

**Berichte aus dem
Forschungs- und Technologiezentrum Westküste
der Universität Kiel**



Nr. 47

NORBERT LADWIG

**Kritische Betrachtung von Eutrophierungstendenzen
in der inneren Deutschen Bucht**

Berichte, Forsch.- u. Technologiezentrum Westküste d. Univ. Kiel,
Nr. 47, 145 S., 14 Tab., 152 Abb., Büsum 2010

ISSN 0940 – 9475

© 2010 by Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel in Büsum
ISSN 0940 - 9475

Alle Rechte, auch die der auszugsweisen fotomechanischen Wiedergabe und der Übersetzung,
vorbehalten.

Druck: Vervielfältigungsstelle, Christian-Albrechts-Universität Kiel

Kritische Betrachtung von Eutrophierungstendenzen in der inneren Deutschen Bucht

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
vorgelegt von

NORBERT LADWIG

Kiel 2010

Referent: Prof. Dr. HORST STERR

Koreferent: Prof. Dr. ROBERTO MAYERLE

Tag der mündlichen Prüfung: 18.01.2010

Zum Druck genehmigt: 18.01.2010

gez. Prof. Dr. LUTZ KIPP, Dekan

In memoriam MARTIN LADWIG (08.01.1927-24.07.2008)

„Panta rhei - Alles fließt.“

nach HERAKLIT von Ephesos (~535-475 v. Chr.)

Inhaltsverzeichnis	I
Liste der Abkürzungen	III
Zusammenfassung	1
Summary	3
1. Einleitung	5
1.1 Untersuchungsgebiet	5
1.2 Begriffsdefinition „Eutrophierung“	7
1.3 Eutrophierungsbewertung nach der Oslo-Paris-Konvention	8
2. Material und Methoden	13
2.1 Ausgewertete Zeitreihen und Untersuchungen	13
2.1.1 Nährstoffe in der Elbe	14
2.1.2 Nährstoffe in der Weser	14
2.1.3 Nährstoffe, Licht und Phytoplankton bei Büsum	14
2.1.4 Nährstoffe und Phytoplankton bei Helgoland	17
2.1.5 Nordatlantische Oszillation	17
2.1.6 Niederschlag bei Potsdam	18
2.1.7 Globalstrahlung in List und Norderney	18
2.1.8 Phytoplankton bei Norderney	18
2.1.9 Algenfrüherkennung in den Küstengewässern	18
2.1.10 Grünalgen und Seegräser im Wattenmeer	19
2.1.11 Makrozoobenthos in der Deutschen Bucht	19
2.1.12 Sauerstoffmangelgebiete	20
2.2 Statistische Datenanalyse	20
3. Ergebnisse	22
3.1 Hintergrundkonzentrationen	22
3.2 Verursachende Faktoren	23
3.2.1 Nährstoffeinträge in Flusseinzugsgebiete	24
3.2.2 Flusseinträge in die Deutsche Bucht	27
3.2.2.1 Abflussregime von Elbe und Weser	27
3.2.2.2 Nährstoffkonzentrationen und -frachten in Elbe und Weser	29
3.2.2.2.1 Stickstoff	31
3.2.2.2.2 Phosphor	48
3.2.2.2.3 Silikat	57
3.2.3 Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern	60
3.2.3.1 Stickstoff	62
3.2.3.2 Phosphat	71
3.2.3.3 Silikat	75
3.2.3.4 REDFIELD-Verhältnis	76
3.3 Unterstützende Faktoren - meteorologische, klimatische, hydrographische und hydrodynamische Veränderungen	79
3.3.1 Nordatlantische Oszillation	79
3.3.2 Niederschlag im Einzugsgebiet	80
3.3.3 Wassertemperatur	83
3.3.4 Schichtung und Fronten	87

3.3.5	Austauschzeiten	88
3.3.6	Lichtverhältnisse	89
3.4	Limitierung des Phytoplankton-Wachstums	93
3.5	Direkte Eutrophierungseffekte	98
3.5.1	Außergewöhnliche Planktonblüten in der Deutschen Bucht	99
3.5.2	Eutrophierungssignale im Phytoplankton bei Helgoland	106
3.5.3	Entwicklung des Phytoplanktons bei Norderney	108
3.5.4	Planktonüberwachung im Rahmen der Algenfrüherkennung	110
3.5.5	Phytoplanktonbestände im Wattenmeer bei Büsum	112
3.5.6	Eutrophierungsreaktionen im Phytobenthos	114
3.6	Indirekte Eutrophierungseffekte	117
3.6.1	Bestandsentwicklung des Makrozoobenthos	117
3.6.2	Sauerstoffmangelgebiete	119
4.	Diskussion	122
4.1	Nährstofftrends in den Flussfrachten von Elbe und Weser	122
4.2	Landwirtschaft als Stickstoff- und Phosphorquelle	124
4.3	Nährstofftrends in den Küstengewässern	126
4.4	Zur Rolle gelöster organischer Nährstoffverbindungen	128
4.5	Entwicklung der Phytoplanktonbestände	130
4.6	Eutrophierungsreaktionen im Makrozoobenthos	131
4.7	Sauerstoffmangelgebiete in der Deutschen Bucht	132
4.8	Klimaänderung und Eutrophierung	132
4.9	Schlussfolgerungen und Ausblick	133
	Literaturverzeichnis	136
	Anhang	i

Liste der Abkürzungen

AlgFES	Algenfrüherkennungssystem
ARGE	Arbeitsgemeinschaft
AWI	Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung
BAH	Biologische Anstalt Helgoland
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BRD	Bundesrepublik Deutschland
BSE	Bovine spongiforme Enzephalopathie
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
C	Kohlenstoff
CH ₄	Methan
CHL	Chlorophyll
CRU	Climate Research Unit
D	Mittlere Wassertiefe
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DIA	Diatomeen
DIN	Dissolved Inorganic Nitrogen
DOD	Deutsches Ozeanographisches Datenzentrum
DON	Dissolved Organic Nitrogen
DOP	Dissolved Organic Phosphorus
DWD	Deutscher Wetterdienst
ETM	Enhanced Thematic Mapper
EU	Europäische Union
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EZD	Euphotic Zone Depth
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FG	Freiheitsgrad
FGG	Flussgebietsgemeinschaft
FLAG	Flagellaten
FTZ	Forschungs- und Technologiezentrum Westküste
G	Globalstrahlung
GF/C	Glasfaserfilter der Porengröße C (nicht größer als 1,2 µm)
GF/F	Glasfaserfilter der Porengröße F (nicht größer als 0,7 µm)
GKSS	Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schifffahrt
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
HBB	High Biomass Blooms
HELCOM	Helsinki Commission
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
I ₀	Solare Einstrahlung unterhalb der Wasseroberfläche
I _D	Mittlere Lichtintensität in der Wassersäule
IfM-GEOMAR	Leibniz-Institut für Meereswissenschaften
I _k	Lichtsättigungsparameter
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
INK	Internationale Nordseeschutzkonferenz
IPCC	International Panel on Climate Change
k	Attenuationskoeffizient
K _S	Halbsättigungskonstante
KUSTOS	Küstennahe Stoff- und Energieflüsse

LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
LOI	Loss On Ignition
LPG	Landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaft
MEZ	Mitteleuropäische Zeit
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
n	Stichprobenumfang
N	Stickstoff
NAO	Northatlantic Oscillation
NAOi	Northatlantic Oscillation Index
NASA	National Aeronautics and Space Administration
Nd	Niederschlag
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NO ₂	Nitrit
NO ₃	Nitrat
O ₂	Sauerstoff
OSPAR	Oslo-Paris Commission
p	Irrtumswahrscheinlichkeit
P	Phosphor
PAR	Photosynthetic Active Radiation
PIK	Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
PO ₄	Phosphat
PPC	Phytoplankton Carbon
PSU	Practical Salinity Units
Q	Abfluss
r	Korrelationskoeffizient
RID	Riverine Input Database
S	Salzgehalt
S(\bar{x})	Standardabweichung der Mittelwerte
SD	SECCHI-Depth
SeaWiFS	Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor
Si	Silizium
SMEBD	Society for the Management of Electronic Biodiversity Data
SPM	Suspended Matter
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
SST	Sea Surface Temperature
TN	Total Nitrogen
TP	Total Phosphorus
TRANSWATT	Transport, Transfer und Transformation von Biomasseelementen in Wattgewässern
UWWD	Urban Waste Water Directive
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZGS	Zentraler Grenzwertsatz
α	Signifikanzniveau
σ	Standardabweichung der Grundgesamtheit

Zusammenfassung

Die vorliegende Untersuchung befasst sich mit der Analyse von Eutrophierungstendenzen in der inneren Deutschen Bucht. Hierfür werden eutrophierungsrelevante Zeitreihen verschiedener Standorte im Untersuchungsgebiet herangezogen und die Daten auf ihre zeitliche Entwicklung hin ausgewertet.

Hauptursache für Eutrophierungserscheinungen in der Deutschen Bucht sind Stickstoff- und Phosphoreinträge über Flüsse. Vor allem die Elbe und Weser tragen erhebliche Nährstoffmengen in die Küstengewässer ein. Für die Bewertung der zeitlichen Entwicklung der Einträge werden in der vorliegenden Arbeit die Zeiträume 1983-1987, 1993-1997 und 2001-2004 bzw. 2001-2005 miteinander verglichen, da hier ähnliche Abflussbedingungen in den Flüssen Elbe und Weser herrschten. Die zeitliche Entwicklung der Einträge über die letzten zwei Dekaden ist rückläufig, jedoch für die jeweiligen Nährstoffe unterschiedlich. So wurden im Zeitraum 2001-05 im Mittel 108,2 kt/a TN (Gesamtstickstoff) durch die Elbe in die Küstengewässer der Deutschen Bucht eingetragen. Dies entspricht im Vergleich zur Periode 1983-87, in der durchschnittlich 182,2 kt/a TN eingetragen wurden, einer Reduktion um 41 %. Den größten Anteil hieran hatten gelöste anorganische Stickstoffverbindungen (DIN), welche im selben Zeitraum um 42 % von 157,6 kt/a auf 91,3 kt/a DIN zurückgegangen sind. Hiervon wiederum hatte sich am deutlichsten die Ammoniumfracht um 91 % von 52,0 kt/a auf 4,8 kt/a $\text{NH}_4\text{-N}$ verringert. Die Nitratfracht ist hingegen lediglich um 17 % von 103,0 kt/a auf 85,7 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$ zurückgegangen. In der Weser konnte im selben Zeitraum eine Reduktion der DIN-Fracht um 34 % von 69,9 kt/a auf 46,2 kt/a DIN erreicht werden, wobei die Ammoniumfracht um 72 % von 4,4 kt/a auf 1,2 kt/a $\text{NH}_4\text{-N}$ und die Nitratfracht um 32 % von 65,5 kt/a auf 44,7 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$ gesenkt wurde. Nitrat stellt damit nach wie vor die Hauptkomponente der gelösten anorganischen Stickstofffracht sowohl in der Elbe, als auch in der Weser. Die durchschnittliche Fracht an Gesamtphosphor (TP) verringerte sich in der Elbe um 55 % von 10,0 kt/a auf 4,5 kt/a TP, wobei die Phosphatfracht um 64 % von 4,5 kt/a auf 1,6 kt/a $\text{PO}_4\text{-P}$ zurückgegangen ist. In der Weser wurde die TP-Fracht um 78 % von 7,1 kt/a auf 1,6 kt/a TP verringert, verbunden mit einer Reduktion der Phosphatfracht um 81 % von 2,9 kt/a auf 0,5 kt/a $\text{PO}_4\text{-P}$. Damit haben sich zwar die Nährstofffrachten der Elbe und Weser deutlich verringert. Das von den Anrainerstaaten der Nordsee auf den internationalen Nordseeschutzkonferenzen in London (1987) und The Hague (1990) angestrebte Ziel, bis zum Jahr 1995 eine Reduktion der Stickstoff- und Phosphoreinträge um 50 % im Vergleich zu 1985 zu erreichen, wurde jedoch bislang nur für Phosphor erfüllt. Zudem wurde die Gewässergüte der Elbe im Hinblick auf die Nährstoffkonzentrationen noch 2006 als „kritisch belastet“ eingestuft (ARGE Elbe, 2008).

