖ	X	X	X	
Jadebusen/Stollhammer Watt	NLÖ	X	X	X	
Jadebusen/ Eckwarderhörne	UPB	X	X	X	X
Mellum	NLÖ	X	X	X	X
Weser/Meyers Ledge Wursterküste	NLÖ		X	X	

Tab. 2: Räumliche und zeitliche Abdeckung der Probenahme von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der Nordsee für die Analyse von organischen Schadstoffen

Tab. 2: Temporal and spatial pattern of blue mussel (*Mytilus edulis*) sampling in the German North Sea for the determination of organic contaminants

Probenahmegebiete NLÖ	1999		2000		2001		2002	
	Flunder	Kliesche	Flunder	Kliesche	Flunder	Kliesche	Flunder	Kliesche
Borkum	x		x			x		x
Baltrum/Langeoog	x	x	x		x	x		x
Außenjade	x	x						
Innenjade	x		x		x		x	
Weser	x	x			x		x	
UBP	Aalmutter		Aalmutter		Aalmutter		Aalmutter	
Varel-Mellum	x		x		x		x	
Meldorfer Bucht	x		x		x		x	
BFAFi	Scholle		Scholle		Scholle		Scholle	
Deutsche Bucht	x		x					

Tab. 3: Räumliche und zeitliche Abdeckung der Probenahme von Fischen für die Analyse von organischen Schadstoffen

Tab. 3: Temporal and spatial pattern of fish sampling for the determination of organic contaminants

141 Hexachlorcyclohexan-Isomere (α -HCH, β -HCH und γ -HCH)

Hexachlorcyclohexan (HCH) wird seit 1950 weltweit in großen Mengen als Insektizid eingesetzt. Ursprünglich wurde ein technisches HCH-Gemisch verwendet, das aus verschiedenen HCH-Isomeren besteht (α -HCH: ca. 65 - 70 %, β -HCH: ca. 7 - 20 %, γ -HCH: ca. 15 %, δ -HCH: ca. 6 - 10 %, ϵ -HCH: ca. 1 - 2 %). Seit Mitte der siebziger Jahre besteht in den meisten europäischen Ländern ein Anwendungsverbot für das technische Gemisch. In den Industrieländern wird inzwischen nur das reine γ -Isomer (Lindan) verwendet, während in einigen Entwicklungsländern weiterhin auch technisches HCH hergestellt und eingesetzt wird.

Wasser

Die Verteilung der Mittelwerte von α -, β - und γ -HCH (Lindan) in der Deutschen Bucht ist in Abb. 1 wiedergegeben. Während die drei HCH-Isomeren in der Elbe in etwa gleichen Konzentrationen von ca. 1 bis 3 ng/l vorlagen, zeigten sie in der Deutschen Bucht und in den Küstengebieten unterschiedliche Verteilungen.

α -HCH

Die Konzentrationen von α -HCH befanden sich in den Flüssen **Ems** (Herbrum) und **Weser** (Farge) meist unterhalb der Nachweisgrenze von 0,07 ng/l und erreichten maximal Werte von 0,9 ng/l und 9 ng/l. In der **Elbe** lagen die Konzentrationen zwischen 1,5 und 9,7 ng/l (Median: 2,5 ng/l). Damit trug nur die Elbe nennenswert zur Belastung der Deutschen Bucht bei.

An den Stationen der **schleswig-holsteinischen Westküste** lagen die α -HCH Werte stets unter der Nachweisgrenze von 0,07 ng/l. In dem Gebiet der **ostfriesischen Küste** (Inseln, Ems- und Weser-Ästuar) lagen die Werte meist unter der Nachweisgrenze von 0,07 ng/l.

In der Deutschen Bucht zeigte das α -HCH eine recht gleichmäßige Verteilung mit Konzentrationen von 0,06 bis 0,12 ng/l (Juli 2002, Abb. 1), wobei auch in der Elbwasser-Fahne nur leicht erhöhte Konzentrationen gemessen wurden.

Deutlich höhere Konzentrationen traten im Sommer/Herbst 2002 in den Gebieten auf, die von dem Elbe-Hochwasser beeinflusst waren. In der Elbe wurden Werte von bis zu 9,6 ng/l beobachtet, in der Deutschen Bucht von bis zu 0,5 ng/l.

β -HCH

β -HCH war in der Deutschen Bucht nur in den vom Elbwasser beeinflussten Bereichen (Max. bis 1,03 ng/l) zu beobachten. β -HCH wies in der Elbe Median-Konzentrationen von im Mittel 2,7 ng/l auf.

Im extremen Elbe-Hochwasser-Ereignis im Sommer 2002 konnte β -HCH als spezifischer Elbe-Tracer verwendet werden, da in der Elbe Konzentrationen von bis zu 23,3 ng/l beobachtet wurden. Da das β -HCH wesentlich weniger stark erhöht und das γ -HCH fast gar nicht erhöht war, ergab sich in der Hochwasserwelle eine sehr charakteristische Isomeren-Zusammensetzung, die bis in die Deutsche Bucht verfolgt werden konnte. Der Grund für die hohen β -HCH Konzentrationen kann nur in der Freisetzung von Altlasten liegen, wahrscheinlich im Bereich des Mittellaufs der Elbe.

γ -HCH (Lindan)

Die Konzentrationen von γ -HCH variierten in den Flüssen **Ems** (Herbrum) und **Weser** (Farge) zwischen < 0,08 ng/l und 4 ng/l (Median: 0,7 und 0,9 ng/l). In der **Elbe** lagen die Konzentrationen zwischen 1,3 und 3,8 ng/l (Median 1,8 ng/l).

An den Stationen der **schleswig-holsteinischen Küste** lagen die Lindan-Konzentrationen 1999 und 2000 zwischen 0,7 und 1,1 ng/l.

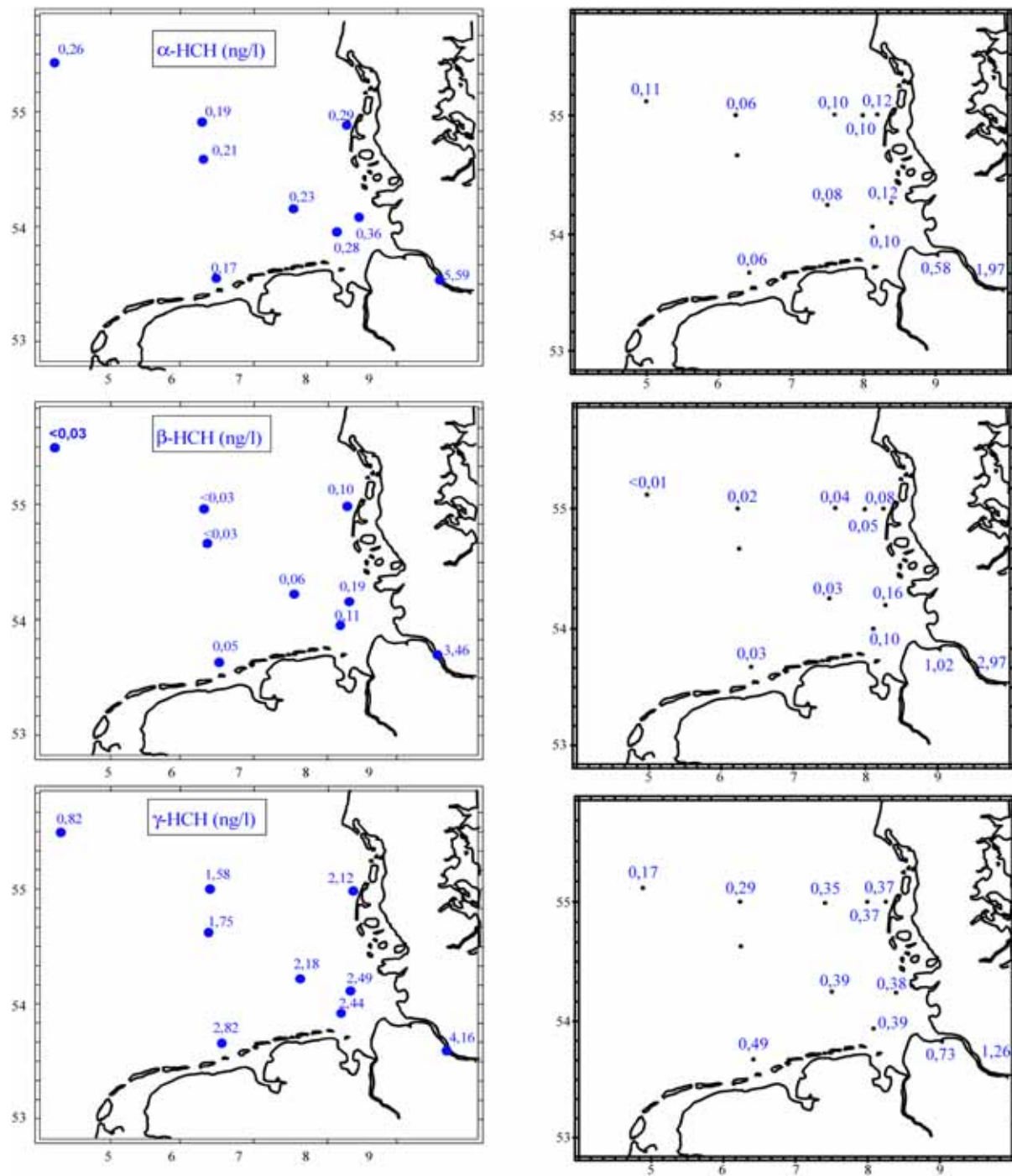


Abb. 1: Verteilung von α -, β - und γ -HCH im Wasser der Deutschen Bucht.
Linke Spalte: 1997/1998 (Mittelwerte) [ng/l]; rechte Spalte: Juli 2002 [ng/l]

Abb. 1: Distribution of α -, β - and γ -HCH in water from the German Bight
Left column in 1997/1998 (mean values) [ng/l]; right column July 2002 [ng/l]

Im Ästuarbereich der Ems und Weser sowie der ganzen **ostfriesischen Küste** lagen die Lindan-Konzentrationen auf einem relativ einheitlichen Niveau. Die Mittelwerte der Wintermessungen 1999 bis 2002 lagen bei 0,4 ng/l, die Maximal-Konzentrationen lagen bei 1 ng/l. Diese Winter-Werte können nicht unmittelbar mit den Sommerwerten des BSH aus der Deutschen Bucht

verglichen werden, da beim Lindan ein saisonaler Einfluss vorhanden ist.

In der **Deutschen Bucht** waren im Sommer 2002 mittlere Gehalte von 0,17 bis 0,49 ng/l zu beobachten. Dabei zeigte sich ein deutliches Konzentrationsgefälle von Süden nach Norden, das nur graduell durch die Elbe beeinflusst wurde.

	Deutsche Bucht			Küsten-nah			Elbe/Ästuar		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
α -HCH	0,047	0,097	0,400	0,056	0,104	0,502	0,581	1,719	9,655
β -HCH	<0,01	0,029	0,786	0,017	0,087	1,043	0,809	2,352	23,27
γ -HCH	0,088	0,289	0,495	0,209	0,379	0,564	0,598	1,137	2,705
HCB	0,002	0,003	0,009	0,004	0,004	0,008	0,066	0,313	0,559

Tab. 4: Mittlere HCH- und HCB-Konzentrationen im Wasser (in ng/l)

Tab. 4: Mean concentrations of HCH and HCB isomers in water (ng/l)

Trend

Da für die HCH-Isomeren verlässliche Messwerte seit 1975 vorliegen, kann die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden. Als Beispiel ist in Abb. 2 die Ent-

wicklung für Station T 41 in der inneren Deutschen Bucht dargestellt: Seit 1986 konnte für α -HCH trotz hoher Schwankungen ein deutlicher Rückgang beobachtet werden. Auch in den Jahren 1999 und 2002 setzte sich diese Abnahme fort.

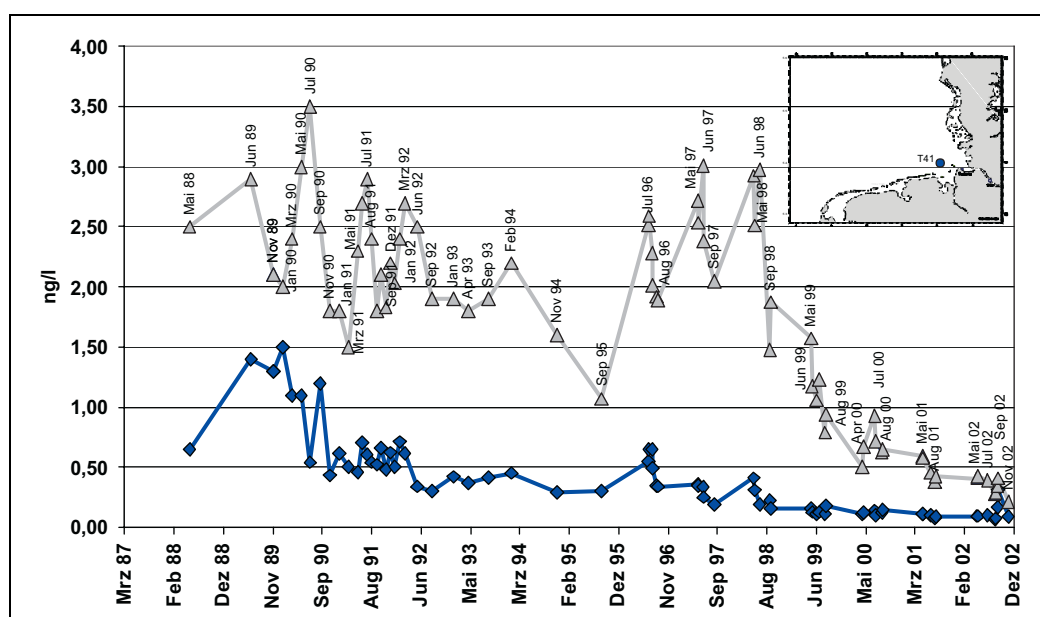


Abb. 2: Entwicklung der α - und γ -HCH-Konzentrationen im Wasser der Deutschen Bucht (Station T 41) seit 1986 (blaue Linie = α -HCH, graue Linie = γ -HCH)

Abb. 2: Temporal trend of α - and γ -HCH concentrations in water from the German Bight (station T 41) since 1986 (blue line = α -HCH, grey line = γ -HCH)

Beim Lindan war bis 1998 eine große Schwankungsbreite festzustellen, die durch eine hohe saisonale Variabilität verstärkt wurde. Hohe Werte waren oft im Frühsommer zu beobachten. Dennoch ist langfristig auch für γ -HCH eine Abnahme festzustellen, die allerdings geringer als beim α -HCH ausfällt und erst bei der Betrachtung des Zeitraums seit 1975 in Erscheinung tritt. In dem Beobachtungszeitraum 1999 bis 2002 war erstmalig eine sehr deutliche Verringerung der γ -HCH Konzentrationen zu beobachten. Von 1998 bis 2002 verringerten sich die Konzentrationen von 3 ng/l auf unter 0,5 ng/l (ca. 85 %). Parallel zu der Abnahme der Konzentrationen war auch eine Verringerung der saisonalen Schwankungen zu beobachten, was mit einer Abnahme der Anwendung im Frühsommer erklärt werden könnte.

Auch auf anderen Stationen waren im Beobachtungszeitraum deutliche Abnahmen festzustellen; so nahm der Median der γ -HCH-Konzentrationen im schleswig-holsteinischen Küstengewässer von 1997/98 zu 1999/2000 von 1,8 ng/l auf 0,8 bis 1 ng/l ab. An der ostfriesischen Küste schwankten die Mittelwerte 1997/98 noch zwischen 1,1 und 1,3 ng/l, während sie 2002 nur noch bei 0,4 ng/l liegen.

Sediment

Aufgrund der relativ polaren Eigenschaften der HCH-Verbindungen findet nur eine geringe Anreicherung im Sediment statt; die Konzentrationen lagen daher häufig unterhalb der Bestimmungsgrenzen.

In **Ems** und **Weser** lagen die Mittelwerte für alle HCH-Isomere unter 0,1 $\mu\text{g/kg}$, in der **Elbe** zwischen 0,03 $\mu\text{g/kg}$ (Cuxhaven) und 0,7 $\mu\text{g/kg}$ (Wedel).

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden für γ -HCH Konzentrationen zwischen $< 0,07 \mu\text{g/kg}$ und $4,8 \mu\text{g/kg}$ (Mittelwert $0,68 \mu\text{g/kg}$ TS) gefunden. Vor der **nordfriesischen Küste** lagen die HCH-Konzentrationen fast ausschließlich unter der Bestimmungsgrenze von $0,2 \mu\text{g/kg}$; nur γ -HCH konnte im Büsumer Watt mit $0,2 \mu\text{g/kg}$ TM nachgewiesen werden (2000).

In der **Deutschen Bucht** waren die höchsten Konzentrationen in Proben von der schlickreichen Station KS11 vor der Elbmündung zu beobachten (Mittelwerte: α -HCH: $0,12 \mu\text{g/kg}$, γ -HCH: $0,13 \mu\text{g/kg}$). Im übrigen Gebiet variierten die Mittelwerte zwischen $0,01$ und $0,06 \mu\text{g/kg}$.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu beobachten.

Biota

Miesmuscheln

Im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** (LANU) ergaben die Messungen für α -HCH, ebenso wie für β - und δ -HCH, keine Werte oberhalb der Nachweisgrenze und sind deshalb in der Tabelle 5 nicht aufgeführt. Die γ -HCH-Konzentrationen haben sich ab 2000 in allen Gebieten auf ein Niveau um $0,2 \mu\text{g/kg}$ FG eingespielt. Am deutlichsten ist der Rückgang bei Helgoland mit 65% innerhalb von drei Jahren zu sehen.

Niedersächsische Küstengewässer (NLÖ):

Die α -HCH-Konzentrationen nehmen sichtbar an den Stationen Borkum und Mellum ab; in den übrigen Gebieten bestimmen starke Schwankungen den Verlauf oder es existieren Datenlücken, so dass keine Aussage über die zeitliche Entwicklung innerhalb dieser Periode gemacht werden kann. Auffällig ist ein Anstieg der Konzentrationen von 2000 zu 2001 an allen Stationen außer Mellum. Bei den γ -HCH-Konzentrationen fällt ebenso wie bei den α - und β -Isomeren das Jahr 2001 an allen Stationen mit einem Anstieg auf das 4- bis 10-fache gegenüber dem Vorjahr aus dem Rahmen. Dieses hat offensichtlich Nachwirkungen auf das Folgejahr 2002, so dass das Niveau von 1999/2000 noch nicht wieder erreicht ist.

HCH µg/kg FG	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Baltrum/Langeoog	Janssand/ Spiekeroog	Mellum	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Meyers Ledge Wursterküste	Hever	Norderaue	Helgoland	Hörnuntief
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	LANU	LANU	LANU	LANU
α-HCH											
1999	0,69	0,47		0,58	0,47	0,58					
2000	0,21	0,08		0,14	0,35	0,24	0,28				
2001	0,33	0,82		0,41	0,20	0,35	0,43				
2002	0,11	0,24			0,20						
β-HCH											
1999	0,78	0,49	–	0,48	0,39	0,54					
2000	0,44	0,25	–	0,61	0,63	0,22	0,41				
2001	2,90	3,70	–	2,54	2,34	2,16	1,93				
γ-HCH											
1999	5,96	3,34		4,40	3,48	4,71		0,20	0,38	0,66	
2000	1,94	1,24		3,21	6,31	2,62	3,53		0,20	0,19	
2001	19,22	25,25		42,04	44,68	20,01	12,56		0,21	0,29	
2002	9,28	6,36			10,20				0,22	0,23	0,15

Tab. 5: α-HCH, β-HCH und γ-HCH in Miesmuscheln aus den Küstengewässern der Deutschen Bucht [µg/kg FG]

Tab. 5: α-HCH, β-HCH und γ-HCH in blue mussels from the German Bight coastal waters [µg/kg ww]

Fische

Bei den Plattfischen in **niedersächsischen Küstengewässern** (NLÖ) ist in der zeitlichen Entwicklung der HCH-Gehalte in Flundern und Klieschen bei allen drei Isomeren ein starker Anstieg im Jahr 2001 zu beobachten (Tab. 6). Gegenüber den Vorjahren werden für α-HCH Anstiege um das 8- bis 30-fache, bei β-HCH ca. 10- bis 20-fache und bei γ-HCH etwa 1,5- bis 8-fache gemessen. Während bei α- und γ-HCH im Jahr 2002 wieder ein starker Rückgang zu sehen ist, ist bei β-HCH dieses nicht zu beobachten. Zu Ursachen für diesen stoffspezifischen und lokalen Anstieg liegen zur Zeit keine plausiblen Informationen vor.

Die HCH-Gehalte in Aalmutter (Küstengewässer) und Scholle (offene See) zeigen bei allen Isomeren eine Fortsetzung des Abwärtstrends bzw. eine Konsolidierung auf niedrigem Niveau (Tab. 7). Die wenigen Aalmutter-Leber-Werte aus den Jahren 1997/98 dienen lediglich zum Vergleich der Gehalte in Muskulatur und Leber, können aber für die zeitliche Beurteilung nicht verwendet werden.

Der Abwärtstrend wird besonders deutlich bei Betrachtung längerer Zeiträume, wie in Abb. 3 dargestellt. Die stärksten Abnahmen waren Anfang der neunziger Jahre zu beobachten.

HCH µg/kg FG		Borkum	Baltrum/ Langeoog	Innenjade	Weser	Außenjade
α-HCH						
Kliesche	1999		0,43		0,92	0,25
	2000					
	2001	12,32	15,3			
	2002	5,09	2,92			
Flunder	1999	0,28	0,48	0,50	0,66	0,67
	2000	0,38	0,27	0,32		
	2001		15,3	4,29	13,8	
	2002			1,70	0,69	
β-HCH						
Kliesche	1999		0,30		0,23	0,11
	2000					
	2001	5,69	3,97			
	2002	5,48	5,85			
Flunder	1999	0,22	0,29	0,17	0,23	0,51
	2000	0,245	0,185	0,33		
	2001		6,73	1,87	2,68	
	2002			2,14	1,54	
γ-HCH						
Kliesche	1999		3,61		4,25	3,06
	2000					
	2001	16,0	5,75			
	2002	5,93	3,84			
Flunder	1999	1,16	2,58	2,37	3,38	2,71
	2000	0,67	1,52	0,91		
	2001		23,7	9,31	10,36	
	2002			6,40	2,06	

Tab. 6: HCH-Gehalte in Plattfischen aus niedersächsischen Küstengewässern [µg/kg FG]

Tab. 6: HCH concentrations in flatfish from the coastal waters of Lower Saxony [µg/kg ww]

HCH µg/kg FG	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum
	α-HCH			β-HCH		γ-HCH		
	Scholle	Aalmutter	Aalmutter	Aalmutter	Aalmutter	Scholle	Aalmutter	Aalmutter
	Leber	Muskel/ Leber	Muskel/ Leber	Muskel/ Leber	Muskel/ Leber	Leber	Muskel/ Leber	Muskel/ Leber
	BFAFi	UPB	UPB	UPB	UPB	BFAFi	UPB	UPB
1997		0,3/3,8	<0,1/1,9	0,5/6,9	<0,1/2,4		2,2/30	2,1/27
1998	0,60	0,5/3,8	<0,1/1,7	0,5/4,5	<0,1/	0,90	1,8/16	1,4/23
1999	0,30	0,2/	0,13/	0,79/	0,14/	2,30	0,7/	0,47/
2000	0,24	0,16/	0,07/	0,70/	0,10/	0,58	0,65/	0,71/
2001		0,18/	0,07/	0,38/	0,04/		0,89/	0,44/
2002		0,11/	0,07/	0,22/	0,04/		0,28/	0,56/

Tab. 7: HCH-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht und Aalmuttern aus den Küstengewässern

Tab. 7: HCH concentrations in plaice from the German Bight and eel pout from the coastal waters

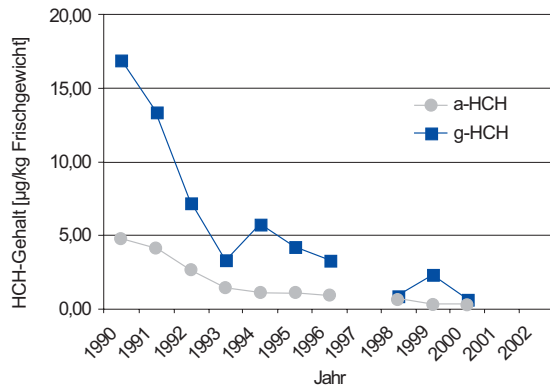


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der HCH-Konzentrationen in der Leber von Schollen aus der Deutschen Bucht

Fig. 3: Temporal trend of HCH concentrations in liver of plaice from the German Bight

Vergleichende HCH-Betrachtung

Für die HCH-Isomere weist Wasser als Untersuchungs-Matrix deutliche Vorteile auf; es sind sowohl klare räumliche Strukturen als auch zeitliche Trends zu beobachten. Die Anreicherung vom Wasser zum Sediment (Faktor: 10 – 100) ist relativ gering und bringt für die analytischen Bestimmungen keine Vorteile. Durch den Einfluss der unterschiedlichen Sedimenteigenschaften wird die Interpretation räumlicher Strukturen erschwert; auch zeitliche Trendausagen sind z. Z. nicht möglich. Die Anreicherung in den untersuchten Fischen beträgt ca. 1000 (Muskel) bis 10000 (Leber). Hier werden bei langjähriger Betrachtung (ab 1987) abnehmende Trends erkennbar.

142 Hexachlorbenzol (HCB)

Hexachlorbenzol (HCB) wurde als Weichmacher und Flammschutzmittel für Kunststoffe und Schmiermittel, vor allem aber als Fungizid in Holzschutzmitteln angewandt; ferner gelangt es bei der Herstellung von Lösungsmitteln und beim Verbrennen chlorhaltiger Produkte in die Umwelt. Herstellung und Weiterverarbeitung wurden in Deutschland 1993 eingestellt, Emissionen fallen jedoch immer noch aus der Hausmüllverbrennung und anderen Verbrennungsprozessen sowie bei der CKW-Herstellung an.

Wasser

In **Ems** (Herbrum) und **Weser** (Farge) lagen die Mittelwerte der HCB-Konzentrationen im Bereich von < 0,06 ng/l, mit Maximal-Werten von 0,6 und 0,2 ng/l. Im **Elbe-Ästuar** (Stade bis Cuxhaven) wurde ein Median-Wert von 0,31 ng/l errechnet, wobei die gemessenen Konzentrationen zwischen 0,066 bis 0,55 ng/l variierten.

An den **Küstenstationen Schleswig-Holsteins** lagen die HCB-Gehalte unter der analytischen Bestimmungsgrenze des für diesen Bereich zuständigen Laboratoriums von 0,7 ng/l. In den Ems- und Weser-Ästuaren und an den Stationen der **ostfriesischen Inseln** wurden Mittelwerte der Wintermessungen von < 0,06 ng/l beobachtet.

In der Elbe-Fahne waren Median-Werte im Sommer 2002 bis zu 0,022 ng/l zu finden (Station 30). In der übrigen **Deutschen Bucht** liegen die Konzentrationen im Mittel bei 0,003 ng/l.

Aufgrund der niedrigen Konzentrationen, der damit verbundenen relativ hohen Variabilität der Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen konnten keine zeitlichen **Trends** beobachtet werden.

Sediment

HCB ist auf den meisten der untersuchten Stationen in den Sedimenten nachweisbar (Abb. 4). In der **Ems** lagen die Konzentrationen bei < 0,1 µg/kg; in der **Weser** lagen die Mittelwerts-Konzentrationen für 1999/2002 zwischen 0,25 und 0,35 µg/kg TM. Deutlich höher war die Belastung der schwebstoffbürtigen Sedimente in der **Elbe**, in der mittlere Werte von 1,4 bis 8,2 µg/kg TM beobachtet wurden.

Vor der **ostfriesischen Küste** lag der Mittelwert bei 0,22 µg/kg TM (Einzelwerte bewegten sich zwischen < 0,07 µg/kg und 2,2 µg/kg). Vor der nordfriesischen Küste lagen die Konzentrationen zwischen < 0,03 µg/kg und 0,06 µg/kg TM.

In der **Deutschen Bucht** variierten die Gehalte zwischen < 0,01 und 2,8 µg/kg TM mit einem Gesamtmittelwert von 0,19 µg/kg TM; die

höchsten Werte wurden in der Elbfahne auf Station KS 8 mit einem Mittelwert von 0,6 µg/kg TM gefunden.

Die hohe Variabilität der Werte erschwert die Interpretation erheblich; der z. T. sehr große Unterschied zwischen Mittelwerten und Medianen deutet auf Ausreißer hin. Bei der Betrachtung der Konzentrationen bezogen auf den organischen Gehalt (TOC) ist – erwartungsgemäß – eine Nivellierung der Werte festzustellen: die meisten Konzentrationen lagen im Bereich von 6 bis 24 ng/g TOC (Abb. 4); dies gilt sowohl für die Fluss- und Küstensedimente als

auch für die der offenen Nordsee. Somit ergibt sich insgesamt eine recht geringe Belastung bei hoher Variabilität von Einzelwerten. Deutlich höhere Konzentrationen wurden allerdings in den Sedimenten der Elbe (267 bis 376 ng/g TOC) und der Elbmündung gemessen (Station KS11: 49,7 ng/g TOC). Diese hohen Konzentrationen in den Elbsedimenten und denen der Elbfahne fielen auch bezogen auf die Trockenmasse (TM) als stark erhöht auf.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.

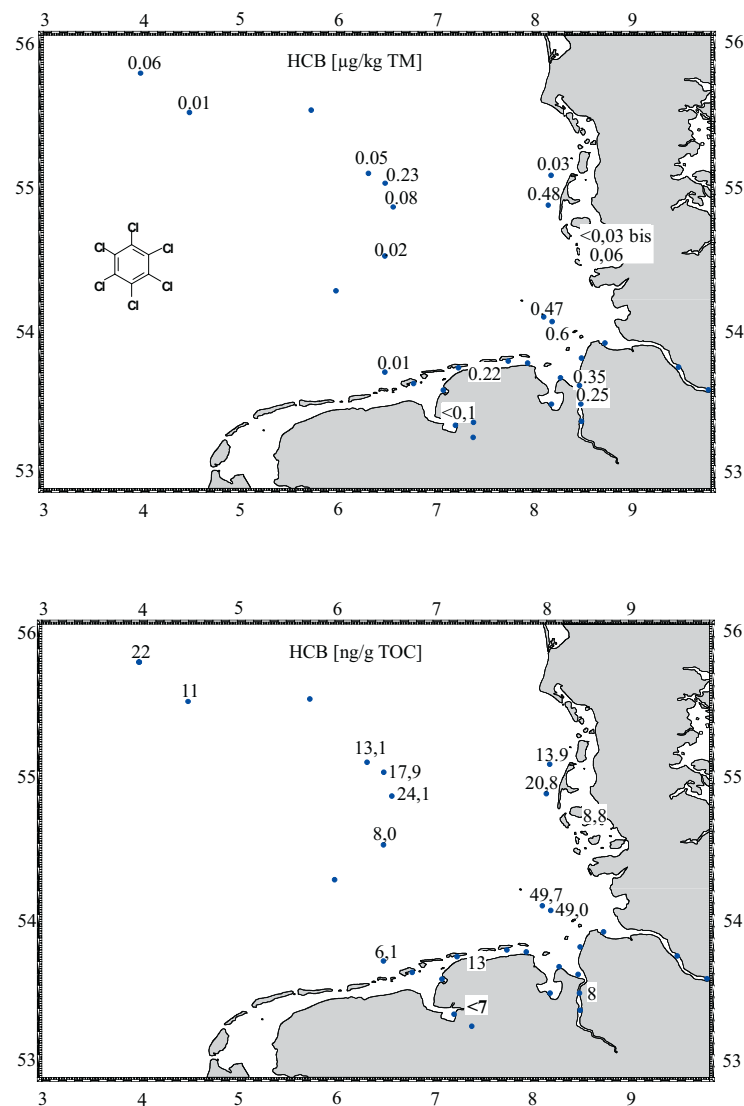


Abb. 4: HCB-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse (µg/kg TM) und auf organischen Kohlenstoff (ng/g TOC) im Oberflächensediment der Deutschen Bucht (Mittelwerte 1999 - 2002)

Fig. 4: HCB concentrations related to dry weight (µg/kg dw) and to organic carbon (ng/g TOC) in surface sediments from the German Bight (mean values 1999 - 2002)

Biota

Miesmuscheln

Im **schleswig-holsteinischen Küstengewässer** (LANU) ergaben die Messungen für HCB keine Werte oberhalb der Nachweisgrenze.

Im **niedersächsischen Küstengewässer** (NLÖ, Abb. 5) sind die HCB-Konzentrationen in Miesmuscheln an allen Stationen mit Ausnahme der Außenweser (Meyers Ledge) kontinuierlich gesunken: Innerhalb von zwei Jahren (Spiekeroog und Jadebusen) auf weniger als ein Drittel, innerhalb von drei Jahren (Borkum, Norderney und Mellum) auf weniger als 15 % der Werte von 1999.

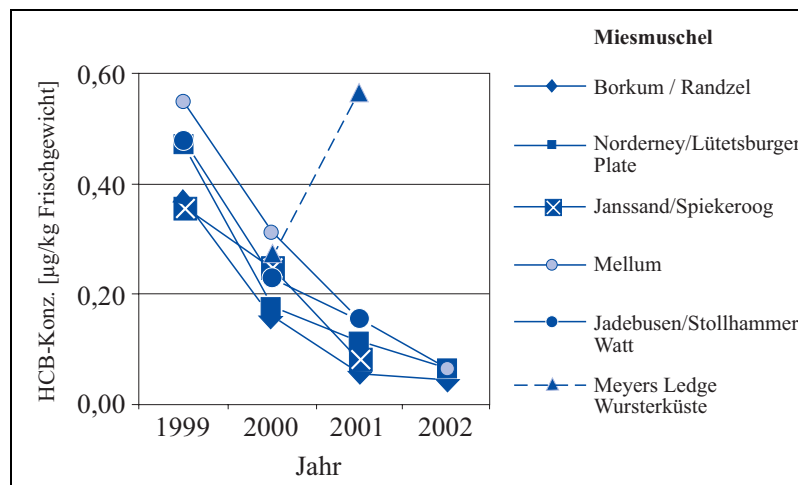


Abb. 5: HCB in Miesmuscheln aus niedersächsischen Küstengewässern

Fig. 5: HCB in blue mussels from the coastal waters of Lower Saxony

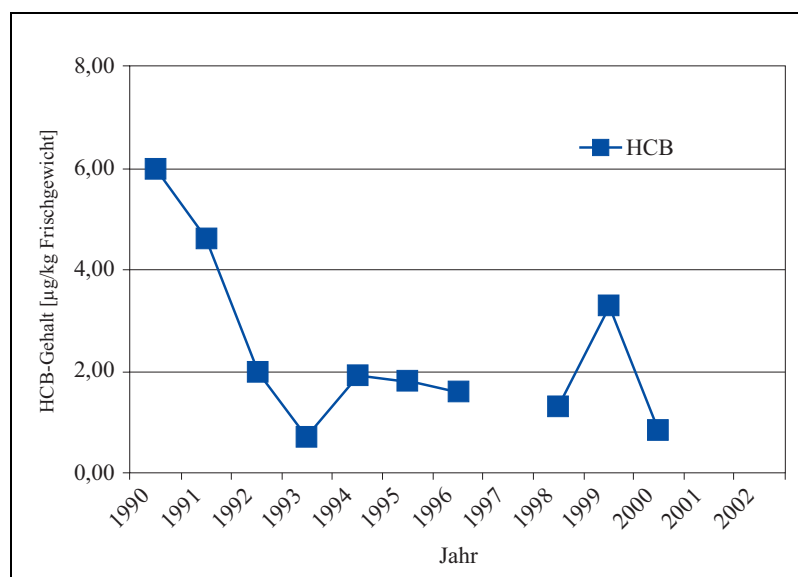


Abb. 6: Zeitlicher Verlauf der HCB-Konzentrationen in der Leber von Schollen aus der Deutschen Bucht

Fig. 6: Temporal trend of HCB concentrations in liver of plaice from the German Bight

HCB µg/kg FG	[µg/kg FG]	Borkum	Baltrum/ Langeoog	Innenjade	Weser	Außenjade
Kliesche	1999		3,58		0,96	2,12
	2000					
	2001	1,71	1,18			
	2002	5,47	3,32			
Flunder	1999	0,65	2,12	0,68	1,69	1,28
	2000	0,24	2,74	0,33		
	2001		2,28	0,55	0,67	
	2002			2,42	2,41	

Tab. 8: HCB-Gehalte in Leberproben von Plattfischen aus niedersächsischen Küstengewässern

Tab. 8: HCB concentrations in liver tissue of flatfish from the coastal waters of Lower Saxony

HCB [µg/kg FG]	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum
	Scholle Leber BFAFi	Aalmutter Muskel/Leber UPB	Aalmutter Muskel/Leber UPB
1997		1,2/14	0,4/4,6
1998	1,30	0,5/5,7	0,2/4,0
1999	3,30	0,9	0,3
2000	0,84	0,96	0,35
2001		0,43	0,28
2002		0,4	0,24

Tab. 9: HCB-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht und Aalmuttern aus den Küstengewässern

Tab. 9: HCB concentrations in plaice from the German Bight and eel pout from the coastal waters

143 Polychlorierte Biphenyle

Polychlorierte Biphenyle (PCB) stellen eine Verbindungs-Klasse dar, die aus 209 isomeren und homologen Vertretern (Kongeneren) besteht. PCB werden seit Ende der 20er Jahre industriell in großen Mengen hergestellt und verwendet. PCB sind giftig und zeigten im Tierversuch krebserregende Wirkung. Im tierischen Organismus werden sie kaum abgebaut, sondern reichern sich zu hohen Konzentrationen an. Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften wurden sie in den unterschiedlichsten Bereichen verwendet, z. B. als Kühl- und Isolierflüssigkeiten in Transformatoren, als Weichmacher für Lacke und Klebstoffe sowie als Hydraulikflüssigkeiten und Wärmeüberträgeröle. Der Einsatz der PCB ist seit 1976 durch verschiedene Gesetze und Richtlinien stark eingeschränkt. In Deutschland werden PCB seit 1983 nicht mehr produziert, international wurde 1989 ein Produktionsverbot ausgesprochen. Aktuelle Quellen für PCB sind jedoch nach wie vor alte Anlagen und Geräte.

Wasser

Die PCB-Konzentrationen lagen in der **Ems** und **Weser**, in ihren Ästuaren und im Gebiet vor der ostfriesischen Küste (Inseln) im Mittel unter der

Bestimmungsgrenze; für das PCB153 wurden Mittelwerte von < 0,2 ng/l, für die Summe der PCB (7 Kongenere) Mittelwerte von < 1,8 ng/l beobachtet. Für PCB153 wurden vereinzelt Maximalwerte von 0,6 bis 3 ng/l beobachtet.

Im **Elbe-Ästuar** wurde 2002 für das PCB153 ein Median-Wert von 0,16 ng/l beobachtet, wobei die Konzentrationen zwischen 0,063 bis 0,25 ng/l variierten.

Auf den **Küstenstationen Schleswig-Holsteins** wurden ab 1999 keine PCB-Bestimmungen im Wasser mehr durchgeführt, da die Konzentrationen in den Vorjahren stets unter der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 ng/l lagen.

Auf küstennahen Stationen der **Deutschen Bucht** waren PCB153-Werte zwischen 0,005 und 0,018 ng/l (Median: 0,007 ng/l) zu finden. In der übrigen Deutschen Bucht lagen die Konzentrationen im Mittel bei 0,002 ng/l (Bereich 0,001 bis 0,008 ng/l).

Aufgrund der niedrigen Konzentrationen und der damit verbundenen relativ hohen Variabilität der Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen konnten keine zeitlichen **Trends** beobachtet werden.

	Deutsche Bucht			Küstennah			Elbe/Ästuar		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
CB28	<0,001	0,001	0,004	0,002	0,003	0,006	0,014	0,029	0,043
CB52	<0,001	0,001	0,009	0,002	0,003	0,005	0,022	0,063	0,104
CB153	0,001	0,002	0,008	0,005	0,007	0,018	0,063	0,161	0,258

Tab. 10: PCB-Konzentrationen im Seewasser der Deutschen Bucht [ng/l]

Tab. 10: PCB concentrations in sea water from the German Bight [ng/l]

Sediment

Die Summe der PCB nehmen unter den CKW mengenmäßig eine dominierende Stellung ein. Von den 209 theoretisch möglichen Isomeren wurden 10 (bzw. 7) Komponenten von den Tri-

bis zu den Heptachlorbiphenylen (PCB28, (31), 52, 101, (105), 118, 138, 153, (156), 180) quantitativ ausgewertet. Die Gehalte aller untersuchten Komponenten lagen in der Regel über der Nachweisgrenze, wobei die PCB-Isomere 153 und 138 jeweils den größten Anteil ausmachten (Tab. 11).

	CB 153	PCB-(S7)	CB 153	PCB-(S7)
	µg/kg TM	µg/kg TM	ng/g TOC	ng/g TOC
Elbe	3,3	12	125	449
Weser	3,8	12	101	320
Ems	0,3–1	1,0–3,8	14–130	48–540
Ostfriesische Küste	0,7	4,4	45	270
Nordfriesische Küste	n.n.	0,7	n.n.	24
Deutsche Bucht	0,22		43	

Tab. 11: Mittlere PCB-Gehalte in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

Tab. 11: Mean PCB concentrations in sediments from the German Bight and its tributaries

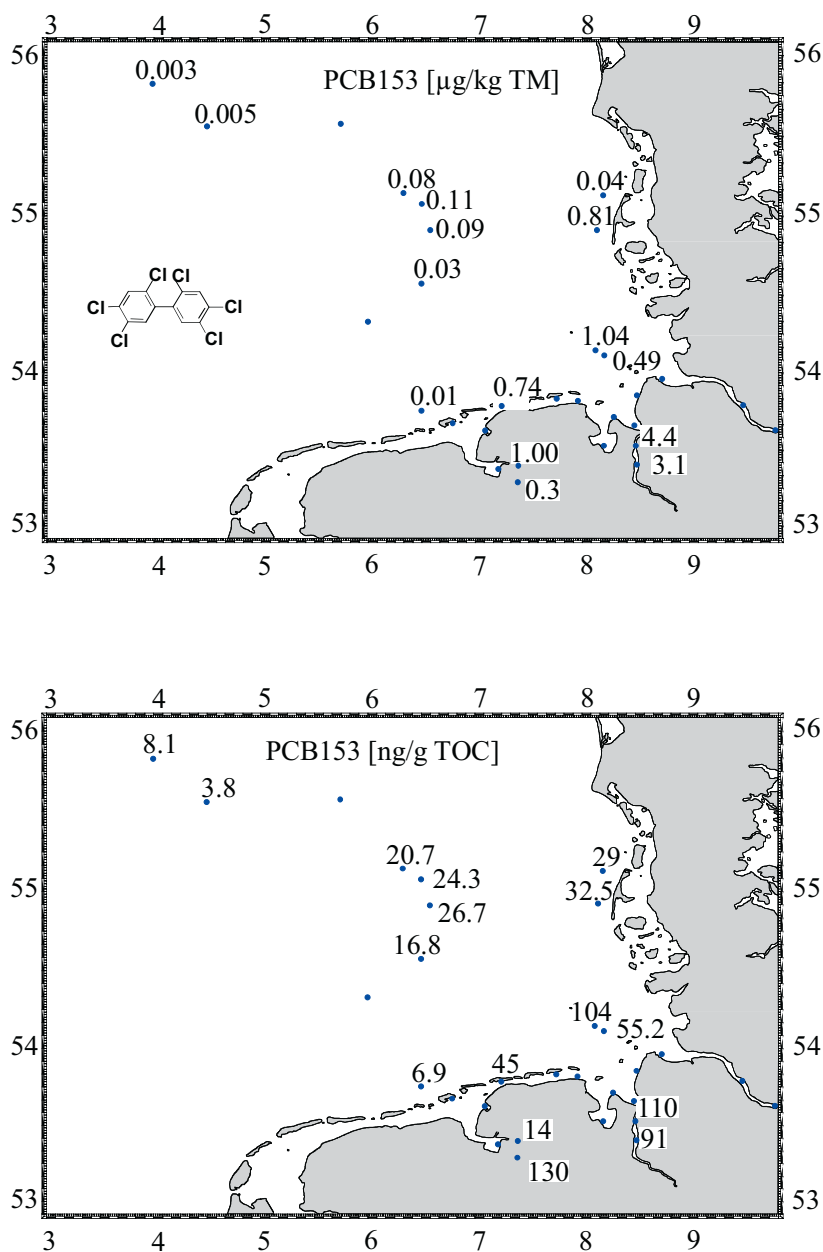


Abb. 7: CB153-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse (µg/kg TM) und auf den organischen Kohlenstoff-Gehalt (ng/g TOC) im Oberflächenwasser (Mittelwerte 1999 - 2002)

Fig. 7: CB-153 concentrations related to dry weight (µg/kg dw) and organic carbon (ng/g TOC) in surface sediments from the German Bight (mean values 1999 - 2002)

In **Elbe**, **Weser** und **Ems** lagen die Mittelwerte der Summe von 7 PCB zwischen 1 und 12 µg/kg TM; im Gegensatz zum HCB waren bei den PCB in allen drei Flüssen sehr ähnliche Konzentrationen zu finden, was auf diffusere Quellen hinweist.

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden mittlere Gehalte von 0,7 µg/kg beobachtet. Im **nordfriesischen Watt** sind die 10 untersuchten PCB-Kongeneren im Jahr 2000 überwiegend „nicht nachweisbar“ gewesen, bzw. sie lagen unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

In der **Deutschen Bucht** variierten die mittleren Konzentrationen zwischen 0,01 und 0,6 µg/kg TM. Maximalwerte wurden bei den schlickigen Stationen KS 8 und KS 11 vor der Elbmündung mit bis zu 2,8 µg/kg TM gefunden.

Betrachtet man die Konzentrationen sowohl bezogen auf TM als auch auf TOC, so fallen zwei Gebiete in der Deutschen Bucht auf: KS11/KS8 vor der Elbmündung und die Stationen um WB5 in der zentralen DB (hoher TOC Gehalt). Bezogen auf den organischen Gehalt wies die Station KS 11 mit PCB153-Konzentrationen von 104 ng/g TOC ähnlich hohe Werte auf, wie sie in den Flüssen zu beobachten waren. Verglichen mit der Konzentrationsverteilung in den Jahren 1997 bis 1998 sind in Einzelheiten durchaus leichte Unterschiede feststellbar, diese müssen aber mit der hohen Variabilität und dem Auftreten von „Ausreißern“ erklärt werden.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.

Biota

Miesmuscheln

Bei den PCB-Gehalten zeigen die Messwerte ein sehr uneinheitliches Bild. Bei den vom NLÖ gemessenen Stationen an der niedersächsischen Küste ist nach einem extremen Abfall von 1999 nach 2000 auf etwa ein Zehntel, ein erneuter Anstieg um den Faktor drei zu beobachten (nur quantifizierbar an den Stationen, wo Werte für 2002 vorliegen). Diese Entwicklung ist bei der von der Umweltprobenbank betreuten Station Eckwarderhörne/Jadebusen nicht zu beobachten, ebenso nicht an den Stationen der nordfriesischen Küste.

Die Summe von 5 CB-Kongeneren (PCB-(S5)-Werte der UPB) in Miesmuscheln liegt logischerweise niedriger als die Summe von 7 CB-Kongeneren (PCB-(S7)); bei den NLÖ-Proben macht der Anteil der in PCB-(S5) nicht berücksichtigten Kongenere CB28 und CB52 in den Jahren unterschiedlich zwischen im Mittel 4,5 und 11,5 % aus. Dieses reicht aber nicht aus, um die beobachteten Unterschiede zu erklären. Neben möglichen kleinräumigen lokalen Einflüssen können auch die unterschiedlichen Probenahmezeiten eine Rolle gespielt haben.

PCB (PCB-(S7)) *(PCB-(S5)) [µg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderney/ Lütetsburger Plate	Baltrum/Langeoog	Janssand/Spiekerhoog	Mellum	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Meyers Ledge Wursterküste	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Hever	Norderau	Helgoland	Hörnuntief
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB*	UPB*	LANU	LANU	LANU	LANU
1999	47,8	45,0		43,6	42,8	53,6		6,36	2,03	8,4	5,13	7,59	
2000	3,95	4,12		4,32	5,58	4,57	8,25	7,07	1,43		7,6	9,31	
2001	3,69	3,63		2,79	3,82	4,27	6,26	4,59	1,25		5,04	8,99	
2002	13,30	14,35			10,45			3,95	0,81		7,48	5,06	6,15

Tab. 12: PCB-Gehalte in Miesmuscheln aus den Küstengewässern der Deutschen Bucht und von Helgoland

Tab. 12: PCB concentrations in blue mussels from the coastal waters of the German Bight and the isle of Helgoland

Fische

Sowohl Kliesche als auch Flunder zeigen in allen Proben nach Werten in den Jahren 1999/2000 zwischen 30-70 µg/kg Frischgewicht in den Folgejahren einen starken Anstieg auf ca. 120-170 µg/kg, teilweise mit mehr als einer Verdopplung pro Jahr (Tab. 13).

In den Aalmuttern der Station Varel-Mellum als auch in der Meldorfer Bucht vor der nordfriesischen Küste ist dagegen im gleichen Zeitraum von 2000 bis 2002 eine langsame, aber stetige Abnahme der PCB-Gehalte zu sehen. Die Schollen aus dem Gebiet nordwestlich von Helgoland haben nach dem kurzen Anstieg von 1998 nach 1999 um den Faktor drei im Jahr 2000 wieder das Niveau von 1999 von ca. 26 µg/kg FG erreicht und den langzeitigen Abwärtstrend fortgesetzt (Tab. 14).

PCB-(S7) [µg/kg FG]		Borkum	Baltrum/ Langeoog	Innenjade	Weser	Außenjade
Kliesche	1999		62,3		56,5	68,4
	2000					
	2001	78,2	90,9			
	2002	164	120			
Flunder	1999	31,4	45,9	35,2	63,6	46,9
	2000	14,0	40,2	18,8		
	2001		83,2	66,7	75,9	
	2002			155 0	149 0	

Tab. 13: PCB-Gehalte im Lebergewebe von Plattfischen aus niedersächsischen Küstengewässern

Tab. 13: PCBs in liver tissue of flatfish from the coastal waters of Lower Saxony

PCB-(S7) [µg/kg FG]	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum
	Scholle Leber BFAFi	Aalmutter Muskel/Leber UPB	Aalmutter Muskel/Leber UPB
1990	96,6		
1991	73,1		
1992	85,6		
1993	66,4		
1994	80,0		
1995	57,1		
1996	44,1		
1997		9,8/125	11/117
1998	25,7	10/163	11/182
1999	74,6		
2000	26,1	18,9	21,6
2001		12,8	16,4
2002		7,1	14,3

Tab. 14: PCB-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht und Aalmuttern aus den Küstengewässern

Tab. 14: PCBs in plaice from the German Bight and eel pout from the coastal waters

144 DDT-Gruppe

Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) ist ein Insektizid, das seit den 30er Jahren in der Land- und Forstwirtschaft zur Bekämpfung von Schadinsekten eingesetzt wird. Seine Anwendung wurde in der BRD 1972 und in der ehemaligen DDR 1988 verboten. In einigen Entwicklungsländern kommt DDT nach wie vor zur Anwendung. Über die Atmosphäre und den Import von Agrarprodukten gelangt DDT auch weiterhin nach Europa. Neben dem Haupt-Isomeren p,p'-DDT werden meistens auch die Hauptabbauprodukte p,p'-DDE und p,p'-DDD bestimmt.

Wasser

Die Flüsse **Ems** und **Weser** waren nur sehr gering mit DDT und seinen Metaboliten DDD und DDE belastet. Im Berichtszeitraum lagen die Mittelwerte unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 ng/l. Vereinzelt traten jedoch auch Maxima von 0,6 bis 3 ng/l auf. In der **Elbe** wur-

den für die häufigste Verbindung der DDT-Gruppe, das p,p'-DDD, ein Median von 0,648 ng/l beobachtet; für p,p'-DDE lag der Median bei 0,111 ng/l, für p,p'-DDT bei 0,091 ng/l.

An der **nordfriesischen Küste** wurde die DDT-Gruppe im Wasser nicht bestimmt. In den Ästuaren von Ems und Weser, sowie vor der **ostfriesischen Küste** wurden für das DDT und DDD Mittelwerte von <0,1 ng/l beobachtet. Vereinzelt traten jedoch auch Maxima von 0,6 bis 6 ng/l auf

Auf küstennahen Stationen waren im Sommer 2002 Maximalwerte bis zu 0,041 ng/l für DDD zu finden (Median: 0,01 ng/l). DDE lag bei maximal 0,008 ng/l und DDT bei höchstens 0,005 ng/l. In der übrigen **Deutschen Bucht** lagen die Median-Konzentrationen unter 0,001 ng/l, vgl. Tab. 15.

Zeitliche Trends sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu erkennen.

	Deutsche Bucht			Küsten-nah			Elbe/Ästuar		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
DDDpp	<0,001	<0,001	0,003	0,003	0,010	0,041	0,258	0,648	1,037
DDEpp	<0,001	<0,001	0,002	<0,001	0,002	0,008	0,038	0,111	0,184
DDTpp	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,005	0,049	0,091	0,133
HCBd	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,012	0,096	0,179
TrCB123	<0,005	<0,005	0,007	<0,005	<0,005	0,007	0,012	0,024	0,035
TrCB124	<0,005	0,031	0,049	<0,005	0,048	0,119	0,181	0,251	0,32
TrCB135	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,000	0,012	0,093	0,145	0,197

Tab. 15: Konzentrationen der DDT-Gruppe HCBd und von Trichlorbenzolen im Seewasser der Deutschen Bucht [ng/l]

Tab. 15: Concentrations of the DDT group HCBd and trichlorobenzenes in water from the German Bight [ng/l]

Sediment

Das p,p'-DDT konnte aus analytisch-technischen Gründen häufig nicht quantitativ ausgewertet werden; diese Probleme traten insbesondere bei sehr niedrigen Konzentrationen auf. Das p,p'-DDE und p,p'-DDD konnten in nahezu

allen Proben nachgewiesen werden, mittlere Konzentrationen zeigt Tab.16.

In **Weser** und **Ems** lagen die Werte von DDE und DDD zwischen < 0,1 und 2,7 µg/kg TM während in der **Elbe** deutlich höhere Konzentrationen zu beobachten waren (0,43 bis 5,35 µg/kg TM).

	DDDpp µg/kg TM	DDEpp µg/kg TM	DDTpp µg/kg TM	DDDpp ng/g TOC	DDEpp ng/g TOC	DDTpp ng/g TOC
Elbe	4,4	1,6	1,0	220	81	50,07
Weser	0,9	0,6	1,0	23	16	29,5
Ems	0,1	0,2	<0,1	10,6	17,6	< 0,1
Ostfries. Küste	0,3	0,2	0,4	15	9,1	24
Deutsche Bucht	0,4	0,15	0,18	39,1	16,7	23,4

Tab. 16: Mittlere DDT-, DDD- und DDE-Gehalte in Sedimenten der Deutschen Bucht und ihrer Zuflüsse

Tab. 16: Mean concentrations of DDT, DDD, and DDE in sediments from the German Bight and its tributaries

Vor der **ostfriesischen Küste** wurden Werte zwischen < 0,1 und 4,3 µg/kg TM gefunden. Im Bereich der **nordfriesischen Inseln** wurden keine Bestimmungen durchgeführt.

In der **Deutschen Bucht** lagen die Mittelwerte für DDD zwischen < 0,003 und 1,0 µg/kg TM;

wie bei den anderen Schadstoffen wurden die höchsten Werte auf der Station KS11 vor der Elbmündung beobachtet. Bezogen auf den organischen Gehalt liegen die Werte in der Deutschen Bucht im Bereich von 1,4 bis 98 ng/g TOC vor und damit höher als die Werte in der Ems und Weser (Abb. 8).

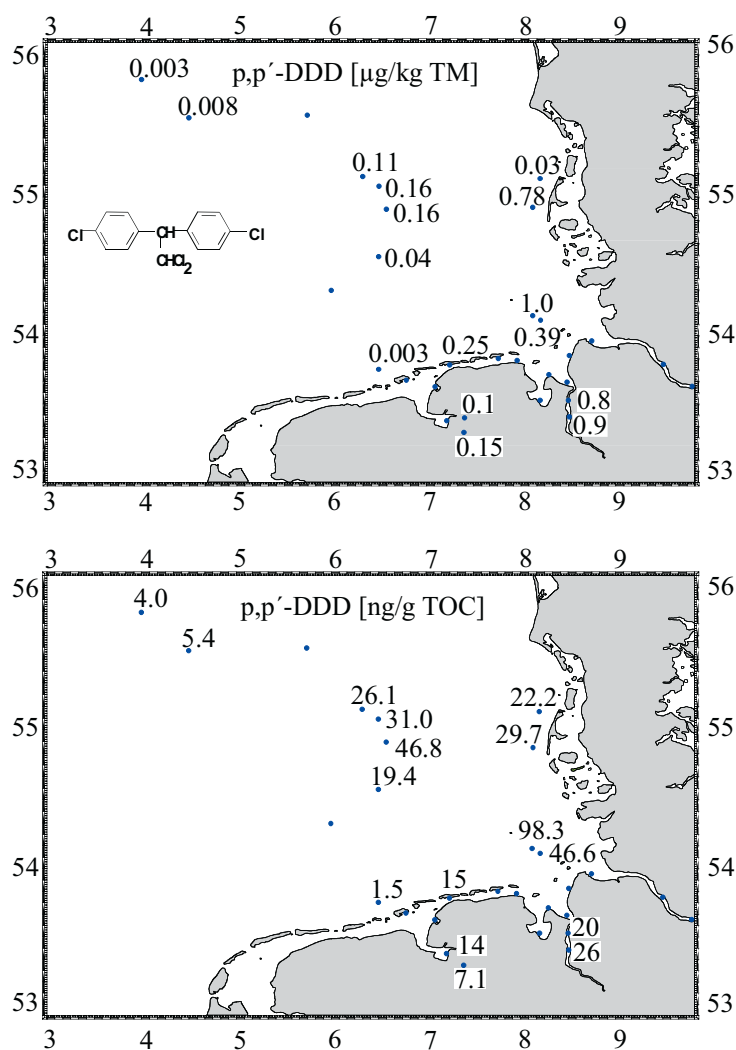


Abb. 8: DDT-Konzentrationen bezogen auf Trockenmasse (µg/kg TM) und auf den organischen Kohlenstoff-Gehalt (ng/g TOC) im Oberflächenwasser (Mittelwerte 1999 - 2002)

Fig. 8: DDT concentrations related to dry weight (µg/kg dw) and organic carbon (ng/g TOC) in surface water from the German Bight (mean values 1999 - 2002)

Biota

Miesmuscheln

In der DDT-Gruppe werden als Summe üblicherweise die p,p'-(bzw. 4,4'-)Verbindungen von DDT, DDD und DDE erfasst. Werden im Einzelfall auch o,p-Verbindungen mit einbezogen, so sind die Konzentrationen zumeist unterhalb der Bestimmungsgrenze und tragen zu einem vernachlässigbar kleinen Teil zur Summe bei. Insofern wird hier kein Unterschied zwischen den unterschiedlichen Summenbildungen der beteiligten Labore gemacht. Im Folgenden wird unter DDT die Summe von DDT und dessen Abbauprodukten verstanden.

Die DDT-Gehalte in den Muscheln aus den niedersächsischen Küstengewässern zeigen bis auf die Station Mellum von 1999 bis 2001 eine stetige Abnahme, dann, vergleichbar den PCBs, einen erneuten Anstieg zum Jahr 2002. Lediglich an der Station Eckwarderhörne, an welcher nach der Station bei List/Sylt in Nordfriesischem Wattenmeer insgesamt die niedrigsten Werte gemessen wurden, setzt sich der Abwärtstrend auch 2002 fort. Die Station auf Helgoland zeigt alternierend Werte zwischen 1,1 und 1,8 µg/kg, so dass keine Tendenz zu erkennen ist. An der Station Norderaue vor Nordfriesland alternieren die Werte ebenfalls, allerdings in den Maxima mit zunehmenden Werten. Eine Tendenz lässt sich aus der kurzen Zeitreihe aber nicht ableiten (Tab. 17).

sDDx-pp [µg/kg FG]	Borkum/Randzel	Norderne/ Lütetsburger Plate	Baltrum/Langeoog	Janssand/ Spiekeroog	Mellum	Jadebusen/ Stollhammer Watt	Meyers Ledge Wursterküste	Eckwarderhörne/ Jadebusen	Königshafen/ Sylt-Römö-Watt	Hever	Norderaue	Helgoland	Hörmuntief
	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	NLÖ	UPB*	UPB*	LANU	LANU	LANU	LANU
1999	1,31	1,33		1,31	1,42	1,39		0,55	0,62	2	1,14	1,98	
2000	1,33	0,83		0,91	2,02	0,83	1,47	0,75	0,30		1,4	1,33	
2001	0,28	0,37		0,25	0,39	0,41	0,86	0,39	0,29		1,05	2,03	
2002	0,95	1,12			0,95			0,11	0,10		1,76	1,15	1,2

Tab. 17: DDT-Gehalte in Miesmuscheln aus den Küstengewässern der Deutschen Bucht und von Helgoland

Tab. 17: DDT in blue mussels from the coastal waters of the German Bight and the isle of Heligoland

Fische

Bei den Plattfischen aus den niedersächsischen Küstengewässern ist mit Ausnahme der Station Borkum bei den Flundern ab dem Jahr 2000 keine Abnahme der DDT-Konzentrationen zu erkennen. Die wenigen Klieschendaten lassen keine Aussage über die zeitliche Entwicklung zu (Tab. 18).

Die Gehalte in Aalmuttern haben nach einem kurzzeitigen Anstieg im Jahr 2000 das Niveau von 1999 wieder unterschritten. Die Proben aus der Meldorfer Bucht weisen im Vergleich zu den Aalmuttern von Varel/Mellum etwa doppelt so hohe Gehalte aus. In den Schollen aus der offenen See hat sich nach der kurzen Störung im Jahr 1999 der Abwärtstrend auch 2000 fortgesetzt (Tab. 19).

SDDT [µg/kg FG]		Borkum	Baltrum/ Langeoog	Innenjade	Weser	Außenjade
Kliesche	1999		18,3		13,3	17,7
	2000					
	2001	15,2	6,8			
	2002	13,0	10,2			
Flunder	1999	8,2	10,8	8,9	17,5	11,5
	2000	2,6	15,8	3,8		
	2001		17,9	6,4	9,3	
	2002			10,3	14,9	

Tab. 18: DDT-Gehalte in Plattfischen aus niedersächsischen Küstengewässern

Tab. 18: DDT in flatfish (dab and flounder) from the coastal waters of Lower Saxony

SDDT [µg/kg FG]	Deutsche Bucht	Meldorfer Bucht	Varel-Mellum
	Scholle Leber BFAFi	Aalmutter Muskel/Leber UPB	Aalmutter Muskel/Leber UPB
1993	11,45		
1994	10,24		
1995	7,03		
1996	4,95		
1997			
1998	2,80		
1999	11,40	2,73	1,52
2000	3,68	5,71	1,71
2001		3,84	1,39
2002		2,45	1,3

Tab. 19: DDT-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht und Aalmuttern aus den Küstengewässern

Tab. 19: DDT in plaice from the German Bight and eel pout from the coastal waters

145 Dieldrin

Biota

Fische

Die Dieldrinwerte in Schollen zeigen zwischen den Jahren starke Schwankungen (Tab. 20). Die bisher niedrigsten Gehalte mit Werten um

1 µg/kg FG wurden im Zeitraum von 1993 bis 2000 innerhalb der letzten drei Jahre dieser Periode gemessen und deuten zumindest darauf hin, dass die Gehalte insgesamt niedriger werden (Tab. 20).

Dieldrin	Scholle/Leber – Deutsche Bucht							
BFAFi	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
[µg/kg FG]	4,7	6,1	7,0	4,2		0,8	5,1	1,2

Tab. 20: Dieldrin-Gehalte in Schollen aus der Deutschen Bucht

Tab. 20: Dieldrin concentrations in plaice from the German Bight

146 Kohlenwasserstoffe

Aliphatische Kohlenwasserstoffe – Alkane

Erdölkohlenwasserstoffe (EKW) sind die Hauptbestandteile des Erdöls, das aus einem Gemisch aus Tausenden verschiedener Kohlenwasserstoffe besteht. Mengenmäßig ist die Gruppe der Aliphaten (n-Alkane) am bedeutendsten, während aus toxikologischer Sicht die Aromaten am wichtigsten sind. EKW sind wenig wasserlöslich und werden an Schwebstoffen und Sedimenten stark angereichert. Erdölkohlenwasserstoffe sind chemisch sehr stabil, jedoch werden einige Alkane relativ leicht biochemisch abgebaut.

Erdöl wird weltweit in großen Mengen gefördert, transportiert und verarbeitet, so dass eine besondere Umweltbeobachtung vor allem aufgrund der großen Mengen angezeigt ist. Kohlenwasserstoffe werden aus der Luft, durch die Flüsse, von Schiffen und Offshore-Förderanlagen ins Meer eingetragen.

Die früher zur Untersuchung der Umweltbelastung durch EKW verwendete summarische Größe „Gesamtkohlenwasserstoff“ wurde ab 2001 nicht mehr bestimmt. Stattdessen wurden ausgewählte Einzelkomponenten, wie n-Alkane und Aromaten, erfasst. Einige der im Erdöl vorkommenden Kohlenwasserstoffe (z. B. n-Alkane) können auch durch pflanzliche oder tierische Organismen gebildet werden. Eine Unterscheidung zwischen biogenem und petrogenem Ursprung ist durch Betrachtung der relativen Konzentrationen der einzelnen Kohlenwasserstoffe zueinander möglich. Bei den Alkanen weist eine Verteilung mit Bevorzugung ungeradzahlgiger Kettenlängen auf Landpflanzen als Ursprung hin. Aber auch Algen sind Produzenten bestimmter n-Alkane. Als Maß für den Anteil an biogenen Alkanen wird der „Carbon Preference Index“ (CPI) verwendet, der für petrogene Muster etwa 1 und für biogene Muster > 4 ist.

Der Konzentrationsbereich der Summe der Aliphaten lag 2002 zwischen 9,4 ng/l in der äußeren Deutschen Bucht und 190 ng/l bei Stade. Der Grund für den relativ geringen Gradienten liegt in der Zusammensetzung der Alkane und dem relativ hohen biogenen Anteil. Die Median-Konzentrationen einzelner n-Alkane (C₂₀ bis C₃₀) lagen in der Deutschen Bucht zwischen 0,5 und 2,8 ng/l, Spitzenwerte traten vereinzelt bis zu 10 ng/l auf. Tabelle 21 gibt einen Überblick über die Konzentrationen im Jahr 2002. Die alternierende Konzentrationsverteilung mit Bevorzugung ungeradzahlgiger Kettenlängen (Maximum meist bei C₂₉) deutete auf Landpflanzen als Ursprung hin. Allerdings wies der „Carbon Preference Index“ bei küstenferneren Stationen auch auf einen gewissen Anteil petrogener Alkane hin. In den Monaten mit starker Primärproduktion (Mai bis Juli) überragten C₁₇ (bis 77 ng/l) und C₁₉ (bis 52 ng/l) alle anderen Alkane, vereinzelt war auch C₁₅ stark gegenüber den übrigen Kohlenwasserstoffen erhöht (bis 9 ng/l). Alle drei Alkane sind bekannte Stoffwechselprodukte von Algen.

Aufgrund der hohen Variabilität waren keine zeitlichen Entwicklungen zu beobachten.

	Deutsche Bucht			Küsten-nah			Elbe/ Ästuar		
ng/l	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
C12	<0,1	0,83	1,31	<0,1	1,20	2,80	3,83	4,66	5,5
C13	<0,1	0,45	0,97	<0,1	0,58	1,89	1,88	2,79	3,71
C14	0,35	1,05	1,70	0,11	1,14	1,25	3,16	3,24	3,31
C15	1,68	3,88	9,22	1,32	2,29	6,48	4,66	5,65	6,64
C16	0,62	1,10	1,71	0,56	1,05	1,24	2,45	2,57	2,70
C17	0,56	2,22	73,53	1,03	3,12	76,74	4,02	18,25	31,7
C18	0,46	1,64	13,62	0,7	5,60	16,65	2,04	2,97	3,90
C19	0,32	4,05	52,07	1,32	21,07	46,47	2,11	6,42	10,72
C20	0,26	0,51	1,57	0,51	0,81	1,93	1,66	1,97	2,28
C21	0,25	0,63	2,20	0,67	1,35	2,78	4,30	4,80	5,30
C22	0,28	0,68	2,56	0,45	1,03	3,11	2,90	3,59	4,27
C23	0,28	0,75	3,17	0,7	1,78	3,98	7,44	8,13	8,82
C24	0,30	0,76	2,78	0,66	1,44	3,25	4,66	5,28	5,90
C25	0,49	1,39	3,74	1,24	2,67	4,62	12,18	15,74	19,29
C26	0,44	1,37	3,04	0,89	1,98	3,75	8,28	9,54	10,80
C27	0,5	1,40	2,76	0,97	1,79	4,76	11,70	15,88	20,05
C28	0,36	0,99	3,66	0,40	1,24	2,68	1,41	3,04	8,05
C29	0,53	2,13	6,04	1,23	2,81	10,62	5,57	10,52	23,34
C30	0,28	0,79	3,65	0,29	0,97	3,76	1,347	2,43	7,532
PHY	0,07	0,17	0,98	0,05	0,19	0,26	1,11	2,17	3,23
PRI	1,32	5,48	13,79	1,71	4,66	14,78	2,21	2,80	3,38

Tab. 21: n-Alkan-Konzentrationen im Wasser der Deutschen Bucht im Jahr 2002

Tab. 21: n-alkane concentrations in water from the German Bight in 2002

147 Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, engl. PAH) sind organische Verbindungen, die aus zwei oder mehreren kondensierten, aromatischen Ringen bestehen. Von den Hunderten von PAK, die bisher in der Umwelt nachgewiesen wurden, wird nur eine begrenzte Auswahl für Monitoring-Untersuchungen herangezogen. PAK sind als reine Kohlenwasserstoffe wenig wasserlöslich, zeigen eine hohe

Affinität zu festen Oberflächen und werden an Schwebstoffen, Sedimenten und in Biota stark angereichert. Sie entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen von organischem Material (Holz, Kohle, Benzin, Öl) und sind ferner im Steinkohlenteer und im Erdöl vorhanden. Einige PAK lösen Haut- und Lungenkrebs aus. Wegen der hohen Expositionswahrscheinlichkeit und ihres ubiquitären Vorkommens gelten sie als prioritär zu berücksichtigende Umweltkanzerogene. In die Meeresumwelt werden sie hauptsächlich direkt aus der Luft und durch die Flüsse eingetragen. Aufgrund ihrer hohen Affinität zu Schwebstoffen sind sehr starke Gradienten von den Fluss-Ästuaren und der Küste (hohe Schwebstoffgehalte) zur offenen See (geringe Schwebstoffgehalte) zu beobachten.

Wasser

Für die nord- und ostfriesischen Küsten-Stationen liegen keine PAK-Messungen vor. In den Flüssen Ems und Weser wurden für Fluoren Konzentrationen von < 2 ng/l und 3 ng/l beobachtet; für Fluoranthen 7 ng/l und 12 ng/l und für Benz[a]pyren 15 ng/l und 14 ng/l.

Die Konzentrationen der Einzel-PAK variierten in der **Deutschen Bucht** und **Elbe** - je nach Substanz und Ort - im Bereich von 6,9 ng/l bis unter 0,005 ng/l. Bei den hochkondensierten 5- und 6-Ring-Aromaten ist zur Küste hin ein sehr starker Gradient zu beobachten, während bei den 2- und 3-Ring-Aromaten der Gradient weniger steil ausfällt. Während 2- bis 4-Ring-Aromaten (Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthen, Pyren) in der offenen See im Bereich von 0,1 bis 6,9 ng/l vorlagen, wiesen 5- und 6-Ring-Aromaten hier nur noch Konzentrationen von 0,003 bis 0,9 ng/l auf. Der Grund dafür liegt vor allem darin, dass die hochkondensierten polyzyklischen Aromaten eine sehr

große Affinität zu Schwebstoffen zeigen, so dass ihre Konzentrationen besonders stark vom Schwebstoffgehalt abhängen und einen steileren Gradienten von der Küste zur offenen See aufweisen als die besser wasserlöslichen, niedrig kondensierten 2- und 3-Ring-Aromaten.

Die zeitliche Abhängigkeit der Einzelkomponenten-Konzentrationen ist ähnlich komplex wie die der „Gesamt-Kohlenwasserstoff-Konzentration“ und erlaubt momentan keine Aussagen zu einem eindeutigen langfristigen Trend. Die jahreszeitlichen Schwankungen sind in Abb. 9 zu sehen: Die PAK-Konzentrationen durchlaufen im Sommer (Aug./Sept.) an allen Stationen ein Minimum. Die höheren Konzentrationen im April und November sind sowohl auf höhere Schwebstoffgehalte als auch auf höhere Einträge durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe zurückzuführen. Die relativ hohen Naphthalin-Werte im November sind möglicherweise durch einen geringeren Abbau und eine geringe Verdampfung bei tieferen Temperaturen zu erklären.