Trotz der Reduktionserfolge bei den Flussfrachten gelöster anorganischer Stickstoff- und Phosphorverbindungen haben sich die Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern nur teilweise verringert. Bei Helgoland kann im Vergleich der Zeiträume 1983-87 und 2001-2004 ein Rückgang der mittleren DIN-Winterkonzentrationen um 42 % festgestellt werden. Die durchschnittlichen DIN-Gehalte sanken in den Wintermonaten von 38,1 μM auf 22,1 μM DIN. Die Ammoniumkonzentration nahm um 73 % von 4,6 μM auf 1,2 μM NH_4 und die Nitratkonzentration um 39 % von 32,9 μM auf 20,2 μM NO_3 ab. Damit folgt die zeitliche Entwicklung der Konzentration gelöster anorganischer Stickstoffverbindungen bei Helgoland in etwa dem in der Elbe und Weser beobachteten rückläufigen Trend. Die mittlere Phosphatkonzentration verringerte sich hingegen im selben Zeitraum nur um 24 % von 1,0 μM auf 0,8 μM PO_4 . Die winterlichen Nährstoffkonzentrationen bei Helgoland lagen somit zwar deutlich niedriger als in den 1980er Jahren, sie waren jedoch noch etwa um den Faktor 2 höher als die von der

Oslo-Paris Commission (OSPAR) definierten Hintergrundwerte. In den Wattgewässern bei Büsum ist im Vergleich der Zeiträume 1993-97 und 2001-05 dagegen eine Zunahme der mittleren winterlichen DIN-Konzentrationen um 29 % von 81,8 μM auf 105,5 μM DIN zu verzeichnen. Hier waren vor allem die Nitratgehalte um 36 % von 70,1 μM auf 95,2 μM NO_3 angestiegen, während die Ammoniumkonzentrationen um 8 % von 8,8 μM auf 8,0 μM NH_4 abnahmen. Die durchschnittlichen Phosphatkonzentrationen stiegen um 31 % von 1,6 μM auf 2,1 μM PO_4 an. Diese im Vergleich zu den Flussfrachten gegenläufige Entwicklung ist möglicherweise auf lokal begrenzte Nährstoffremobilisierung aus dem Sediment im Bereich der Außenelbe in den Jahren 1999 und 2000 zurückzuführen. In den darauffolgenden Wintern lagen die Nährstoffgehalte durchschnittlich etwa um den Faktor 4-5 über den Hintergrundwerten von OSPAR.

Die Analyse biologischer Datenreihen und die Auswertung einschlägiger Literatur zeigt, dass in der Deutschen Bucht und in angrenzenden Gebieten in den vergangenen zwei Dekaden typische Eutrophierungseffekte auftraten, die zum Teil immer noch beobachtet werden können. So traten bis *dato* wiederholt Phytoplankton-Massenvorkommen im Untersuchungsgebiet auf. Die Primärproduktion des Mikrophytobenthos hat sich bei Sylt zwischen 1980 und 1993-95 verdoppelt. Parallel zur Zunahme der winterlichen Nitratkonzentrationen erfolgte eine Ausbreitung von Grünalgen im Wattenmeer. Seegrasbestände im nordfriesischen Wattenmeer reagierten aufgrund hoher Ammoniumgehalte mit Bestandsrückgang. In der Entwicklung der Makrozoobenthos-Bestände in der Deutschen Bucht kann von einer Zunahme der Biomasse um den Faktor 1,5-4 seit den 1970er Jahren ausgegangen werden, verbunden mit einer Artenverschiebung zu opportunistischen Spezies. Besonders in den 1980er und 1990er Jahren wurden ausgedehnte Flächen mit bodennahem Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht festgestellt, was teilweise mit Massensterben der Bodentiergemeinschaft und Fischsterben einherging. Beobachtungen aus dem Jahr 2007 belegen, dass auch im oberflächennahen Wasser Sauerstoffmangel durch den Abbau von Planktonblüten hervorgerufen werden kann und dass dieses zu Fischsterben führen kann.

In den Randbereichen des Untersuchungsgebietes bei Norderney und Sylt gibt es zwar erste Anzeichen abnehmender sommerlicher Chlorophyll-*a*-Gehalte, die Analyse von Datenreihen aus der inneren Deutschen Bucht zeigt jedoch, dass diese Entwicklung für das Seegebiet zwischen Helgoland und Büsum nicht zutrifft. Angesichts der nach wie vor im Untersuchungsgebiet zu beobachtenden Eutrophierungserscheinungen ist die OSPAR-Einstufung der Deutschen Bucht als Eutrophierungsproblemgebiet und die damit verbundene Forderung nach weiteren Reduktionsanstrengungen berechtigt. Vor allem im Hinblick auf die anstehende Harmonisierung der OSPAR-Vereinbarungen mit der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union und deren Umsetzung besteht weiterer Handlungsbedarf zur Reduzierung insbesondere der Stickstoffeinträge, denn die EU-Richtlinie fordert das Erreichen eines „guten ökologischen Zustands“ bis zum Jahre 2015. Hier sind vor allem Bemühungen im Bereich der Landwirtschaft naheliegend, da diese aufgrund des intensiven Einsatzes von Düngemitteln zur Zeit die Hauptquelle für den Stickstoffeintrag in die Küstengewässer der Deutschen Bucht darstellt.

Summary

The thesis focuses on the analysis of trends in coastal eutrophication of the inner German Bight. For this purpose, data from relevant time series recorded at different sites of the area is evaluated for its temporal evolution.

Eutrophication phenomena in the German Bight are mainly due to nitrogen and phosphorus inputs from rivers, predominantly from the rivers Elbe and Weser. In order to assess trends in riverine nutrient discharge on the basis of similar river runoff, the periods 1983-1987, 1993-1997 and 2001-2004, respectively 2001-05, are compared. There is a decreasing trend in nutrient inputs which varies for each nutrient species. Mean annual TN loads (total nitrogen) of the River Elbe decreased by about 41 % from 182.2 kt/a TN in the period 1983-87 to 108.2 kt/a TN in the period 2001-05. As a fraction of total nitrogen, DIN loads (dissolved inorganic nitrogen) declined by about 42 % from 157.6 kt/a to 91.3 kt/a DIN during the same period of time. Ammonium loads decreased by about 91 % (from 52.0 kt/a to 4.8 kt/a $\text{NH}_4\text{-N}$), and nitrate loads by only 17 % (from 103.0 kt/a to 85.7 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$). Over the same period, DIN loads in the River Weser decreased by 34 % (from 69.9 kt/a to 46.2 kt/a DIN). Discharge of ammonium and nitrate showed a decline of 72 % (from 4.4 kt/a to 1.2 kt/a $\text{NH}_4\text{-N}$) and 32 % (from 65.5 kt/a to 44.7 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$), respectively. Hence, nitrate is still the most important dissolved inorganic nitrogen compound in both the Elbe and Weser rivers. During the same period, the mean annual total phosphorus loads (TP) of the Elbe River were reduced by about 55 % from 10.0 kt/a to 4.5 kt/a TP, with a phosphate reduction of 64 % (from 4.5 kt/a to 1.6 kt/a $\text{PO}_4\text{-P}$). TP loads of the Weser River decreased by about 78 % from 7.1 kt/a to 1.6 kt/a and phosphate by about 81 % (from 2.9 kt/a to 0.5 kt/a $\text{PO}_4\text{-P}$). Despite the significant reduction efforts made, the defined target of a 50 % reduction of nutrient inputs until 1995 in comparison to the reference year 1985, as agreed by the neighbouring countries of the North Sea at the International North Sea Conferences in London (1987) and The Hague (1990), has only been achieved for phosphorus. Moreover, with respect to nutrient concentrations, water quality in the River Elbe is still classified as "critical" (ARGE Elbe, 2008).

The temporal evolution of nutrient concentrations in the coastal waters of the German Bight did not always exhibit a similar decrease as that observed for the river inputs. Close to the island of Helgoland, between the 1983-87 and 2001-04 periods, mean winter DIN concentrations declined by about 42 % (from 38.1 μM to 22.1 μM DIN). Ammonium and nitrate concentrations decreased by about 73 % (from 4.6 μM to 1.2 μM NH_4) and 39 % (from 32.9 μM to 20.2 μM NO_3), respectively. Hence, the decrease in dissolved inorganic nitrogen compounds at Helgoland clearly follows the trends observed in the Elbe and Weser. However, the reduction of average phosphate concentrations in winter accounted only for 24 % (from 1.0 μM to 0.8 μM PO_4). Nevertheless, winter nutrient levels near Helgoland, although considerably lower than in the 1980s, are still twice as high as the relevant background values of the Oslo-Paris-Commission (OSPAR). Opposite to the trend observed at Helgoland, the Wadden Sea waters close to Büsum exhibit an increase in winter DIN concentrations of about 29 % (from 81.8 μM to 105.5 μM DIN) between the periods 1993-97 and 2001-05. Winter nitrate concentrations increased by about 36 % (from 70.1 μM to 95.2 μM NO_3), whereas ammonium levels slightly decreased by about 8 % (from 8.8 μM to 8.0 μM NH_4). The mean winter phosphate concentrations increased by about 31 % (from 1.6 μM to 2.1 μM). This increasing trend is probably related to local nutrient remobilisation from the sediment in the River Elbe estuary during the years 1999 and 2000. In the succeeding years the average winter nutrient concentrations near Büsum were 4 to 5 times higher than the relevant OSPAR background concentrations.

The analysis of biological data sets and a literature review shows that the German Bight was subjected to typical eutrophication effects over the last two decades which partially persist, regardless of decreasing nutrient inputs and concentrations. Massive phytoplankton blooms still occur within the area of investigation. Microphytobenthic primary production doubled near the island of Sylt between 1980 and 1993-95. The spread of green algae in the Wadden Sea occurred simultaneously with the increase in winter nitrate concentrations. Sea grass stocks in the North Frisian Wadden Sea decreased as a result of increasing ammonium concentrations in the area. Macrozoobenthic biomass exhibits an overall increase by a factor of 1.5 to 4 times since the 1970s. This increase is associated with changes in species composition, including an increase in the number of opportunistic forms. In the 1980s and 1990s, extensive areas with oxygen deficiencies were detected in bottom waters of the German Bight, partly in conjunction with benthos mass mortalities and fish kills. Observations in 2007 close to the island of Sylt revealed that surface waters can also be affected by oxygen deficiency: fish kills were observed as a result of a decaying phytoplankton bloom.