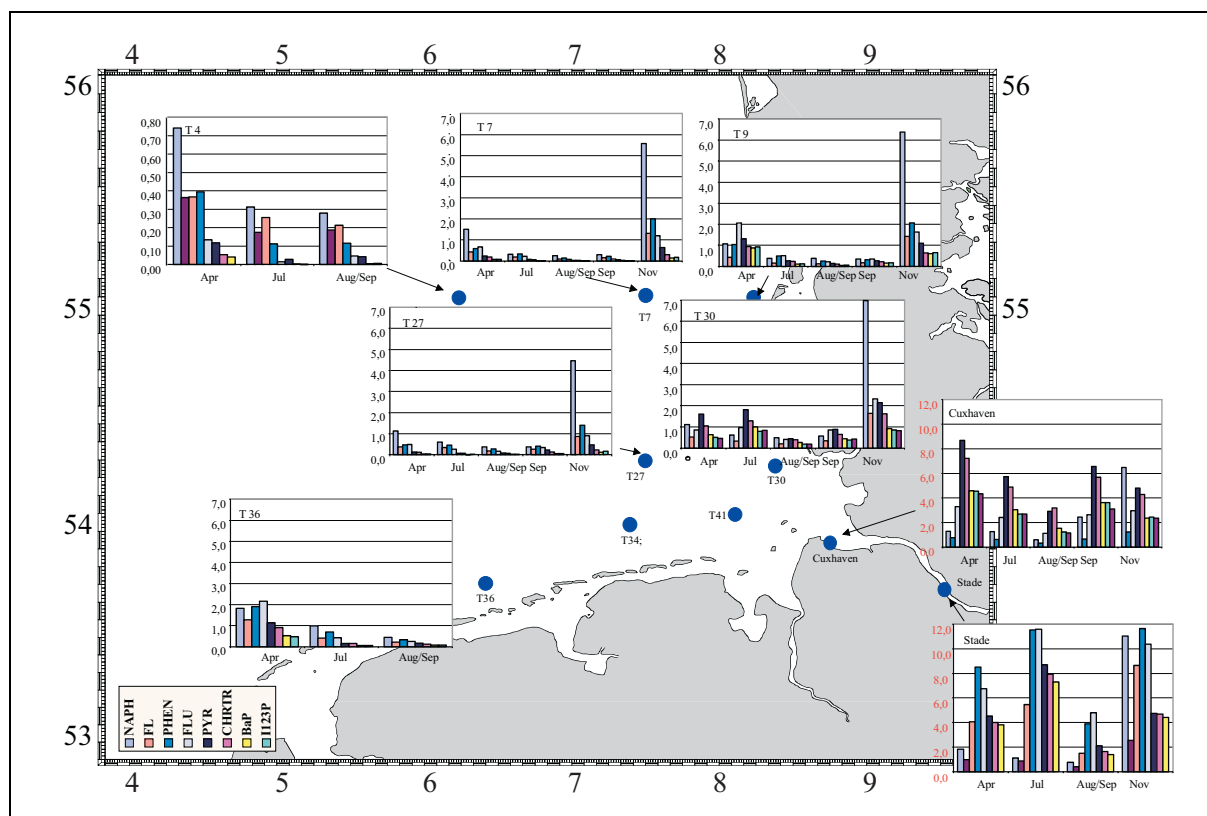


Abb. 9: Konzentrationen ausgewählter PAK (ng/l) im Jahr 2002

Fig. 9: Concentrations of selected PAH (ng/l) in 2002

Sediment

Die Konzentrationen der PAK im Sediment waren ca. 100 bis 1000 mal höher als die der chlorierten Kohlenwasserstoffe und konnten auf allen Stationen nachgewiesen werden. Die Muster der Einzelverbindungen sind relativ ähnlich, daher kann stellvertretend für alle PAK das Benzo[a]pyren (BaP) als ein typischer Vertreter für die Diskussion der Überwachungsergebnisse herangezogen werden (Abb. 10).

Die mittleren Konzentrationen des BaP variierten in den drei Flüssen **Ems**, **Weser** und **Elbe** von 16 bis 117 $\mu\text{g/kg TM}$.

Vor der **ostfriesischen Küste** wurde ein mittlerer Wert von 36 $\mu\text{g/kg TM}$ beobachtet. Im Bereich der **nordfriesischen Küste** wurden keine PAK bestimmt.

In der **Deutschen Bucht** lagen die Mittelwerte des BaP zwischen 0,4 und 31,2 $\mu\text{g/kg TM}$; die höchsten Werte wurden wie bei den CKW vor der Elbmündung (KS11) und an Stationen mit relativ hohen TOC-Gehalten in der zentralen Deutschen Bucht (WB 5, WB1 und UE20) beobachtet.

Die PAK weisen die gleichmäßigste Verteilung aller Schadstoffe im Sediment auf; dies wird insbesondere deutlich, wenn die Konzentrationen bezogen auf TOC betrachtet werden. Hier variierten die Werte nur noch in dem Bereich von 0,5 bis 6 $\mu\text{g/g TOC}$, wobei zwischen Sedimenten der offenen See und der Flüsse praktisch kein Unterschied mehr vorhanden ist. Der Grund für eine fehlende Struktur ist höchstwahrscheinlich der sehr diffuse Eintrag der PAK und das ubiquitäre Vorkommen in der Umwelt.

Zeitliche **Trends** sind aufgrund der hohen Variabilität der Werte und des relativ kurzen Beobachtungszeitraums nicht zu beobachten.

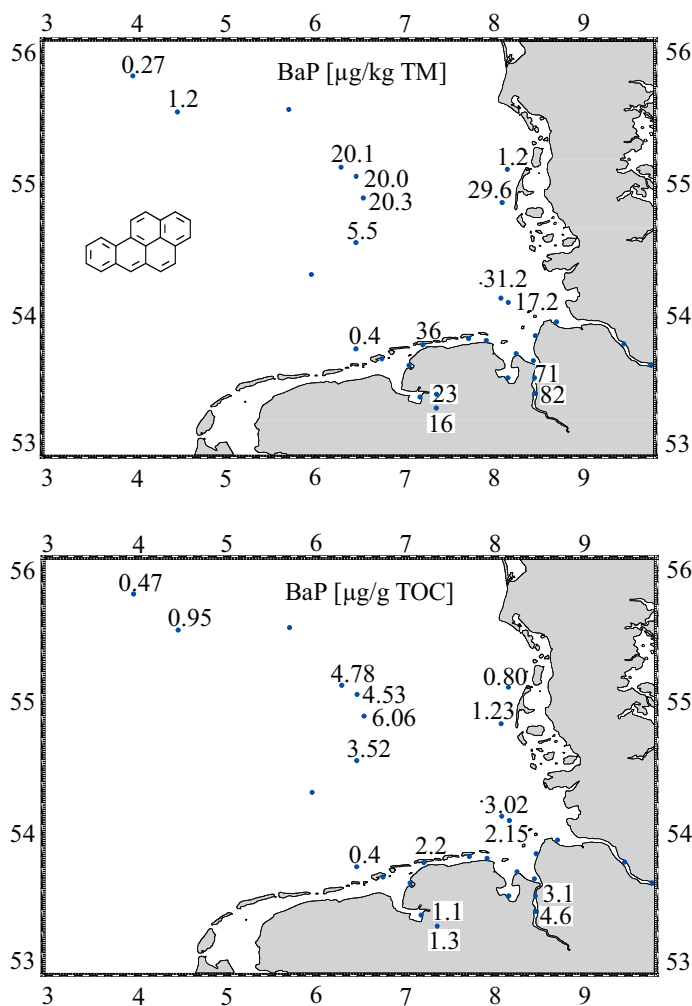


Abb. 10: Benzo[a]Pyren-Konzentrationen im Oberflächensediment (Mittelwerte 1999 - 2002)

Fig. 10: Benzo[a]pyrene concentrations in surface sediments (mean values 1999 - 2002)

148 Zinnorganische Verbindungen

Organozinnverbindungen werden in unterschiedlichen Bereichen großtechnisch eingesetzt. Neben der Verwendung von Mono- und Dialkylzinnverbindungen als Stabilisatoren und Katalysatoren in der kunststoffverarbeitenden Industrie werden Tributylzinnverbindungen (TBT) insbesondere in Antifouling-Farben zur Verhinderung von Bewuchs auf Schiffsrümpfen eingesetzt. Durch seine hormonähnliche Wirkung hat es bereits in extrem niedrigen Konzentrationen (wenige ng/l) Einfluss auf das Reproduktionssystem mariner Schneckenarten, was zur Vermännlichung der weiblichen Tiere (Imposex- und Intersexphänomen) und damit zum Verlust der Fortpflanzungsfähigkeit führen kann.

Wasser

Zinnorganische Stoffe im Wasser wurden nur vom BSH bestimmt.

Die Tab. 22 zeigt die Mittelwerte der Bestimmungen von 1999 bis 2001, die Abb. 11 zeigt die räumliche Verteilung in der Deutschen Bucht.

Bei der Toxizitäts-Betrachtung sollten auch die Abbau-Produkte DBT (Dibutylzinn) und MBT (Monobutylzinn) nicht außer Acht gelassen werden, die zwar nicht ganz so stark toxisch sind wie TBT, jedoch eine nicht zu vernachlässigende Toxizität aufweisen. Sie sind in ähnlichen Konzentrationen wie das TBT selbst zu finden.

In der Elbe sind TBT-Konzentrationen von 20 bis 50 ng/, bei Cuxhaven ca. 4 ng/l l zu finden.

Station	Anzahl	MBT	DBT	TBT	TTBT	MOT	DOT	TCxT	TPhT
T1, T2, T4	5	0,3	0,3	0,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,00
T9	3	0,2	0,3	0,3	0,1	0,0	0,2	0,0	0,04
T27	3	0,5	0,7	0,7	0,1	0,0	0,2	0,0	0,01
T30	6	0,5	0,9	0,8	0,0	0,0	0,2	0,0	0,1
T36	4	0,4	1,0	2,8	0,1	0,0	0,1	0,0	0,04
T41	3	0,5	1,0	1,2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,05
Cuxh	4	2,7	2,3	4,3	0,3	0,1	0,1	0,0	0,18
Stade	1	9,2	11,9	24,9	3,1	0,3	0,1		0,23
NOK Brunsb.	1	5,4	9,7	12,4	0,0	0,3	0,5	0,0	0,27

Tab. 22: Konzentrations-Mittelwerte [ng/l] von zinnorganischen Schadstoffen auf ausgewählten Stationen

Tab. 22: Mean concentrations [ng/l] of organotin compounds at selected stations

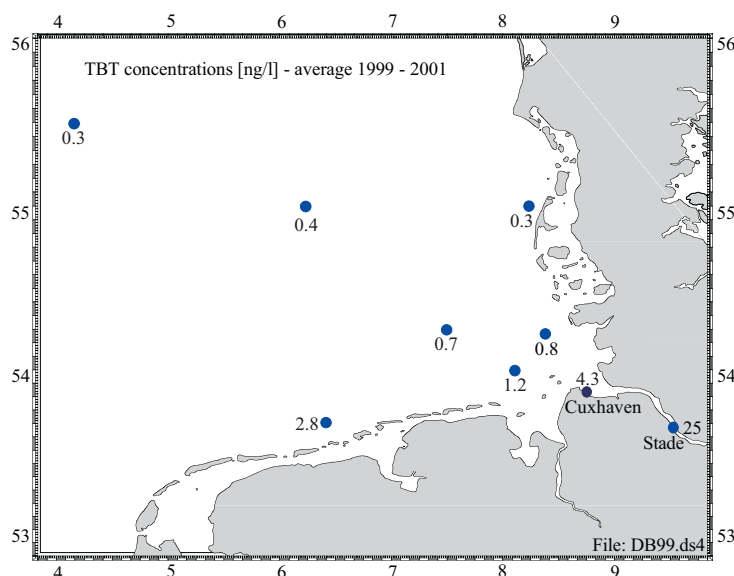


Abb. 11: TBT-Konzentrationen (ng/l) im Oberflächenwasser (Mittelwerte 1999 - 2001)

Fig. 11: TBT concentrations (ng/l) in surface water (mean concentrations 1999 - 2001)

In Küstennähe der Deutschen Bucht liegen die Konzentrationen zwischen 0,7 und 3 ng/l - somit immer noch in oder nahe bei der Wirkschwelle von 1 bis 2 ng/l. Küstenfern liegen die Konzentrationen bei 0,3 bis 0,7 ng/l.

Sediment

Die schwebstoffbürtigen Sedimente der Elbe waren nach Messungen der BfG und der ARGE Elbe deutlich mit zinnorganischen Schadstoffen kontaminiert. Wie Tab. 23 zeigt, waren die Elbe-Sedimente bereits oberhalb des Hamburger Hafens bei Geesthacht mit ca 50 µg/kg TM mit Butylzinnverbindungen belastet. Dabei lagen die homologen mono- bis tetra-Butylzinn-Verbindungen (MBT bis TTBT) in recht gleichmäßigen Konzentrationen vor. Nach dem Hamburger Hafen und in der Tideelbe nahmen die Werte für MBT, DBT und TTBT ab, während das TBT zunächst auf 126 µg/kg TM deut-

lich anstieg und erst in Cuxhaven auf 25 µg/kg absank. Die anderen untersuchten Zinnorganischen Verbindungen - Triphenylzinn (TPhT) und Tri-Cyclohexylzinn (TCyT) - lagen meist unter 1 µg/kg TM. Insgesamt liegt die Belastung nahe oder über den derzeit als Wirkschwelle für marine Vorderkiemenschnecken angesehenen Wert von 50 µg Sn/kg TM.

In der Ems lagen die TBT-Konzentrationen unter der Bestimmungsgrenze von 1 µg Sn/kg TM. In der Weser lagen sie im Mittel bei 50 µg/kg TM (940 ng Sn/g TOC). Im ostfriesischen Küstengebiet wurden mittlere Konzentrationen von 2,9 µg Sn/kg TM (180 ng SN/g TOC) beobachtet.

An der nordfriesischen Küste waren an keiner Station zinnorganische Verbindungen nachweisbar. In der Deutschen Bucht wurden in dem Berichtszeitraum noch keine zinnorganischen Verbindungen im Sediment bestimmt

Ort	%-Anteil < 20µm	MBT	DBT	TBT	TTBT	TPhT	TCyT
Geesthacht	78,1	53,6	33,4	53,4	40,4	0,6	0,5
Wedel	45,6	25,4	22,6	126,6	10,5	0,7	0,5
Bützfleth	29,4	28,4	17,8	71,4	8,7	2,2	
Brunsbüttel	71,6	29,2	14,7	82,7	12,2	0,9	0,5
Cuxhaven	27,3	9,6	5,1	25,4	3,3	0,5	0,5

Tab. 23: Mittelwerte der Jahresmittelwerte 1999-2002 von Organozinn-Verbindungen in der Elbe [µg/kg TM]

Tab. 23: Mean values of the 1999 – 2002 annual means of organotin compounds in the river Elbe [µg/kg dw]

Biota

Miesmuscheln

Schon Anfang der 80er Jahre wurde die weitreichende Schädigung mariner Organismen durch organische Zinnverbindungen offensichtlich, die sich insbesondere in der reduzierten bzw. ausbleibenden Fortpflanzungsfähigkeit von Schnecken und Austern manifestierte.

Im marinen Bereich ging zwischen 1985 bis 1999 die Belastung der Biota mit Triphenylzinnverbindungen sehr deutlich zurück, während die Konzentrationen von Tributylzinn (TBT) in marinen Biota auf hohem Niveau konstant blieben (RÜDEL et al. [2003]).

Zur Erfassung potentieller Problemgebiete hat die OSPAR-Kommission ökotoxikologische Bewertungskriterien für TBT in Miesmuscheln in Höhe von 1 bis 10 ng/g TG festgelegt.

Königshafen/List und Eckwarderhörne/Jadebusen (UPB): Die TBT-Konzentrationen in Miesmuscheln von List/Königshafen überstiegen im Beobachtungszeitraum (1986 bis 1999) den Indikatorwert für potentielle Problemgebiete um das 5- bis 11-fache und in Miesmuscheln von Eckwarderhörne um das 10- bis 20-fache (Abb. 12).

Um die in der Abbildung gezeigten Konzentrationen mit Werten auf Frischgewichtsbasis vergleichen zu können, sind die Werte durch 5 zu dividieren.

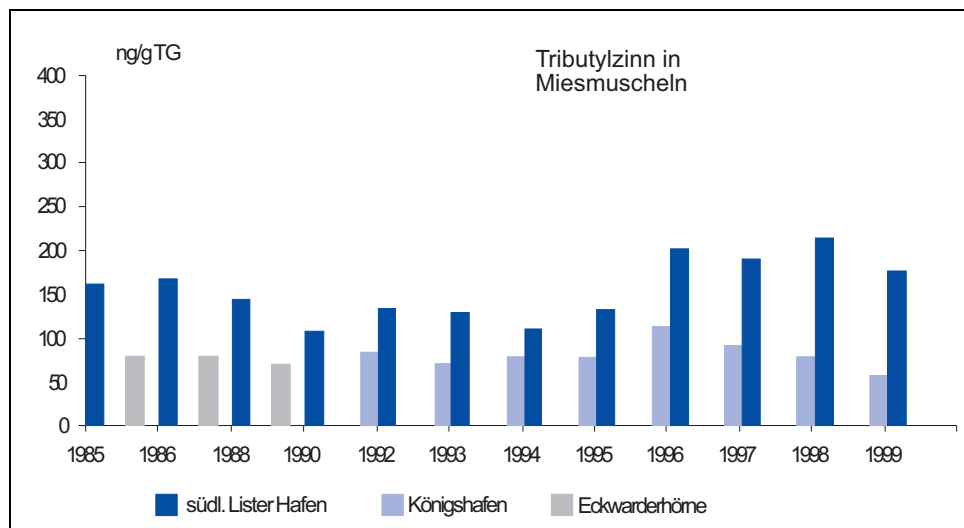


Abb. 12: Zeitlicher Verlauf der Gehalte (ng/g Trockenmasse) von Tributylzinn in Miesmuscheln aus Küstengewässern der Deutschen Bucht 1985 bis 1999

Fig. 12: Temporal trend of TBT concentrations in blue mussels (ng/g dry weight) from the coastal waters of the German Bight, 1985 - 1999

Die gleichbleibende Belastung mit TBT dürfte ihre Ursache in der anhaltenden und unverminderten Verwendung von TBT-haltigen Antifouling-Anstrichen in der Handelsschifffahrt innerhalb des Beobachtungszeitraumes haben. Auch wenn es Hinweise gibt, dass sich das Verwendungsverbot für Sportboote in Yachthäfen positiv ausgewirkt hat, ist auf Grund eines Marktanteils der Freizeitboote am Absatz von Antifouling-Farben von nur ca. 10 % eine über den lokalen Bereich hinausgehende deutliche Verringerung der Belastung der marinen Umwelt von der Maßnahme nicht zu erwarten. Hier ist abzuwarten, wie sich ein Verbot für die gesamte Schifffahrt auswirken wird.

Die Untersuchung von Tributylzinn (TBT) als auch den Dibutyl- (DBT) und Monobutyl-Zinnverbindungen (MBT) wurde 2002 in das Mess-

programm für **schleswig-holsteinische Küstengewässer** (LANU) aufgenommen und damit einem OSPAR-Beschluss gefolgt, mit entsprechenden Messungen ab spätestens 2003 die Auswirkungen des von der IMO beschlossenen und voraussichtlich 2003/2004 in Kraft tretenden Anwendungsverbots TBT-haltiger Anti-Fouling-Anstriche durch entsprechende Umweltuntersuchungen zu verfolgen.

Die ersten Untersuchungen zeigen Konzentrationen für Einzelsubstanzen zwischen 0,03 und 0,42 µg/kg FG, in der Summe der drei Verbindungen zwischen 0,17 und 0,64 µg/kg FG. Die TBT-Konzentrationen liegen damit um den Faktor 30 bis 400 unter dem niedrigsten gemessenen Wert aus der im vorhergehenden Abschnitt gezeigten Zeitreihe (Königshafen/List 1999 mit 60 ng/g TM entspr. 12 µg/kg FG).

Sn-Org [µg/kg FG]	2002	2002	2002
	Norderaue	Helgoland	Hörnumtief
Monobutyl-Zinn (MBT)	0,13	0,12	0,03
Dibutyl-Zinn (DBT)	0,42	0,14	0,08
Tributyl-Zinn (TBT)	0,07	0,39	0,06

Tab. 24: Gehalte von zinnorganischen Verbindungen in Muscheln von der nordfriesischen Küste und Helgoland

Tab. 24: Organotin compounds in mussels from the North Frisian coastal waters and the isle of Heligoland

149 Sonstige Organische Schadstoffe

Die Liste der Parameter der einzelnen messenden Institutionen ist sehr unterschiedlich. Die größte Stoffpalette wurde vom BSH gemessen und umfasst die Gebiete Deutsche Bucht und das Elbe-Ästuar bis Stade.

Die Konzentrationen der folgenden Substanzen im Wasser waren im Jahr 2002 alle unter ihrer

jeweiligen Nachweisgrenze: Aldrin (< 0,03 ng/l), Dieldrin (< 0,03 ng/l), Isodrin (< 0,03 ng/l), Endrin (< 0,03 ng/l), Hexachlorbutadien (< 0,01 ng/l), and Trifluralin (< 0,03 ng/l).

In Tab. 24 sind die Konzentrationen ausgewählter polarer Pestizide zur Zeit des Elbe-Hochwassers im Sommer 2002 zusammengefasst. Die meisten der Stoffe sind durch das Hochwasser nicht signifikant verändert. Nur die Triazin-Herbizide Atrazin, Prometryn, Simazin und Terbutylazin können als erhöht angesehen werden.

Station	Brunsbüttel	Cuxhaven	Cuxhaven	Cuxhaven	Deutsche Bucht
	Gauss 387	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelw. Ga 388 b
Monat	8	8-9	Vergleichswerte		9
Jahr	2002	2002	2001 bis Mai 2002		2002
Alachlor	1,63	0,90	0,73	0,73	
Atrazin	63,19	28,89	9,35	9,77	5,89
Azinphos-ethyl	<0,1		0,00	0,00	
Azinphos-methyl	<0,3		0,00	0,00	
Chlorfenvinphos	<0,2		0,00	0,00	
Chlorpyrifos-ethyl	<0,3		0,00	0,00	
Chlorpyrifos-methyl	<2		0,00	0,00	
Chlortoluron	3,85	2,96	2,03	7,58	1,33
Diazinon	0,34	0,40	0,21	0,75	
Dichlorvos	<2,5		0,00	0,00	
Dimethoat	1,18	0,26	0,15	0,24	0,07
Diuron	13,56	12,52	8,64	11,69	4,55
Fenitrothion	<5		1,18	1,18	
Fenthion	<0,5		0,00	0,00	
Fenuron	5,06	2,96	1,40	1,40	0,22
Irgarol	2,03	1,37	0,95	2,99	0,23
Isoproturon	4,52	4,44	2,67	17,76	2,29
Linuron	1,93	0,78	0,13	0,13	0,21
Malathion	<0,04		0,00	0,00	
Metamitron	<1	1,56	0,00	0,00	
Metazachlor	2,62	1,72	0,55	2,66	0,33
Metolachlor	5,47	3,76	0,93	0,93	0,64
Monolinuron	<0,08		0,13	0,13	
Parathion-ethyl	<1		0,00	0,00	
Parathion-methyl	<8		0,00	0,00	
Pendimethalin	3,79	1,05	0,00	0,00	
Prometryn	10,34	3,63	0,71	1,60	0,25
Propazin	2,05	1,01	0,45	0,45	
Sebuthylazin	<0,5		0,00	0,00	
Simazin	22,89	10,04	2,20	2,71	1,65
Terbutylazin	19,50	10,43	1,48	5,36	1,99
Terbutryn	2,53	2,30	0,83	2,05	0,47

Tab. 25: Konzentrationen polarer Pestizide [ng/l] in der Deutschen Bucht
Tab. 25: Concentrations of polar pesticides [ng/l] in the German Bight

Die räumliche Verteilung der hauptsächlich vorkommenden Triazin- und Phenylharnstoff-Herbizide ist in Abb. 13 exemplarisch für den September 2002 dargestellt. Die Konzentrationen in der inneren Deutschen Bucht variieren über einen relativ engen Bereich. Die Konzen-

trationen sind aber deutlich höher als die der klassischen lipophilen Stoffe (s.o.). Bemerkenswert sind insbesondere die relativ hohen Werte für Simazin und Atrazin, die seit mehreren Jahren in Deutschland nicht mehr angewendet werden dürfen.

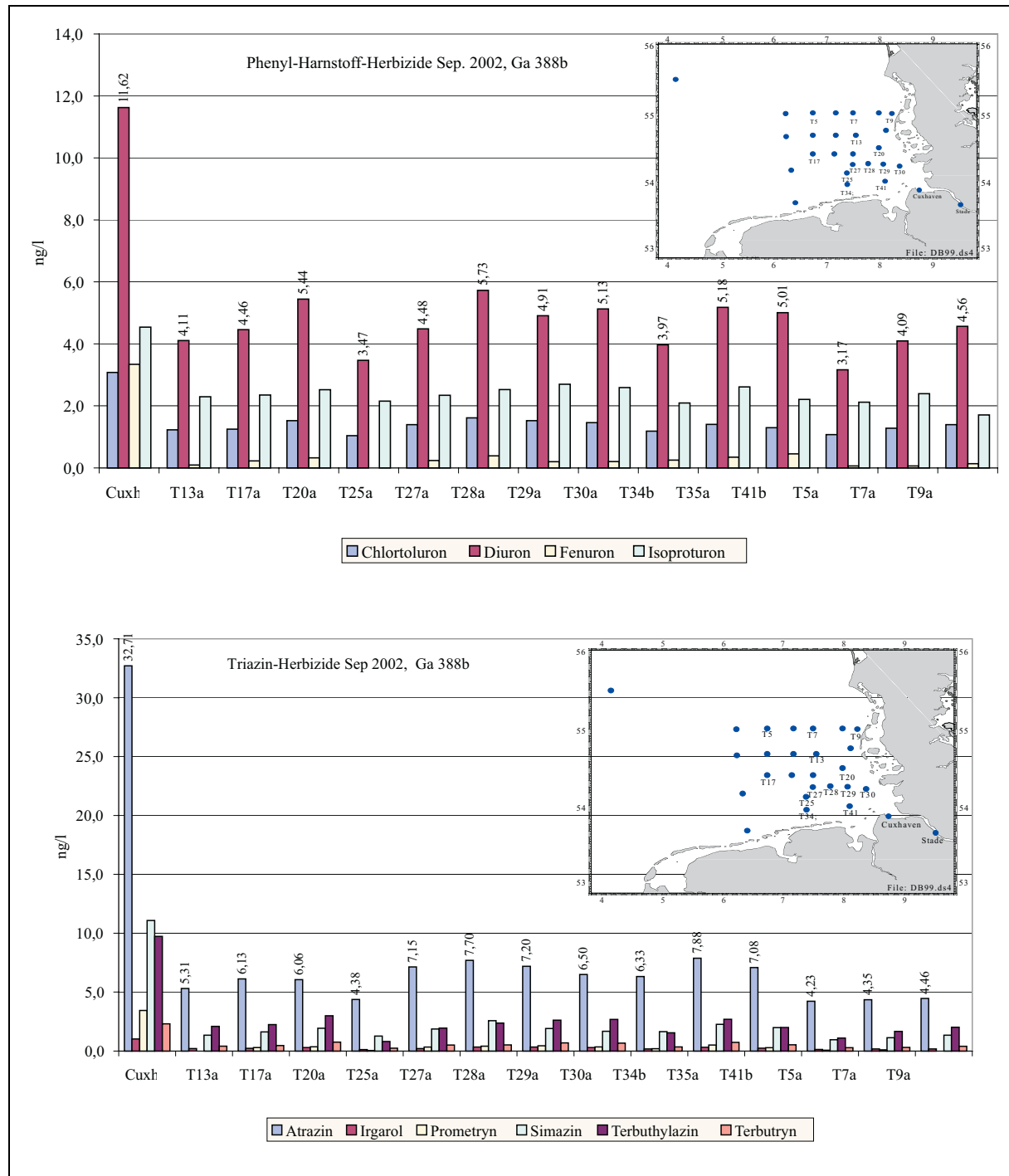


Abb. 13: Konzentrationen (ng/l) ausgewählter Pestizide in der Deutschen Bucht im September 2002

Fig. 13: Concentrations (ng/l) of selected polar pesticides in the German Bight in September 2002

1410 Endokrin wirksame Stoffe in der Elbe

Einführung

Störungen des Reproduktionssystems beim Menschen und in der Tierwelt können durch hormonell wirksame synthetische und nicht synthetische Stoffe verursacht werden (Danish Environmental Agency [1995], SEIBERT [1996], CAMERON [1997]). Im Jahr 1994 veröffentlichten PURDOM et al. Ergebnisse von Feldstudien mit der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), die mit gereinigten Abwässern aus kommunalen Klärwerken in Großbritannien exponiert wurden. Im Ergebnis konnte gezeigt werden, dass im gereinigten Abwasser vorhandene Stoffe die östrogen abhängige Synthese des für die Eibildung wichtigen Proteins Vitellogenin in weiblichen und männlichen Fischen stimulierte. Die festgestellte Erhöhung der Vitellogenin-Konzentrationen und das erhöhte Auftreten von Hermaphroditismus in der Fischpopulation sind nach Auffassung der Autoren auf östrogen wirksame Abwasserinhaltsstoffe zurückzuführen. Weitere Feldstudien und Laborexperimente mit aquatischen Organismen erhärteten diese Aussage und zeigten einen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen östrogen wirksamer Stoffe und dem Auftreten von Störungen im Reproduktionssystem auf (JOBLING et al. [1998], LYE et al. [1999], FAIRCHILD et al., [1999]).

Entsprechende Untersuchungen an Brassen (*Abramis brama*) aus der Mittleren und Oberen Elbe wurden von HECKER et al. [2002] durchgeführt. Eine deutliche Erhöhung der Vitellogenin-Synthese war in Fischen von den Fangorten Barby, Magdeburg und Meißen beobachtet worden – Flussabschnitte, die durch die Einleitung gereinigter Abwässer aus kommunalen Klärwerken charakterisiert sind. In Frage kommen abwasserträchtige Einleitungen aus der Saale (Elbe bei Barby, Magdeburg) oder von Klärwerken der Städte Dresden und Meißen.

Chemisch analytische Untersuchungen zeigten das Vorkommen einer Reihe natürlicher und syn-

thetischer Steroidhormone wie 17 α -Ethinylostradiol, 17 β -Östradiol, Östron und Östriol im gereinigten Klärwerksabwasser (TERNES et al. [1999]). Bei anderen Untersuchungen wurde neben Steroidhormonen ein großes Spektrum von Industriechemikalien wie Bisphenol A, Dibutylphthalat oder mikrobiologische Abbauprodukte nicht ionischer Tenside festgestellt. Zu letzteren zählen die Alkylphenole, Alkylphenol-ethoxylate und Alkylphenolcarboxylate (SPENGLER et al. [2001]). Diese Xenoöstrogene besitzen im Vergleich zu den Steroidhormonen im Allgemeinen ein geringeres östrogenes Wirkpotenzial (GÜLDEN et al. [1997]), sie können aber aufgrund höherer Konzentrationen in kleineren Flüssen mit hohem Abwasseranteil eine nicht zu vernachlässigende Rolle einnehmen.

In einem gemeinsamen Projekt zwischen dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, dem Umweltbundesamt und der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, wurde das Vorkommen östrogen wirksamer Industriechemikalien und Metaboliten sowie einzelne Steroidhormone in der Elbe von der Quelle im Riesengebirge bis zur Mündung bei Cuxhaven sowie in relevanten Nebenflussmündungen untersucht (STACHEL et al. [2003]). Eine Schnittmenge dieser Ergebnisse wird im Folgenden dargestellt und diskutiert.

Probenahme und Analyte

Probenahme

Entnommen wurden Wasserproben vom Ponton oder vom Ufer (Einzelproben, Entnahme aus 1 m Tiefe) an den Elbe-Messstellen Schnackenburg (km 474), Bunthaus (km 610), Seemannshöft (km 629), Blankenese (km 634), Grauerort (km 661) und Cuxhaven (km 725) sowie in der Schwingemündung (Elbe-km 655). Die Probenahme wurde im Juli 2000 durchgeführt.

Analyte

Das Stoffspektrum umfasste die Einzelstoffe 2,2'-Bis(4-hydroxyphenyl)propan (Bisphenol A, BPA), die Metaboliten 4-Hydroxyacetophenon (HAP), 4-Hydroxybenzoesäure (HBA),

4,4'-Dihydroxydiphenylmethan (Bisphenol F Isomer, BPF), 4-*tert.* Butylphenol (BP), 4-*tert.* Pentylphenol (PP), 4-*tert.* Octylphenol (OP), technisches Gemisch von Nonylphenolen (NP), Octylphenoethoxylate (OPnEO, n=1-8), technisches Gemisch von Nonylphenoethoxy-

laten (NPnEO, n=1-10), Octylphenoxy-carboxylate (OPnEC, n=1-8), Nonylphenol-carboxylate (NPnEC, n=1-8), Östron, 17 β -Östradiol und 17 α -Ethinylostradiol. Die Analysenmethoden sind in STACHEL et al. [2003] beschrieben.

Substanz	Cuxhaven	Grauerort	Blankenese	Seemanns-hoeft	Bunthaus	Schnacken-burg	Schwinge
BPA	3,8	10	21	11	20	18	92
HAP	< 0,5	22	0,8	< 0,5	< 0,5	< 0,5	2,8
HBA	6,8	5	6,1	7,3	4,4	11	9,5
BPF	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,4
BP	< 0,5	44	2,0	< 0,5	< 0,5	< 0,5	2,4
PP	< 0,5	1,7	< 0,5	< 0,5	2,6	< 0,5	5,9
OP	1,9	2,1	1,9	1,8	1,2	< 0,5	3,6
NP	24	29	20	22	13	29	32
OPnEO (n=1-8)	7,2	2,5	2	2,2	1	0,6	2,7
NPnEO (n=1-10)	40	37	12	38	28	< 0,5*	51
OPnEC (n=1-8)	1,9	< 1*	9,7	4,9	< 1*	< 1*	34
NPnEC (n=1-8)	< 10*	187	182	207	233	< 10*	166
Östron	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
17 β -Östradiol	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
17 α -Ethinylostradiol	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2

Tabelle 1: Konzentrationen von Xenoöstrogenen und Steroidhormonen in Wasserproben aus der Elbe und der Schwingemündung, in ng/l (Juli 2000)

*= unterhalb der Bestimmungsgrenze für ein Isomer; < „Wert“ = Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze

Table 1: Concentrations of xenoestrogens and steroidal hormones in water samples from the Elbe and the mouth of the river Schwinge in ng/l (Juli 2000)

*= below the limit of quantification for one isomer; < „value“ = concentration below the limit of quantification

Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 enthält ausgewählte Analysenergebnisse aus dem gesamten Untersuchungsprogramm. Entnommen wurden Einzelproben von sechs Elbe-Messstellen und von der Schwingemündung. Die Schwinge dient als Vorfluter für die gereinigten Abwässer des Klärwerks Stade und mündet bei Strom-km 655 in die Elbe, kurz oberhalb der Einleitungsstelle der Dow Chemical, Werk Stade.

Bisphenol A und Metabolite, Bisphenol F

Die Ergebnisse in Tab. 1 zeigen an den Elbe-Messstellen für BPA eine Wertespanne von 4 ng/l (Cuxhaven) bis 21 ng/l (Blankenese). In der Schwingemündung ist die BPA-Konzentration am höchsten, sie beträgt 92 ng/l. Der Metabolit HAP kommt in Konzentrationen zwischen < 0,5 ng/l und 22 ng/l vor, in der Schwingemündung lag sie bei 3 ng/l. Auffällig ist der hohe Wert von 22 ng/l HAP an der Messstelle Grau-

erort. Die HBA-Konzentrationen in der Elbe liegen im Bereich von 4 ng/l (Bunthaus) bis 11 ng/l (Schnackenburg). Die Messstelle Grauerort befindet sich unterhalb der Einleitungsstelle der Dow Chemical, erfasst werden an dieser Messstelle Frachtanteile aus der Schwinge und des werkseigenen Klärwerks dieser chemischen Fabrik. Die BPA-Befunde von der Messstelle Schnackenburg zeigen, dass BPA bereits oberhalb der Tide-Elbe eingetragen wird. BPF spielt nach diesen Untersuchungen keine wesentliche Rolle (Tab. 1).

Ein Vergleich der Elbe-Ergebnisse mit denen anderer deutscher Flüsse wie Saale, Weiße Elster, Weser, Werra, Fulda oder Rhein zeigt, dass für den betrachteten Flussabschnitt die BPA-Konzentrationen als niedrig einzuschätzen sind (STACHEL et al. [2003]). Der Grund für die niedrigen BPA-Konzentrationen dürfte ursächlich in der hohen Verdünnung durch den hohen Oberwasserabfluss in dem beprobten Flussabschnitt zu suchen sein. Kleinere Flüsse mit einem hohen Anteil gereinigter Klärwerksabwässer weisen um bis zu zwei Größenordnungen höhere BPA-Konzentrationen auf, wie am Beispiel der Pleiße, einem kleinen Fluss im Einzugsgebiet der Elbe, gezeigt werden konnte (BPA-Konzentration = 4 400 ng/l; GEIß [2003]).

Ökotoxikologische Untersuchungen im Labormaßstab mit der Vorderkiemerschneckenart *Marisa cornuarietis* zeigten, dass diese Schneckenart äußerst sensibel auf niedrige BPA-Konzentrationen reagiert. Die ermittelten Effektkonzentrationen betrugen für die LOEC 48 ng/l, die NOEC lag bei 8 ng/l und die EC₁₀ bei 14 ng/l (SCHULTE-OEHLMANN et al. [2001]). Die in der Elbe gefundenen BPA-Konzentrationen liegen in der gleichen Größenordnung und lassen vermuten, dass für Vorderkiemerschnecken mit unerwünschten Effekten durch das Vorkommen von BPA zu rechnen ist.

Die auffällig hohe BPA-Konzentration in der Schwingemündung gab Anlass für weitergehende Untersuchungen. Beprobte wurden in einem ersten Schritt Abwässer vom Zu- und Ablauf des Klärwerks Stade; die Analysenergebnisse zeigten z. T. exorbitant hohe BPA-Konzentrationen im Bereich von einigen zehn µg/l. Angesichts der aus diesen Konzentrationen

abgeleiteten hohen Massenströme, die über die Schwinge in die Elbe transportiert werden, kam das Klärwerk Stade als ein relevanter Einleiter für BPA in die Elbe in Betracht. Durch die gezielte Beprobung und Untersuchung unterschiedlicher Abwässerteilströme im Klärwerk und die Analyse von Sielabwässern eines Transportunternehmens (Indirekteinleiter), das u. a. BPA in Kesselwagen transportiert, konnte dieses Unternehmen als Verursacher für die hohen BPA-Einleitungen in das kommunale Klärwerk erfasst werden. Das BPA wurde mit den Kesselwaschwässern durch ein Sielsystem ins Klärwerk geleitet. Mittlerweile werden die Waschwässer bei der nahegelegenen Dow Chemical entsorgt, Spülwasser-Restkonzentrationen werden in der Kläranlage des Transportunternehmens über Aktivkohle geleitet und fast vollständig entfernt. Eine Bestätigung durch Analysenergebnisse, ob diese Maßnahmen zu einer deutlichen Verringerung der BPA-Konzentrationen im Klärwerk geführt haben, steht allerdings noch aus.

Alkylphenole, -ethoxylate und -carboxylate

Tab. 1 zeigt, dass die o. g. Analyte in sehr unterschiedlichen Konzentrationen in der Elbe vorkommen. Von Ausnahmen abgesehen, lagen die Konzentrationen für BP, PP, OP, OPnEO und OPnEC im unteren ng/l-Bereich oder unterhalb der Bestimmungsgrenze (Tab. 1). Die auffällige BP-Konzentration von 44 ng/l könnte aus der Einleitung gereinigter Abwässer von der Dow Chemical stammen. Die NP-Konzentrationen betrugen im Tideabschnitt etwa 20-30 ng/l, für NPnEO lagen diese etwa um den Faktor zwei höher (Tab. 1). Die NPnEC-Konzentrationen waren an einigen Messstellen um ca. eine Größenordnung höher. Mit Ausnahme der Messstellen Schackenburg und Cuxhaven betrugen die NPnEC-Konzentrationen ca. 200 ng/l (Tab. 1).

Daten von OP, NP und NPnEO anderer deutscher Oberflächengewässer zeigen, dass sich die in der Elbe analysierten Konzentrationen in der gleichen Größenordnung bewegen, z. T. sind die Konzentrationen in der Elbe niedriger (STACHEL et al. [2003]). Auch hier dürfte der hohe Verdünnungseffekt durch den höheren Oberwasserabfluss eine wichtige Rolle spielen.

Alkylphenole und -ethoxylate besitzen einen gut ausgeprägten lipophilen Charakter und akkumulieren demzufolge gut in aquatischen Organismen (LYE et al. [1999], FERRARA et al. [2001]). Die LOEC-Werte betragen 5 µg/l für OP, 20 µg/l für NP und 30 µg/l für NP2EO (Endpunkt: Vitellogenin-Synthese in männlichen Forellen, GÜLDEN et al. [1997]). Unter der Annahme, dass sämtliche in der Elbe analysierten Stoffe das gleiche östrogene Potenzial aufweisen wie diese drei Einzelstoffe, wird selbst bei einer Summenbildung der niedrigste LOEC-Wert um mindestens eine Größenordnung unterschritten.

Alkylphenole und -ethoxylate werden in der Nordsee im Küstenbereich bzw. in der Elbefahne festgestellt. Erwartungsgemäß sind ihre Konzentrationen deutlich niedriger als in der Elbe, allerdings zeigen diese Befunde, dass die Elbe einen relevanten Eintragspfad für diese Stoffe darstellt (HEEMKEN et al. [2001]).

Steroidhormone

Die Konzentrationen von Östron, 17β-Östradiol und 17α-Ethinylöstradiol liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 ng/l (Tab. 1).

Schlussfolgerungen

Die Elbe im Tidebereich enthält im Vergleich zu anderen deutschen Oberflächengewässern im Allgemeinen niedrige Konzentrationen der analysierten Stoffe bzw. Stoffgemische. Einen relevanten Eintragspfad für BPA dürfte der Nebenfluss Schwinge darstellen, der als Vorfluter für die gereinigten Abwässer des Klärwerks Stade in Frage kommt. Ökotoxikologische Untersuchungen mit einer Vorderkiemerschneckenart zeigen, dass die im betrachteten Flussabschnitt vorkommenden BPA-Konzentrationen von 10 bis 20 ng/l unerwünschte Effekte bei Vorderkiemerschnecken hervorrufen können.

Alkylphenole, -ethoxylate und -carboxylate wurden in der Elbe ebenfalls analysiert. Je nach Stoffart variieren die Konzentrationen von Angaben unterhalb der Bestimmungsgrenze bis ca. 200 ng/l (NPnEC). Die für einzelne Stoffe zitierten LOEC-Werte liegen deutlich oberhalb von in der Elbe gefundenen Konzentrationen. Diese und frühere Untersuchungen zeigen, dass die Elbe ein relevanter Eintragspfad für Xenoöstrogene ist.

1411 Organische Schadstoffe in Seevogeleiern

Die Untersuchung von Seevogeleiern auf Gehalte an organischen Schadstoffen (PCBs, DDTs, HCB und HCHs) ist im Rahmen des Trilateralen Monitoring Programms (TMAP Niedersachsen, Schleswig-Holstein) durchgeführt und in diesem Rahmen darüber ausführlich berichtet worden. Eine weitere Darstellung ist im Buch: „Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer“ (siehe BECKER und BRUHN in: LOZAN et al. [2002]) erschienen.

Beispielhaft sei hier auf die polychlorierten Biphenyle eingegangen. Das niedrige Niveau 1997/98 bei der PCB-Belastung sowohl von

Flußseeschwalben- als auch Austernfischereien hat sich im Nachhinein als Minimum erwiesen. Der Abwärtstrend ist in den darauf folgenden Jahren nicht fortgesetzt worden, sondern es zeigt sich eine Tendenz wieder zunehmender Gehalte (Abb. 14). Die Verhältnisse zwischen den verschiedenen Gebieten haben sich nicht verändert: Die Eier des Gebiets „Elbe“ zeigen weiterhin höhere Gehalte als von „Trischen“, gefolgt von „Jade“. Dieses deckt sich mit der Entwicklung der PCB-Gehalte in den Silbermöweneiern von Trischen im Berichtszeitraum bis 1998, die gegenüber Mellum seit 1997 wieder angestiegen sind. DDT und seine Metabolite zeigen eine den PCBs vergleichbare zeitliche Entwicklung, während HCHs und HCB weiterhin, von einzelnen Störungen unterbrochen, eine generelle Abwärtstendenz aufweisen (mdl. Mitteilung P. BECKER).

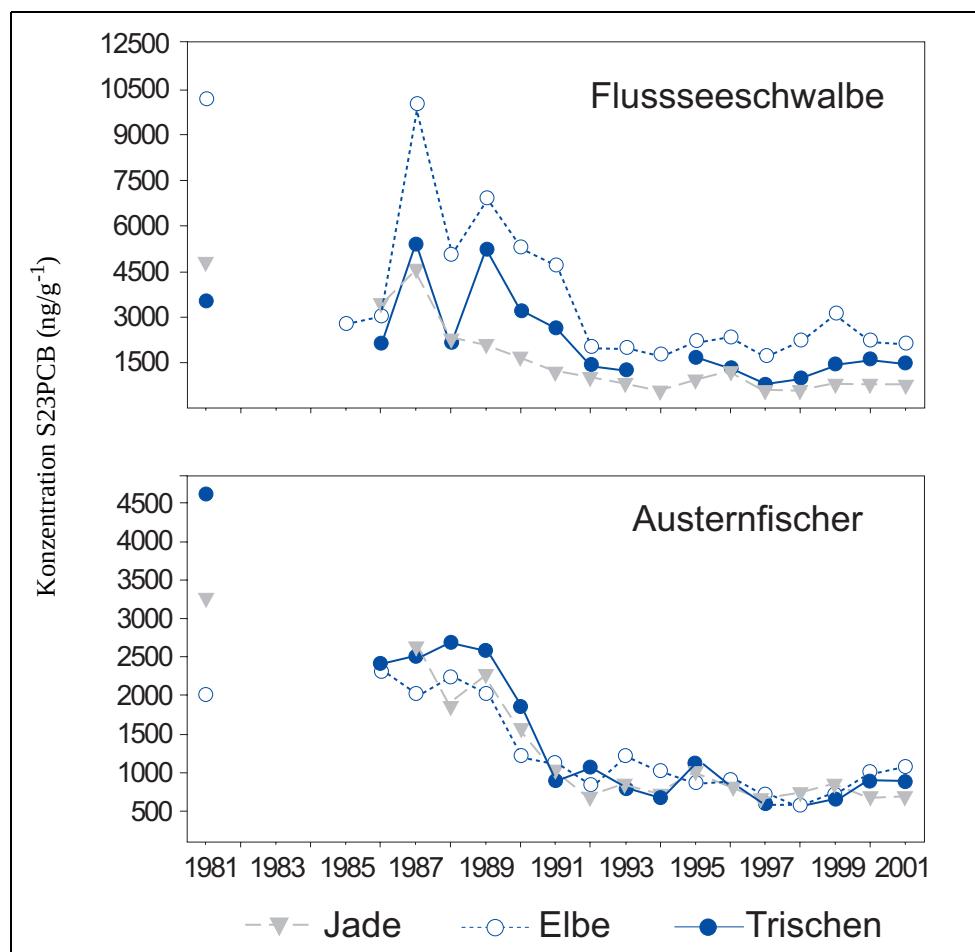


Abb. 14: Zeitlicher Verlauf der PCB-Gehalte in Eiern von Flusseeschwalben und Austernfischern an der deutschen Nordseeküste 1981 bis 2001

Fig. 14: Temporal trend of PCBs in the eggs of oyster catchers and common terns at the German North Sea coast, 1981 - 2001

Zusammenfassung

Wasser

Wie zu erwarten, zeigen die einzelnen organischen Schadstoffe verschiedene Verhaltensweisen auf, was die räumliche Verteilung und die zeitlichen Trends betrifft. Die Konzentrationen können z. Zt. im Wasser besser bewertet werden als in den Sedimenten. Generell nehmen die Schadstoffkonzentrationen mehr oder weniger schnell von der Küste zur offenen See ab. Für die meisten Schadstoffe ist die Elbe die Haupt-Eintragsquelle für die Deutsche Bucht; außerhalb der Elbe-Fahne sind die Konzentrationen von unpolaren Schadstoffen gewöhnlich sehr niedrig.

Im Wasser der Deutschen Bucht ähnelt die räumliche Verteilung der sehr lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe HCB, PCB und DDT jener der hochkonzentrierten PAK: Es ist ein starker Konzentrationsgradient von der Küste zur offenen See zu beobachten. Dabei sind die Konzentrationen stark von den Schwebstoffgehalten der Proben abhängig.

Verstärktes Augenmerk sollte zukünftig auf Untersuchung polarer Pestizide gelegt werden, da sich gezeigt hat, dass viele dieser Stoffe in weitaus höheren Konzentrationen vorkommen als die klassischen lipophilen Schadstoffe.

Die extreme Elbe-Hochwasserflut im Sommer 2002 hatte nur für einzelne Schadstoffe einen kurzzeitigen Einfluss in der Deutschen Bucht. Die festgestellten erhöhten Konzentrationen sind innerhalb von zwei bis drei Monaten auf das Normalmaß zurück gegangen.

Die meisten Chlorkohlenwasserstoff-Konzentrationen im Wasser lagen in dem gleichen Bereich wie im vergangenen Jahr. Es wurde ein deutlicher, langfristiger Rückgang von α - und γ -HCH festgestellt. Nach einer sehr deutlichen Abnahme von 1983 bis 1993 hatten sich die Konzentrationen um 1,5 ng/l für γ -HCH und 0,4 ng/l für α -HCH nivelliert. Seit 1999 haben sich die Konzentrationen im Wasser nochmals wesentlich verringert und sind nun weit unter 0,5 ng/l für sowohl α - als auch γ -HCH. Im Jahr 2002 setzte sich die Abnahme fort. Ein kurzes Ansteigen der Werte durch das Elbe-Hochwasser wurde im September bemerkt, besonders für β -HCH (weniger für α -HCH und kaum bemerkbar für γ -HCH). Wie aber in Abb. 2 erkennbar, sind die Werte im November bereits wieder „normal“.

Für die anderen Chlorkohlenwasserstoffe sind aufgrund der höheren Schwankungen der Messwerte und des kürzeren Beobachtungszeitraums keine wesentli-

chen Veränderungen im Wasser festgestellt worden. Für die PCB- und DDT-Gruppen sind die Nachweisgrenzen verbessert worden, so dass es nun möglich war, die zum Teil niedrigeren Werte in der äußeren Deutschen Bucht zu messen.

Die PAH-Werte im Wasser liegen in einem ähnlichen Bereich wie in den vorangegangenen Jahren; ein zeitlicher Trend ist bisher nicht erkennbar.

Sediment

Obwohl die Schadstoffkonzentrationen in den Sedimenten bis zu 10^7 -fach höher sind als im Wasser, können in den Sedimenten kaum Quellenkorrelationen oder zeitliche Trends beobachtet werden. Der Bezug auf organischen Kohlenstoff (TOC) ergibt nur zum Teil ein leichter bewertbares Bild. Die PAK weisen die homogenste Verteilung aller untersuchten Stoffe auf, gefolgt von den PCB; bei beiden Substanzklassen sind in den Flüssen Ems, Weser und Elbe jeweils ähnliche Konzentrationen (bezogen auf die Trockenmasse) zu beobachten, die in der Deutschen Bucht abnehmen. Die Abnahme ist bei den PCB etwas größer als bei den PAK. Bei der DDT-Gruppe und dem HCB sind in der Elbe weitaus höhere Konzentrationen zu beobachten als in der Ems und Weser. In der Deutschen Bucht nehmen die Konzentrationen ab, sind auf einigen Stationen jedoch auf einem ähnlich hohen Niveau wie in der Ems und Weser. Bezogen auf TOC gibt es sogar einige Stationen in der Deutschen Bucht, die höhere Konzentrationen aufweisen als die Sedimente der Flüsse.

Bei den Sedimenten ist eine hohe Schwankung bei allen untersuchten Verbindungen festgestellt worden. Es war daher nicht möglich - auch wegen des kurzen Zeitraums von 7 Jahren - einen Trend zu entdecken. Die Normalisierung auf TOC hat die Schwankungen im Datensatz nicht so weit verringert, dass ein zeitlicher Trend erkennbar wurde. Die Konzentrationen liegen alle auf dem Niveau der Vorjahre.

Biota

Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick über die Gehalte von organischen Schadstoffen in Meerestieren (Fischen, Muscheln und Seevögeln) aus den deutschen Küstengewässern der Nordsee und der Deutschen Bucht. Die ermittelten Daten zeigen erwartungsgemäß charakteristische Unterschiede in den Konzentrationsniveaus der untersuchten Verbindungen zwischen den untersuchten Tierarten.

Gesicherte Aussagen über zeitliche Trendentwicklungen sind in der Regel erst ab einem Zeitraum von etwa 7 Jahren und bei Vorliegen von Informationen über die Streubreite innerhalb des jährlichen Datensatzes möglich. Generell ist dieser Zeitraum von starken zwischenjährlichen Schwankungen und teilweise gegensätzlich verlaufenden Entwicklungen an benachbarten Stationen geprägt. Die starken Unterschiede zwischen benachbarten Stationen deuten darauf hin, dass weniger eine allgemeine Änderung der Umweltbelastung, sondern lokale Ereignisse und wechselnde hydrografische Verhältnisse zu den beobachteten starken Schwankungen führen. Insgesamt läßt sich feststellen, dass die Belastung sich bei den Schollen und den Aalmuttern bei allen Stoffen auf niedrigem Niveau mit gleichbleibender oder noch leicht abnehmender Tendenz bewegt. Ebenso ist bei HCB und den HCHs in Seevogeleiern, bei den Plattfischen an der niedersächsischen Küste, bei PCBs, DDT und HCB eine zunehmende Tendenz in den letzten Jahren zu verzeichnen. In diesem Küstenbereich ist der Verlauf bei den HCHs durch einen kurzzeitigen starken Anstieg im Jahr 2001 geprägt, von dem sich β -HCH im Folgejahr noch nicht „erholt“ hat, während α - und γ -HCH wieder auf das vorherige Niveau abgesunken sind. Bei den Muschelproben sind zwischen den einzelnen Stationen z. T. deutliche Unterschiede festzustellen. Ob dieses im Einzelfall eine Folge der unterschiedlichen Probenahmezeiten und ggf. unterschiedlicher Muschelgrößenklassen ist, oder ob auch analytische Unterschiede einen Einfluß haben, bedarf einer gründlicheren Untersuchung. So ist an den Stationen im niedersächsischen Küstenbereich für HCB, PCBs und DDTs eine starke Abnahme zu verzeichnen, für die letzten beiden Substanzklassen aber mit Ausnahme der Station Eckwarderhörne (UPB) wieder ein Anstieg. In Muscheln aus dem nordfriesischen Wattenmeer ist für Lindan ein Abwärtstrend zu erkennen, ebenso für PCBs und DDTs an der Station Königshafen/list, während Norderaue und Hever mit zum Teil gegenläufigen starken Schwankungen in dem betrachteten Zeitraum keine Aussage über die zeitliche Entwicklung zulassen.

Bei einem Vergleich der Schadstoffgehalte aus den Entnahmegebieten der **Küstengewässer Schleswig-Holsteins (LANU)** ist prinzipiell zu berücksichtigen, dass die untersuchten Miesmuscheln hinsichtlich der Größe sehr unterschiedlich ausfallen. Für die Muscheln aus dem nordfriesischen Watt (Heverstrom, Norderaue, Hörnumtief) liegt die mittlere Größe bei nur 4,5 cm (Spannweite: 4,1 bis 5,2 cm), während die Helgoländer Muscheln eine mittlere Größe von 6,2 cm (Spannweite: 4,9 bis 7,4 cm) aufweisen. Vorausgesetzt, dass eine vergleichbare Längen-/Alterskorrelation vorliegt, bedingt dieses längere Anreicherungs-

zeiträume und kann damit auch zu vergleichsweise höheren Schadstoffkonzentrationen führen, ohne dass dieses durch eine höhere Belastung der lokalen marinen Umwelt bedingt sein muss. Der bei den Schwermetallen beobachtete Effekt höherer Konzentrationen in Muscheln von Helgoland ist bei den hier dargestellten organischen Chlorverbindungen nicht zu erkennen. Bei den TBT-Werten ist zwar die Konzentration in Muscheln von Helgoland im Jahr 2002 fünfmal höher als in der Norderaue und dem Hörnumtief. Dieses kann aber auch eine Folge des starken Schiffsverkehrs in der Deutschen Bucht und der auf der Reede ankernden Seeschiffe oder auch der in vergangenen Jahren erfolgten Belastung der Helgoländer Häfen durch den starken Sportbootverkehr sein.

Summary

Water

As expected, the individual organic pollutants showed different patterns of spatial distribution and temporal trends. Concentrations presently can be assessed more easily in water than in sediment. Pollutant levels generally decrease more or less quickly from the coastal waters toward the open sea. The main input source of most pollutants in the German Bight is the river Elbe; outside the Elbe plume the concentrations of non-polar pollutants normally are very low.

The spatial distribution of the highly lipophile chlorinated hydrocarbons HCB, PCB, and DDT in the German Bight resembles that of the higher condensed PAH a strong concentration gradient is observed from the coast toward the open sea, with a high dependence of pollutant levels on the SPM contents of the samples.

In future, more attention should be paid to investigations of polar pesticides because it has been found that many of these substances occur at substantially higher concentrations than the well-known lipophile pollutants.

The extremely high Elbe flood in the summer of 2002 led to temporary increases of only a few contaminants in the German Bight. The elevated levels observed dropped to normal within two to three months.

Concentrations of most chlorinated hydrocarbons in water were in the same range as last year. A marked, long-term decrease of α - and γ -HCH has been observed. After a considerable decrease from 1983 to 1993, γ -HCH levels stabilised at about 1.5 ng/l, and

α -HCH at 0.4 ng/l. Since 1999, both α - and γ -HCH concentrations in water have continued to decrease markedly and are now far below 0.5 ng/l. The decline continued in 2002. There was a temporary increase in September due to the Elbe flood, mainly in the β -HCH levels (less so in α -HCH levels, and hardly noticeable in γ -HCH levels). As can be seen in Fig. 2, the values had returned to normal by November.

No major changes were observed in the concentrations of the other chlorinated hydrocarbons because of higher variability of the measured values and the shorter observation period. The detection limits for the PCB and DDT groups have been improved, in consequence of which some lower values have been measured in parts of the outer German Bight.

The PAH values in water are comparable to those of the preceding years; no temporal trend has been identified so far.

Sediment

Although pollutant levels in sediment are up to 10^7 times higher than in water, hardly any source correlations or temporal trends have been found in sediments. Normalization to organic carbon (TOC) allows a slightly easier interpretation in some respects. PAH have the most homogeneous distribution of all substances analysed, followed by PCB. Similar concentrations (referred to dry matter) of both substances have been measured in the rivers Ems, Weser, and Elbe, with a decreasing trend toward the German Bight. The decrease of PCB is slightly higher than that of PAH. Substances of the DDT group and HCB have much higher concentrations in the Elbe than in the Ems and Weser. Concentrations decrease in the German Bight, though at some of the stations they are found at similarly high levels as in the Ems and Weser. Normalised to TOC, there even exist some stations in the German Bight where levels are higher than in the river sediments. All compounds investigated show high fluctuations in sediment. Therefore, it has not been possible to

discover a trend, also because of the short time span of only 7 years. Normalization to TOC has not reduced fluctuations in the dataset sufficiently to allow the determination of a temporal trend. All concentrations are at the same level as in the preceding years.

Biota

This chapter provides an overview of organic contaminant levels in marine biota from coastal and offshore waters in the German part of the North Sea. Within the framework of the German marine monitoring programme covering the coastal waters of Schleswig-Holstein (North Frisia), Lower Saxony (East Frisia), the Elbe and Weser river estuaries, Jade Bay, the open sea northwest of Heligoland and waters around Heligoland, investigations were performed on blue mussels, flatfish (flounder, dab and plaice), eel pout, and the eggs of oyster catchers and common terns.

In the period 1999-2002, the coastal waters were characterised by relatively large variations of contaminant levels at neighbouring sampling sites and high year-to-year variations. Although the levels of most compounds showed a declining trend or stable, relatively low values, unexpectedly high concentrations were measured in some years, e.g. for some HCH-isomers on the East Frisian coast in 2001. In the last year of the period studied, a trend reversal to higher concentrations was observed for HCB, PCBs and DDTs in this region. Plaice from offshore waters and eel pout from coastal waters generally showed stable low levels or slowly declining concentrations, the trend in plaice being interrupted by a sudden increase to extremely high levels of HCB, PCBs and DDTs in 1999.

The 1999 - 2001 results allow the conclusion that the declining trend is approaching its end, with small decreases or even reversed trends, and that the influence of local and short-time effects on pollutant concentrations in biota is increasing, which is reflected by high variabilities and outliers in single years affecting only some of the compounds investigated.

15 Marine Lebensgemeinschaften

15.1 Phytoplankton

Phytoplanktondynamik im Küstenwasser der Deutschen Bucht

Das Phytoplankton besteht aus einzelligen Algen, deren Artenvielfalt und Bestandsdichten als Ergebnis multifaktorieller Einflüsse wie Licht, Grazing, Stratifizierung oder Turbulenz stark schwanken. Die Bestandsdichten können aber auch durch Überdüngung (Eutrophierung) zunehmen. Algen nehmen die im Seewasser enthaltenen Nährstoffe auf und wandeln sie mit Hilfe des Sonnenlichts in organische Substanz um. Nach einer Algenblüte gelangt diese organische Substanz in tiefere Wasserschichten oder auf den Meeresboden und wird dort abgebaut. Ist die Abbaurate größer als die Zufuhr von Sauerstoff, kann es zu anoxischen Bedingungen kommen, was zu Massensterben von benthischen Organismen führt. Bekannte Beispiele waren die "Schwarzen Flecken" im ostfriesischen Wattenmeer 1996 und das sauerstofflose Bodenwasser in den tieferen geschichteten Teilen der Deutschen Bucht in den Jahren von 1981 bis 1983. Auch kann es unter bestimmten Umständen zu Massenentwicklungen toxischer Algen kommen, wie die Blüte des kleinen Flagellaten *Chrysochromulina polylepis*, die im Frühjahr 1988 verheerende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften im Skagerrak und im Kattegat hatte.

Phytoplankton-Biomasse und Biomasse bildende Phytoplanktonarten

Als Maß für die Phytoplanktonbiomasse dient das Chlorophyll a. Beim Vergleich der mittleren Jahresgänge in den verschiedenen Regionen des Wattenmeeres (1990 bis 1998; graue Flächen in Abb. 1)

fällt auf, dass die höchsten Biomassen im südlichen Bereich von Schleswig-Holstein angetroffen werden. Sie sind fast doppelt so hoch wie im nördlichen Teil des nordfriesischen Wattenmeeres, was auf die Elbwasserfahne und ihre Nährstofffracht zurückzuführen ist. Auch die mittleren Chlorophyll-Werte bei Norderney sind höher als im Nordsylter Wattenmeer. Auffällig ist, dass im Nordsylter Wattenmeer die Frühjahrsblüte im Schnitt um einen Monat früher einsetzt, als in den anderen Gebieten. Dieses Phänomen entsteht dadurch, dass vor allem in kalten Wintern frühe und starke Frühjahrsblüten entstehen (MARTENS [2001]), da sie von "grazern" weniger kontrolliert werden.

Ein Vergleich der Jahresgänge von 1999 bis 2002 zeigt ähnliche Biomassen wie in den vorangegangenen Jahren. Auffällige Unterschiede bei Norderney sind die starke Frühjahrsblüte im Jahr 1999 (dominant: der Flagellat *Phaeocystis* und die Kieselalge *Odontella sinensis*) und die ausgeprägte Sommerblüte in den Jahren 2000 bis 2002 (ebenfalls *Odontella sinensis*). Bei Sylt sind die Mai- und Juni-Blüten im Jahr 2000 (*Phaeocystis*) und die frühe Frühjahrsblüte im März 2001 (*Odontella aurita*, *Porosira glacialis*) auffällig. Entlang der schleswig-holsteinischen Küste fallen die durchweg niedrigen Chlorophyll-Werte auf.

Ungewöhnliche Blüten und Toxische Algen

Schleswig-holsteinisches Wattenmeer

Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer traten nur vereinzelte ungewöhnliche Blüten auf: In Juli 1999 wurde bei Sylt eine kurze Blüte einer *Chrysochromulina*-Art beobachtet (bis 4 Mio./l). Bei Büsum wurde eine Blüte des potentiell toxischen Flagellaten (*Fibrocapsa japonica*) mit Zellzahlen bis 40.000/l beobachtet. Beide Blüten führten nicht zu Umweltschäden. Die Zahl potentiell toxischer Dinoflagellaten kletterte an der nördlichsten Station nahe der dänischen Küste auf über 1000 Zellen pro Liter. Sogar solche geringen Dichten toxischer Algen können schon negative Auswirkungen haben. In Dänemark wurde vor dem Verzehr von Muscheln gewarnt.

Autoren des Kapitels 1.5.1

J. VAN BEUSEKOM, M. ELBRÄCHTER,
H. GAUL, J. GOEBEL, M. HANSLIK, T. PETENATI,
K.H. WILTSHIRE

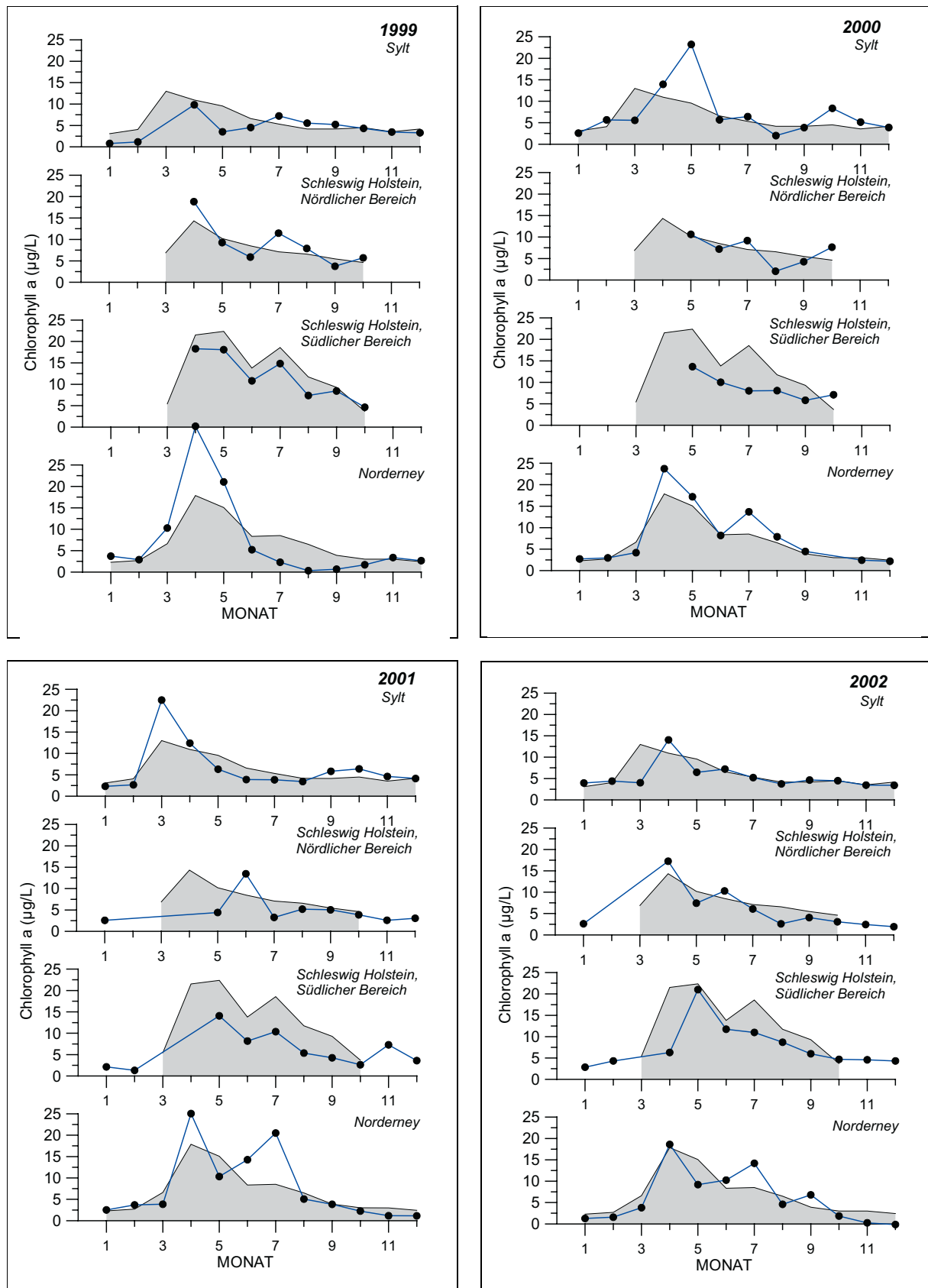


Abb. 1: Chlorophyll-a-Jahresgänge 1999 bis 2002 in verschiedenen Regionen der deutschen Nordseeküste im Vergleich zum mittleren Jahresgang von 1990 bis 1998 (graue Fläche)

Abb. 1: Chlorophyll-a seasonal cycles 1999 – 2002 in different areas of the German North Sea coast in comparison with the mean seasonal cycles 1990 – 1998 (grey area)

In Mai 2000 wurde vor der dänischen Küste eine ungewöhnlich intensive Blüte des wahrscheinlich eingeschleppten, potentiell toxischen Flagellaten *Chattonella* sp. (Raphidophyceae) beobachtet. Dort kam es auch zu Fischsterben. Ausläufer erreichten die nordfriesische Küste. Nordwestlich von Sylt wurden Dichten bis zu 10 Mio. Zellen/l gezählt, Folgen für den Fischbestand wurden nicht beobachtet. Auch bei Helgoland wurde diese Alge beobachtet. Im April/Mai erreichte sie Zellzahlen bis 3 Mio. pro Liter.

Ende März 2001 bis Anfang April wurden die Lachsfarmen der südnorwegischen Gewässer von einer giftigen Algenblüte betroffen, wobei 400 t Zuchtlachse starben. Die Blüte hatte eine Ausdehnung von Flødevingen im Westen bis an die Westküste Schwedens und wurde durch die Raphidophyceenarten *Heterosigma akashiwo* und *Chattonella* cf. *verruculosa* verursacht. Bis Ende Mai waren Zellen der Gattung *Chattonella* in geringen bis mittleren Konzentrationen in den schleswig-holsteinischen Küstengewässern vertreten. Regelmäßig werden jedes Jahr die potentiell toxischen Dinoflagellaten *Dinophysis* spp. (Verursacher von „diarrheal shellfish poisoning“ DSP), *Alexandrium tamarense* (Verursacher von „paralytic shellfish poisoning“ PSP) sowie Arten aus der Kieselalpengattung *Pseudo-nitzschia* (Verursacher von „amnesic shellfish poisoning“ ASP) gefunden. Muscheln können die Toxine aus den Algen so stark anreichern, dass bei Verzehr der Mensch betroffen werden kann. In den Muscheln der schleswig-holsteinischen Westküste wurden jedoch keine Toxinwerte gefunden, die eine Einstellung der Ernte erfordern hätten.

Die Phytoplanktonentwicklung verlief im Jahr 2002 relativ unauffällig, ohne markante Ereignisse.

Niedersächsisches Wattenmeer

In 1999 blieben *Dinophysis*-Arten unter der kritischen Zahl von 1000 Zellen/l. Bei höheren Zelldichten können die Grenzwerte von Toxinen in Muschelfleisch überschritten werden. Nennenswert war eine Blüte des Dinoflagellaten *Prorocentrum redfieldii* in September zwischen Spiekeroog und Wangeroog (bis 320.000 Zellen/l).

In 2000 wurden vereinzelt geringe Zahlen potentiell toxischer *Dinophysis* nachgewiesen, alle im östlichen Untersuchungsbereich zwischen Baltrum und Jade (100 bis 1100 Ind./l). Parallel dazu stellte das Staatliche Veterinäruntersuchungsamt in Cuxhaven im September geringe Mengen des Durchfall und Erbrechen verursachenden Giftes DSP in Muscheln aus dem Bereich Mellum/Jade fest. Der Grenzwert von 400 µg/g pro Muschelweichkörper wurde nicht überschritten. Dennoch wurde die Vermarktung von Miesmuscheln in Deutschland eingestellt.

In 2001 traten potentiell toxische Dinoflagellaten (*Dinophysis* sp.) Ende Juli bis Ende Oktober vereinzelt entlang der gesamten ostfriesischen Küste auf. Nennenswerte Dichten von einigen hundert Zellen pro Liter beschränkten sich auf den östlichen Untersuchungsbereich (Harle und Jade). Das Maximum wurde Mitte September mit 1300 Zellen/l erreicht. Ende September wurden dann wegen Toxinanreicherungen in den Muscheln die Kulturf Flächen auf dem Hohen Weg gesperrt.

Eine ähnliche Situation ergab sich 2002. Jedoch übertrafen die maximalen Zellzahlen mit 6900/l die des Vorjahres. Aufgrund dieser Werte wurde die Muschelernte von August bis Oktober eingestellt.

Phytoplankton in der offenen Deutschen Bucht: Helgoland Reede

Regelmäßige Phytoplankton-Beobachtungen der offenen Deutschen Bucht werden nur bei Helgoland durchgeführt. Hier wird seit 1962 durch die Biologische Anstalt Helgoland werktäglich die Zusammensetzung des Phytoplanktons quantifiziert. In Abb. 2 ist die Gesamt-Biomasse von 1962 bis 2002 dargestellt. Die Zählungen werden in µg Kohlenstoff pro Liter angegeben. Um einen ungefähren Vergleich mit den Chlorophyll-Werten in Abb. 3 zu ermöglichen, müssen die Kohlenstoffwerte durch den Faktor 40 geteilt werden.