Although there are indications of decreasing mean summer chlorophyll-*a* concentrations at the margins of the study area near the islands of Norderney and Sylt, a similar trend cannot be traced from the Helgoland and Büsum data series. Considering the numerous observations of eutrophication effects still made in the German Bight, it appears that the OSPAR classification of the German Bight as a problem area with respect to eutrophication, and the claim for a further reduction in nutrient loads is justified. Moreover, harmonisation of the OSPAR regulations and the European Union's Water Framework Directive requires further action if the goal of a "good ecological status" for coastal waters shall be achieved by the year 2015. Most obvious is the need for a reduction of nutrient losses from agriculture since intensive use of fertilizers represents the main source of anthropogenic nitrogen inputs into the German Bight.

1. Einleitung

Die Eutrophierung der Deutschen Bucht ist spätestens seit dem ersten Nachweis großflächiger Sauerstoffmangelgebiete zu Beginn der 1980er Jahre in den Blickfang öffentlichen Interesses gerückt. Man erkannte, dass die Einleitung von Nährstoffen durch den Menschen unerwünschte Auswirkungen auf die Küstengewässer haben kann. Durch die internationalen Nordseeschutzkonferenzen in London (1987) und The Hague (1990) wurden Maßnahmen in die Wege geleitet, die eine deutliche Reduktion der Stickstoff- und Phosphoreinträge um 50 % bis 1995 im Vergleich zu 1985 vorsahen. Infolge wurden u.a. der Klärwerksausbau vorangetrieben, neue phosphatfreie Waschmittel eingeführt sowie Düngeverordnungen und Nitratrichtlinien für die Landwirtschaft herausgegeben. Es stellt sich nach über 20 Jahren die Frage, inwieweit die Anstrengungen zur Eintragsreduktion Wirkung gezeigt haben und ob weitere Maßnahmen erforderlich sind, den Nährstoffeintrag zu verringern.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist, durch die kritische Betrachtung von Eutrophierungstendenzen einen Überblick über den *Status quo* anthropogener Eutrophierung im Bereich der inneren Deutschen Bucht zu gewinnen. Es soll anhand von Zeitreihenanalysen und flächenhaften Aufnahmen eutrophierungsrelevanter Parameter untersucht werden, wie sich die durchgeführten Reduktionsmaßnahmen in den Küstengewässern widerspiegeln. Schwerpunkte liegen dabei in der Analyse der Flussfrachten von Elbe und Weser und der Eutrophierungsreaktionen in den Gewässern bei Büsum und Helgoland. Darüber hinaus fließen für vergleichende und weiterführende Analysen Ergebnisse anderer Zeitreihen und von Einzeluntersuchungen ein. In den folgenden Kapiteln wird zunächst das Untersuchungsgebiet vorgestellt und eine Definition des oftmals unscharf verwendeten Begriffs „Eutrophierung“ gegeben. Anschließend folgt eine Beschreibung der in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Bewertungsstrategie und der sonstigen angewandten Materialien und Methoden, bevor auf die Untersuchungsergebnisse eingegangen wird.

1.1 Untersuchungsgebiet

Die Deutsche Bucht ist ein Teil der kontinentalen Küstengewässer der Nordsee und liegt im südöstlichen Abschnitt dieses relativ flachen Schelfmeeres. Der Kern des Untersuchungsgebietes befindet sich im inneren Bereich der Deutschen Bucht östlich 7° östlicher Länge und südlich 55° nördlicher Breite. Das Gebiet hat eine Fläche von etwa 16.700 km² einschließlich der Wattgewässer in der Übergangszone zwischen Land und Meer und weist Wassertiefen bis zu 40 m auf. Zwei Hauptströmungen, die in das allgemeine Zirkulationsmuster der Nordsee eingebunden sind, bestimmen wesentlich das Strömungsgeschehen in der inneren Deutschen Bucht. Vor der niedersächsischen Inselkette verläuft küstenparallel in west-östlicher Richtung eine Strömung, die Wassermassen aus dem Ärmelkanal und den niederländischen Küstengewässern in die Deutsche Bucht transportiert. Hier dreht die Strömung Richtung Norden, sodass sie parallel zur schleswig-holsteinischen Westküste von Süd nach Nord verläuft und schließlich in die dänischen Küstengewässer vor Jütland übergeht. Nacheinander werden dabei die Abflüsse und somit die Nährstofffrachten der Ems, Weser, Elbe und Eider aufgenommen. Die großräumige Zirkulation wird besonders im Randbereich der Deutschen Bucht, dem Wattenmeer, von lokalen Strömungsmustern überlagert, die von den Gezeiten und durch die jeweilige Geomorphologie der Küstenlinien und Prielsysteme bestimmt werden. Dabei bewirken die halbtägigen Gezeiten einen intensiven Austausch der vorgelagerten Küstengewässer mit den zeitweilig trockenfallenden Flachwassergebieten des

Wattenmeeres. Im Landsat7-Ausschnitt des Untersuchungsgebietes vor der schleswig-holsteinischen Nordseeküste sind deutlich die Schwebstoffwolken im Übergangsbereich zwischen Wattenmeer und vorgelagerten Küstengewässern zu erkennen (Abb. 1.1). Intensive Erosions- und Sedimentationsprozesse wirken in den Wattgewässern, in der Bilanz stellt das Wattenmeer jedoch einen Sedimentationsraum für partikuläres Material aus der Deutschen Bucht dar und hat somit eine Senkenfunktion. Gelöste Substanzen, wie beispielsweise Phosphat, können hingegen auch ausgetragen werden, womit das Wattenmeer, zumindest saisonal, eine Quellenfunktion für die offenen Küstengewässer übernimmt.



Abb. 1.1: ETM-Aufnahme des Landsat7-Satelliten vom Untersuchungsgebiet am 06. Mai 2000 (Copyright¹ erteilt: GKSS-Forschungszentrum (Fernerkundung); Datengrundlage: Eurimage)

¹ Angaben zu den vorliegenden Genehmigungen der Rechteinhaber siehe Erklärung im Anhang.

1.2 Begriffsdefinition „Eutrophierung“

Der Begriff „Eutrophierung“ setzt sich aus den griechischen Wortstämmen „eu“ und „troph“ zusammen, was soviel wie „wohl nährend“ oder „nährstoffreich“ bedeutet. In der Medizin bezeichnet „Eutrophie“ einen gesunden Ernährungszustand (NIXON, 1995). Diese Beschreibungen stellen den Begriff eindeutig in einen positiven Kontext im Sinne von guter Nährstoffversorgung. Darüber hinaus existieren zahlreiche Definitionen besonders aus der Limnologie und der Meereskunde. GERLACH (1990) unterscheidet „eutroph“ als gut versorgt mit Nährstoffen von „oligotroph“ (nährstoffarm) und „hypertroph“ (übermäßig versorgt mit Nährstoffen). JØRGENSEN & RICHARDSON (1996) begriffen Eutrophierung als Prozess, welcher den Trophiestatus eines Gewässers durch die Zunahme der Nährstoffressourcen verändert. Hier wird also Eutrophierung durch Hinzunahme der zeitlichen Komponente nicht als statischer Zustand, sondern als ein dynamisches Kausalgefüge verstanden. NIXON (1995) schlug vor, Eutrophierung als die gesteigerte Versorgung ("rate of supply") eines Ökosystems mit organischem Material zu betrachten, bezieht sich also nur noch mittelbar auf eine Anreicherung mit anorganischen Pflanzennährstoffen. SOMMER (1998) nimmt ebenfalls Bezug auf den Trophiestatus, schließt jedoch nun den Menschen explizit in die Definition ein, indem er schreibt: „Unter Eutrophierung versteht man die Steigerung der Trophie eines Gewässers durch anthropogene Einflüsse“. Bei VOLLENWEIDER (1992) findet man überdies weitere Eutrophierungseffekte einbezogen: „Eutrophierung ... ist der Anreicherungsprozess von Pflanzennährstoffen, hauptsächlich von Stickstoff und Phosphor, in Gewässern, welcher die aquatische Primärproduktion stimuliert und in seinen gravierendsten Erscheinungsformen zu Algenblüten, Algenschäum, verstärktem Wachstum benthischer Algen und u.U. zu massivem Wachstum submerser und treibender Makrophyten führt.“ OSPAR verständigte sich schließlich in der "Strategy to Combat Eutrophication" (OSPAR, 1998) auf eine Eutrophierungsdefinition, in der besonders auf die negativen Effekte hingewiesen wird: „Eutrophierung bedeutet die Anreicherung von Nährstoffen im Wasser, die ein beschleunigtes Wachstum von Algen und höheren Pflanzenformen zur Folge hat und eine unerwünschte Störung des Gleichgewichtes der anwesenden Organismengemeinschaft und der Wasserqualität mit sich bringt und sich daher auf die unerwünschten Effekte anthropogener Nährstoffanreicherung bezieht, wie in der "Common Procedure" beschrieben.“ Hierbei tritt eine anthropozentrische Sichtweise des Eutrophierungsgeschehens in den Vordergrund: Führt die Nährstoffanreicherung zu erwünschten Effekten, wie beispielsweise ein vermehrtes Wachstum von Nutztieren, so fällt dieses nicht mehr unter den Eutrophierungsbegriff. Die bei OSPAR verwendete Eutrophierungsdefinition wurde von den Beitrittsstaaten der Konvention, u.a. auch von der Bundesrepublik Deutschland, angenommen und stellt somit eine Grundlage gemeinsamen Handelns dar.²

² In der OSPAR-Definition bleiben jedoch direkte Einträge organischen Materials, wie sie z.B. durch die Zellstoffindustrie verursacht werden (PEARSON, 1980), unberücksichtigt. Daher wurde von BROCKMANN *et al.* (2002) vorgeschlagen, neben der Anreicherung mit Pflanzennährstoffen auch den Eintrag organischen Materials und das beschleunigte Wachstum heterotropher Mikroorganismen mit in die Definition aufzunehmen.

1.3 Eutrophierungsbewertung nach der Oslo-Paris-Konvention

Neben der Oslo-Paris-Konvention existieren weitere nationale und internationale Regelwerke, die der Eutrophierung entgegenwirken sollen. Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sieht beispielsweise vor, einen „guten chemischen und ökologischen Zustand“ der Küstengewässer herzustellen, falls dieser nicht den angewandten Kriterien entspricht. Da für die Bundesrepublik Deutschland beide Regelwerke gelten, wird eine Harmonisierung angestrebt. Weiterhin ist im Hinblick auf Eutrophierungsfragestellungen u.a. die europäische "Urban Waste Water Directive" (UWWD), die EU-Nitratrichtlinie und die Düngeverordnung für die deutsche Landwirtschaft von Bedeutung. Da OSPAR eine eigene Strategie zur Eutrophierungsbekämpfung entwickelt hat, wird im Folgenden näher darauf eingegangen. Darüber hinaus lehnt sich der Aufbau der vorliegenden Arbeit an die bei OSPAR erarbeitete sogenannte "Checklist" zur Eutrophierungsbewertung an.



Abb. 1.2: Einteilung des OSPAR-Konventionsgebietes in die Regionen I-V (Copyright erteilt: OSPAR Commission)

Die OSPAR-Konvention trat die Nachfolge der Konventionen von Oslo (1972) und Paris (1974) an. Sie wurde 1992 bei einem ministeriellen Treffen der Oslo- und Paris-Kommissionen beschlossen und 1998 in Kraft gesetzt. Mit der OSPAR-Konvention zum Schutze der marinen Umwelt des Nordost-Atlantiks wurde durch die Vertragspartner u.a. die „dauerhafte Schaffung einer gesunden Meeresumwelt, in der Eutrophierung nicht vorkommt“, angestrebt. Bis zum Jahre 2010 soll dieses Ziel durch die folgenden Vertragsstaaten umgesetzt werden: Belgien, Dänemark, Deutschland, Finnland, Frankreich, Großbritannien, Irland, Island, Luxemburg, Niederlande, Norwegen, Portugal, Schweden, Schweiz und Spanien. Das Konventionsgebiet umschließt den gesamten Nordost-Atlantik und darüber hinaus angrenzende Meeresgebiete nördlich von 36°N, zwischen 42°W und 51°O (Abb. 1.2). Somit ist auch die Nordsee (Region II) Vertragsgebiet von OSPAR. Ausgenommen sind dagegen die Ostsee und die Beltsee, die unter die HELCOM-Abkommen fallen.