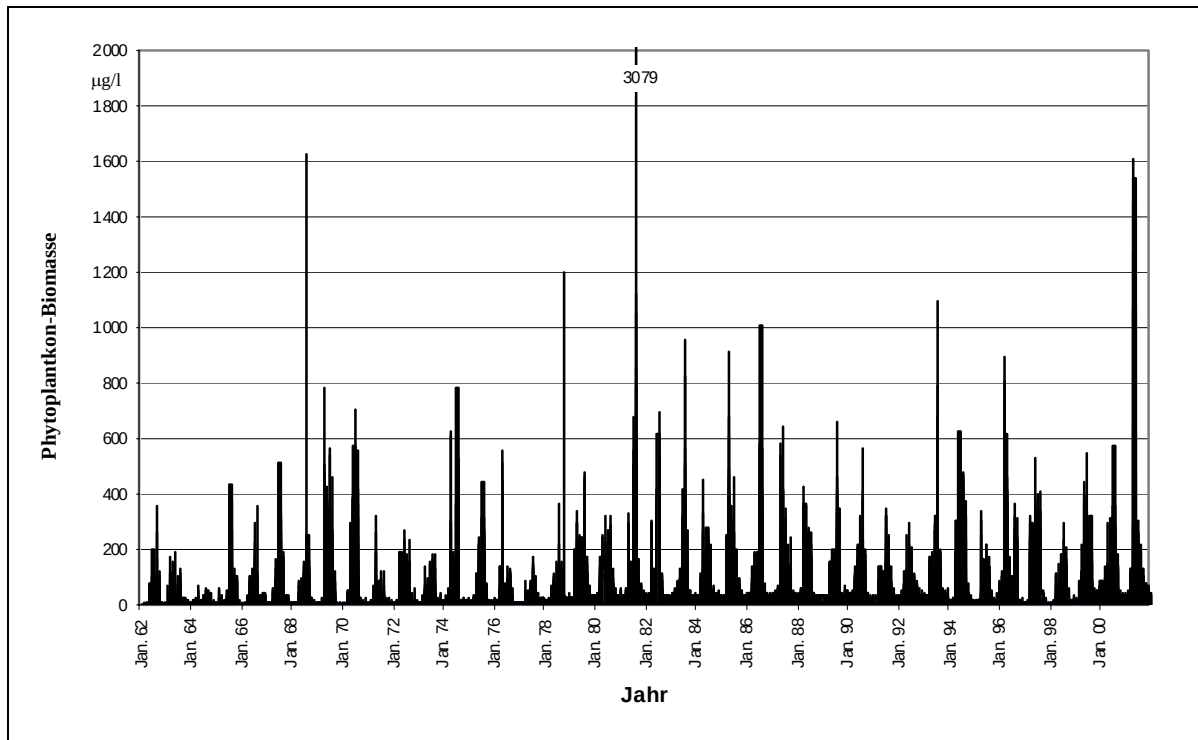


Abb. 2: Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse an der Helgoland Reede seit 1962

Fig. 2: Development of phytoplankton biomass at Helgoland Roads since 1962

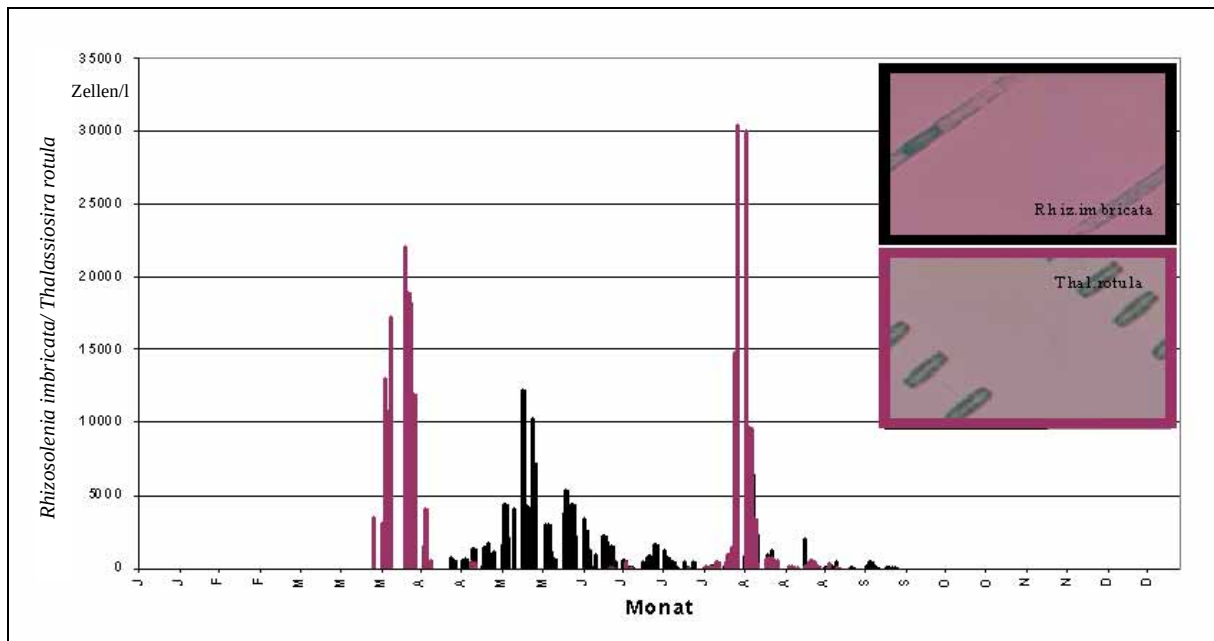


Abb. 3: Helgoland Reede, typischer Jahresgang von *Thalassiosira rotula* (rote Balken) und *Rhizosolenia imbricata* (schwarze Balken), 1999
Photos: M. HOPPENRATH

Fig. 3: Helgoland Roads, typical seasonal cycle of *Thalassiosira rotula* (red bars) and *Rhizosolenia imbricata* (black bars), 1999
Photos: M. HOPPENRATH

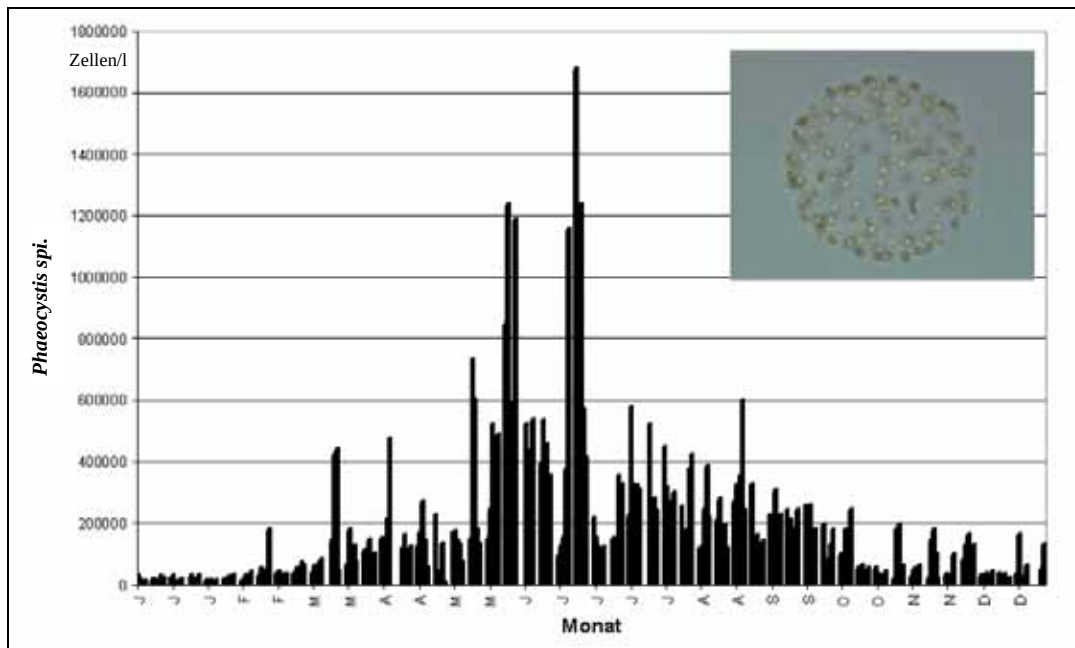


Abb. 5: Helgoland Reede, typischer Jahresgang von *Phaeocystis spi.*, 2001. Photo: M. HOPPENRATH

Abb. 5: Helgoland Roads, typical seasonal cycle of *Phaeocystis spi.*, 2001. Photo: M. HOPPENRATH

Auch der eingeschleppte potentiell toxische Flagellat *Chattonella sp.* (Raphidophyceae) kann im Frühjahr sehr hohe Zellzahlen erreichen. Eine Art dieser Gattung (*Chattonella cf. verruculosa*) führte Ende der 90er Jahre (hauptsächlich 1998) in der nördlichen Nordsee zu Fischsterben. Im Januar und März 2000 trat sie in beachtlichen Mengen (bis zu 800 Zellen pro

Liter) an der Helgoland Reede auf (Abb. 6). Im April/Mai erreichte sie Zellzahlen von bis zu 3.090.000 pro Liter. Ihr Vorkommen könnte mit niedrigen Salzgehalten (d. h. Süßwasser-Einträgen) korreliert sein. Sie scheint sich nun in der Deutschen Bucht etabliert zu haben, denn sie trat auch 2001 (mit 900.000 Zellen/l) und 2002 auf.

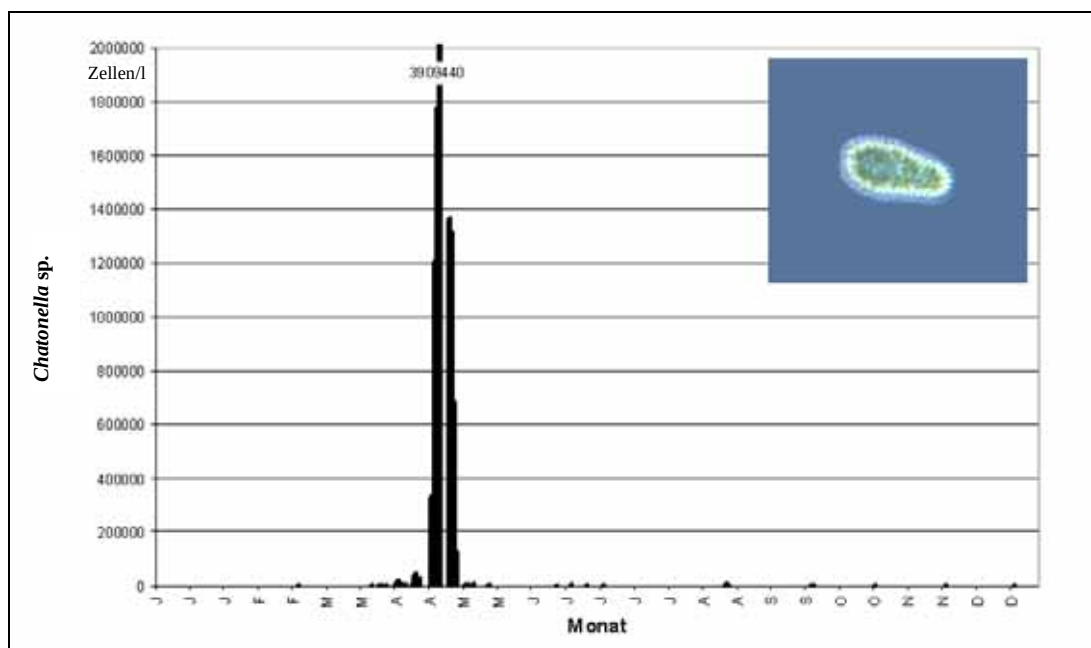


Abb. 6: Blüte von *Chattonella sp.* an der Helgoland Reede im Jahr 2000. Photo: S. Janisch

Abb. 6: Bloom of *Chattonella sp.* at Helgoland Roads in 2000. Photo: S. Janisch

Auch im Sommer sind Kieselalgen die häufigsten Mikroalgen. *Rhizosolenia imbricata* trat in den letzten Jahren vor allem im Zeitraum Juni/August auf (Abb. 3). Im Jahre 2001 erreichte sie Zellzahlen von über 180.000 pro Liter. Auch *Guinardia* sp. und *Chaetoceros* sp. sind in den Sommermonaten häufig und können signifikant zu Diatomeenblüten beitragen.

Im Sommer können zeitweise Dinoflagellaten das Mikroplankton dominieren. Ciliaten wie zum Beispiel der *Myrionecta rubra* können in Massen vorkommen. Abb. 7 zeigt den Verlauf der *Myrionecta*-Blüte an der Helgoland Reede im Jahre 2001.

Diatomeen können auch im Herbst Blüten bilden. Hier tritt typischerweise *Thalassiosira rotula* auf (Abb. 3).

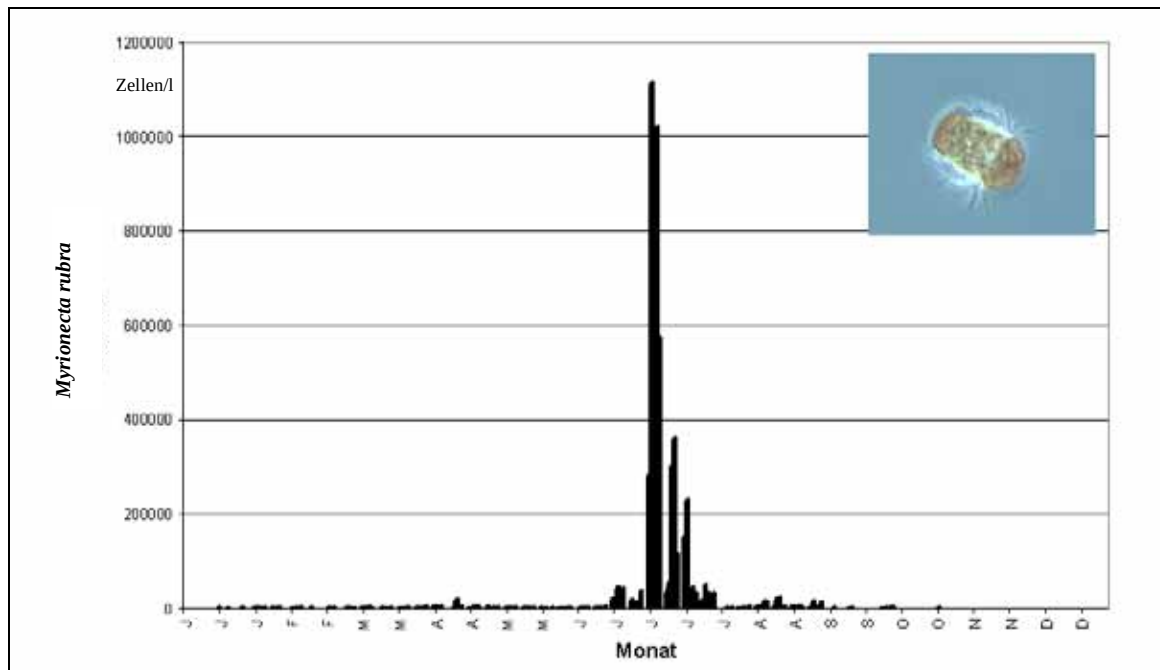


Abb. 7: Blüte der Ciliat *Myrionecta rubra* an der Helgoland Reede im Jahr 2001. Photo: S. JANISCH

Abb. 7: Bloom of the ciliate *Myrionecta rubra* at Helgoland Roads in 2001. Photo: S. JANISCH

Schlussfolgerungen

Keine außergewöhnliche Biomasse-Entwicklung des Phytoplanktons.

Auffällige Blüten:

Mai 2000: *Chattonella*-Blüte vor der dänischen Nordseeküste, die bis nördlich von Sylt und Helgoland reichte.

April 2001: Raphidophyceae-Blüte vor Südnorwegen, die nicht die nordfriesische Küste erreichte.

Toxische Algen :

Regelmäßiges Auftreten von potentiell toxischen Diatomeen, Dinoflagellaten und Raphidophyceen, was lokal zur Einstellung der Muschelvermarktung führte.

Zusammenfassung

Die Phytoplankton-Biomasse im Küstenbereich und im Wattenmeer erreicht die höchsten Werte im südlichen Bereich von Schleswig-Holstein und nimmt in nördlicher Richtung ab. Die Phytoplankton-Biomasse bei Sylt ist sogar niedriger als die bei Norderney.

Probleme mit toxischen Algen gab es vor allem in den Jahren von 1999 bis 2002 im ostfriesischen Wattenmeer. Dort musste vor allem wegen des Dinoflagellaten *Dinophysis* die Muschelernte regelmäßig eingestellt werden. Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer selbst traten nur vereinzelt ungewöhnliche Blüten auf. Entlang der dänischen Küste wurde in 2001 eine ungewöhnlich intensive Blüte des toxischen Flagellaten *Chattonella* sp. beobachtet. Ausläufer erreichten die nordfriesische Küste, was jedoch ohne ökologische Folgen blieb. Bei Helgoland-Reede war die Zusammensetzung des Phytoplanktons, begünstigt durch die verschiedenen Wasserkörper, sehr variabel. Die eingeschleppte toxische Alge *Chattonella* scheint sich als fester Bestandteil des Phytoplanktons etabliert zu haben.

Summary

The highest values of phytoplankton biomass in the coastal waters and Wadden Sea are found off the southern coast of Schleswig-Holstein, decreasing toward the north. The phytoplankton biomass even has lower values near Sylt than near Norderney.

Problems with toxic algae occurred mainly from 1999 to 2002 in the Wadden Sea of East Friesland, where mussel harvesting had to be stopped repeatedly because of the dinoflagellate *Dinophysis*. In the Wadden Sea of Schleswig-Holstein, unusual blooms occurred only sporadically. Along the coast of Denmark, an exceptionally strong bloom of the toxic flagellate *Chattonella* sp. was observed in 2001, which extended also to the North Frisian coast but did not have any ecological consequences. At Helgoland Roads, the composition of phytoplankton was highly variable due to the different water masses in this area. The alien species *Chattonella* seems to have become established as part of the local phytoplankton.

152 Zooplankton

Zum Zooplankton gehören definitionsgemäß alle tierischen Organismen, die im freien Wasser leben und in ihrer Beweglichkeit von der Strömung abhängig sind, also winzig kleine Einzeller (Mikrozooplankton) ebenso wie die großen Quallen mit meterlangen Fangfäden (Megazooplankton). Die Größengruppen des Mesozooplanktons (gefangen mit 150 µm Maschenweite) und des Makrozooplanktons (gefangen mit 500 µm Maschenweite) werden hier behandelt. Beide Gruppen enthalten sowohl Vertreter des Holozooplanktons, die immer im Pelagial leben, als auch des Meroplanktons, das sich aus Larven der bodenlebenden Organismen und der Fische zusammensetzt. Auch die Medusenstadien der Coelenteraten (Quallen), deren Polypenstadien auf dem Meeresboden leben, gehören zum Meroplankton. In flachen Schelfmeeren, wie der Nordsee, sind Meroplankter von besonderer Bedeutung.

Das Zooplankton hat im Ökosystem des Meeres eine zentrale Stellung (Abb. 1). Das Phytoplankton wird von ihm in tierisches Eiweiß höheren Energiegehalts umgewandelt, das von Fischen gefressen werden kann. In seiner Funktion ist das Zooplankton im Meer den großen Pflanzenfressern des Landes wie Rindern und Schafen gleichzusetzen. Genutzt werden vom Menschen im Meer hauptsächlich die räuberischen Formen wie Fische und Tintenfische. Sie gehören in ihren Larvenstadien ebenfalls zum Zooplankton. In dieser Lebensphase wird ihre Jahrgangsstärke festgelegt, die über den späteren Ertrag entscheidet. Auch die Larven vieler bodenlebender Organismen des Benthos sind zeitweilig Merozooplankton.

Autor des Kapitels 1.5.2

W. GREVE, F. REINERS, J. NAST

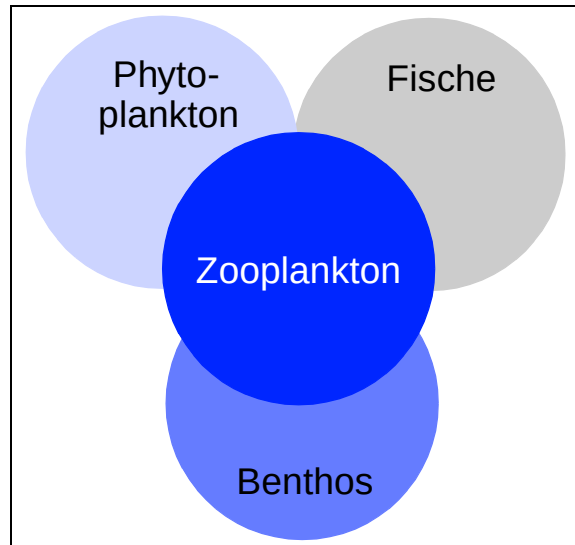


Abb. 1: Schema der zentralen Stellung des Zooplanktons im Nahrungsnetz des Meeres (GREVE, unveröffentlicht)

Fig. 1: Schematic of the central position of zooplankton in the marine food web (GREVE, unpublished)

Messprogramm

Das Biodiversitätsmonitoring an der Station „Helmoland Reede“ wurde in den Jahren von 1999 bis 2001 fortgeführt. Dazu wurden an jedem Montag, Mittwoch und Freitag von der Besatzung des Stationskutters „Aade“ der Biologischen Anstalt Helgoland (AWI) an der Position (54°11'18" N 7° 54' O) zwei Schräghols mit Planktonnetzen der genannten Maschenweiten durchgeführt. Die Proben wurden sofort in Formaldehyd fixiert, später bestimmt und ausgezählt. Die Mesozooplanktonproben wurden vollständig ausgewertet. Die Makrozooplanktonproben sind nur für das Jahr 1999 vollständig ausgewertet worden.

Die Analyse der Messungen fand im Vergleich mit früheren Messungen statt. Dadurch ist sowohl die Bewertung der Besonderheiten des Einzeljahres als auch der langjährigen Veränderungen der Lebensgemeinschaft des Zooplanktons möglich. Besondere Beachtung finden dabei Unterschiede in der Menge und im Zeitraum des Vorkommens der Schlüsselarten und Unterschiede in der taxonomischen Biodiversität. Dies sind Indikatoren des ökologischen Zustands der Nordsee. Dabei ist die Betrachtung des Einzeljahres wenig aussagekräftig. Erst die langfristige Veränderung der Messwerte gibt Auskunft über Abweichungen in der Ökosystementwicklung. Die Analyse unter-

schiedlicher Jahrgänge läßt die Ursachen mancher Unterschiede erkennen. Zwei Beispiele zeigen solche Ergebnisse:

Die kleinen Ruderfußkrebse, Hauptfutter der Fischlarven, nahmen in der Jahressumme ihres Vorkommens ab, als die Rippenqualle

in ihrer Saisonlänge zunahm. Ihre eigene Saison verkürzte sich besonders durch die Abnahme in den Herbstmonaten (Abb. 2). Ein ursächlicher Zusammenhang kann vermutet, aufgrund der Komplexität des trophodynamischen Systems jedoch nicht bewiesen werden.

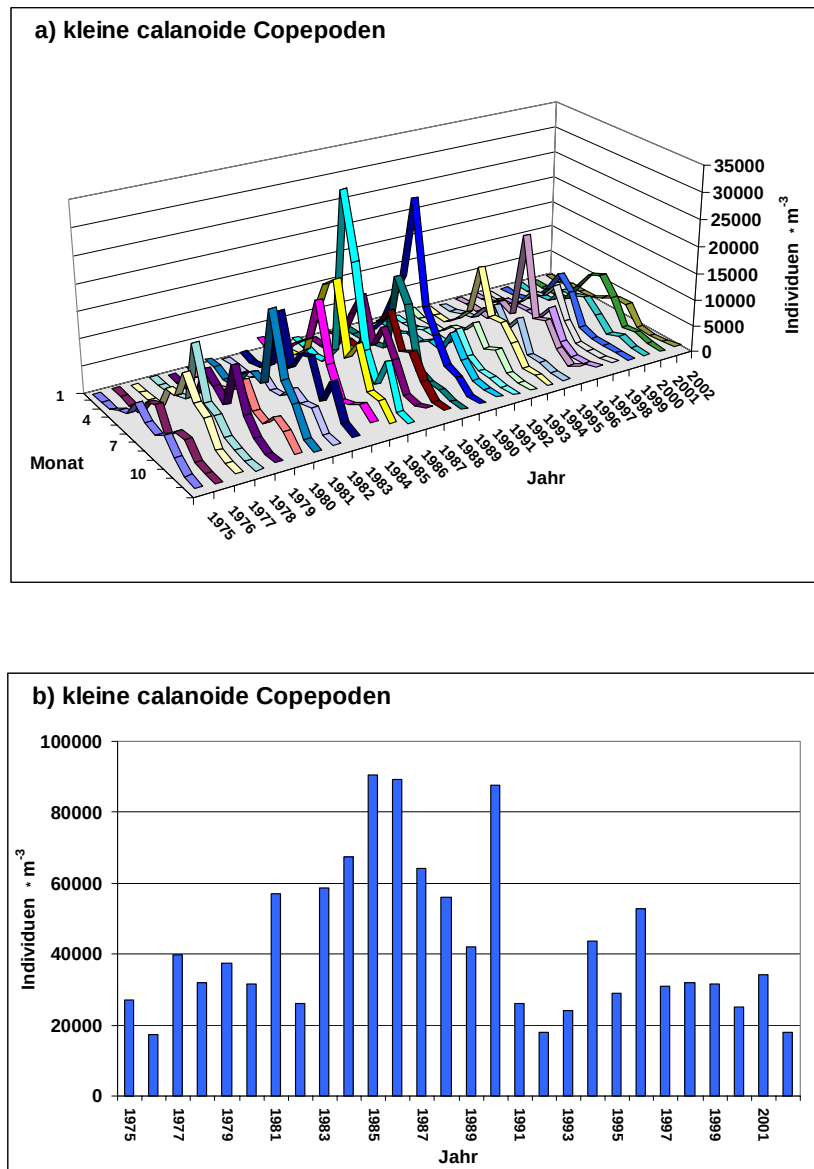


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der kleinen calanoiden Copepoden (Ruderfußkrebse) in der Deutschen Bucht. Aus wöchentlichen Messwerten gemittelte Monatshäufigkeit

a) Verteilung in den Jahren 1975 bis 2002

b) Jahreshäufigkeit (nur für die Jahre, für die ausreichende Wochenmeßwerte vorliegen), GREVE und REINERS, unveröffentlicht.

Fig. 2: Frequency distribution of small calanoid copepods in the German Bight. Monthly frequency averaged from weekly data:

a) distribution in 1975 - 2002

b) annual frequency (only for those years for which sufficient weekly data are available), GREVE and REINERS, unpublished

Anfang der neunziger Jahre des letzten Jahrhunderts änderte sich die Häufigkeitsverteilung wichtiger Organismengruppen; die räuberische Rippenqualle *Pleurobrachia pileus* dehnte die

Periode ihres Vorkommens auf einen viel größeren Zeitraum als in den achtziger Jahren aus (Abb. 3). In der mittleren Jahresabundanz war diese Veränderung nicht erkennbar.

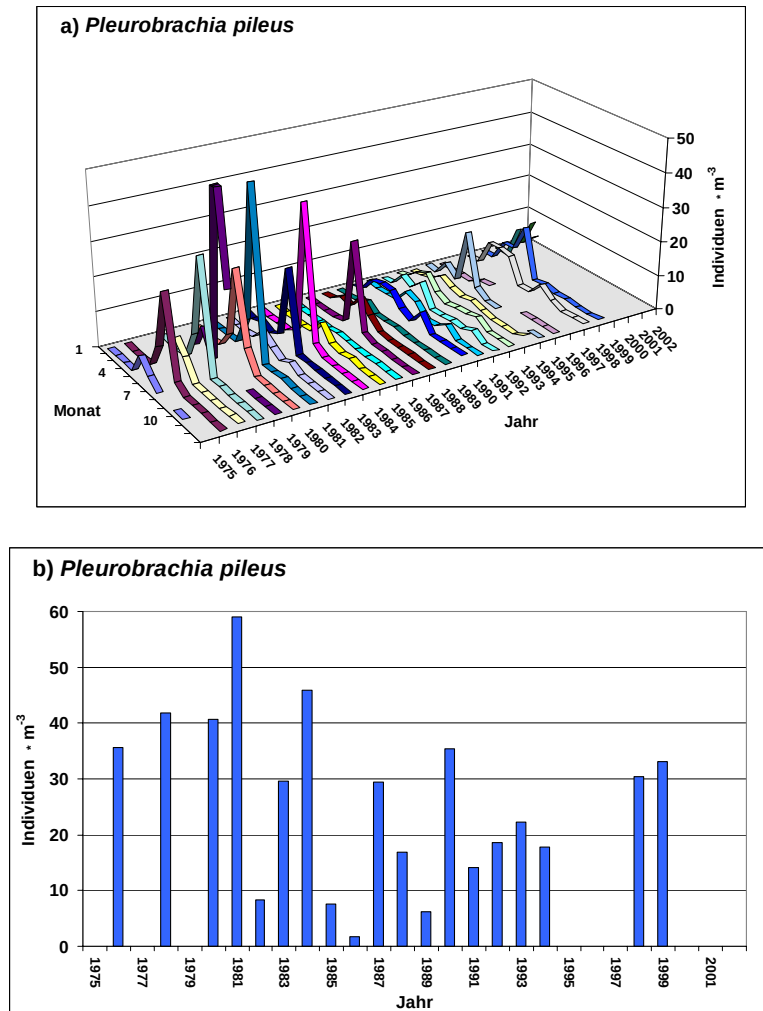


Abb.3: Häufigkeitsverteilung der adulten Rippenqualle *Pleurobrachia pileus* in der Deutschen Bucht. Aus wöchentlichen Messwerten gemittelte Monatshäufigkeit

a) Verteilung in den Jahren 1975 bis 2002

b) Jahreshäufigkeit (nur für die Jahre, für die ausreichende Wochenmeßwerte vorliegen), GREVE und NAST, unveröffentlicht.

Fig. 3: Frequency distribution of the adult comb jelly *Pleurobrachia pileus* in the German Bight. Monthly frequency averaged from weekly data:

a) distribution in 1975 - 2002

b) annual frequency (only for those years for which sufficient weekly data are available), GREVE and NAST, unpublished

Die hohe Varianz im Artenspektrum, im Vorkommen der unterschiedlichen ontogenetischen Stadien und im Verhalten lassen die Kausalanalyse nach wie vor als unbefriedigend erscheinen. Versuche, die Komplexität durch den Verzicht auf die Informationen durch die Biodiversität zu reduzieren, werden insbesondere bei der Modellierung gemacht (MOLL und RADACH

[2003]). Tabelle 1 zeigt, dass die einzelnen Populationen in ihrer Häufigkeitsabweichung vom Standardwert sehr unterschiedlich reagierten. Eine aggregierende Wertung schließt demnach erheblichen Klärungsbedarf bei der Modellierung in Funktionsgruppen gegenüber den individuenbasierten Modellen (IBM) (CARLOTTI, GISKE und WERNER [2000]).

1999		2000		2001	
Parameter	prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme	Parameter	prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme	Parameter	prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme
<i>Penilia avirostris</i>	899	<i>Corycaeus</i> spp.	153	<i>Actinotrocha</i>	176
<i>Cyphonautes</i>	323	<i>Cyphonautes</i>	121	<i>Penilia avirostris</i>	139
<i>Corycaeus</i> spp.	92	Gastropoda Larven	83	<i>Oithona</i> spp.	127
Ophiuroidea	88	Spatangoidea	46	Gastropoda Larven	71
<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	88	<i>Noctiluca scintillans</i>	42	Fischeier	52
Lamellibr. Larven	85	Lamellibr. Larven	36	<i>Oikopleura dioica</i>	39
<i>Oikopleura dioica</i>	61	<i>Sagitta</i> spp.	25	<i>Centropages</i> spp.	38
Spatangoidea	54	Ophiuroidea	24	<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	16
Gastropoda Larven	38	<i>Oikopleura dioica</i>	4	<i>Obelia</i> spp.	-2
<i>Oithona</i> spp.	35	<i>Oithona</i> spp.	3	<i>Cyphonautes</i>	-5
Cirripedia Nauplien	15	Cirripedia Nauplien	-11	<i>Acartia</i> spp.	-16
<i>Lanice conchilega</i>	11	<i>Fritillaria borealis</i>	-14	Copepoden Nauplien	-16
<i>Calanus</i> spp.	3	<i>Asterias rubens</i> Bip.	-25	Fischlarven	-19
<i>Centropages</i> spp.	-6	<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	-32	<i>Temora longicornis</i>	-21
<i>Sagitta</i> spp.	-10	<i>Acartia</i> spp.	-34	<i>Calanus</i> spp.	-25
Fischlarven	-15	<i>Actinotrocha</i>	-34	Cirripedia Nauplien	-26
Fischeier	-17	<i>Alaurina composita</i>	-39	<i>Lanice conchilega</i>	-29
<i>Magelona</i> spp.	-28	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-43	Ophiuroidea	-31
<i>Para- Pseudocalanus</i>	-31	<i>Beroe</i> spp. juv.	-47	Lamellibr. Larven	-32
<i>Rathkea + Lizzia</i>	-31	<i>Podon</i> spp.	-48	<i>Corycaeus</i> spp.	-33
Copepoden Nauplien	-32	Trochophora unident.	-48	Spioniden Metatroch.	-39
<i>Temora longicornis</i>	-32	<i>Obelia</i> spp.	-50	<i>Rathkea + Lizzia</i>	-44
<i>Acartia</i> spp.	-36	Fischlarven	-52	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-49
<i>Obelia</i> spp.	-45	<i>Centropages</i> spp.	-52	<i>Evadne</i> spp.	-62
<i>Asterias rubens</i> Bip.	-46	<i>Rathkea + Lizzia</i>	-59	<i>Podon</i> spp.	-63
Trochophora unident.	-49	Copepoden Nauplien	-61	<i>Asterias rubens</i> Bip.	-64
<i>Evadne</i> spp.	-61	Spioniden Metatroch.	-64	Spatangoidea	-66
Spioniden Metatroch.	-63	<i>Lanice conchilega</i>	-68	<i>Magelona</i> spp.	-68
<i>Podon</i> spp.	-64	<i>Calanus</i> spp.	-70	<i>Alaurina composita</i>	-69
<i>Noctiluca scintillans</i>	-73	<i>Magelona</i> spp.	-72	<i>Beroe</i> spp. juv.	-69
<i>Alaurina composita</i>	-78	<i>Temora longicornis</i>	-72	Trochophora unident.	-72
<i>Actinotrocha</i>	-79	Fischeier	-83	<i>Noctiluca scintillans</i>	-73
<i>Beroe</i> spp. juv.	-82	<i>Evadne</i> spp.	-86	<i>Sagitta</i> spp.	-80
<i>Fritillaria borealis</i>	-100	<i>Penilia avirostris</i>	-100	<i>Fritillaria borealis</i>	-100

Tab.1: Prozentuale Abweichung von der mittleren Jahressumme 1975 - 1994 in den Jahren 1999-2001 (GREVE und REINERS, unveröff.)

Tab.1: Deviation from the mean annual total 1975 - 1994 in the years 1999-2001, in percent (GREVE and REINERS, unpublished)

Phänologie

Die Gesetzmäßigkeit des zeitlichen Eintretens sich wiederholender Ereignisse in Populationen ist Thema der Phänologie, die in der Land- und Forstwirtschaft Hilfsdisziplin des Managements ist. Die Auswirkungen der beobachteten globalen Erwärmung auf die Ökosysteme kann auf dieser Grundlage besonders gut erkannt werden. In der Hydrobiologie wird die Phänologie nur bei wenigen Populationen überwacht (GREVE [2003]). Dabei verfügt ein so träge auf Temperaturveränderungen reagierender Lebensraum wie das Meer für seine Organismen über einen besonders geeigneten Zeitgeber für die ontogenetische Steuerung. Es ist für die einzelnen Populationen sehr wichtig, seine Jungen zum richtigen Zeitpunkt, wenn Futter vorhan-

den ist und die Feinde fehlen, in das Plankton abzugeben. Die Match/Mismatch-Problematik liefert Erklärungen für die unterschiedlich großen Jahresgänge sowohl der Nutzfische als auch des übrigen Zooplanktons. Nach der Entdeckung der Vorhersagbarkeit des saisonalen Vorkommens der Zooplanktonpopulationen (GREVE et al. [2001]) wurden von sieben zurückliegenden Jahren die Makrozooplanktonproben auf das Vorkommen der Fischarten untersucht. Es stellte sich heraus, dass die Abweichung des Auftretens der Fischlarven im Frühling von der Temperaturverteilung im Winter (Wochen 1-10) abhängig ist (Abb. 4).

Die Abweichungen im jährlichen Saisonbeginn des langfristig gemessenen Mesozooplanktons im Vergleich mit dem Standardwert 1975 bis 1994 gibt Tabelle 2 wieder.

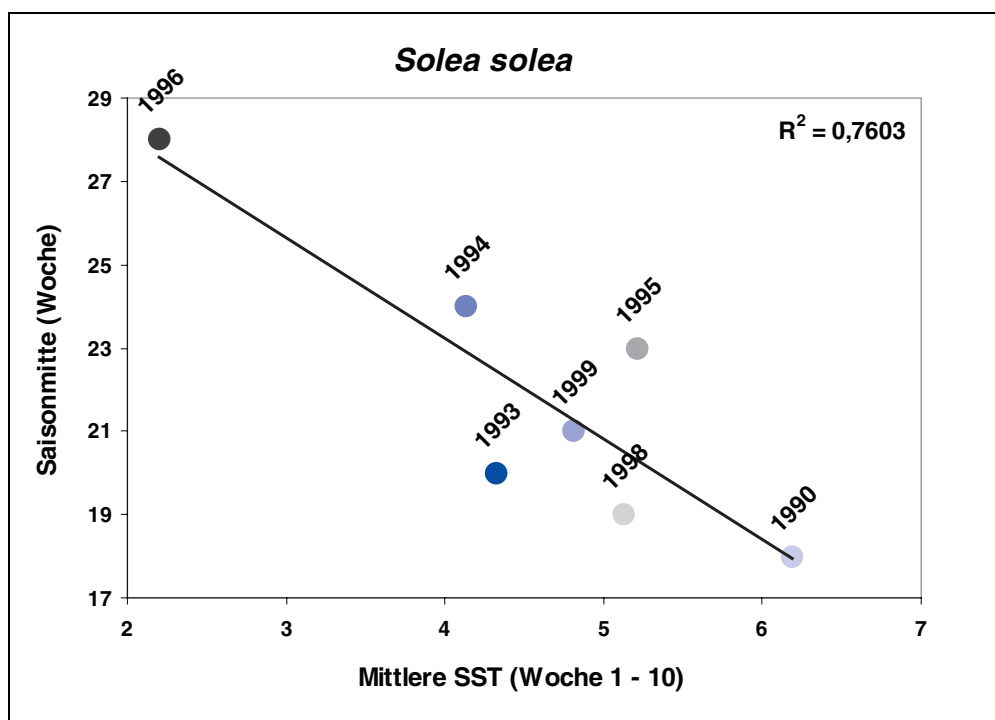


Abb. 4: Abhängigkeit des Vorkommens (50% der jährlichen kumulativen Abundanz) der Larven der Seezunge (*Solea solea*) in der Deutschen Bucht von der mittleren Temperatur des davor liegenden Winters (Woche 1-10) (GREVE, PRINAGE, ZIDOWITZ, NAST, REINERS, unveröffentlicht.)

Fig. 4: Dependence of the abundance (50% of annual cumulative abundance) of sole larvae (*Solea solea*) in the German Bight on the mean temperature of the preceding winter (weeks 1-10) (GREVE, PRINAGE, ZIDOWITZ, NAST, REINERS, unpublished.)

1999		2000		2001	
Parameter	Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen positiv: früher negativ: später	Parameter	Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen positiv: früher negativ: später	Parameter	Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen positiv: früher negativ: später
<i>Beroe</i> spp. juv.	7	<i>Temora longicornis</i>	13	<i>Sagitta</i> spp.	10
<i>Asterias rubens</i> Bip.	6	Copepoden Nauplien	7	<i>Asterias rubens</i> Bip.	6
Ophiuroidea	6	<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	7	Ophiuroidea	4
Spioniden Metatroch.	4	Fischeier	7	Gastropoda Larven	2
<i>Obelia</i> spp.	4	Ophiuroidea	4	Fischeier	2
Gastropoda Larven	3	<i>Rathkea</i> + <i>Lizzia</i>	4	Lamellibr. Larven	1
<i>Lanice conchilega</i>	3	<i>Asterias rubens</i> Bip.	3	<i>Obelia</i> spp.	1
Copepoden Nauplien	3	Gastropoda Larven	3	<i>Corycaeus</i> spp.	0
<i>Oikopleura dioica</i>	3	Spioniden Metatroch.	2	Cyphonautes	0
<i>Para- Pseudocalanus</i>	3	<i>Evadne</i> spp.	1	<i>Podon</i> spp.	0
<i>Centropages</i> spp.	2	<i>Beroe</i> spp. juv.	1	Trochophora unident.	0
<i>Evadne</i> spp.	1	Actinotrocha	0	Actinotrocha	-1
<i>Podon</i> spp.	1	Cirripedia Nauplien	0	Cirripedia Nauplien	-2
<i>Sagitta</i> spp.	1	<i>Fritillaria borealis</i>	0	<i>Evadne</i> spp.	-2
Spatangoidea	1	<i>Lanice conchilega</i>	0	Fischlarven	-2
<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	0	<i>Sagitta</i> spp.	0	<i>Lanice conchilega</i>	-3
<i>Temora longicornis</i>	0	Spatangoidea	0	Spatangoidea.	-3
Trochophora unident.	0	<i>Oithona</i> spp.	0	<i>Centropages</i> spp.	-3
<i>Penilia avirostris</i>	0	Fischlarven	-1	<i>Penilia avirostris</i>	-3
Actinotrocha	-1	<i>Alaurina composita</i>	-2	<i>Acartia</i> spp.	-4
<i>Noctiluca scintillans</i>	-1	<i>Magelona</i> spp.	-3	Copepoden Nauplien	-4
Fischeier	-1	<i>Centropages</i> spp.	-3	<i>Oikopleura dioica</i>	-4
<i>Rathkea</i> + <i>Lizzia</i>	-1	<i>Acartia</i> spp.	-4	<i>Temora longicornis</i>	-4
<i>Alaurina composita</i>	-2	<i>Noctiluca scintillans</i>	-4	Spioniden Metatroch.	-5
Cirripedia Nauplien	-2	Trochophora unident.	-4	<i>Magelona</i> spp.	-6
Fischlarven	-2	<i>Oikopleura dioica</i>	-5	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-6
<i>Magelona</i> spp.	-2	<i>Para- Pseudocalanus</i>	-6	<i>Beroe</i> spp. juv.	-6
<i>Acartia</i> spp.	-3	<i>Obelia</i> spp.	-6	<i>Noctiluca scintillans</i>	-7
<i>Corycaeus</i> spp.	-3	<i>Calanus</i> spp.	-8	<i>Alaurina composita</i>	-11
Lamellibr. Larven	-6	<i>Podon</i> spp.	-10	<i>Pleurobrachia p. juv.</i>	-11
<i>Oithona</i> spp.	-6	Lamellibr. Larven	-12	<i>Rathkea</i> + <i>Lizzia</i>	-12
<i>Calanus</i> spp.	-17	Cyphonautes	-21	<i>Calanus</i> spp.	-14
Cyphonautes	-20	<i>Corycaeus</i> spp.	-32	<i>Fritillaria borealis</i>	-16
<i>Fritillaria borealis</i>	nicht vorgek.	<i>Penilia avirostris</i>	nicht vorgek..	<i>Oithona</i> spp.	-17

Tab. 2: Abweichung vom mittleren Saisonanfang in Wochen (positiv: früher, negativ: später) (GREVE und REINERS, unveröffentlicht)

Tab. 2: Deviation from average beginning of season, in weeks (positive: earlier, negative: later) (GREVE and REINERS, unpublished)

Biodiversität

Die saisonale Verschiebung des Vorkommens einzelner Arten bei steigenden Temperaturen führt zu einem "Mismatch" mit den örtlichen Nahrungsressourcen. Weiter nördlich, im kälteren Wasser kann wieder eine passende Situation gegeben sein. Die Population verschiebt sich polwärts (SOUTHWARD, HAWKINS and BURROWS [1995]). Eine genaue Registrierung der lokalen Biodiversität ist erforderlich, um derartige Faunenänderungen zu erkennen. Das ist nur zu erkennen, wenn die einzelne Art präzise erkannt wird. Das ist bei einem Formenreichtum, wie er im Makrozooplankton des Schelfmeeres vorliegt, besonders aufwendig. Darüber hinaus werden in einigen Fällen Entwicklungsstadien einzelner Arten getrennt gezählt. Es werden 400 Parameter routinemäßig erfasst: 14 Ctenophorenstadien, 113 Hydromedusen, 26 große Copepoden, 5 Amphipoden, 10 Isopoden, 22 Cumaceen, 18 Mysidaceen, 137 Decapoden, 55 Fischlarven, und 50 weitere Stadien und Arten wie Polychaeten, Siphonophoren, Scyphomedusen (Abbildung 5).

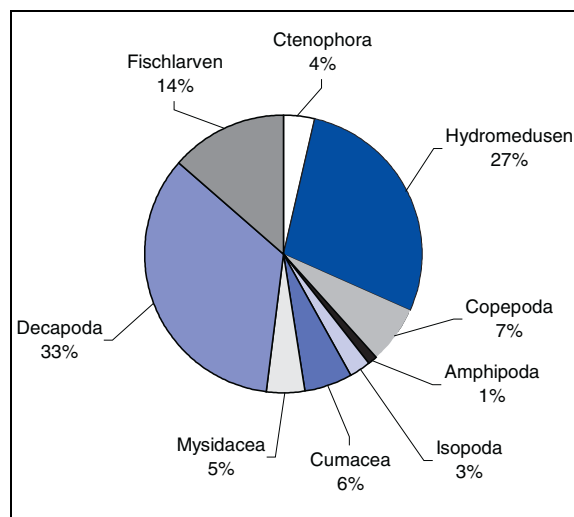


Abb. 5: Biodiversitätsvergleich der Makrozooplanktonparameter in der Langzeitreihe Helgoland (siehe Text) (GREVE und NAST, unveröffentlicht)

Abb. 5: Biodiversity comparison of macrozooplankton parameters in Helgoland long-term series (cf. text) (GREVE and NAST, unpublished)

Die Verschiebung nach Norden führt Populationen aus dem Süden in die Nordsee und Populationen aus der Nordsee weiter nach Norden, wobei die kalten Winter mit zunehmendem Golfstromeinfluss auch im Norden abnehmen und die Deutsche Bucht als ein Sondergebiet mit höherem Salzgehalt und kälteren Wintertemperaturen auszeichnen als die östlichen und nördlichen Meeresgebiete.

Zwei Faunenänderungen waren 1999 und 2001 besonders bemerkenswert: Die Cladocere (Wasserfloh) *Penilia avirostris*, die 1990 erstmalig bei Helgoland gefunden wurde, entwickelte sich zur Massenform. Die Art ist bisher als tropisch und subtropisch bezeichnet worden. Sie wurde nunmehr trotz des Fehlens der Population im Jahr 2000 zu einer typischen Art der südlichen Nordsee (Abb. 6, Tab. 3).

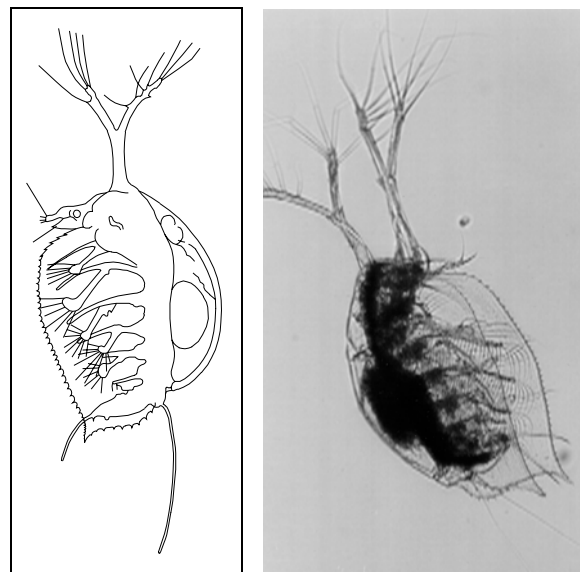


Abb. 6: Die marine Cladocere *Penilia avirostris* (nach LOCHHEAD, verändert, Foto: REINERS)

Abb. 6: The marine Cladocera *Penilia avirostris* (after LOCHHEAD, unpublished, photo: REINERS)

Als gleichrangige Abweichung der Biodiversität ist das Fehlen der Appendicularie *Fritillaria borealis* anzusehen, einer zuvor in jedem Jahr häufigen Population, die 1999 und 2001 erstmalig trotz der gleichbleibend intensiven Nachsuche nicht gefunden wurde. *Fritillaria* ist Futterform für Fischlarven.

	1990	1993	1994	1998	1999	2001	2002	2003
Januar	0	0	0	0	0	0	0	0
Februar	0	0	0	0	0	0	0	0
März	0	0	0	0	0	0	0	0
April	0	0	0	0	0	0	0	0
Mai	0	0	0	0	0	0	0	0
Juni	0	0	0	0	0	0	0	0
Juli	0	0	0	0	0	0	0	0
August	0	0	0	0	0	0	0	0,33
September	0	0	0	0	9,15	1,25	0,36	1,00
Oktober	0,60	0,31	2,55	0,80	272,00	55,60	6,50	22,75
November	0	0	0,26	0	20,58	9,60	0,75	0,40
Dezember	0	0	0	0	0	2,67	0,18	

Tab. 3: Häufigkeitsverteilung von *Penilia avirostris*, eines Neubürgers der Deutschen BuchtTab. 3: Frequency distribution of *Penilia avirostris*, a new species in the German Bight

Zusammenfassende Bewertung

Das Ökosystem der Deutschen Bucht reagiert mit saisonalen und lateralen Populationsänderungen auf die Klimaeinflüsse. Das Gleichgewicht des Ökosystems wird darauf reagieren; mit dem Auftreten neuer Arten werden sich veränderte Nährstoffflüsse und andere Nutzungsformen der marinen Ressourcen ergeben. Die Sensibilität des Ökosystems dürfte in der Übergangsphase zunehmen.

Summary

The reaction of the German Bight ecosystem to climate influences is seasonal and lateral population changes. The balance of the ecosystem will react accordingly. The occurrence of new species will lead to changed nutrient fluxes and different uses of the marine resources. The sensitivity of the ecosystem is likely to increase during the transition phase

153 Makrozoobenthos

Ziel der langjährigen Untersuchungen des Zoo-benthos ist das Erkennen langfristiger Trends in der Struktur, Zusammensetzung, Produktion und Biomasse, um Hinweise auf den Zustand der Küstengewässer zu erhalten. Dies erfolgt über die dauerhafte, jährliche Aufnahme der Bestände. Das Makrozoobenthos als meist ortsgebundene und mehrjährige Artengemeinschaft eignet sich als Indikator zur Beurteilung des Zustandes, da es Rückschlüsse auf besondere Ereignisse (auch nach Monaten) oder Veränderungen (über Jahre) in der Meeresumwelt zulässt.

Messprogramm

Das seit 1995 im Herbst jeden Jahres durchgeführte BfG-Ästuarmonitoring wurde 2002 im achten Jahr fortgesetzt. In Ems, Weser und Elbe wurden sechs Stationen beprobt, in der Jade fünf und in der Eider drei. An jeder Station wurden sechs Greiferproben (van-Veen Greifer, 0,1 m² Fläche, 0,5 mm Maschenweite) und ein Dredge Hol (Kieler Kinderwagen, 1 m Breite, 5 mm Maschenweite) genommen.

Schleswig-Holsteinische Küste

Im **Eider-Ästuar** wurden im Jahr 1999 32 Taxa in den Greiferproben und 16 Taxa in den Dredgefängen nachgewiesen, 2000 32 Taxa (Greifer) und 8 Taxa (Dredge), 2001 30 Taxa (Greifer) und 10 Taxa (Dredge), 2002 30 (Greifer) und 8 (Dredge).

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Eider-Ästuar von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Ästuar noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Vergleich zum Vorjahr kam 1999

eine Art neu hinzu (die Muschel *Corbula gibba*), 2000 konnten 6 neue Makrozoobenthosarten nachgewiesen werden (*Actinia* indet., *Capitella minima*, *Nephtys hombergii*, *Lumbriculus variegatus*, *Potamothrix hammoniensis*, *P. moldaviensis*), 2001 waren es insgesamt 7 Arten (*Aonides oxycephala*, *Bathyporeia elegans*, *Electra pilosa*, *Limnodrilus udekemianus*, *Magelona filiformis*, *Obelia bidentata* und *Sertularia cupressina*), während 2002 sechs Taxa neu hinzugekommen sind (*Arenicola marina*, *Aricidea cerrutii*, *Bougainvilliidae* indet., *Obelia dichotoma*, *Gammarus locusta* und *Halocentropus picicornis*).

Von 1997 bis 2002 konnten im Eider Ästuar 6 Arten in jedem Jahr angetroffen werden (Tab. 1).

An der oligohalinen Station der Eider kam es 2002 zu einer Zunahme der Abundanz, die auf den Anstieg der Individuendichte von *Marenzelleria* spp. zurück zu führen ist. Im Gegensatz dazu kam es an der polyhalinen Station zu einer Verringerung der Abundanz auf ca. 1/3 der Vorjahreswerte (Daten hier nicht dargestellt). Diese Änderung beruhte vor allem auf dem Absinken der mittleren Individuendichte von *Bathyporeia* spp.. Die Gesamtbio-masse des Makrozoobenthos an der oligohalinen Station ist durch interannuelle Schwankungen gekennzeichnet, die durch Abundanzänderungen bei den Clitellata verursacht werden.

Im Jahr 2002 konnten im Eider-Ästuar 4 Neozoa actualia nachgewiesen werden (*Marenzelleria* cf. *viridis*, *Marenzelleria* cf. *wireni*, *Ensis americanus*, *Eriocheir sinensis*).

Ostfriesische Küste

Im **Ems-Ästuar** wurden im Jahr 1999 zusammengefaßt für alle Stationen 44 Taxa in den Greiferproben und zusätzlich 27 in den Dredgefängen nachgewiesen. Im Jahr 2000 waren es 53 Taxa in den Greiferproben und 34 in den Dredgefängen, 2001 55 Taxa bzw. 29 Taxa, während 2002 die Gesamtzahl der nachgewiesenen Taxa 56 betrug, wobei hiervon 37 Taxa in den Greiferproben und 27 in den Dredgefängen vorkamen.

Autoren des Kapitels 1.5.3

HEIKO LEUCHS, MARKUS A. WETZEL,
HEIKE BÜTTNER, JOCHEN H. E. KOOP

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Ems-Ästuar von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Ästuar noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Jahr 2000 waren es 9 Arten (*Cordylophora caspia*, *Abra alba*, *Mysella bidentata*, *Lanice conchilega*, *Lepidonotus squamatus*, *Phyllodoce* sp., *Limnodrilus* sp., *Cumopsis goodsiri* und *Pontocrates arenarius*; 2000 waren es 7 Taxa (*Autolytus prolifer*, *Eumida sanguinea*, *Harmothoe impar*, *Malacocerus* sp., *Nymphon brevirostre*, *Chironomidae* indet., *Electra pilosa*); 2001 waren es 8 Taxa (*Eunereis longissima*, *Malmgreniella arenicolae*, *Nephtys* cf. *pulchra*, *Atylus falcatus*, *Caprella equilibria*, *Haustorius arenarius*, *Schistomysis spiritus* sowie *Obelia bidentata*); 2002 waren es 8 Taxa (*Aricidea cerrutii*, *Spiophanes bombyx*, *Elminius modestus*, *Diastylis bradyi*, *Obelia dichotoma*, *Bougainvillia ramosa*, *Metridium senile*, sowie *Conopeum seurati*).

Über den Zeitraum von 1997 bis 2002 waren 12 Arten in der Ems in jedem Jahr präsent (Tab. 1). Tendenziell kam es in der Ems zu einer Zunahme der Artenzahl an den polyhalinen Stationen von 1997 bis 2001 (Abb. 1) und zu einem leichten Rückgang der mittleren Abundanz und der Biomasse (Abb.2). Im Jahr 2002 hingegen kam es in der Ems zu einer deutlichen Reduzierung der Artenzahl. Besonders deutlich war dies an der Station Ems 4 zu beobachten, wo außer der Gesamtabundanz (2001: 1600; 2002: 48) auch die Artenzahl (2001: 35; 2002: 8) und Gesamtbiomasse (2001: 23,72; 2002: 0,12 g AFTG/m²) deutlich niedriger waren als im Vorjahr. Dies beruht auf dem Fehlen bzw. dem Rückgang von mehreren abundanten und z.T. biomassereichen Taxa wie z.B. *Ensis americanus* oder *Petricola pholadiformis*.

In der Ems wurden die folgenden Rote Liste-Arten des Makrozoobenthos nachgewiesen: *Sertularia cupressina*, *Ophelia rathkei*, *Boccardiella ligerica*, *Petricola pholadiformis*, *Palaemon longirostris*, *Metridium senile* und *Urticina felina*.

Als Neozoa actualia waren in der Ems *Balanus improvisus*, *Petricola pholadiformis* und *Eriocheir sinensis* vertreten.

	Ems	Elbe	Eider	Weser	Jade
BIVALVIA					
<i>Macoma balthica</i>			x	x	
<i>Mytilus edulis</i>	x				
CRUSTACEA					
<i>Balanus crenatus</i>	x				
<i>Bathyporeia elegans</i>	x	x		x	x
<i>Bathyporeia sarsi</i>	x	x	x	x	
<i>Corophium lacustre</i>				x	
<i>Corophium multisetosum</i>	x	x		x	
<i>Crangon crangon</i>			x	x	x
<i>Gammarus zaddachi</i>	x				
<i>Gastrosaccus spinifer</i>				x	x
<i>Haustorius arenarius</i>	x				
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	x	x		x	
<i>Neomysis integer</i>		x		x	
<i>Urothoe poseidonis</i>					x
POLYCHAETA					
<i>Capitella capitata</i>	x				
<i>Eteone longa</i>			x	x	x
<i>Hediste diversicolor</i>			x		
<i>Heteromastus filiformis</i>	x		x	x	x
<i>Magelona mirabilis</i>		x		x	x
<i>Marenzelleria viridis</i>		x		x	
<i>Nephtys hombergii</i>					x
<i>Nephtys longosetosa</i>		x		x	x
<i>Ophelia limacina</i>				x	x
<i>Ophelia rathkei</i>	x				
<i>Scolecopsis squamata</i>		x			
<i>Scoloplos armiger</i>	x			x	x
<i>Spio martinensis</i>					x
OLIGOCHAETA					
<i>Tubificoides benedii</i>	x				x
ECHINODERMATA					
<i>Echinocardium cordatum</i>					x

Tab. 1: Makrozoobenthos-Arten, die im Verlauf des Ästuarmonitorings in allen Untersuchungsjahren (1997 - 2002) nachgewiesen wurden

Tab. 1: Macrozoobenthos species observed in the estuaries in every year of the estuary monitoring period (1997 - 2002)

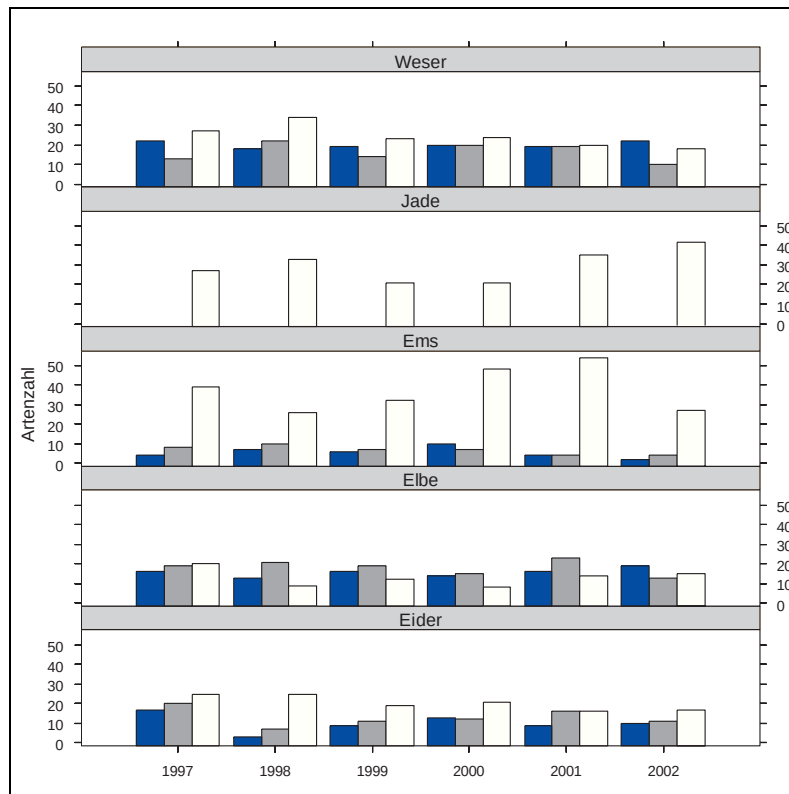


Abb. 1: Entwicklung der Artenzahlen (1997 bis 2002) in den Ästuaren Eider, Elbe, Ems und Weser, sowie in der Jade an drei Stationen (dunkelblau = oligohalin, grau = mesohalin, hellblau = polyhalin)

Fig. 1: Development of species numbers (1997 bis 2002) in the Eider, Elbe, Ems, and Weser estuaries, and at three stations in the Jade embayment (dark blue = oligohaline, grey = mesohaline, light blue = polyhaline)

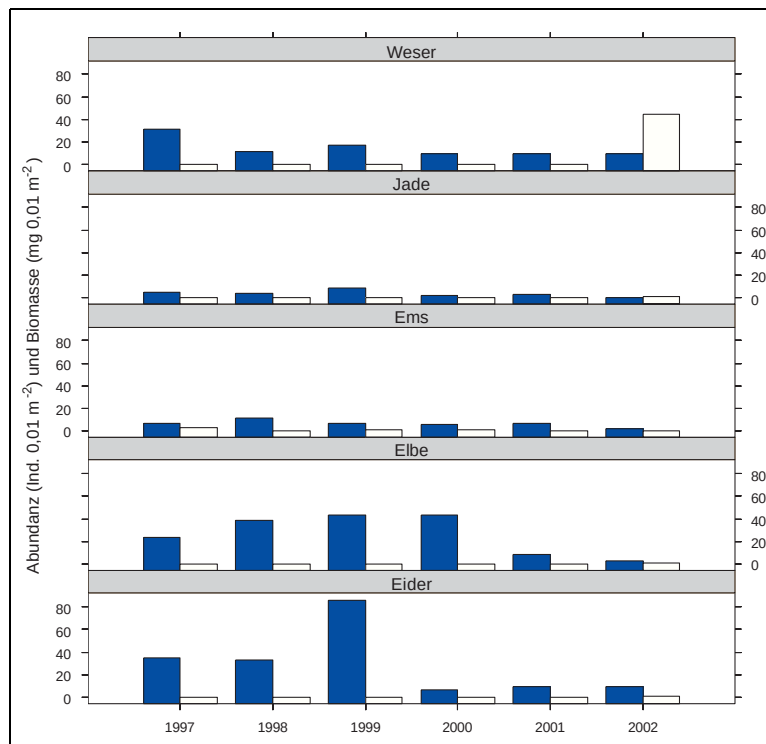


Abb. 2: Entwicklung der mittleren Abundanz und der mittleren Biomasse (asche-freies Trockengewicht) in den Ästuaren Eider, Elbe, Ems und Weser sowie in der Jade von 1997 bis 2002. Die Daten wurden über alle Stationen in den Ästuaren gemittelt (blau = Abundanz, grau = Biomasse)

Fig. 2: Development of mean abundance and mean biomass (ash-free dry weight) in the Eider, Elbe, Ems and Weser estuaries and in the Jade embayment from 1997 to 2002. The data have been averaged over all estuary stations (blue = abundance, grey = biomass)

In der **Jade** wurden im Jahr 1999 57 Taxa in den Greiferproben und 35 in der Dredge nachgewiesen, 2000 35 Taxa (Greifer) bzw. 13 (Dredge), 2001 52 Taxa (Greifer) und 39 (Dredge), 2002 43 (Greifer) bzw. 29 (Dredge).

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Gebiet der Jade von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Gebiet noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Jahr 1999 waren es 10 „neue“ Taxa (*Spisula subtruncata*, *Malmgreniella lunulata*, *Phyllodoce groenlandica*, *Balanus crenatus*, *Caprella linearis*, *Macropodia linariis*, *Periculodes longimanus*, *Pontocrates arenarius*, *Schistomysis spiritus*, *Nymphon gracile*), 2000 waren es 2 Taxa (*Diastylis bradyi*, *Hyas araneus*), 2001 15 Taxa (*Amphiura* cf. *filiformis*, *Cerastoderma edule*, *Corophium acherusicum*, *Eteone flava*, *Eunereis longissima*, *Eurydice pulchra*, *Gammarus crinicornis*, *Harmothoe impar*, *Hippolyte varians*, *Jassa marmorata*, *Obelia bidentata*, *Orchomene nana*, *Pariambus typicus*, *Pseudocuma longicornis* und *Tubularia indivisa*), während 2002 erstmals 14 Arten hinzukamen (*Alcyonidium mytili*, *Arenicola marina*, *Autolytus* cf. *edwardsi*, *Bougainvillia ramosa*, *Conopeum seurati*, *Crepidula fornicata*, *Elminius modestus*, *Eudendrium capillare*, *Farrella repens*, *Nereimyra punctata*, *Nymphon brevirostre*, *Pandalus montagui*, *Phialella quadrata* und *Pontophilus trispinosus*).

Als Rote Liste-Arten waren in der Jade *Crepidula fornicata*, *Eurydice pulchra*, *Idotea linaris*, *Nereimyra punctata*, *Petricola pholadiformis* und *Sertularia cupressina* vertreten.

Im Jahr 2002 kam es an allen Stationen der Jade zu einem Rückgang der Gesamtabundanz und an den Stationen 3 und 5 zu einer Abnahme der mittleren Biomasse. Dennoch wurde an der letztgenannten Station mit 1,85 g AFTG/m² die höchste Gesamtbiomasse in der Jade ermittelt, mit *Fabulina fabula* und *Nephtys hombergii* als dominante Arten für diesen Parameter.

Als Neozoa actualia traten 2002 *Balanus improvisus*, *Elminius modestus*, *Petricola pholadiformis* und *Crepidula fornicata* auf.

Im **Weser-Ästuar** konnten 1999 45 Taxa in den Greiferproben und 27 Taxa in den Dredgfängen nachgewiesen, 2000 39 Taxa (Greifer) und 28 Taxa (Dredge), 2001 41 Taxa (Greifer) und 36 Taxa (Dredge), 2002 30 (Greifer) und 17 (Dredge).

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Weser-Ästuar von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Ästuar noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Vergleich zum Vorjahr kamen 1999 in der Weser 5 Taxa hinzu (*Nephtys cirrosa*, *Spio goniocephala*, *Spiophanes bombyx*, *Corophium multisetosum* und *Gammarus crinicornis*), 2000 waren es 9 Arten (*Laomedea flexuosa*, *Angulus tenuis*, *Harmothoe impar*, *Pholoe balthica*, *Tharyx killariensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Psammoryctides barbatus*, *Micropotopus maculatus* und *Electra pilosa*), 2001 waren es 8 Arten (*Atylus falcatus*, *Bougainvillia* sp., *Clitellio arenarius*, *Clytia hemisphaerica*, *Corophium crassicorne*, *Obelia bidentata*, *Potamothrix moldaviensis*, *Schistomysis spiritus*, *Tubularia indivisa*), 2002 war es lediglich eine Art (*Pontocrates arenarius*).

Über den Zeitraum von 1997 bis 2002 waren 16 Arten im Weser-Ästuar jedes Jahr präsent (Tab. 1).

An den beiden oligohalinen Stationen des Weser-ästuars (Station 0 und 1) nahm die Gesamtabundanz im Vergleich zum Vorjahr tendenziell zu, an den übrigen Stationen dagegen ab. An Station 4 und 5 wurden in 2002 mit 115 bzw. 68 Ind./m² die niedrigsten Individuendichten seit Beginn der Untersuchungen verzeichnet.

Die höchste bislang im Rahmen des Ästuarmonitorings ermittelte Gesamtbiomasse wurde 2002 in der Weser an Station 0 festgestellt. Dies beruht auf dem Vorkommen der Muschel *Corbicula fluminea* (Neozoe), die als abundantes und zugleich „schweres“ Taxon beide Parameter maßgeblich prägte. An den anderen Weserstationen lag die mittlere Biomasse im Wertebereich der Vorjahre.

Im Jahr 2002 wurden insgesamt 4 Rote Liste-Arten im Weserästuar gefunden: *Boccardiella ligérica*, *Sertularia cupressina*, *Corophium lacustre* und *Palaemon longirostris*.

Auch in der Weser waren 2002 eine Reihe von Neozoa actualia nachweisbar (*Corbicula fluminalis*, *Corbicula fluminea*, *Marenzelleria* cf. *viridis*, *Marenzelleria* cf. *wireni*, *Balanus improvisus*, *Eriocheir sinensis*, *Ensis americanus*).

Im **Elbe-Ästuar** wurden im Jahr 1999 35 Taxa in den Greiferproben und 22 Taxa in den Dredgfüngen nachgewiesen, 2000 27 Taxa (Greifer) und 25 Taxa (Dredge), 2001 32 Taxa (Greifer) und 28 Taxa (Dredge), 2002 28 (Greifer) und 11 Taxa (Dredge).

Im Verlauf der Untersuchung konnten im Elbe-Ästuar von 1999 bis 2002 eine Reihe von Arten nachgewiesen werden, die bisher für dieses Ästuar noch nicht im Monitoring registriert worden waren. Im Vergleich zum Vorjahr kamen 1999 in der Elbe 3 Arten hinzu (*Heteromastus filiformis*, *Nephtys cirrosa*, *Gammarus crinicornis*), 2000 waren es 6 Arten (*Hydractinia echinata*, *Phyllodoce mucosa*, *Pagurus bernhardus*, *Parapleustes* cf. *assimilis*, *Schistomysis spiritus* und *Asterias rubens*), 2001 waren es 5 Arten (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *Limnodrilus profundicola*, *Potamothrix moldaviensis*, *Parapleustes bicuspis*, *Obelia bidentata*) und 2002 waren es 3

Taxa (*Bougainvilliidae* indet., *Limnodrilus claredeanus* und *Psammoryctides barbatus*). Über den Zeitraum von 1997 bis 2002 waren 10 Arten im Elbe-Ästuar immer präsent (Tab. 1).

Die mittlere Gesamtindividuumdichte und Gesamtbiomasse war in 2002 an allen Stationen (Ausnahme Biomasse von Station 2) im Vergleich zum Vorjahr niedriger. An Station 2 wurde durch das Erfassen von Individuen biomassereicher Taxa (*Eriocheir sinensis*, *Palaemon longirostris*) ein relativ hoher Biomassewert ermittelt. *Boccardiella ligérica*, bis 2000 dominante Art (Abundanz und Biomasse) war in 2001 nicht mit dem van-Veen-Greifer nachgewiesen worden, kam aber in 2002, wenn auch in geringer Abundanz, wieder an dieser Station vor.

In 2002 wurden drei Rote Liste-Arten gefunden: *Boccardiella ligérica*, *Corophium lacustre*, und *Palaemon longirostris*.

Im Jahr 2002 waren im Elbe-Ästuar 5 Neozoa actualia nachweisbar: *Ensis americanus*, *Marenzelleria* cf. *viridis*, *Marenzelleria* cf. *wireni*, *Balanus improvisus* und *Eriocheir sinensis*.

Zusammenfassung

In den untersuchten Ästuaren zeigt sich meist eine Zunahme der Artenzahl vom limnischen über das oligohaline, mesohaline und polyhaline Milieu bis zum Euhalinikum. Dabei sind jedoch auch die besonderen Standortbedingungen und die grundsätzlichen Unterschiede zwischen den Ästuaren zu berücksichtigen, so dass die Artenzahl pro Ästuarabschnitt nur eingeschränkt als repräsentativ für den gesamten Gewässerabschnitt gelten kann, da mit einer Station pro Gewässerabschnitt nur ein Teil der vorkommenden Habitate beprobt wird.

Bei der Zusammenfassung der Stationen in drei Salinitätsklassen (Abb. 1) zeigt sich, dass die Artenzahl in der Elbe über alle Bereiche fast konstant ist, während in der Eider und der Weser der polyhaline Bereich leicht erhöhte und in der Ems stark erhöhte Artenzahlen aufweist. Die geringen Artenzahlen in den oligohalinen und mesohalinen Stationen der Ems lassen sich durch die Trübungsprobleme in der Unterems erklären.

Die meisten Arten fanden sich in den polyhalinen Außenbereichen der Ästuar, mit Ausnahme der Elbe, wo ab 1998 die höchste Artenzahl immer in dem esohalinen Bereich zu verzeichnen war.

Summary

In the estuaries investigated, an increase in the number of species from the limnic environment through the oligohaline, mesohaline, and polyhaline to the euhaline environments has been observed in most cases. However, also the particular local conditions and basic differences among the estuaries must be taken into account. Species numbers per estuarine section are only partially representative for the section because each station resembles only parts of all habitats available.

The grouping of stations into three salinity classes (Fig. 1) shows that the number of species in the river Elbe is nearly constant across all areas, while in the rivers Eider and Weser the number of species in the polyhaline areas is slightly elevated, and in the river Ems strongly elevated. The low numbers of species at the oligohaline and mesohaline Ems stations can be attributed to clouding in the Lower Ems.

The largest number of species were found in the polyhaline outer areas of the estuaries, with the exception of the river Elbe where, since 1998, the largest number of species have always occurred in the isohaline sectors.

16 Schadstoff-Effektmonitoring

16.1 Fischkrankheiten

Das gehäufte Auftreten von Fischkrankheiten ist ein Hinweis auf eine Beeinträchtigung des Immunsystems. Für eine solche Beeinträchtigung können eine Vielzahl von Faktoren und deren Kombinationen verantwortlich sein, und zwar nicht nur Schadstoffe, sondern auch natürliche Faktoren wie Salzgehalt, Temperatur, Nahrungsbedingungen, Populationsdichte und andere. Wenn einer oder mehrere dieser Faktoren für die Fische nicht optimal sind, kann das Resultat eine Schwächung (Suppression) der Immunkompetenz mit der Konsequenz von zunehmender Anfälligkeit gegenüber Krankheiten sein. Das Auftreten erhöhter Prozentsätze befallener Fische in bestimmten Regionen deutet daher immer auf eine Störung hin. Die Häufigkeit von Fischkrankheiten und -parasiten wird seit Anfang der 1980er Jahre von der Bundesforschungsanstalt für Fischerei in bis zu acht Gebieten der Nordsee erfasst. Die wichtigste Indikator-Fischart ist die Kliesche (*Limanda limanda*), es werden aber auch andere Arten untersucht, z. B. Kabeljau (*Gadus morhua*), Wittling (*Merlangius merlangus*), Schellfisch (*Melanogrammus aeglefinus*) und Scholle (*Pleuronectes platessa*).

Krankheiten der Kliesche (*Limanda limanda*)

Die quantitativ bedeutendsten äußerlich sichtbaren Krankheiten der Kliesche:

Lymphocystis ist eine durch Iridoviren hervorgerufene, weltweit verbreitete Infektionskrankheit, die bei vielen schollen- und barschartigen Fischarten auftritt. In der Nordsee lagen die Befallszentren in den vergangenen Jahren auf

der Fischerbank, der Doggerbank und in den Außenbezirken des Firth of Forth, wo teilweise Befallsraten von 30 % (bezogen auf die Gesamtpopulation vor Ort) ermittelt wurden.

Epidermale Hyperplasien/Papillome sind Hauttumoren und deren Vorstadien, deren Ursachen nicht endgültig geklärt sind; es scheinen aber ebenfalls Viren beteiligt zu sein. Die Befallsraten waren in den vergangenen Jahren stets deutlich niedriger als die von Lymphocystis. Regionen mit erhöhten Befallsraten (maximal 10 %; bezogen auf die Gesamtpopulation vor Ort) waren die Deutsche Bucht, Außenbezirke des Firth of Forth und ein Untersuchungsgebiet am Horns Riff vor der dänischen Küste.