Nach der bei OSPAR erarbeiteten Verfahrensweise der "Common Procedure" wird ein zu untersuchendes Meeresgebiet zunächst einer sogenannten "Screening Procedure" unterzogen. Diese Prozedur untersucht in einem groben Verfahren einige charakteristische Eutrophierungsmerkmale wie z.B. die Nährstoffkonzentrationen und das Auftreten von außergewöhnlichen Planktonblüten. Falls festgestellt wird, dass Hinweise auf mögliche Eutrophierungsprobleme gegeben sind, wird das Gebiet mittels der "Comprehensive Procedure" genauer untersucht. Das umfangreiche Programm beinhaltet eine Reihe von eutrophierungsrelevanten Parametern, welche in einer "Checklist" zusammengestellt sind.

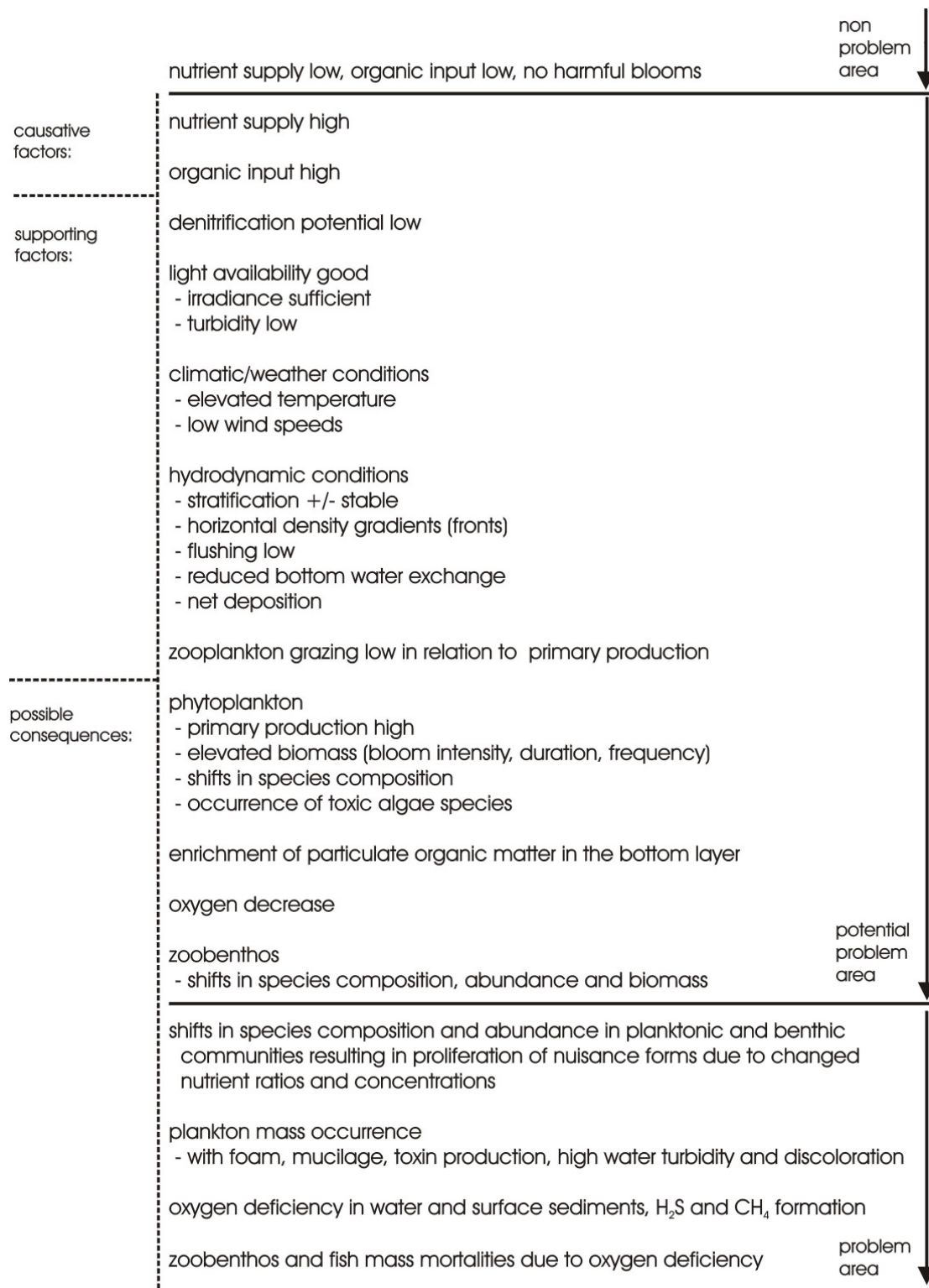
Die Eutrophierung eines Ökosystems ist ein dynamischer Prozess, in dem eine Vielzahl abiotischer und biotischer Faktoren ineinandergreifen können. Im Hinblick auf die Eutrophierungseffekte wirken sie dabei entweder verstärkend oder abschwächend. Ausgangspunkt dieses Prozesses mit möglichen negativen Folgen sind dabei keine *per se* schädlichen, sondern lebensnotwendige Pflanzennährstoffe. Sie werden von autotrophen Organismen wie dem Phytoplankton, Phytobenthos und autotrophen Bakterien aufgenommen, in organische Stoffe umgewandelt und an die nächste Stufe der marinen Nahrungskette weitergereicht. Dadurch können sukzessive zahlreiche Glieder des Nahrungsnetzes vom erhöhten Nährstoff- bzw. Nahrungsangebot profitieren oder aber von den negativen Folgen eines Überangebotes betroffen sein. Für die einzelnen Organismengruppen kann dies, je nach Grad der Eutrophierung, unterschiedliche Auswirkungen haben, wie in der Eutrophierungsklassifizierung nach OSPAR (Tab. 1.1) beispielhaft für die Deutsche Bucht gezeigt wird. Ursächliche und unterstützende Faktoren sowie deren Wirkungsweise im Eutrophierungsprozess sind hier qualitativ zusammengestellt. Mögliche Eutrophierungseffekte werden einer der drei OSPAR-Einteilungen für den Eutrophierungsstatus eines Meeresgebietes zugeordnet, wobei unterschieden wird zwischen "Non Problem Area", "Potential Problem Area" und "Problem Area". Im Zuge der Harmonisierung von EU-Wasserrahmenrichtlinie und OSPAR-Klassifizierung ist auf Grundlage des "Bremen Statement" (OSPAR, 2003a) in einem weiteren Schritt eine Einteilung in nur noch zwei Kategorien, Problemgebiete und problemfreie Gebiete, vorgesehen bzw. bereits erfolgt.

"Non Problem Areas" – Problemfreie Gebiete

Nach OSPAR kann ein Meeresgebiet als problemfrei im Hinblick auf den Eutrophierungszustand klassifiziert werden, wenn ein niedriges Nährstoffangebot vorherrscht, geringe Mengen organischen Materials eingetragen werden und „schädliche“ Planktonblüten ausbleiben. Die eingetragenen Mengen anorganischer Nährstoffe und organischen Materials können dabei schrittweise in der Nahrungskette abgebaut werden, ohne dass eine der natürlich vorkommenden Arten dadurch bevorteilt wird.

Neben mehr oder weniger variablen meteorologischen Faktoren, wie der Sonneneinstrahlung, stellt das Nährstoffangebot die Basis der Primärproduktion dar. Sie wird daher als erstes Kriterium herangezogen, um zwischen problemfreien und potenziellen Problemgebieten zu unterscheiden. In Gewässern mit ungenügender Nährstoffversorgung kann gewöhnlich keine Anreicherung organischen Materials durch die Primärproduktion erfolgen. Im Rahmen von OSPAR wurden folgende Winterkonzentrationen der Nährstoffe als Schwellenwerte zur Abgrenzung zwischen problemfreien und potenziellen Problemgebieten vorgeschlagen: 0,8 μM PO_4 und 15,0 μM DIN (OSPAR, 1994; OSPAR, 1997).

Tab. 1.1: Klassifizierung von Eutrophierungsgebieten in der Deutschen Bucht nach OSPAR³



Annotation: Because of the negligible importance of macrophytes, microphytobenthos and "black spots" in the German Bight (Wadden Sea excluded) these items are not considered.

³ Die Übersicht wurde im Rahmen eines vom Umweltbundesamt geförderten Projektes zur Eutrophierungsbewertung der Deutschen Bucht erstellt (LADWIG, In: BROCKMANN *et al.*, 2002). Die Zusammenstellung orientiert sich an der "Checklist" von OSPAR und bezieht sich ausschließlich auf die Deutsche Bucht. Die angrenzenden Wattgewässer sind ausgenommen, da diese einer gesonderten Bewertung unterzogen wurden (v. BEUSEKOM *et al.*, 2001).

Unter Berücksichtigung des REDFIELD-Verhältnisses⁴ ergibt sich aus den genannten Konzentrationen für Phosphat und Stickstoff ein möglicher Kohlenstoffgehalt des Phytoplanktons von 99,4 µM C bzw. 1,2 mg/l C. Für die vollständige Veratmung dieser Menge organischen Kohlenstoffs würde nach PARSONS & TAKAHASHI (1973) 2,3 mg/l O₂ benötigt werden. Das entspricht einem Sauerstoffbedarf von etwa 30 % in der sommerlichen Deutschen Bucht.

"Potential Problem Areas" – Potenzielle Problemgebiete

Wenn das Nährstoffangebot die o.g. Schwellenwerte überschreitet, sodass hierdurch die Möglichkeit einer weiteren Zunahme der Phytoplanktonbiomasse besteht, können potenziell Eutrophierungseffekte auftreten. Das Meeresgebiet sollte daher nach OSPAR als potenzielles Problemgebiet eingestuft werden, wenngleich sich unerwünschte Eutrophierungseffekte nicht zwingend einstellen müssen. Ein erhöhtes Nährstoffangebot, eine hohe Primärproduktion oder Biomasse stellen dabei *a priori* noch keine unerwünschten Effekte dar, da sie nicht unbedingt negative Folgen für das Ökosystem nach sich ziehen. Wird die in der Primärproduktion aufgebaute Biomasse an eine höhere trophische Ebene transferiert, kann dies ein verstärktes Wachstum von kommerziell genutzten Fischbeständen und anderen marinen Nutztieren zur Folge haben und somit einen positiven Effekt darstellen. Ist der Transfer jedoch unterbrochen, kann es zur Akkumulation organischen Materials kommen. Außergewöhnliche Planktonblüten (HBB) stellen solch einen Biomassestau dar. In diesen Fällen sind unzureichend "Grazer", d.h. herbivore Konsumenten vorhanden, sodass die Biomasseansammlung zu unerwünschten negativen Effekten, wie beispielsweise Sauerstoffmangel infolge des beschleunigten Abbaus organischen Materials, führen kann. Daher ist für die Beurteilung des Eutrophierungszustandes eines Meeresgebietes von Bedeutung, die Primärproduktion in Relation zu seiner Aufnahmekapazität für organischen Kohlenstoff zu sehen.

"Problem Areas" – Problemgebiete

Problemgebiete im Hinblick auf die Eutrophierung sind nach OSPAR ausschließlich die Zonen, in denen zusätzlich zu hohen Nährstoffkonzentrationen unerwünschte Effekte beobachtet werden. Dieses gilt jedoch nur für Effekte, welche mit hoher Wahrscheinlichkeit auf einen anthropogen verursachten Eutrophierungsprozess zurückzuführen sind. Für die Deutsche Bucht sind dies insbesondere die aufgrund des hohen anthropogenen Nährstoffanteils entstehenden Massenentwicklungen des Phytoplanktons, saisonaler Sauerstoffmangel im bodennahen Wasserkörper und demzufolge Massensterben von Benthosorganismen. Diese Ereignisse sind von bestimmten meteorologischen, hydrodynamischen und biologischen Bedingungen abhängig und treten unregelmäßig in der Deutschen Bucht auf. Sie wurden jedoch seit den ersten Befunden zu Beginn der 1980er Jahre immer wieder beobachtet. Im Wattenmeer treten zu den genannten Phänomenen noch weitere Eutrophierungseffekte, wie z.B. Massenentwicklungen von Makrophyten und das damit in Verbindung gebrachte Auftreten sogenannter „Schwarzer Flecken“ auf den Wattflächen.

⁴ REDFIELD *et al.* (1963) fanden im Jahre 1934, dass in einer Phytoplanktongemeinschaft das durchschnittliche stöchiometrische Verhältnis der intrazellulären Konzentrationen an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor relativ einheitlich bei C:N:P = 106:16:1 liegt und annähernd der Zusammensetzung des umgebenden Mediums, dem Meerwasser, entspricht. Das Verhältnis gilt jedoch nur für nicht nährstofflimitiertes Phytoplankton und kann daher, je nach Nährstoffverfügbarkeit, variieren. Zudem können sich in Küstengewässern Anpassungen an das vorherrschende N:P-Verhältnis ergeben.

Die bei OSPAR erarbeitete "Checklist" für die Eutrophierungsbewertung dient in Form der Klassifizierungstabelle (Tab. 1.1, S. 10) im Weiteren als Rahmen für die vorliegende Untersuchung. Anhand der OSPAR-Einteilung in verursachende und unterstützende Faktoren sowie in direkte und indirekte Eutrophierungseffekte sollen Eutrophierungstendenzen in der Deutschen Bucht aufgezeigt und der *Status quo* der Eutrophierung in diesem Meeresgebiet diskutiert werden.

2. Material und Methoden

2.1 Ausgewertete Zeitreihen und Untersuchungen

In die vorliegende Untersuchung fließen Daten verschiedener Zeitreihen ein, die entweder aus eigenen Messungen stammen, wie im Falle der Büsumer Zeitreihe, oder freundlicherweise von anderen Instituten zur Verfügung gestellt wurden. Eine Übersicht der Terminationen in der inneren Deutschen Bucht ist in Abb. 2.1 gegeben.⁵ Die zur Verfügung stehenden Rohdaten werden elektronisch verarbeitet, statistisch ausgewertet und Grafiken und Tabellen erstellt. Besonderes Augenmerk wird dabei gelegt auf die Datenreihen der Elbe und Weser als Eintragsquellen für Nährstoffe sowie auf die Messreihen bei Büsum und Helgoland als Stationen für die Langzeitbeobachtung im Küstenwasser. Zusätzlich fließt eine Anzahl weiterer Zeitreihen zur Überprüfung von Eutrophierungseffekten und zur Abschätzung der Bedeutung weiterer Faktoren für die Eutrophierung der Deutschen Bucht in die Betrachtung ein. Anhand der Büsumer Termination wird eingehender auf die Laboranalytik eingegangen und auf die entsprechenden Methoden verwiesen. Im Allgemeinen werden an den übrigen Beprobungsstandorten weitgehend ähnliche analytische Verfahren angewandt.

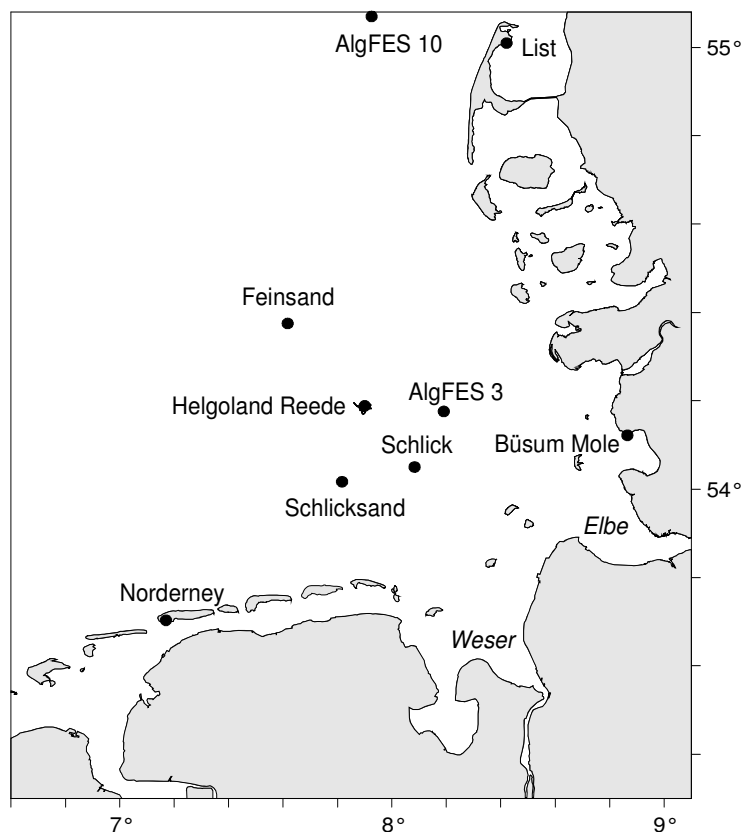


Abb. 2.1: Terminationen der in der Untersuchung berücksichtigten Zeitreihen aus der Deutschen Bucht (analytierte Parameter s. Kap. 2.1.1-2.1.12)

⁵ Die Messstationen in Hamburg, Bremen, Potsdam, Reykjavik und Gibraltar sind in der Übersichtskarte nicht enthalten.

2.1.1 Nährstoffe in der Elbe

Die ARGE Elbe betreibt seit 1978 ein umfangreiches Messprogramm an mehreren Stationen im Flusslauf. Neben den Gehalten an gelösten anorganischen Nährstoffen (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 , Si) wird u.a. auch Gesamt-Stickstoff (TN) und Gesamt-Phosphor (TP) gemessen. Die Probennahme erfolgt wöchentlich bzw. seit 1992 alle zwei Wochen. Es liegen Nährstoffdaten der Station Seemannshöft in Hamburg (Stromkilometer 628,8) sowie Abflussdaten des Pegels Neu Darchau (km 536,2) von 1982-2005 vor. Der Pegel Neu Darchau ist der unterste stau- und tideunabhängige Pegel der Elbe. Da er sich jedoch etwa 93 km flussaufwärts von Seemannshöft befindet, und auf diesem Weg weitere Zuflüsse erfolgen, wird für die Ermittlung der Nährstofffrachten der Abfluss mittels eines Faktors (1,077) korrigiert.

2.1.2 Nährstoffe in der Weser

In der Weser wird von der FGG Weser seit 1979 ein Messprogramm unterhalten, das im 2-wöchentlichen Abstand an verschiedenen Stationen im Fluss die Nährstoffkonzentrationen erfasst. Zur vergleichenden Analyse mit den Einträgen der Elbe werden Daten der Station Hemelingen in Bremen von 1979-2007 herangezogen. Neben den gelösten anorganischen Nährstoffen (NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4) wird auch der Gesamt-Phosphorgehalt (TP) der Wasserprobe bestimmt. Der Gesamt-Stickstoffgehalt (TN) wird hingegen erst seit 2001 erfasst und ist daher für Trendbetrachtungen noch wenig geeignet.

2.1.3 Nährstoffe, Licht und Phytoplankton bei Büsum

Seit 1991 werden vom Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel an der Büsumer Ostmole (Abb. 2.2) oberflächennahe Wasserproben analysiert. Die Beprobung erfolgt in der Wachstumsperiode (Apr.-Sept.) wöchentlich und im Winterhalbjahr (Okt.-März) alle zwei Wochen. Sie findet zum jeweiligen Hochwasserzeitpunkt statt, um den Gezeiteneinfluss zu minimieren und somit für vergleichbare Probennahmesituationen zu sorgen. Die Probennahme erfolgt vom östlichen Molenkopf des Vorhafens mittels einer Pütz und anschließendes Umfüllen in Polyethylenflaschen zur weiteren Bearbeitung im Labor. Vorort wird jedoch zuvor die Wassertemperatur gemessen und die Sichttiefe mit einer SECCHI-Scheibe bestimmt. Zudem werden Lufttemperatur, Windrichtung und Windgeschwindigkeit aufgezeichnet. Nach Überführung der Probe ins Labor wird deren Salzgehalt mittels einer Leitfähigkeitssonde (LF 191, WTW Wissenschaftlich-Technische-Werkstätten GmbH) gemessen. Unterproben des insgesamt etwa vier Liter umfassenden Probenvolumens werden durch Glasfaserfilter (GF/C und GF/F, WHATMAN Ltd.) filtriert und für die weitere Analyse präpariert. Die Chlorophyll-*a*-Analytik (GF/C) erfolgt photometrisch nach der Methode von LORENZEN (1967) und seit 1995 zusätzlich mittels HPLC (GF/F) nach einer von BARLOW *et al.* (1990) modifizierten Methodik von MANTOURA & LLEWELLYN (1983). Im chromatographischen Verfahren werden neben den Chlorophyllen *a*, *b* und *c* weitere akzessorische Pigmente, wie z.B. β -Carotin, Fucoxanthin und Diadinoxanthin, aber auch Abbauprodukte wie Phaeophytin und Chlorophyllid-*a*, quantitativ erfasst. Die Ermittlung der Sestonkonzentration erfolgt gravimetrisch mittels vorverglühter und vorgewogener GF/C-Filter, welche nach Filtration eines definierten Probenvolumens und Trocknung der Probe (2 Stunden bei 60°C) erneut gewogen werden.