Hautulcerationen werden durch bakterielle Mischinfektionen hervorgerufen. Ein wesentlicher Erreger scheint eine atypische Form von *Aeromonas salmonicida* zu sein. Bei Ulcerationen waren höchste Befallsraten stets in der zentralen mittleren Nordsee (Doggerbank und Fischerbank) anzutreffen. Es zeigten sich ausgeprägte und konsistente saisonale Effekte mit gegenüber den Winterwerten erhöhten Befallsraten im Frühjahr/Sommer, wo auf der Doggerbank Maximalwerte von bis zu 25 % (bezogen auf die Gesamtpopulation vor Ort) erreicht wurden.

Die zeitlichen Fluktuationen der Befallsraten (Beobachtungswerte, modellierte Werte und saisonbereinigter Trend, vgl. Abbildungsunterschrift) der o. g. Krankheiten bei Klieschen aus der Deutschen Bucht sind in Abbildung 1 dargestellt. Für Lymphocystis ergaben sich ein Anstieg der Befallsrate bis 1989 und eine darauf folgende Abnahme bis 1994. Von 1994 bis 1998 nahm die Befallsrate zu, um danach im Zeitraum von 1998 bis 2002 erneut abzusinken. Auch die Befallsrate von epidermalen Hyperplasien/Papillomen nahm von 1981 bis Anfang der 1990er Jahre zu, verblieb dann aber auf einem relativ konstanten Niveau. Gegen Ende des Untersuchungszeitraums deutet sich eine Abnahme an. Die Befallsrate von akuten und heilenden Stadien von Hautulcerationen zeigte

Autor der Kapitel 1.6.1 und 1.6.2

T. LANG

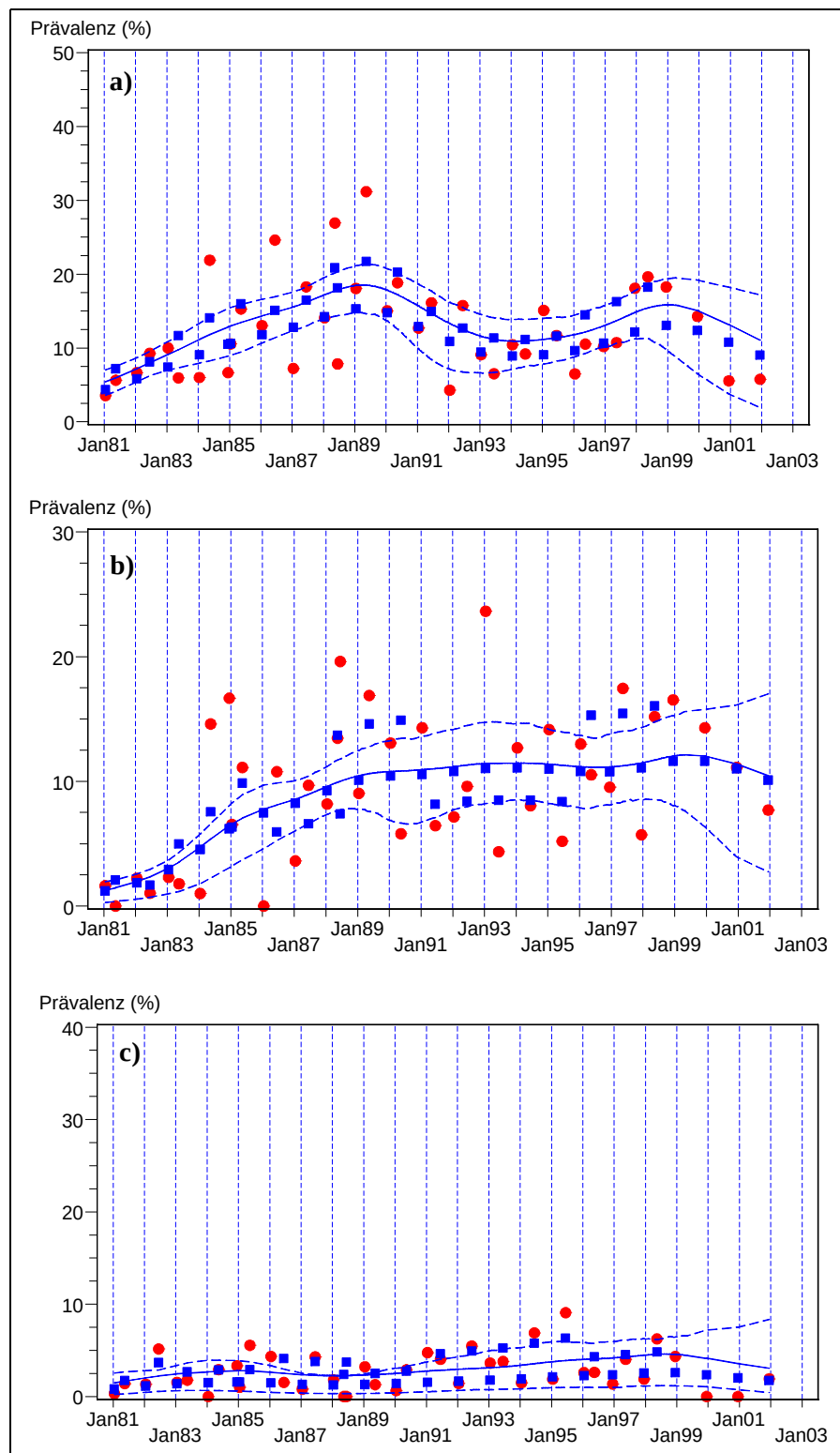


Abb. 1: Befallsraten mit äußerlich sichtbaren Krankheiten (a) Lymphocystis; b) epidermale Hyperplasien/Papillome; c) Hautulcerationen) bei Klieschen (*Limanda limanda*) (Weibchen, Größengruppe 20 - 24 cm) aus der Deutschen Bucht im Zeitraum von 1981 bis 2002 (rote Punkte: Beobachtungswerte; blaue Quadrate: modellierte Werte; durchgezogene Linie: Trend; gestrichelte Linien: Vertrauensbereich)

Fig. 1: Temporal trend in the prevalence of externally visible fish diseases a) lymphocystis; b) epidermal hyperplasia/papilloma; c) skin ulcer in female dab (*Limanda limanda*) from the German Bight 1981-2002 (red dots: observed values; blue squares: modelled values; solid line: trend; dotted lines: confidence range)

keine so ausgeprägten Fluktuationen wie die der zuvor genannten Krankheiten. Aber auch hier deuten die frühen Werte auf eine Zunahme und die aktuellen Daten auf eine Abnahme hin.

Diese Ergebnisse machen deutlich, dass es trotz der ausgeprägten Unterschiede in den Befallsraten der drei Krankheiten Ähnlichkeiten in ihrem zeitlichen Verlauf gab. Dieser Befund kann als ein Anhaltspunkt dafür interpretiert werden, dass es im Untersuchungszeitraum krankheitssteuernde Faktoren in der Deutschen Bucht gab, die sich in ähnlicher Weise auf alle drei Krankheiten auswirkten. Die statistische Auswertung von Beziehungen zwischen

den Krankheitsraten und einer Fülle von Faktoren mit potenziellem Einfluss auf die Krankheiten ergab, dass hierbei offensichtlich mehrere biotische und abiotische Faktoren eine Rolle gespielt haben, u. a. auch die Belastung der Klieschen mit organischen Schadstoffen. So zeigten sich z. B. Zusammenhänge mit der Größenverteilung der Klieschenbestände, ihrer Dichte, Veränderungen der Wassertemperatur und den Nährstoffkonzentrationen, aber auch mit Rückständen von Schadstoffen in den Lebern der Klieschen, im Sediment und im Wasser (LANG und WOSNIOK [2003]).

Zusammenfassung

Daten aus dem Zeitraum von 1981 bis 2002 zu Befallsraten von äußerlich sichtbaren Krankheiten bei Klieschen aus der Deutschen Bucht zeigen, dass die Krankheiten generell unterschiedlich häufig auftraten (Lymphocystis > epidermale Hyperplasien/Papillome > akute/heilende Hautulcerationen), dass aber die zeitlichen Verläufe der Befallsraten der Krankheiten einem ähnlichen Muster folgten. Die aktuellen Werte deuten auf eine Abnahme der Krankheitshäufigkeiten hin. Statistische Auswertungen haben ergeben, dass Veränderungen in den Befallsraten durch das komplexe Zusammenwirken biotischer und abiotischer Faktoren hervorgerufen wurden. Auch die Belastung mit Schadstoffen scheint eine Rolle gespielt zu haben.

Summary

Data from the period 1981 to 2002 on the prevalence of externally visible diseases of dab from the German Bight have shown that their absolute prevalence levels differed (lymphocystis > epidermal hyperplasia/papilloma > acute/healing skin ulcer), but that the temporal trends in their prevalence followed a similar pattern. Current data indicate a decrease in prevalence of the diseases. Statistical evaluations provided evidence that changes in prevalence have been caused by complex interactions of biotic and abiotic factors, including exposure to contaminants.

162 Biologische Schadstoffeffekte bei Fischen

Leberknoten/-tumoren

Das gehäufte Vorkommen von Lebertumoren und deren Vorstadien bei marinen Plattfischen gilt als ein Indikator für Effekte krebserregender Umweltchemikalien (z. B. polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe). Daher sind Untersuchungen zu ihrem Auftreten seit langem Bestandteil nationaler und internationaler Monitoringprogramme zu biologischen Schadstoffeffekten. Seit 1988 wird von der Bundesforschungsanstalt für Fischerei im Rahmen der Überwachung von Fischkrankheiten zweimal jährlich das Vorkommen von Leberanomalien der Nordseekliesche (*Limanda limanda*) erfasst.

Gebiete mit erhöhten Prävalenzen von Leberknoten > 2 mm lagen seit 1988 überwiegend im südlichen Teil der Nordsee (südlich von 55° N) und dort besonders auf der Doggerbank, vor der Humber-

mündung und, vor allem zu Beginn der Untersuchungen, in der Deutschen Bucht. Im Gegensatz dazu waren die nördlicher gelegenen Untersuchungsgebiete (Firth of Forth, Fischer Bank, Fladengrund) durch konstant niedrige Befallsraten gekennzeichnet.

Abbildung 1 zeigt die zeitlichen Veränderungen der Befallsraten bei weiblichen Klieschen der beiden Längengruppen 20-24 cm (Abb. 1a) und ≥ 25 cm (Abb. 1b) aus der Deutschen Bucht über den Zeitraum von 1988 bis 2002. Die Befallsrate nahm signifikant ab, wobei dieser Effekt besonders deutlich innerhalb der ersten fünf Jahre auftrat. In den letzten Jahren waren die beobachteten Veränderungen nur noch gering; allerdings deutete sich zuletzt eine Zunahme der Befallsraten an. Auch in den anderen Nordseegebieten mit ehemals erhöhten Befallsraten konnten abnehmende Trends nachgewiesen werden, so dass derzeit nur noch geringfügige Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten zu beobachten sind.

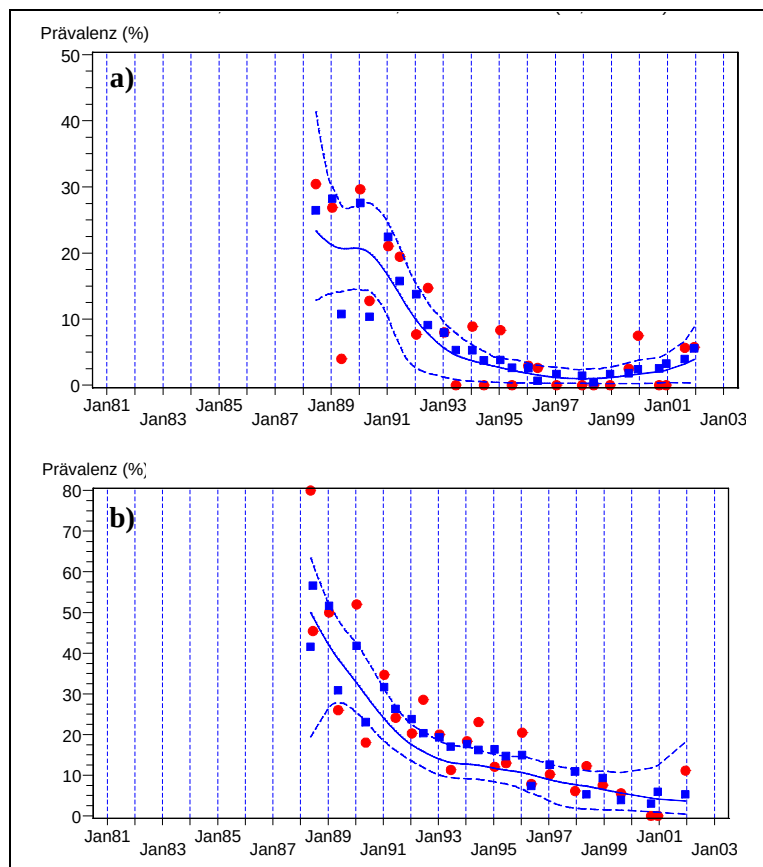


Abb. 1: Befallsraten mit Leberknoten > 2 mm bei Klieschen (*Limanda limanda*) (Weibchen, Größengruppen a) 20-24 cm, b) ≥ 25 cm) aus der Deutschen Bucht im Zeitraum 1981 bis 2002

(rote Punkte: Beobachtungswerte; blaue Quadrate: modellierte Werte; durchgezogene Linie: Trend; gestrichelte Linien: Vertrauensbereich)

Fig. 1: Temporal trend in the prevalence of liver nodules > 2 mm in female dab (*Limanda limanda*) (size range a) 20-24 cm, b) ≥ 25 cm) from the German Bight 1981-2002

(red dots: observed values; blue squares: modelled values; solid line: trend; dotted lines: confidence range)

Die routinemäßig durchgeführte histologische Untersuchung der fixierten Gewebeproben zeigt, dass es sich bei den makroskopisch erkennbaren Leberknoten größtenteils um gutartige Tumoren (zumeist Adenome) und deren

Vorstadien (in erster Linie basophile Foci) handelt. Andere Arten gutartiger Tumoren (z. B. Cholangiome, Hämangiome) und bösartige Tumoren (z. B. Adenocarcinome, Cholangiosarcome) sind sehr selten.

Zusammenfassung

Die abnehmenden Befallsraten von Leberknoten/tumoren bei Klieschen aus der Nordsee korrespondieren mit den Informationen über rückläufige Schadstoffeinträge in die Nordsee und ihren Konzentrationen in Nordseefischen, Wasser und Sedimenten. Es lassen sich allerdings nicht in allen Fällen regionale und zeitliche Korrelationen nachweisen, was auch bei dieser Krankheit auf die Komplexität der krankheitsauslösenden Faktoren hinweist.

Summary

The decreasing trend in the prevalence of liver nodules/tumors in dab from the North Sea corresponds to declining inputs of contaminants recorded in the North Sea as well as with the decreasing contaminant concentrations in fish, water and sediments. However, regional and temporal correlations are not observed in all cases, which points to the complexity of factors causing this disease.

163 Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe

Einführung

Ökotoxikologische Wirkungsuntersuchungen, die die Effekte von Umweltproben auf Biota in den Vordergrund stellen, bieten eine wertvolle Ergänzung zu den chemisch-analytischen Untersuchungen. Für die Bewertung der Toxizität von Sediment- und Wasserproben sind sie einer ausschließlich chemisch orientierten Analyse oftmals vorzuziehen, da im Zentrum des Interesses derartiger Analysen stets Aussagen zur Lebensqualität und Überlebenswahrscheinlichkeit von Flora und Fauna ausgewählter Biozönosen stehen.

Mollusken (Weichtiere) stellen nach den Arthropoden (Gliedertiere inkl. Insekten, Krebsen etc.) den artenreichsten Stamm im gesamten Tierreich dar, wobei 80 % der Molluskenarten auf die Gastropoden (Schnecken) entfallen. Speziell die Prosobranchier (Vorderkiemerschnecken) sind ein bedeutender Bestandteil der aquatischen Lebensgemeinschaften und besitzen große Bedeutung für marine und limnische Ökosysteme. Gerade Effekte, die über Steroid- oder Xenohormone vermittelt werden und Antworten geben können über geschlechtshormonähnliche Wirkungen von reproduktionstoxischen Stoffen, stehen im Mittelpunkt des wissenschaftlichen und öffentlichen Interesses. So eignen sich Prosobranchier aufgrund des Imposexphänomens für die Durchführung nationaler und internationaler Monitoringprogramme.

Im Rahmen eines Sonderuntersuchungsprogramms der ARGE ELBE wurden im Jahr 2000 drei organismische Testverfahren mit zwei unterschiedlichen Schneckenarten an 29 Sedimentproben - Entnahme von Prossen bis zu den

Nordseewatten - durchgeführt. Parallel zu den organismischen Testverfahren wurden mit Probenaliquoten chemisch-analytische Ergebnisse erzeugt, die eine wertvolle Ergänzung für die Interpretation der Sedimenttoxizitätstests darstellten. Sämtliche Ergebnisse sind in dem ARGE-ELBE-Bericht „Biologisches Effektmonitoring an Sedimenten der Elbe mit *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia (Nassarius) reticulata* (Gastropoda: Prosobranchia)“ vom Februar 2001 veröffentlicht (<http://www.arge-elbe.de>). Teilergebnisse aus dem Tidebereich der Elbe und dem Hamburger Hafen werden im Folgenden dargestellt und diskutiert.

Methoden

Probenahme

Im Tidebereich der Elbe vom Stromspaltungsgebiet bei Bunthaus bis zu den Nordseewatten sind zwölf überwiegend feinkörnige Sedimentproben mit einem Van-Veen-Greifer oder einem Löffelspatel entnommen worden. Drei Proben stammten aus dem Hamburger Hafen, von denen ein Aliquot als Kontrollprobe zusammen mit den Feldproben untersucht wurde. Die Laboratorien hatten keine Kenntnis von der Probenbezeichnung und konnten somit die Kontrollprobe nicht zuordnen.

Die Lage der Probenahmestellen ist in den Karten der Abb. 1 und 2 eingezeichnet, die Ziffern in den Abbildungen benennen die Elbe-Messstellen 17 = Bunthaus (km 610), 21 = Seemannshöft (km 629), 22 = Estemündung (km 633), 23 = Wedel Yachthafen (km 643), 24 = Lühemündung (km 646), 25 = Abbenfleth (km 658), 26 = Glückstadt (km 675), 27 = Brunsbüttel Schleuse (km 697), 28 = Müggendorfer Watt (km 715) und 29 = Duhner Watt (km 730). Im Hamburger Hafen wurden die Häfen 18 = Reiherstieg Nord, 19 = Vorhafen und 20 = Köhlfleet beprobt. Identisch sind die Proben 19 und 21, sie stammen beide aus dem Vorhafen (Kontrollprobe).

Autor des Kapitel 1.6.3

B. STACHEL

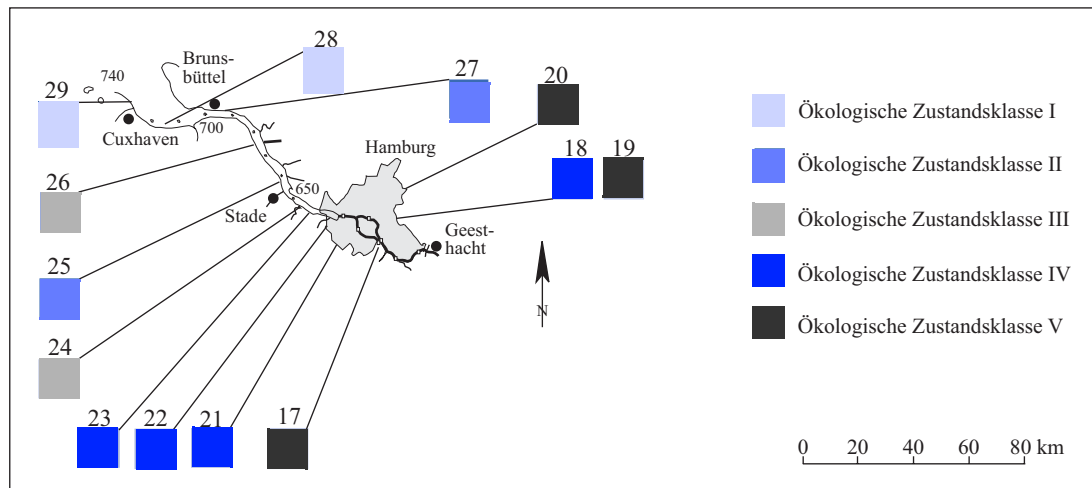


Abb. 1: *Potamopyrgus antipodarum*. Ermittelte Reproduktionstoxizität in Sedimenten der Tideelbe.
Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19

Fig. 1: *Potamopyrgus antipodarum*. Reproduction toxicity in sediments from the tidal Elbe.
Sample 21 is an aliquot of sample 19

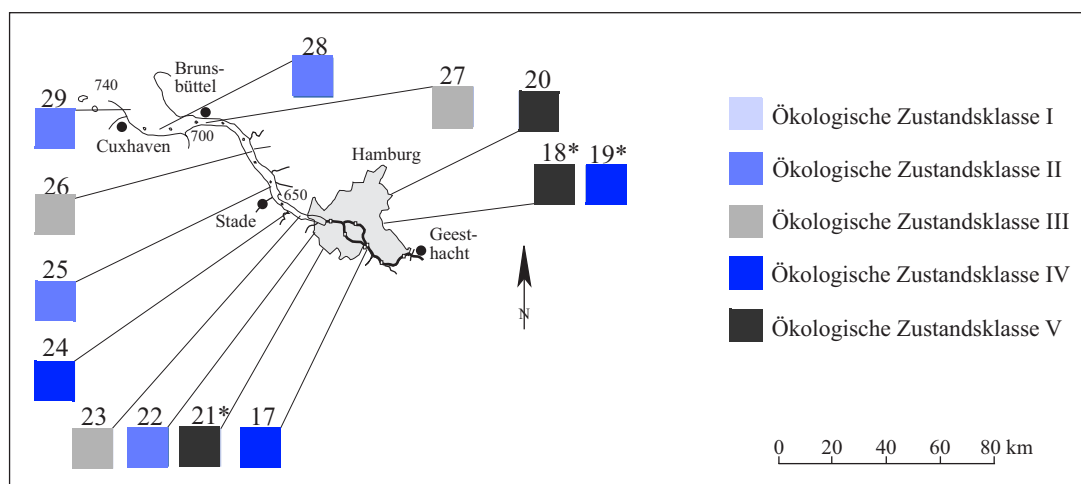


Abb.2: *Hinia reticulata*. Ermitteltes androgenes Potenzial in Sedimenten der Tideelbe

* Zuweisung einer ökologischen Zustandsklasse beruht auf extrapolierten Werten aufgrund erhöhter Mortalität im Test. Die Probe 21 ist ein Aliquot der Probe 19

Fig.2: *Hinia reticulata*. Androgenic potential in sediments from the tidal Elbe

* Allocation of an ecological quality status is based on extrapolated values taking into account increased mortality during the test. Sample 21 is an aliquot of sample 19

Toxizitätstests

Zur Beschreibung der reproduktionstoxischen Wirkung von Sedimentinhaltsstoffen wurde die limnische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) eingesetzt, für die Bewertung der androgenen Wirkung die marine Netzreusenschnecke (*Hinia reticulata*). Mit den Testorganismen wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

1. Mortalitätstest mit *Potamopyrgus antipodarum* zur Bewertung der akuttoxischen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe
2. Reproduktionstest mit *Potamopyrgus antipodarum* zur Bewertung der reproduktionstoxischen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe
3. Test mit *Hinia reticulata* zur Bewertung der androgenen Wirkung der Sedimentinhaltsstoffe.

Die Schnecken wurden unter standardisierten Bedingungen 2 bzw. 4 Wochen mit den Sedimentproben exponiert, methodische Details sind in dem zitierten ARGE-ELBE-Bericht dargestellt. Für die chemisch-analytischen Untersuchungen gilt Entsprechendes.

Ergebnisse

Akuttest mit *Potamopyrgus antipodarum*

Die Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* wies in den Sedimenten 17 (Bunthaus), 19 bis 21 (Seemannshöft, Vorhafen, Köhlfleet) und 26 (Glückstadt) eine gegenüber der Kontrolle statistisch signifikante Erhöhung der Mortalität auf. Eine besonders starke Wirkung liegt in den Sedimenten des Hamburger Hafens vor, so dass davon auszugehen ist, dass sensitive Arten kaum noch lebend anzutreffen und somit massive Veränderungen in den Biozöosen zu erwarten sind. Dies betrifft wahrscheinlich in erster Linie die Mollusken (Weichtiere), während beispielsweise für Krebstiere und Fische bekannt ist, dass sie einen anderen Stoffwechsel besitzen, Schadstoffe besser abbauen können und somit auch an stark belasteten Orten überleben. Selbst die festgestellte Mortalität im Sediment aus dem Hamburger Vorhafen ist mit 38 % extrem hoch und zeigt, dass hier auf Dauer keine Population der Zwergdeckelschnecke existieren kann. Die Resultate zur Akuttoxizität der Elbeproben werden durch hohe Mortalitätsdaten für *Hinia reticulata* in diesen Sedimenten bestätigt (s. ARGE-ELBE-Bericht).

Ergebnisvergleich für die Proben 19 und 21 (Kontrollprobe)

Die Akuttoxizität beider Proben ist in ihrer Höhe vergleichbar. Die Abweichungen der Mortalitätsdaten (38 % Mortalität in Probe 19 gegenüber 57 % in Probe 21) ist toxikologisch als vernachlässigbar einzustufen.

Reproduktionstest mit *Potamopyrgus antipodarum*

Bestimmt wurde die Anzahl der Embryonen in der Bruttasche nach einem Expositionszeitraum von vier Wochen. In Anlehnung an die EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde die Reproduktionsto-

xizität der Sedimente in fünf ökologische Zustandsklassen eingeteilt:

- I für ein Sediment im sehr guten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind so gering, wie es bei Abwesenheit störender Einflüsse oder anthropogener Veränderungen zu erwarten ist (≤ 15 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).
- II für ein Sediment im guten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen geringe, anthropogen bedingte Veränderungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse vorliegen (> 15 bis ≤ 30 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).
- III für ein Sediment im mäßigen Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen mäßige, anthropogen bedingte Veränderungen und signifikante Störungen an (> 30 bis ≤ 50 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).
- IV für ein Sediment im unbefriedigenden Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind hoch und lassen erhebliche Veränderungen der Biozöosen erwarten (> 50 bis ≤ 70 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).
- V für ein Sediment im schlechten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind sehr hoch und lassen starke Veränderungen der Biozöosen erwarten (> 70 % Hemmung der Reproduktion gegenüber der Kontrolle).

Die Ergebnisse des Reproduktionstests sind grafisch in Abb. 1 dargestellt. Starke oder sehr starke reproduktionstoxische Wirkungen weisen die Sedimente 18, 21 bis 23 (Reiherstieg Nord, Seemannshöft, Estemündung und Wedeler Yachthafen, ökologische Zustandsklasse IV) bzw. 17 (Bunthaus), 19 (Vorhafen) und 20 (Köhlfleet) auf (Zustandsklasse V). Einen guten oder mäßigen Zustand zeigen die Sedimente 25 und 27 (Abbenfleth und Brunsbüttel Schleuse) bzw. 24 und 26 (Lühemündung und Glückstadt). Einen sehr guten Zustand (ökologische Zustandsklasse I) weisen die Wattensedimente 28 und 29 (Müggendorfer und Duhner Watt) auf.

Ergebnisvergleich für die Proben 19 und 21 (Kontrollprobe)

Die Reproduktionstoxizität beider Proben ist in ihrer Höhe vergleichbar. Die Abweichungen der Reproduktionshemmung zwischen den beiden Proben (75 % in Probe 19 gegenüber 67 % in Probe 21) sind toxikologisch als vernachlässigbar einzustufen, selbst wenn sie aufgrund der Grenze zwischen den ökotoxikologischen Zustandsklassen IV und V bei einem Hemmwert von 70 % in zwei unterschiedliche Klassen einzustufen sind (ARGE-ELBE-Bericht).

Test auf endokrine Wirkung mit *Hinia reticulata*

Als Maß für das endokrine (androgene) Potenzial der Sedimente wurde der Anstieg des Vas deferens Sequenz-Index (VDSI, Erläuterung s. ARGE-ELBE-Bericht) bei *Hinia reticulata* gegenüber der Kontrolle innerhalb eines vierwöchigen Expositionszeitraums ermittelt. In Anlehnung an die EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde die androgene Wirkung von Sedimentinhaltsstoffen in fünf ökologische Zustandsklassen eingeteilt:

- I für ein Sediment im sehr guten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind so gering, wie es bei Abwesenheit störender Einflüsse oder anthropogener Veränderungen zu erwarten ist (keine androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $\leq 0,1$ gegenüber der Kontrolle).
- II für ein Sediment im guten Zustand, d.h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen geringe, anthropogen bedingte Veränderungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse vorliegen (geringe androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,1$ und $\leq 0,2$ gegenüber der Kontrolle).
- III für ein Sediment im mäßigen Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest zeigen mäßige, anthropogen bedingte Veränderungen und signifikante Störungen an (mäßige androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,2$ und $\leq 0,3$ gegenüber der Kontrolle).

IV für ein Sediment im unbefriedigenden Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind hoch und lassen erhebliche Veränderungen der Biozönosen erwarten (starke androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,3$ und $\leq 0,5$ gegenüber der Kontrolle).

V für ein Sediment im schlechten Zustand, d. h. die Effekte im biologischen Wirktest sind sehr hoch und lassen starke Veränderungen der Biozönosen erwarten (sehr starke androgene Wirkung; Anstieg des VDSI $> 0,5$ gegenüber der Kontrolle).

Die Ergebnisse des Tests auf eine endokrine (androgene) Wirkung sind grafisch in Abb. 2 dargestellt. Problematisch bei der Testdurchführung war die Tatsache, dass bei den Sedimenten 19 bis 21 (Vorhafen und Köhlfleet) die akute Toxizität so hoch war, dass die Versuchsdauer von vier auf zwei Wochen herabgesetzt werden musste, um ein Absterben der Tiere zu vermeiden und die Aussage des Testansatzes nicht zu gefährden (* bei den Proben 18, 19 und 21 in Abb. 2).

Die Einstufung der Sedimente gemäß der ökologischen Zustandsklassen ergibt ein etwas anderes Bild als die Einstufung der Ergebnisse mit dem Reproduktionstest (vgl. Abb. 1 und Abb. 2). Eine starke (Klasse IV) oder sehr starke androgene Wirkung (Klasse V) weisen die Proben 17 (Bunthaus), 19 (Vorhafen) und 24 (Lühe-mündung) bzw. 18 (Reiherstieg Nord), 20 (Köhlfleet) und 21 (Köhlfleet, Kontrollprobe) auf. Eine Erklärung für die auffälligen Befunde in den Hamburger Hafensedimenten könnte die TBT-Freisetzung durch Werfttätigkeiten sein oder die Abgabe von TBT aus Antifouling-Anstrichen von Schiffsrümpfen (Seeschiffs-fahrtsverkehr).

Die Proben 23 (Wedeler Yachthafen), 26 (Glückstadt) und 27 (Brunsbüttel Schleuse) zeigen die ökologische Zustandsklasse III, die Proben 22 (Estemündung), 25 (Abbenfleth), 28 (Müggendorfer Watt) und 29 (Duhner Watt) die ökologische Zustandsklasse II.

Ergebnisvergleich für die Proben 19 und 21 (Kontrollprobe)

Bzgl. der androgenen Wirkung im Test mit *Hinia reticulata* wurden mit einem VDSI-Anstieg von 0,4 für die Probe 19 und 1 für die Probe 21 deutlich unterschiedliche Werte

erhalten. Diese hohe Differenz im VDSI-Anstieg steht im Einklang mit den hohen Streubreiten, die mit der TBT-Analytik erhalten wurden. Wahrscheinlich handelt es sich um Probeninhomogenitäten, die durch im Sediment vorkommende „paint flakes“ verursacht worden sind.

Schlussfolgerungen

Die unterschiedlichen organismischen Testverfahren mit den Prosobranchiern *Potamopyrgus antipodarum* und *Hinia reticulata* haben z. T. deutliche Effekte durch die Exposition mit Elbesedimenten gezeigt. Insbesondere die Proben aus dem Hamburger Hafen wiesen eine hohe Akuttoxizität und Reproduktionstoxizität mit *Potamopyrgus antipodarum* auf. Gleiches gilt für die festgestellte endokrine (androgene) Wirkung der Sedimente aus dem Hamburger Hafen mit *Hinia reticulata*, die einen hohen VDSI-Anstieg hervorriefen. Die unterhalb von Hamburg entnommenen Proben zeigten im Vergleich zu den Hafenproben überwiegend geringere Toxizitätswirkungen.

Summary

In the different organismic test methods using the Prosobranchia *Potamopyrgus antipodarum* and *Hinia reticulata*, marked effects of exposure to Elbe sediments were found in some cases. Especially the samples from the Hamburg port showed a high acute toxicity and reproduction toxicity with *Potamopyrgus antipodarum*. This was also observed with the endocrine disrupting (androgenic) effect of sediments from the Hamburg port using *Hinia reticulata*, where a strong VDSI increase occurred. Samples taken downstream of Hamburg mostly had a lower toxicity than samples from the port area.

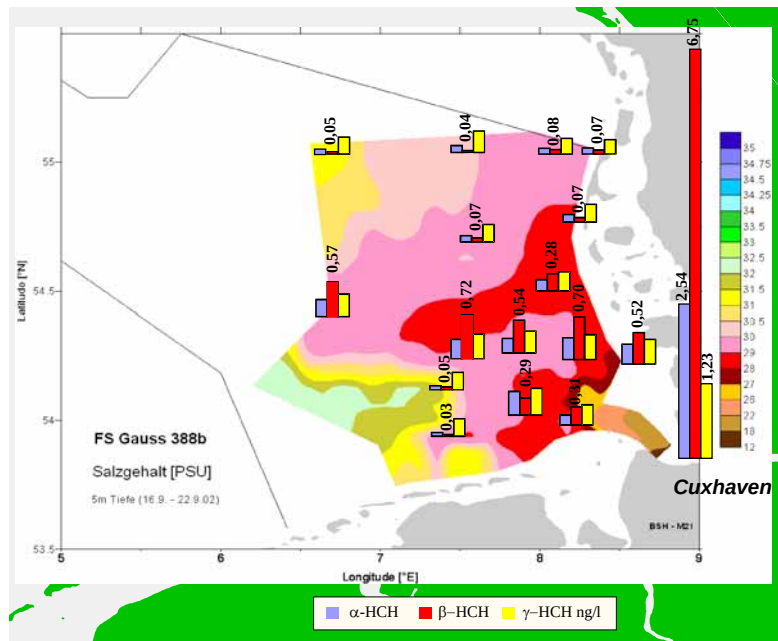


Abb. 2: HCH-Konzentrationen (gemessen) und Salzgehaltsverteilung (5 m Tiefe) Gauss -Reise 388b vom 16.09. bis 20.09.2002

Abb. 2: HCH concentrations (measured) and salinity distribution (5 m depth) Gauss cruise 388b from 16 – 22 September 2002

Hydrographische Verhältnisse in der Deutschen Bucht

Aufgrund der während des Beobachtungszeitraumes vorherrschenden Winde ergab sich eine Ausbreitung des Elbewassers vom Elbeästuar in nordwestlicher Richtung; das Elbwasser erreichte Helgoland am 4. September und die MARNET-Station „Deutsche Bucht“ am 20. September. Die gemessenen Salzgehalts- und Gelbstoffverteilungen und die Dauerregistrierungen an der MARNET-Station DB zeigen die Ausbreitung in einer etwa 10 m mächtigen Deckschicht, während die tieferen Schichten nicht beeinflusst werden. Die ozeanographischen Aufnahmen im November 2002 und Januar 2003 bestätigen, dass das Hochwassersignal durch die Deutsche Bucht – der mittleren Zirkulation folgend – transportiert wurde und diese im November bereits weitgehend verlassen hatte.

Nährstoffe

Die Beprobungen Ende August bis Mitte September lagen in einer Jahreszeit starker biologischer Aktivität, die eine hohe natürliche Variabilität der Phosphat-, Nitrat (+ Nitrit)-, Ammonium- und Silikat- Konzentrationen bedingt. Daher konnten keine eindeutig auf das Elbe-Hochwasser zurückzuführenden Anzei-

chen für einen verstärkten Eintrag von Nährstoffen in der Helgoländer Bucht nachgewiesen werden. Auch die an der automatischen MARNET-Messnetzstation DB erfassten kontinuierlichen Nährstoffmessungen zeigten keinen Anstieg. Eine erhöhte Nährstoffkonzentration der Deutschen Bucht war auch in den Untersuchungen im Januar 2003 – zur Zeit der niedrigsten biologischen Aktivität – nicht nachzuweisen. Die hier gefundenen Werte sind statistisch nicht von denen der Vorjahre zu unterscheiden.

Da das Hochwasser im Sommer auftrat, als ein großer Teil der Nährstoffe im Boden von Pflanzen aufgenommen war, war die Nährstoffauswaschung des Bodens reduziert. Ein Nährstoffeintrag wäre daher eher infolge von überfluteten bzw. ausgefallenen Kläranlagen zu erwarten gewesen. Ein solches Signal wurde im Hintergrund der natürlichen Schwankungen jedoch in der Deutschen Bucht nicht beobachtet.