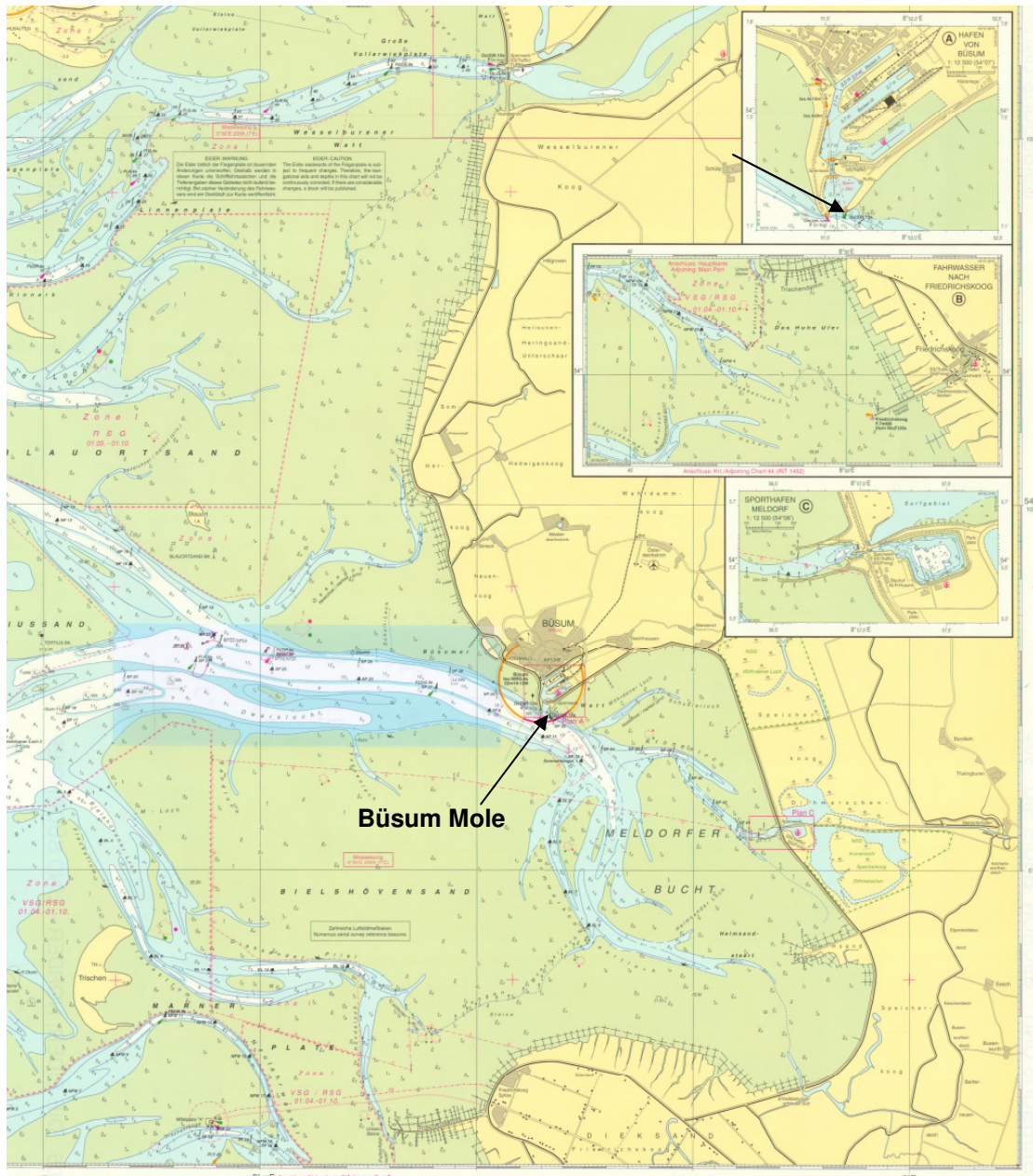


Abb. 2.2: Meldorfer Bucht mit dem Prielsystem der Piep und Probenahmestelle der Terminstation Buisum auf der Ostmole des Vorhafens (Copyright erteilt: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (Hrsg.): Die Eider, Norder- und Süderpiep. Veränderter Ausschnitt der amtlichen Seekarte D105, 1: 50.000, 15. Ausgabe 1995)

Um den Glühverlustanteil als Maß für den organischen Kohlenstoff des Sestons zu bestimmen, werden die Filter erneut stark erhitzt (2 Stunden bei 550°C) und nochmals gewogen. Aus dem Filtrat werden die gelösten anorganischen Nährstoffkomponenten Ammonium (NH₄), Nitrit (NO₂) und Nitrat (NO₃), ortho-Phosphat (PO₄) und Silikat (Si)⁶ bestimmt. Zusätzlich wird seit Oktober 2001 summarisch der Gehalt an gelösten organischem Stickstoff (DON) und Phosphor (DOP) bestimmt. Die chemische Analyse der verschiedenen Parameter erfolgt nach den bei GRASSHOFF *et al.* (1999) beschriebenen Methoden, ist jedoch für Nitrat nach PARSONS *et al.* (1984) modifiziert.

⁶ Es liegen Silikatdaten verschiedener Zeitreihen als SiO₄, SiO₂ und SiOH vor. Um eine einheitliche Nomenklatur zu verwenden, wird das Kürzel des Siliziumanteils (Si) der Verbindung verwendet, da sich die unterschiedlichen Analysen einheitlich auf dieses Element des jeweiligen Moleküls beziehen.

Berechnung des Lichtangebotes

Die Globalstrahlungsmesswerte der DWD-Stationen List und Norderney (Kap. 2.1.7) dienen als Ausgangsbasis zur Ermittlung des Lichtangebotes bei Büsum. Um ausgewogene Einstrahlungswerte zu erhalten, werden die Messdaten der beiden Stationen gemittelt und im Anschluss ein 3-Tagesmittelwert um den jeweiligen Probenahmetag an der Büsumer Mole gebildet. Nach Abzug von 45 % Reflexionsverlusten an der Wasseroberfläche (KIRK, 1994) steht der Einstrahlungswert (I_0) zur Berechnung des mittleren Lichtangebotes in der Wassersäule (I_D) nach LALLI & PARSONS (1993) zur Verfügung. Das Strahlungsspektrum liegt dabei überwiegend im photosynthetisch nutzbaren PAR-Bereich zwischen 400-700 nm. Zur Ermittlung der Lichtabschwächung im Wasser wird die SECCHI-Sichttiefe herangezogen. Anhand der SECCHI-Sichttiefe lässt sich über eine empirische Formel die Tiefe der euphotischen Zone bestimmen. HØJERSLEV (1978, 1986) gibt z.B. einen Faktor von etwa 2 für die Umrechnung der SECCHI-Sichttiefe in die Tiefe der euphotischen Zone an. Für die Küstengewässer an Schleswig-Holsteins Nordseeküste wurde ein ähnlicher Wert ermittelt und in eine Funktion (Gl. 2.1) eingebettet. Die Gleichung ist für den Wertebereich 0,2-2,6 m der SECCHI-Sichttiefe anwendbar (LADWIG, 1997 a; b).⁷

Gl. 2.1:

$$EZD = 2,6 \cdot SD + 0,9$$

EZD = Tiefe der euphotischen Zone [m]

SD = SECCHI-Sichttiefe [m]

Demnach ergibt eine SECCHI-Sichttiefe von 0,2 m eine Tiefe der euphotischen Zone von 1,4 m und eine Sichttiefe von 2,6 m eine euphotische Zone von 7,7 m. Mittels der Tiefe der euphotischen Zone kann der Attenuationskoeffizient berechnet werden (Gl. 2.2).

Gl. 2.2:

$$k = \frac{\ln(100)}{EZD}$$

k = Attenuationskoeffizient [m^{-1}]

EZD = Tiefe der euphotischen Zone [m]

Da die Wattenmeergewässer aufgrund ihrer relativ geringen Tiefe und der Gezeitenwirkung gut durchmischt sind, kann davon ausgegangen werden, dass der Attenuationskoeffizient vertikal konstant ist. Anhand des Attenuationskoeffizienten, der Sonneneinstrahlung und der Wassertiefe kann das mittlere Lichtangebot in der Wassersäule kalkuliert werden (Gl. 2.3).

Gl. 2.3:

$$I_D = \frac{I_0}{k \cdot D} \cdot (1 - e^{-k \cdot D})$$

⁷ Es wurden 34 Vergleichsmessungen einer SECCHI-Scheibe mit einem PAR-Quantummeter (LI-COR, Inc.) zur Ermittlung der Tiefe der euphotischen Zone im Wattenmeer durchgeführt und für die Umrechnungsfunktion (Gl. 2.1) eine Korrelation von $r = 0,91$ bei einer Standardabweichung von 0,75 m ermittelt.

I_D = mittlere Lichtintensität in der Wassersäule [$\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$]
 I_0 = Einstrahlung unterhalb der Wasseroberfläche [$\mu\text{E}/\text{m}^2\cdot\text{s}$]
 k = Attenuationskoeffizient [m^{-1}]
 D = mittlere Wassertiefe [m]

Für die Gewässer bei Büsum wird in den Berechnungen von einer durchschnittlichen Wassertiefe von 3 m ausgegangen (TILLMANN *et al.*, 2000).

2.1.4 Nährstoffe und Phytoplankton bei Helgoland

Die Biologische Anstalt Helgoland (BAH), heute dem Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung (AWI) zugehörig, betreibt seit 1962 eine planktologische Messreihe auf der Helgoländer Reede zwischen Felseninsel und Düne. Werktägig werden Wasserproben von der Oberfläche genommen, die Temperatur gemessen und der Salzgehalt bestimmt. Filtrierte Unterproben werden auf die gelösten anorganischen Nährstoffe NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 und Si untersucht. Darüber hinaus werden die Phytoplanktonbestände mittels Mikroskopie bestimmt und über das stereometrische Verfahren der Zellvolumenbestimmung mit Umrechnungsfaktoren der Kohlenstoffgehalt berechnet.

2.1.5 Nordatlantische Oszillation

Zur Abschätzung der Bedeutung überregionaler meteorologischer Steuerungsparameter für die Eutrophierungssituation in der Deutschen Bucht werden Daten der Nordatlantischen Oszillation (NAO) der Climate Research Unit (CRU) der University of East Anglia in Großbritannien herangezogen. Die Nordatlantische Oszillation gibt Aufschluss über die Windverhältnisse über dem Nordatlantik, welche u.a. die Meeresströmungen wie auch das Wettergeschehen beeinflussen können. Der NAO-Index (NAOi) ist nicht eindeutig definiert, basiert aber i.d.R. auf der Messung von Luftdruckunterschieden zwischen Island und den Azoren bzw. Gibraltar. In der Literatur werden demnach verschiedene NAO-Indizes beschrieben. Der in der vorliegenden Untersuchung verwendete Index geht auf die von HURRELL (1995) angewandte Methode zurück und bezieht für die Berechnung des Winterindex der NAO die Monate Dezember bis März ein. Die ausgewertete Zeitreihe von 1823-2007 beruht dabei auf einer Zusammenstellung von JONES *et al.* (1997), ergänzt durch neuere Daten von OSBORN (2004; 2006). Für die Berechnungen wurde von den Autoren neben den meteorologischen Daten der Station Reykjavik (Island) die Gibraltar-Zeitreihe herangezogen, da diese weiter als die der Azoren-Station Ponta Delgada zurückreicht. Die Luftdruckmessungen werden dabei zunächst auf Meereshöhe bezogen und Monatsmittelwerte gebildet. Über die Subtraktion des langjährigen Mittelwertes der Periode 1951-80 wird der Bezug zu einem Referenzzeitraum hergestellt und somit eine Betrachtung der Anomalie möglich. In einem weiteren Schritt werden die einzelnen Monatsmittelwerte normalisiert, d.h. jeder Monatsmittelwert wird durch die Standardabweichung der Referenzperiode dividiert. Anschließend wird die Differenz zwischen den beiden Messreihen auf Island und Gibraltar gebildet und ein Wintermittelwert (Dez.-März) berechnet. Der durch diese Prozedur erstellte Index ist dimensionslos.

2.1.6 Niederschlag bei Potsdam

Zur Überprüfung der Bedeutung von veränderlichen Niederschlägen für den Abfluss und somit die Nährstofffracht der Flüsse werden von der sogenannten Säkularstation auf dem Telegrafenberg bei Potsdam Niederschlagsdaten ausgewertet. Die meteorologische Station des Potsdam-Institutes für Klimafolgenforschung (PIK) liegt im Einzugsgebiet der Havel, einem Zufluss der Elbe und bietet den Vorteil einer weit zurückreichenden Messreihe. Seit 1893 werden hier dreimal täglich für den Deutschen Wetterdienst (DWD) eine Reihe von meteorologischen Messungen mit unveränderter Messtechnik durchgeführt. Zur Auswertung liegen Niederschlagsdaten von 1893-2006 vor.

2.1.7 Globalstrahlung in List und Norderney

Die zur Verfügung stehende Sonnenenergie ist für phototrophe pelagische und benthische Primärproduzenten essenziell. Zur Auswertung liegen die Aufzeichnungen der DWD-Stationen List auf Sylt und Norderney von 1991-2007 als Tagessummen der Globalstrahlung in Joule/cm^2 vor. Da die Nutzung des Lichtangebotes für die Photosynthese von der eingestrahlten Photonenmenge abhängt, erfolgt eine pragmatische Umrechnung der gemessenen Energieeinheit Joule auf die Quanteneinheit Mol Photonen bzw. Einstein (Gl. 2.4). Die Umrechnung ist jedoch wellenlängenabhängig. Da keine spektrale Auflösung der Daten vorliegt, wird hier die Berechnung auf eine mittlere Wellenlänge von 550 nm bezogen. Nach LALLI & PARSONS (1993) ergibt sich für die Umrechnung bei dieser Wellenlänge:

Gl. 2.4:

$$1 \text{ Joule}/\text{m}^2\cdot\text{s} = 1 \text{ Watt}/\text{m}^2 \sim 4,17 \mu\text{mol Photonen}/\text{m}^2\cdot\text{s} = 4,17 \mu\text{Einstein}/\text{m}^2\cdot\text{s}$$

2.1.8 Phytoplankton bei Norderney

Vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) wurden wöchentliche Chlorophyll-*a*-Daten der Terminstation Norderney zwischen 1985 und 2000 zur Verfügung gestellt. Die ermittelten Chlorophyll-*a*-Gehalte beruhen auf Messungen des Gesamt-Chlorophyll-*a*-Konzentration nach STRICKLAND & PARSONS (1968). Da mit dieser Methode nicht zwischen aktivem Chlorophyll und seinen Abbauprodukten wie Phaeophytin unterschieden wird, kann in den Angaben jeweils ein variabler Anteil inaktiven Chlorophylls enthalten sein.

2.1.9 Algenfrüherkennung in den Küstengewässern

Das schleswig-holsteinische Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) betreibt seit 1989 ein Überwachungsprogramm zur Algenfrüherkennung in den Küstengewässern des Landes (AlgFES). Aus dem Programm liegen Chlorophyll-*a*-Zeitreihen von zwei Stationen zwischen 1990-2000 vor. Die Station 3 befindet sich rund 7 Seemeilen östlich von Helgoland, Station 10 liegt etwa 16 Seemeilen westlich von Sylt (Abb. 2.3). Die Messreihen basieren auf Beprobungen die im 14-tägigen Turnus zwischen März und Oktober mit einem Helikopter durchgeführt werden.

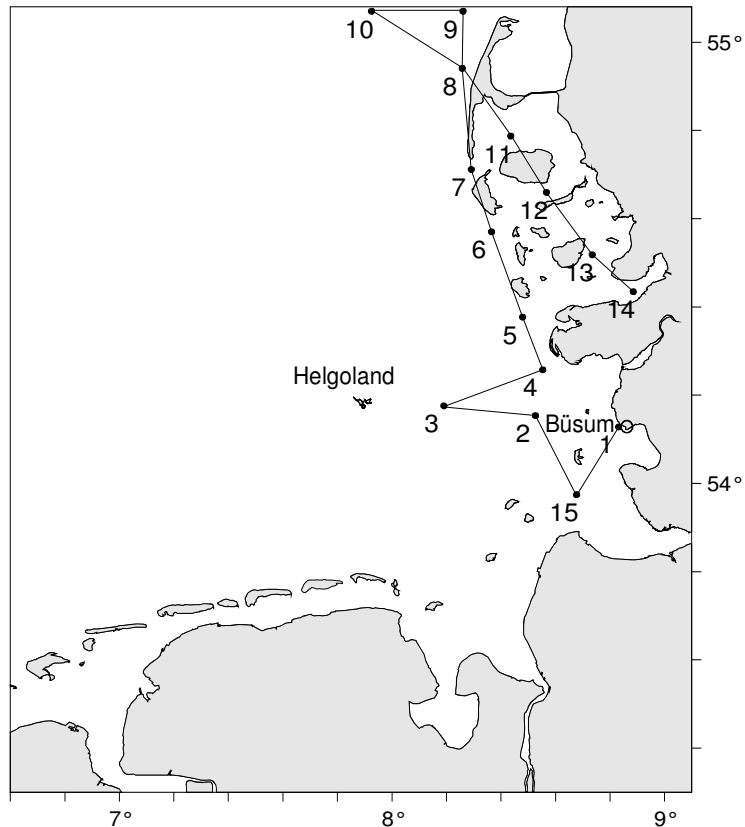


Abb. 2.3: Stationsraster des Algenfrüherkennungssystems AlgFES des Landes Schleswig-Holstein (verändert nach GÖBEL, 1991)

2.1.10 Grünalgen und Seegräser im Wattenmeer

Für die Untersuchung von Eutrophierungseffekten im Makrophytobenthos wurden die Ergebnisse von REISE (2006) über die Ausbreitung von Grünalgen und die Entwicklung der Seegrasbestände im schleswig-holsteinischen Wattenmeer herangezogen. In dieser Untersuchung wurden Daten der Grünalgenbedeckung von 1995-2006 sowie der Seegrasflächen von 1978-2006 analysiert. Die Grünalgenbedeckung bezieht sich dabei ausschließlich auf Eulitoralflächen, da der sublitorale Bewuchs in den Prielen des Wattenmeeres durch Befliegungen nicht erfasst werden kann. In die Flächenaufnahme der Seegrasbestände flossen nur Areale ein, die einen Bewuchs von mindestens 20 % mit Seegräsern aufweisen konnten.

2.1.11 Makrozoobenthos in der Deutschen Bucht

In der Deutschen Bucht gibt es einige Zeitreihen, die sich der Entwicklung der Makrozoobenthos-Gemeinschaften widmen. Seit 1969 werden fast jedes Jahr Beprobungen an mehreren Standorten mit unterschiedlichen Substraten in der Deutschen Bucht durchgeführt (u.a. RACHOR, 1990; SCHRÖDER, 2003). Zwei dieser Stationen mit Schlicksand und Schlicksedimenten befinden sich südlich bzw. südöstlich Helgolands in der inneren Deutschen Bucht, eine Station mit feinsandigem Substrat nordwestlich der Insel (Abb. 2.1, S. 13). Eine weitere Zeitreihe wurde nördlich von Norderney eingerichtet (KRÖNCKE *et al.*, 1997, 1998). Darüber hinaus können Einzeluntersuchungen aus verschiedenen Jahren miteinander verglichen werden. Erste quantitative Untersuchungen

über die Verteilung der Zoobenthos-Gemeinschaften in der Deutschen Bucht wurden von HAGMEIER (1925) in den Jahren 1923/24 gemacht. Später wurden weitere umfassende Studien zum Makrozoobenthos durchgeführt, so von STRIPP (1969) im Jahre 1966, SALZWEDEL *et al.* (1985) in 1975, BÜSSELBERG (1984) und RACHOR (unveröffentlicht) in 1984, THATJE & GERDES (1997) in 1995 und RACHOR (unveröffentlicht) in 2000. Weiterhin gibt es eine Reihe von Einzeluntersuchungen aus dem östlichen Teil der Deutschen Bucht, wie beispielsweise von DÖRJES (1968) und ZIEGELMEIER (1978). Ergebnisse der verschiedenen Studien werden in die vorliegende Untersuchung eingebunden.

2.1.12 Sauerstoffmangelgebiete

Es fließen Untersuchungsergebnisse und Studien über Sauerstoffmangelgebiete in der Deutschen Bucht und angrenzender Gewässer von zahlreichen Autoren ein. Dieses sind vor allem die Arbeiten von RACHOR (1980; 1982), DETHLEFSEN & v. WESTERNHAGEN (1983), RACHOR & ALBRECHT (1983), v. WESTERNHAGEN *et al.* (1986), GERLACH (1990), NIERMANN (1990) und v. BEUSEKOM *et al.* (2003). Das Material wird zusammenfassend kartografisch dargestellt und bewertet, um einen Überblick über die zeitliche Abfolge und die räumliche Ausdehnung des betroffenen Seegebietes zu erhalten.

2.2 Statistische Datenanalyse

Zunächst werden die vorliegenden Zeitreihen in Originalform und -länge in den jeweiligen Abschnitten behandelt, um einen Überblick über die Gesamtentwicklung der Messreihen zu erhalten und realitätsnah Extremwerte benennen zu können. Da die Datensätze der verschiedenen Zeitreihen jedoch unterschiedliche Beprobungsfrequenzen aufweisen, werden für einen direkten Vergleich und zur Prüfung auf Normalverteilung äquidistante Messwerte in Form von arithmetischen Monatsmitteln erzeugt. Die Mittelwertbildung für alle Zeitreihen setzt mit dem Beginn der Büsumer Datenerfassung (Kap. 2.1.3, S. 14ff) im Jahre 1991 ein und läuft bis 2005 fort. Eine Ausnahme bildet die Messreihe bei Helgoland, da die Daten nur bis 2004, teilweise nur bis 1997, zur Verfügung stehen. Aus dem umfangreichen Datenmaterial lassen sich somit für die meisten Zeitreihen etwa 180 Werte pro Parameter gewinnen. Insgesamt fließen über 9.000 Monatsmittelwerte von 55 gemessenen und berechneten Parametern der Zeitreihen in die Untersuchung ein. Eine Vielzahl statistischer Analysen basiert auf parametrischen Verfahren die eine Normalverteilung der Merkmale voraussetzt. Bei metrischen Daten wird diese jedoch selten beobachtet, sodass eine Überprüfung auf die Anwendbarkeit der Verfahren empfehlenswert ist.⁸ Nach LOZÁN & KAUSCH (2007) können parametrische Verfahren verwendet werden, sobald der Zentrale Grenzwertsatz (ZGS) zutrifft. Der ZGS postuliert, dass die Mittelwerte mehrerer Stichprobenziehungen zur Normalverteilung neigen, auch wenn die Grundgesamtheit nicht normalverteilt ist. Dabei ist eine ausreichend große Stichprobe Bedingung für diese „Normalapproximation“. KÖHLER *et al.* (1996) sehen

⁸ Im Vorfeld der Untersuchung wurde eine Prüfung der Rohdaten auf Normalverteilung durchgeführt. Bei den Analysen zeigte sich anhand verschiedener Prüfverfahren, dass häufig von der Glockenform abweichende Verteilungen vorlagen und dass die Messreihen sich nur bedingt zur Normalverteilung transformieren ließen. Da die Datensätze jedoch auch auf Basis von Monatsmittelwerten noch umfangreiche Grundgesamtheiten besitzen, können ausreichend große Stichproben gezogen werden und deren Mittelwertstreuung im Sinne des Zentralen Grenzwertsatzes untersucht werden.

einen Stichprobenumfang von $n = 30$ als geeignet an, um den ZGS anzuwenden. Daher werden in der vorliegenden Untersuchung pro Parameter 30 Ziehungen mit einem jeweiligen Stichprobenumfang von 30 aus den Datensätzen extrahiert und ein Mittelwert pro Ziehung gebildet. Zur Überprüfung des ZGS kann die Streuung der Mittelwerte in Relation gesetzt werden zur Streuung der Grundgesamtheit (Gl. 2.5). Dabei sollten die ermittelten Streuungen einander näherungsweise entsprechen.