Schwermetalle

Die Schwermetalle Quecksilber (Hg), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu) Nickel (Ni), Zink (Zn) sowie Eisen (Fe) und Mangan (Mn) wurden in Wasser- und Schwebstoffproben sowie in Oberflächensedimenten bestimmt. Es war

zunächst angenommen worden, dass das Elbehochwasser erhöhte Quecksilberbelastungen zur Folge hätte. Insgesamt ordnen sich die Konzentrationen aber in den abnehmenden Trend der letzten Jahre ein. Bei den anderen Metallen erschwert ein saisonales Verhalten mit hohen Schwankungen im Sommer - entsprechend der biologischen Aktivität - das Erkennen eines eindeutigen Eintragssignals. Für Pb, Cd, Ni, Cu und Zn fügen sich die gefundenen Konzentrationen im Wasser gut in den langjährigen Trend ein, so dass kein Anzeichen für erhöhte Konzentrationen dieser toxischen Metalle in der Deutschen Bucht gegeben ist.

Ein Großteil dieser Elemente ist stark an partikulärem Material angereichert und komplexen Austauschprozessen zwischen fester und gelöster Phase unterworfen. Durch diese Anreicherung am Schwebstoff kann sich der Transport entlang des Elbestroms deutlich verzögern. Es war also nicht unbedingt damit zu rechnen, dass sich das Elbehochwasser und die damit zum Teil beobachtete höhere Schwermetallbelastung bereits im September in der Deutschen Bucht bemerkbar machte. Allerdings wurden auch im November 2002 und Januar 2003 keine ungewöhnlichen Konzentrationen im Wasser beobachtet.

Organische Schadstoffe

Es wurde eine große Palette organischer Schadstoffe aus den Stoffgruppen chlorierter Kohlenwasserstoffe (CKW), Organozinn-Verbindungen (z. B. TBT), polarer Pestizide und polyzyklischer Aromaten (PAH) in Wasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben untersucht. Die Beprobung erstreckte sich bis in die Elbe hinein, so dass das Spektrum der Schadstoff-Zusammensetzung in der Elbe erfasst werden konnte. Es wurde daher schnell aufgezeigt, dass α - und insbesondere β -HCH (Hexachlorcyclohexan) in erhöhter Konzentration vorlagen und sehr ungewöhnliche Isomerenverhältnisse aufwiesen. Diese Konzentrationsverhältnisse konnten bis weit in die Deutsche Bucht verfolgt werden und ermöglichten eine "Markierung" der Gebiete, die durch das Elbehochwasserereignis beeinflusst waren. Mitte September war das Signal am höchsten, im November wurden bereits wieder weitgehend normale Verhältnisse beobachtet. Bei den

meisten anderen Substanzen konnten keine Auffälligkeiten beobachtet werden. Lediglich bei einigen Triazin-Herbiziden (Atrazin, Prometryn, Simazin und Terbutylazin) wurden höhere Konzentrationen vor Cuxhaven nachgewiesen. Ob diese auf das Elbehochwasser zurückzuführen sind, kann zur Zeit jedoch noch nicht eindeutig bewertet werden, da die Zeitreihe für diese Substanzklasse noch recht kurz und die Variabilität relativ hoch ist.

Ausblick

Auf Basis der bis zum April 2003 durchgeführten Untersuchungen wurden bisher nur im Fall einzelner Parameter deutliche, durch das Elbehochwasser verursachte Signale in der Deutschen Bucht beobachtet. Aufgrund des erwarteten verzögerten Transportes einer Vielzahl umweltrelevanter Verbindungen entlang des Elbestroms, durch die Trübungszone und durch das Ästuar, kann es möglicherweise noch zu zeitverzögerten zusätzlichen Einträgen von Schadstoffen in die Deutsche Bucht kommen. Die befürchtete kurzfristige und extreme Verschlechterung des Zustandes der Deutschen Bucht ist im Fall der überwiegenden Zahl der Untersuchungsparameter ausgeblieben. Aufgrund der Untersuchungen und Erkenntnisse auch aus den Flussmessprogrammen anderer Institutionen ist auch längerfristig kaum mit einer wesentlichen Verschlechterung der Schadstoffsituation in der Deutschen Bucht aufgrund des Hochwassers vom August 2002 zu rechnen.

18 Flusseinträge und direkte Einträge in die Nordsee

Wassereinzugsgebiet der Nordsee

Das Wassereinzugsgebiet der Nordsee umfasst eine Fläche von ungefähr 850.000 km². Der jährliche Flusswassereintrag beträgt ca. 300 km³, unterliegt jedoch starken jährlichen Schwankungen, was sich auf den Transport von Schadstoffen auswirkt. Die Schmelzwassermengen, die nach der Schneeschmelze von Norwegen und Schweden in die Nordsee gelangen, belaufen sich auf ein Drittel der gesamten Flusswasserzufuhr. Ein weiterer beträchtlicher Teil gelangt über die großen Nordseezuflüsse Rhein, Elbe, Weser, Maas, Schelde, Seine, Themse und Humber in das Meer. Die Einzugsgebiete dieser Flüsse sind dicht bevölkert, hoch industrialisiert und intensiv landwirtschaftlich genutzt. Folglich zählen diese Flusssysteme zu den hauptsächlichen Schadstoff- und Nährstoffquellen der Nordsee.

Ungefähr 164 Millionen Einwohner leben im Einzugsgebiet der Nordsee. Davon sind die Einzugsgebiete der Nordseezuflüsse Rhein, Elbe, Weser, Maas, Schelde, Seine, Themse und Humber besonders dicht bevölkert, wobei die höchsten Bevölkerungsdichten in den Niederlanden, Belgien, Großbritannien und Deutschland zu verzeichnen sind. In den Küstengebieten der Niederlande und Belgien treten Bevölkerungsdichten mit maximal bis zu 1.000 Einwohner pro km² auf. Im Gegensatz dazu beträgt die Bevölkerungsdichte an der Küste Norwegens und Schottlands weniger als 50 Einwohner pro km².

Autorin des Kapitels 1.8

HEIKE HERATA

Nationale Datenerhebung

Daten zu Stoffeinträgen in die Nordsee werden national im Rahmen der Überwachungsprogramme der Bundesländer, der Flussgebietskommissionen und der Bundesbehörden erhoben. Diese Datenerhebungen bilden die Grundlage für die internationalen Überwachungsprogramme in der Nordsee. Seit 1990 werden im Rahmen der OSPAR-Kommission Daten zu Flusseinträgen und direkten Einträgen (kommunale und industrielle Abwassereinträge) von Nähr- und Schadstoffen in die Nordsee nach zuvor festgelegten methodischen Richtlinien "Principles of the Comprehensive Study on Riverine Inputs" gesammelt und bewertet. Unter direkten Einträgen sind Einleitungen in die Flussmündungsgebiete und entlang der Küsten zu verstehen, die unterhalb der Messstelle im Fluss (Tide- oder Süßwassergrenze) eingetragen werden und demzufolge dort nicht erfasst werden können. Dementsprechend sind auch die ermittelten Flusseinträge (Immissionen an der Tide- oder Süßwassergrenze) oft um ein Vielfaches höher als die direkten Einträge.

In Deutschland werden die im Rahmen der OSPAR-Kommission benötigten Daten von den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bremen sowie von den Arbeitsgemeinschaften für die Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe) und der Weser (ARGE Weser) erhoben. Dabei werden die Flussgebiete der Elbe, Weser, Ems und Eider betrachtet, wobei die Messmethoden nicht immer einheitlich sind. In den jeweiligen Flussgebieten gilt folgende Probenahmefrequenz:

Elbe: zweimal monatliche Querprofilmessungen im Hauptfluss und 13 Probenahmen pro Jahr in den Nebenflüssen,

Weser: monatliche Querprofilmessungen im Hauptfluss; keine Messungen in den Nebenflüssen,

Ems: monatliche Querprofilmessungen im Hauptfluss; keine Messungen in den Nebenflüssen,

Eider: monatliche Messungen als qualifizierte Stichprobe im Haupt- und Nebenfluss.

An der Elbe erfolgt die Probenahme für die Flusseintragsdaten an der Süßwassergrenze, die innerhalb der Tidegrenze liegt. So wird an dieser Messstelle der Durchfluss mit Hilfe eines eindimensionalen mathematischen Durchflussmodells bestimmt. Auf Grund einer 1986/1987 durchgeführten Massenbilanz wurde der Probenahmeort an der Elbe 1988 von „Glückstadt“ 15 km stromaufwärts an die Messstelle "Grauerort" (km 660,5) verlegt. Da sich an dieser Messstelle der Einfluss der Trübungszone in den Jahren 1991 bis 1993 stark bemerkbar gemacht hatte, so dass es teilweise zur Überschätzung der Frachten kam, wurde die Messstelle ab 1994 nochmals stromaufwärts nach „Seemannshöft“ (km 628,8) verlegt. Somit erfolgt seit 1994 die Querprofilmessung an der Messstelle „Seemannshöft“, um außerhalb der Trübungszone messen zu können. In der Weser werden die Messungen an der Tidegrenze in „Intschede“, jedoch seit 1993 oberhalb der Süßwassergrenze an der Messstelle „Farge“ vorgenommen. In der Ems erfolgte kein Messstellenwechsel: seit 1980 werden die Messungen an der Tidegrenze an der Messstelle „Herbrum“ durchgeführt. Die Probenahme in der Eider erfolgt an der Süßwassergrenze (Messstelle Eider, „Nordfeld“, Einzugsgebietsgröße 905 km²; Treene, „Friedrichstadt“, Einzugsgebietsgröße 797 km²).

Die über die kommunalen und industrielle Abwassereinleitungen direkt in die Nordsee eingetragenen Schadstoffmengen werden zu den oben genannten Flusseinträgen dazu addiert. Diese sind jedoch im Vergleich zu den Flusseinträgen verhältnismäßig gering, da nur die Einleitungen unterhalb der Messstelle im Fluss in Betracht gezogen werden. Im Elbeeinzugsgebiet werden diese sogenannten direkten Einträge für die großen Einleiter aus den Einleiterüberwachungswerten bestimmt, soweit diese Parameter im Überwachungsprogramm enthalten sind. Darüber hinausgehende Angaben sind Schätzungen. Der diffuse Eintrag konnte nicht ermittelt werden. Im Weser-, Ems- und Jade-einzugsgebiet handelt es sich bei diesen angegebenen Stofffrachten vorwiegend um Schätzungen, wobei die Angaben zu kommunalen Abwassereinträgen auf der Grundlage von Einwohnergleichwerten hochgerechnet wurden. Die diffusen Einträge blieben ebenfalls unberücksichtigt.

Flusseinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee

Beim Vergleich der Nährstoff- und Schadstoffeinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee zwischen 1980 und 2002 (Abb. 1 und Abb. 2) wird deutlich, dass die Elbe dabei eine herausragende Rolle – vor allem auch auf Grund ihrer Einzugsgebietsgröße – einnimmt. Obwohl die Messungen in den Flussgebieten von Elbe, Weser und Ems schon seit 1980 erfolgen, sind Aussagen zum Trend problematisch, da die Messmethoden über den gesamten Beobachtungszeitraum nicht immer einheitlich waren und in den Flussgebieten der Elbe und Weser ein zusätzlicher Messstellenwechsel erfolgte. Außerdem wird beim Vergleich der Nähr- und Schadstoffeinträge über die deutschen Nordseezuflüsse der steuernde Einfluss des Abflusses auf den Stofftransport erkennbar. So war der Abfluss in Nassjahren 1994/1995 und im Jahr der Elbeflut (2002) fast doppelt so hoch wie in den Trockenjahren 1990/1991. Vor allem Phosphor und Stickstoff aber auch die Schwermetalle zeigen ein ausgeprägtes durchflussabhängiges Verhalten. Führt ein erhöhter Durchfluss zur Abnahme der Phosphorkonzentration (Verdünnungseffekt), so verhält sich Stickstoff genau umgekehrt. Bei ergiebigen Niederschlägen erfolgt eine erhöhte Auswaschung und Abschwemmung von landwirtschaftlichen Flächen, die erhöhte Stickstoffeinträge sowie einen deutlichen Anstieg der Stickstoffkonzentrationen und -frachten zur Folge haben. Während beim Stickstoff kaum ein Rückgang der Frachten zwischen 1980 und 2002 erkennbar ist, wird beim Phosphor deutlich, dass sich ab 1990 die Phosphorfrachten auf einem niedrigeren Niveau als in den Jahren zuvor eingepegelt haben (siehe Abb. 1). Damit zeigen bereits eingeleitete Maßnahmen zur Verringerung der Einleitungen aus kommunalen und industriellen Abwassereinleitungen sowie aus diffusen Quellen erste Erfolge in der Wasserqualität der deutschen Nordseezuflüsse.

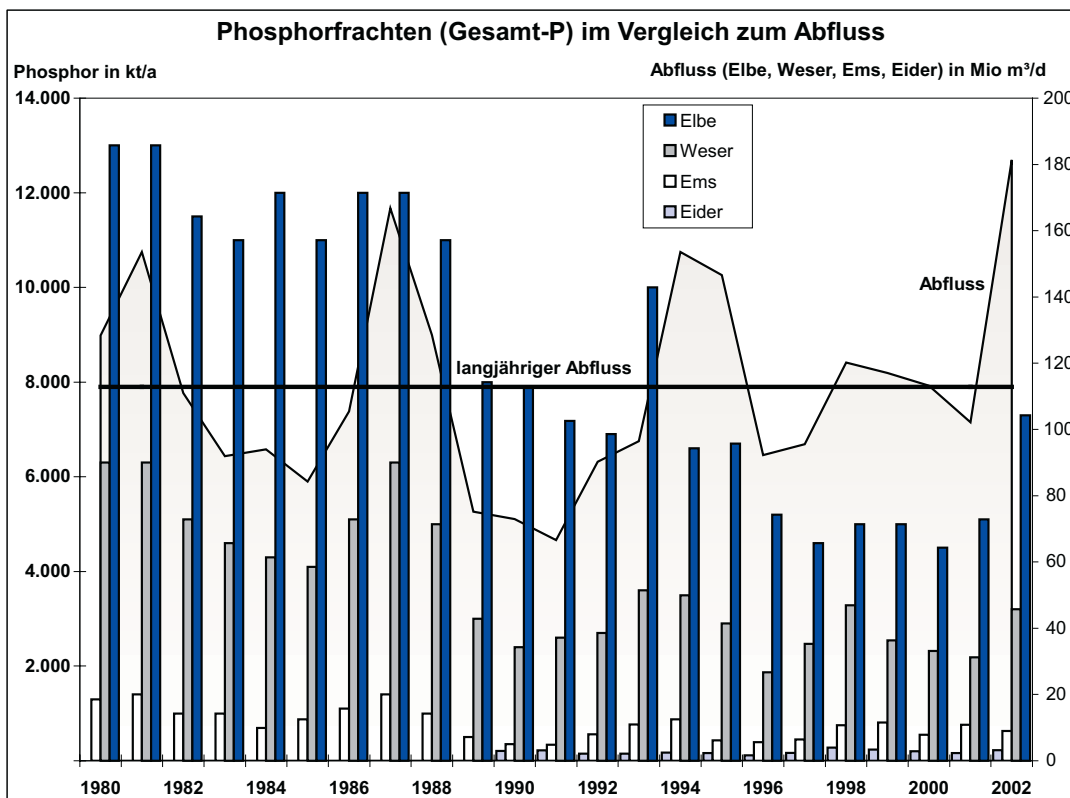
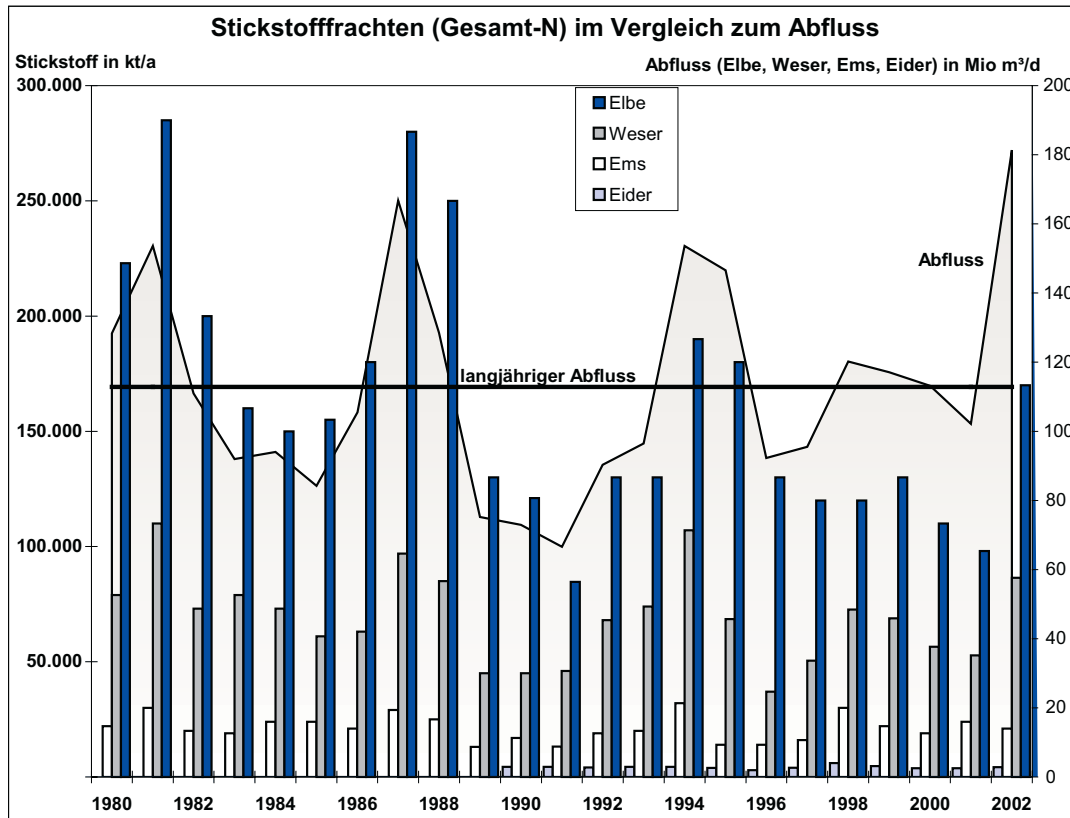


Abb.1: Stickstoff- und Phosphoreinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee

Fig..1: Nitrogen and phosphorus inputs into the North Sea from German rivers

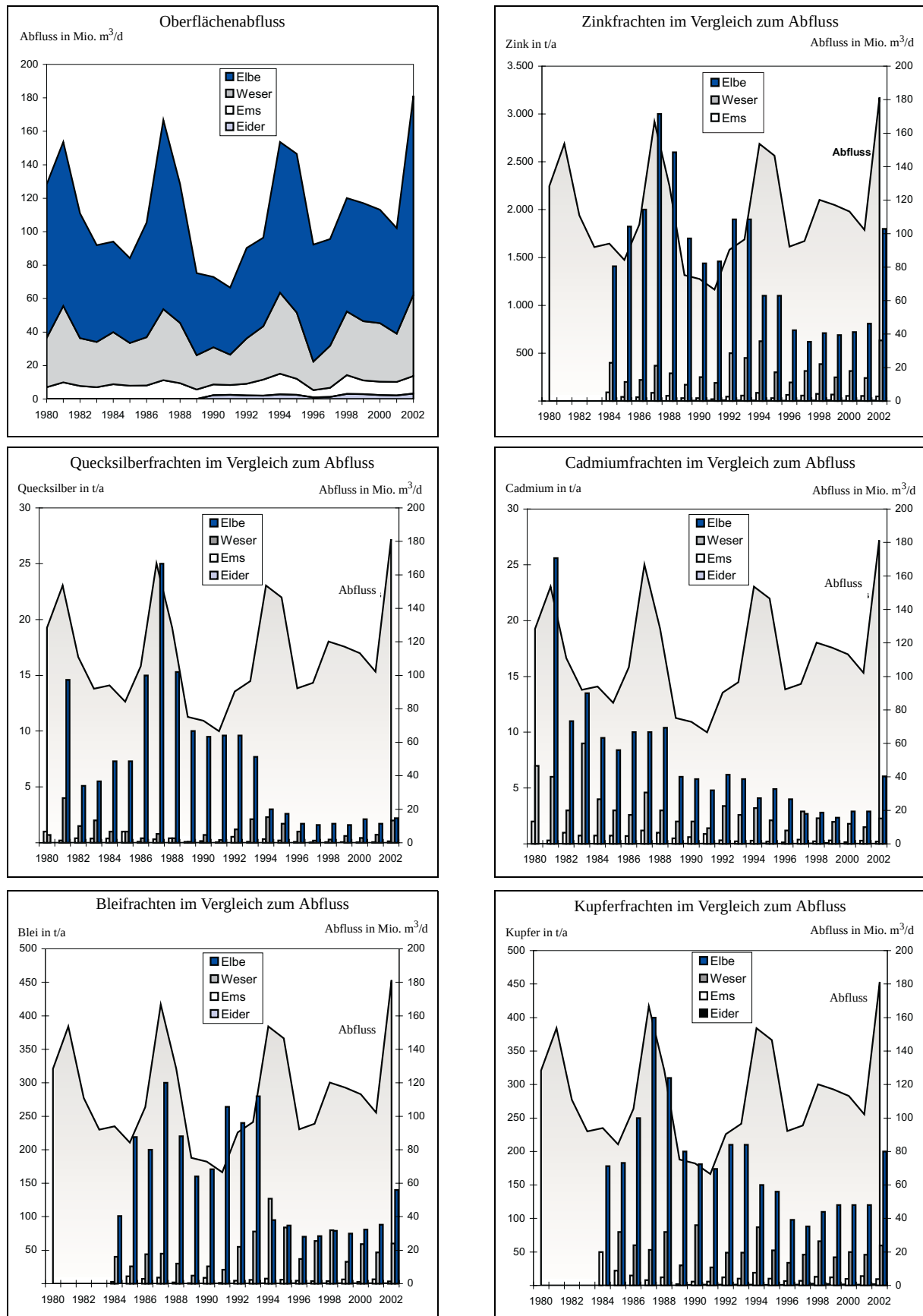


Abb. 2: Schwermetalleinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee

Abb. 2: Heavy metal inputs into the North Sea from German rivers

Trotz des steuernden Einflusses des Abflusses wird aus den Ergebnissen der Jahre von 1980 bis 2002 auch deutlich, dass vor allem die Quecksilber- und Cadmiumeinträge über die Elbe aber auch über die Weser und Ems erheblich zurückgegangen sind. Dieser Rückgang im Elbe-Einzugsgebiet ist auf die Verringerung der Nähr- und Schadstoffeinträge nach der Wiedervereinigung durch Produktionsaufgabe der im Elbeeinzugsgebiet angesiedelten chemischen Industrie in den neuen Ländern zurückzuführen. Darüber hinaus erforderten Änderungen im Wasserhaus-

haltsgesetz Maßnahmen im kommunalen und industriellen Bereich und bewirkten dadurch eine Verringerung der Emissionen in die Oberflächengewässer der Flusseinzugsgebiete insgesamt. In den alten Ländern führte dies durch verbesserte Abwasserreinigungstechniken zu einer überproportionalen Abnahme der Schwermetalleinträge (Abb. 2). Dagegen sind Verbesserungen im industriellen Bereich erst seit Anfang der 90er Jahre – also seit Inkrafttreten der Abwasserverwaltungsvorschriften in den Industriebranchen – spürbar.

Meer Lesen

1.1 Ozeanographie

- LOEWE, P., G. BECKER, U. BROCKMANN, A. FROHSE, K. HERKLOTZ, H. KLEIN, A. SCHULZ, 2003: Nordsee und Deutsche Bucht 2002 – Ozeanographischer Zustandsbericht. Berichte des BSH, Nr. 33, 89p.
- NIES, H., H. GAUL, F. OESTEREICH, H. ALBRECHT, S. SCHMOLKE, N. THEOBALD, G. BECKER, A. SCHULZ, A. FROHSE, S. DICK, S. MÜLLER-NAVARRA, K. HERKLOTZ, 2003: Die Auswirkungen des Elbehochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. Berichte des BSH, Nr. 32, 81p.
- ULLRICH, R., 2002: Monatliche Temperaturabweichungen vom Referenzzeitraum 1961-1990. In: Klimastatusbericht 2001, 134-138. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, 290 p., www.ksb.dwd.de.
- www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/Mursys_001/archiv.jsp

1.2 Nährstoffe

- ASMUS, R., M. H. JENSEN, D. MURPHY, R. DOERFFER, 1998: Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje C., Reise, K. (eds.): Ökosystem Wattenmeer: Austausch, Transport und Stoffwandlungsprozesse. Berlin: Springer, 367-392.
- BEDDIG, S., U. H. BROCKMANN, W. DANNECKER, D. KÖRNER, T. POHLMANN, W. PULS, 1997: Nitrogen fluxes in the German Bight. *Marine Pollution Bulletin*, **34**, 382-394.
- BENNEKOM, A. J. VAN and F. J. WETSTEIJN, 1990: The winter distribution of nutrients in the Southern Bight of the North Sea (1961-1978) and in the estuaries of the Scheldt and the Rhine/Meuse. *Netherlands Journal of Sea Research*, **25**, 75-87.
- BEUSEKOM J. E. VAN and V. N. DE JONGE, 1998: Retention of phosphorus and nitrogen in the Ems estuary. *Estuaries*, **21**, 527-539.
- BEUSEKOM J. E. VAN, FOCK, H., DE JONG, F., DIEHL-CHRISTIANSEN, S., and B. CHRISTIANSEN, 2001: Wadden Sea Specific Eutrophication Criteria. *Wadden Sea Ecosystem*, **14**, 1-115.
- CADÉE, G. C. and J. HEGEMAN, 1993: Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). *Netherlands Journal of Sea Research*, **31**, 147-152.
- DE RUYTER, W. P. M., L. POSTMA and J. M. DE KOK, 1997: Transport Atlas of the southern North Sea. Rijkswaterstaat Tidal Waters Division, 33 pp.
- GAUL, H., 2001: P- und N-Limitierung in der Deutschen Bucht. BSH-MURSYS: http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MURSYS-Umweltreportsystem/PDF/mur_201b_cn.pdf.
- GAUL, H., 2003: Nährstofftrends und ihre Dynamik in der Deutschen Bucht. In: Meeresmonitoring und Qualitätssicherung. UBA, 2003. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/WS_bericht_vilm_2002.pdf, 82-94.
- GAUL, H., 2001-2004: Jahresberichte des BSH 2000-2003. Hamburg, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.
- HUTHNANCE, J. M., 1991: Physical oceanography of the North Sea. North Sea: Environment and sea use planning. *Ocean Shoreline Management*, **16**, 3 - 4, 199-231.

- HICKEL, W., P. MANGELSDORF, J. BERG, 1993: The human impact in the German Bight: Eutrophication during three decades (1962-1991). *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, **47**, 243-263.
- KÖRNER, D. and G. WEICHART, 1991: Nutrients in the German Bight, concentrations and trends 1978-1990. *Dt. hydrogr. Z.*, Erg.Heft, Reihe A, Nr 17.
- NIES, H. et al., 2003: Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. In: Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. CIP Hamburg 2003.
- POSTMA, H., 1966: The cycle of nitrogen in the Wadden Sea and adjacent areas. *Netherlands Journal of Sea Research*, **3**, 186-221.
- WEICHART, G., 1986: Nutrients in the German Bight, a Trend Analysis. *Dt. hydrogr. Z.*, **39**, 197-206.

1.3 Anorganische Schadstoffe

- BAKKER, J. F., BARTELD, W., BECKER, P. H., BESTER, K., DIJKHUIZEN, D., FREDERIKS, B. and B. REI-NEKING, 1999: Marine Chemistry. In: Wadden Sea Quality Status Report 1999. Chapter 4, pp. 85 – 117.
- DE JONG, F. et al., 1999: Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany. 264pp.
- BECKER, P. H. and R. BRUHN, 2003: Schadstoffbelastung der Organismen im Küstenbereich. In: Lozan, J. L. et al. (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer.
- CHESTER, R., 2000: Marine Geochemistry. Oxford: Blackwell Science Ltd..
- OSPAR, 1996: Report of the third OSPAR workshop on ecotoxicological assessment criteria. The Hague, 25-29 November 1996.
- OSPAR, 1998: Integrated Assessment of Inputs to the OSPAR Convention Area 1990-1996. Outcome of INPUT. Special Assessment Workshop. Den Haag 26.-27. März 1998. OSPAR CM document, ASMO 98/5/9. 122pp
- OSPAR, 2003: An Overall Assessment of the Dumping of Wastes at Sea from the mid-1980's to 2001 in the OSPAR Area. Presented by SEABED Expert Assessment Panel. OSPAR CM document, BDC 03/7/2-E.
- PUL, W. VAN, NIJENHUIS, W. and F. DE LEEUW, 1998: Deposition of heavy metals to the Convention waters of OSPAR. RIVM Report 722401016.

1.4 Organische Schadstoffe

- Anon., 1982: Proceedings of a workshop on the analysis of hydrocarbons in seawater, March 23 - April 3, 1981. Baltic Sea Environment Proceedings No. 6., Helsinki Commission.
- Anon., 1984: Manual for monitoring oil and dissolved/ dispersed petroleum hydrocarbons in marine waters and on beaches. International Oceanographic Commission IOC/UNEP, Paris, Manuals and Guides No. 13.
- Anon., 1999: Bericht der ARGE ELBE: Herkunft und Verteilung von Organozinnverbindungen in der Elbe und in Elbenebenflüssen.
- Anon., 1999: Überwachung der niedersächsischen Küstengewässer – Routineuntersuchungen 1998. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie.
- BECKER, P. H. und R. BRUHN, 2003: Schadstoffbelastung der Organismen im Küstenbereich. In: J. L. Lozan, E. Rachor, K. Reise, J. Sündermann, H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, pp. 204-210.

- CAMERON, P., 1997: Umweltgifte mit hormoneller Wirkung. WWF-Umweltstiftung, Frankfurt.
- Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 1995: Male reproductive health and environmental chemicals with estrogenic effects. Miljøprojekt No. 290, 15-30.
- FAIRCHILD, W. L., SWANSBURG, E. O., ARSENAULT, J. T. and S. B. BROWN, 1999: Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*) represent a case of endocrine disruption? *Environmental Health Perspectives*, **107**, 349-357.
- FERRARA, F. F., FABIETTI, F., DELISE, M., BOCCA, A.P. and E. FUNARI, 2001: Alkylphenolic compounds in edible molluscs of the Adriatic Sea (Italy). *Environmental Science and Technology*, **35**, 3109-3112.
- FOOKEN, C., B. STACHEL und H. REINCKE, 2000: Ausgewählte organische Spurenverunreinigungen in der Elbe und Elbenebenflüssen im Zeitraum 1994 - 1999. ARGE-Elbe.
- GEIß, S., 2003: [pers. Mitt.] Thüringer Landesanstalt fuer Umwelt und Geologie.
- GÜLDEN, M., TURAN, A. und H. SEIBERT, 1997: Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern. Report Umweltbundesamt Berlin, 102 04 279 (UBA-Texte 46/97).
- HECKER, M., TYLER, C. R., HOFFMANN, M., MADDIX, S., and L. KARBE, 2002: Plasma Biomarkers in fish provide evidence for endocrine modulation in the Elbe River, Germany. *Environmental Science and Toxicology*, **36**, 2311-2321.
- HEEMKEN, O. P., REINCKE, H., STACHEL, B. and N. THEOBALD, 2001: The occurrence of xenoestrogens in the Elbe river and the North Sea. *Chemosphere*, **45**, 245-259.
- JOBLING, S., NOLAN, M., TYLER, C. R., BRIGHTY, G., and J. P. SUTTER, 1998: Widespread sexual disruption in wild fish. *Environmental Science and Technology*, **32**, 2498-2506.
- LYE, C. M., FRID, C. L. J., GILL, M. E., COOPER, D. W., and D. M. JONES, 1999: Estrogenic alkylphenols in fish tissues, sediments, and waters from the U.K. Tyne and Tees estuaries. *Environmental Science and Toxicology*, **33**, 1009-1014.
- LÖFFLER, J., S. WOLFF, M. BERGEMANN und H. REINCKE, 1999: Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel 1997, ARGE-Elbe.
- LÖFFLER, J., S. WOLFF, M. BERGEMANN und H. REINCKE, 1999: Wassergütedaten der Elbe – Zahlentafel 1998, ARGE-Elbe.
- PURDOM, C. E., HARDIMAN, P. A., BYE, V. J., ENO, N. C., TYLER, C. R., and P. J. SUMPTER, 1994: Estrogenic effects of effluents sewage treatment works. *Chemistry and Ecology*, **8**, 275-285.
- RÜDEL, H., LEPPER, P., STEINHANSEN, J., and C. SCHRÖTER-KERMANI, 2003: Retrospective Monitoring of Organotin Compounds in Marine Biota from 1985 to 1999: Results from the German Environmental Specimen Bank. *Environmental Science and Technology*, **37**, 1731-1738.
- SCHULTE-OEHLMANN, U., TILLMANN, M., CASEY, D., DUFT, M., MARKERT, B. und J. OEHLMANN, 2001: Östrogenartige Wirkungen von Bisphenol A auf Vorderkiemensschnecken (Mollusca: Gastropoda: Prosobranchia). *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, **13**, 1-15.
- SEIBERT, H., 1996: Disorder of development and function of the male reproduction system. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, **8**, 275-284.
- SPENGLER, P., KÖRNER, W. and J. W. METZGER, 2001: Substances with estrogenic activity in effluents of sewage treatment plants in South-Western Germany. 1. Chemical analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **20**, 2133-2141.
- STACHEL, B., EHRHORN, U., HEEMKEN, O.P., LEPOM, P., REINCKE, H., SAWAL, G., and N. THEOBALD, 2003: Xenoestrogens in the river Elbe and its tributaries. *Environmental Pollution*, **124**, 497-507.
- STADLER, D. und K. SCHOMAKER, 1977: Ein Glaskugelschöpfer zur kontaminationsfreien Entnahme von Seewasser unter der Oberfläche für die Analyse von Kohlenwasserstoffen und halogenierten Kohlenwasserstoffen. *Dt. hydrogr. Z.*, **30**, 20 - 25.
- TERNES, T. A., STUMPF, M., MUELLER, J., HABERER, K., WILKEN, R. D., and M. SERVOS, 1999: Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. *Science of the Total Environment*, **225**, 81-90.

- THEOBALD, N., W. LANGE, A. RAVE, U. POHLE und P. KOENNECKE, 1990: Ein 100-l-Glaskugelschöpfer zur kontaminationsfreien Entnahme von Seewasser für die Analyse lipophiler organischer Stoffe. *Dt. hydrogr. Z.*, **43**, 311.
- THEOBALD, N., W. LANGE und K. JERZYCKI-BRANDES, 1991/92: Basiswerte fossiler Kohlenwasserstoffe im Nordost-Atlantik. *Dt. hydrogr. Z.*, **44**, 17.
- THEOBALD, N., H. GAUL und U. ZIEBARTH, 1996: Verteilung von organischen Schadstoffen in der Nordsee und angrenzenden Seegebieten. *Dt. hydrogr. Z.*, Suppl. 6, 81-93.

1.5 Marine Lebensgemeinschaften

1.5.1 Phytoplankton

- DÜRSELEN, C. D and H. J. RICK, 1999: Spatial and temporal distribution of two new phytoplankton diatom species in the German Bight in the period 1988 and 1996. *Sarsia*, **84**, no. 5-6, 367-377.
- MARTENS, P., 2001: Effects of the severe winter 1995/96 on the biological oceanography of the Sylt-Römö tidal basin. *Helgoland Marine Research*, **55**, 166-169.

1.5.2 Zooplankton

- CARLOTTI, F., GISKE, J. and F. WERNER, 2000: Modeling zooplankton dynamics. In: ICES Zooplankton Methodology Manual (ed. R. Harris, P. Wiebe, J. Lanz, H. R. Skjoldal and M. Huntley), 571-667. San Diego: Academic Press.
- GREVE, W., 2003: Aquatic plants and animals. In: Phenology: An Integrative Environmental Science (ed. M. D. Schwartz), 385-403. Amsterdam: Kluwer.
- GREVE, W., LANGE, U., REINERS, F. and J. NAST, 2001: Predicting the Seasonality of North Sea Zooplankton. In: Burning issues of North Sea ecology. Proceedings of the 14th international Senckenberg Conference North Sea 2000, (ed. I. Kröncke, M. Türkay and J. Sündermann), *Senckenbergiana marit.*, Vol. **31** (2) 263-268.
- MOLL, A. and G. RADACH, 2003: Review of three-dimensional ecological modelling related to the North Sea shelf ecosystem - Part 1: Models and their results. *Progress in Oceanography* **75**, 175 - 217.
- SOUTHWARD, A. J., HAWKINS, S. J. and M. T. BURROWS, 1995: Seventy years observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organisms in the western English Channel in relation to rising sea temperature. *Journal Thermal. Biology.* **1-2**, 127-155.

1.6 Schadstoff-Effektmonitoring

- LANG, T. und W. WOSNIOK, 2003: Synthese und Analyse von marinen Daten über biologische Effekte und deren Ursachen mit Hilfe neuer statistischer Verfahren (EFFSTAT). Abschlussbericht BMBF-Projekt 03F0264A, 173 pp.

1.7 Elbe-Hochwasser

- H. NIES, H. HEINRICH, H. GAUL, F. OESTEREICH, H. ALBRECHT, S. SCHMOLKE, N. THEOBALD, W. GERWINSKI, G. BECKER, P. KÖNIG, A. FROHSE, A. SCHULZ, S. MÜLLER-NAVARRA, S. DICK und K. STRÜBING, 2003: Die Auswirkungen des Elbehochwassers vom August 2002 auf die Deutsche Bucht. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, 32.