Gl. 2.5:

$$S(\bar{x}) \cong \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$$

$S(\bar{x})$ = Standardabweichung der Mittelwerte aus den Stichprobenziehungen

σ = Standardabweichung der Grundgesamtheit (Monatsmittelwerte)

n = Stichprobenumfang

Die Ziehungen erfolgen unter Zuhilfenahme von EXCEL (MICROSOFT Corp., Office 2003) nach dem Zufallsprinzip. Die Prüfung der Datensätze auf die Anwendbarkeit parametrischer Verfahren mittels des ZGS ergibt demnach für alle Mittelwertstreuungen aus den Stichprobenziehungen nur relativ geringe Abweichungen im Vergleich zu den Streuungen der Grundgesamtheit (Tab. I, Anhang). Damit lassen sich parametrische Verfahren auf die vorliegenden Datenreihen anwenden.

Nach Prüfung auf Normalverteilung der Mittelwerte werden mit der Software STATISTICA (STATSOFT Inc., 1997) die Korrelationen der einzelnen Parameter untereinander anhand des Maßkorrelationskoeffizienten von PEARSON ermittelt und eine Korrelationsmatrix⁹ erstellt (Tab. II, Anhang) deren bedeutendste Ergebnisse in den zugehörigen Abschnitten erläutert werden. Die Signifikanzen der ermittelten Korrelationen werden mit den Tabellenwerten von SACHS (1992) überprüft. In einigen Fällen wird ein statistisch signifikanter Zusammenhang zusätzlich durch eine Trendlinie verdeutlicht, welche über eine Regressionsanalyse in Excel berechnet wird. Zudem wird ein t-Test angewendet (KÖHLER *et al.*, 1996). Für den Trendvergleich von Flusseintragsdaten werden für drei Perioden über fünf Jahre arithmetische Mittelwerte gebildet, um den Einfluss von Abflussschwankungen auf die Nährstofffrachten zu minimieren. Es sind dieses die Zeiträume 1983-87, 1993-97 und 2001-05.

⁹ In der Korrelationsmatrix werden methodisch bedingt alle Parameter miteinander korreliert, ohne den Anspruch auf einen Kausalzusammenhang erheben zu wollen.

3. Ergebnisse

3.1 Hintergrundkonzentrationen

Pflanzennährstoffe können in Gewässern auch natürlichen Ursprungs sein. Daher ist für eine Betrachtung von anthropogen bedingten Eutrophierungstendenzen die Ermittlung natürlicher Hintergrundwerte relevant. Die natürliche Nährstoffbelastung unterscheidet sich chemisch jedoch nicht vom anthropogenen Anteil. Überdies liegen keine Untersuchungen vor, die weit genug in der Geschichte zurückreichen, als dass man von anthropogen unbeeinflussten Werten ausgehen könnte (BILLEN *et al.*, 1999). In Ermangelung geeigneter Daten für natürliche Hintergrundwerte eines bestimmten Seegebietes greift man daher u.a. auf Messungen räumlich entfernter, anthropogen weitgehend unbeeinflusster Gebiete zurück, die dann als räumliche Hintergrundkonzentrationen verwendet werden.

Tab. 3.1: Hintergrundkonzentrationen und historische Messwerte für verschiedene Stickstoff- und Phosphorkomponenten (verändert nach BROCKMANN *et al.*, 2002; OSPAR, 2005)

	PSU	DIN	NO3	TP	PO4
	[-]	[μM]	[μM]	[μM]	[μM]
Deutsches Wattenmeer im Winter					
(OSPAR, 2005)	29-32	10-20			0,5-0,6
Deutsche Nordseegewässer im Winter					
(OSPAR, 2005)	> 34,5	8-9			0,6
(OSPAR, 2005)	< 34,5	9-16			0,5-0,6
Deutsche Bucht (historische Messungen)					
Februar 1904 (BRANDT, 1927)		15,7	10,6		
Februar 1936 (KALLE, 1937)	32,8			0,8	0,5

BROCKMANN *et al.* (2002) geben eine Übersicht, die um neuere Angaben aus OSPAR (2005) ergänzt wurde (Tab. 3.1). Für die deutschen Nordseegewässer werden demnach bei Salzgehalten von über 34,5 von OSPAR (2005) 8-9 μM DIN und 0,6 μM PO_4 als Hintergrundwerte im Winter angesehen. Bei Salzgehalten kleiner 34,5 wird ein Bereich von 9-16 μM DIN und 0,5-0,6 μM PO_4 angegeben. BRANDT (1927) führt einen Nitratgehalt von 10,6 μM NO_3 und einen Ammoniakgehalt von 5,1 μM NH_3 für die offene Deutsche Bucht bei 54,7° nördlicher Breite und 6,0° östlicher Länge im Februar 1904 an, kann jedoch keine Angaben zum Salzgehalt machen. Bei Vernachlässigung der üblicherweise geringen Nitritmengen ergibt sich daraus ein Gehalt an gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen im Winter von 15,7 μM DIN. KALLE (1937) misst an der Kabeltonne auf der Helgoländer Reede im Februar 1936 bei einem Salzgehalt von 32,8 einen Gesamt-Phosphorgehalt von 0,8 μM , von denen 0,5 μM auf PO_4 zurückgehen.

Für das Wattenmeer ist u.a. aufgrund der komplexen Dynamik des Systems und der Wechselwirkungen zwischen Land und Meer die Angabe von natürlichen Hintergrundwerten schwierig, sodass man bei OSPAR (2005) für die deutschen Wattgewässer lediglich einen Wertebereich vorfindet. Bei einem winterlichen Salzgehalt von 29-32 können demnach 10-20 μM DIN und 0,5-0,6 μM PO_4 der gemessenen Nährstoffgehalte auf die Hintergrundkonzentration zurückgeführt werden. Die Zielvorgabe bei OSPAR ist dabei, dass die gemessenen Winterkonzentrationen gelöster anorganischer Nährstoffe bis zum Jahre 2010 die Hintergrundwerte um nicht mehr als 50 % übersteigen.

3.2 Verursachende Faktoren

Nährstoffe können auf verschiedenen Wegen in die Küstengewässer gelangen. Flüsse stellen dabei das Haupttransportmedium. Ihr Abfluss bestimmt im Wesentlichen die eingeleitete Menge an Nährstoffen. In die Deutsche Bucht münden mit der Elbe, Weser, Ems und Eider vier größere Ströme, deren unterschiedliche Bedeutung anhand der Abflussmengen von etwa 20:9:2,5:1 deutlich wird (BROCKMANN *et al.*, 2002). Somit sind Elbe und Weser die bedeutendsten Nährstofflieferanten für den Nährstoffeintrag in diesem Gebiet. Neben den Flussfrachten sind interne Quellen- und Senkenprozesse in den Küstengewässern von Bedeutung für die *in situ* Nährstoffkonzentrationen. Vor allem das Phytoplankton nimmt dabei gelöste anorganische und zum Teil auch organische Nährstoffverbindungen auf und senkt somit die Konzentration im Wasser. Das abgestorbene partikuläre organische Material kann nach Sedimentation und Remineralisierung wiederum das Nährstoffangebot am Meeresboden erhöhen. Desweiteren können Ferntransporte von Nährstoffen aus der südlichen Nordsee in die Deutsche Bucht gelangen. Vor allem die Flussfrachten des Rheins werden infolge des allgemeinen Strömungsmusters mit dem Küstenlängstransport bis in die Deutsche Bucht verfrachtet. Zudem finden auch direkte atmosphärische Einträge statt. In einer küstennahen Station im südlichen Jütland wurde zwischen 1955 und 1979 eine dreifache Zunahme der Stickstoffdeposition festgestellt (GERLACH, 1990). Die NORTH SEA TASK FORCE (1993) beziffert im Quality Status Report für die Nordsee den Anteil atmosphärischer Einträge am gesamten Eintrag aus landbürtigen Quellen auf 30 %. Ebenso führen BEDDIG *et al.* (1997) für die Deutsche Bucht einen Anteil atmosphärischer Einträge von 30 % an. SCHLÜNZEN (1994) berechnet für das Wattenmeer aufgrund der vergleichsweise größeren Bedeutung der Flusseinträge für diese Gewässer einen atmosphärischen Stickstoffeintrag von etwa 5 % am Gesamteintrag. Berechnungen von V. BENNEKOM & WETSTEIJN (1990) haben ergeben, dass der Anteil atmosphärischer Deposition in der südlichen Nordsee etwa 10 % der Zufuhr durch die Flüsse beträgt. Aufgrund der überwiegenden Bedeutung der Flüsse beschränkt sich die vorliegende Untersuchung daher auf diese Einträge.

Zunächst werden die Nährstoffeinträge in die Flusseinzugsgebiete am Beispiel der Elbe erläutert. Grundlage hierfür bilden Untersuchungen von BEHRENDT *et al.* (1999) über die Nährstoffbilanzierung von Flussgebieten in Deutschland. Daran anschließend wird die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen und -frachten in den Flüssen Elbe und Weser dargelegt, bevor schließlich die Eutrophierungstendenzen in der Deutschen Bucht analysiert werden. Im Hinblick auf die anthropogene Eutrophierung sind vor allem anorganische Stickstoff- und Phosphorverbindungen von Bedeutung. Dabei handelt es sich um Ammonium (NH_4), Nitrit (NO_2), Nitrat (NO_3) und Phosphat (PO_4). Als weiterer gelöster anorganischer Pflanzennährstoff ist Silikat (Si) einzubeziehen. Besonders Diatomeen benötigen zusätzlich zu den gelösten anorganischen Stickstoff- und Phosphorkomponenten Silikat zum Aufbau der Kieselskelettstruktur ihrer Zelle. Der Silikateintrag ins aquatische Milieu wird durch natürliche Prozesse der Gesteinsverwitterung gesteuert, ist also überwiegend anthropogen unbeeinflusst. Die Silikatkonzentration bestimmt jedoch den Verlauf der Frühjahrsblüte der Diatomeen und somit die nach der Algenblüte verbleibenden Mengen an gelöstem Stickstoff und Phosphor. Folglich wird auch Silikat in die Betrachtungen über Eutrophierungstendenzen einbezogen.

An dieser Stelle sei erwähnt, dass nicht nur anorganische Stickstoff- und Phosphorkomponenten für die Eutrophierung der Deutschen Bucht von Bedeutung sind. Zusätzlich gelangen auch gelöste organische Verbindungen des Stickstoffs (DON) und Phosphors (DOP) in die Küstengewässer. Diese Verbindungen sind teils anthropogenen Ursprungs und können von einem Großteil der Algen aufgenommen werden. Es stehen jedoch nur

wenige Daten hierüber zur Verfügung. Überdies muss auch der Eintrag von gelöstem organischen Kohlenstoff und von partikulärem organischen Material als eutrophierungsfördernd angesehen werden. In den meisten Überwachungsprogrammen sind diese Parameter jedoch nicht aufgenommen, sodass lediglich Einzeluntersuchungen auf die Relevanz dieser Parameter für Eutrophierungsfragestellungen hindeuten.

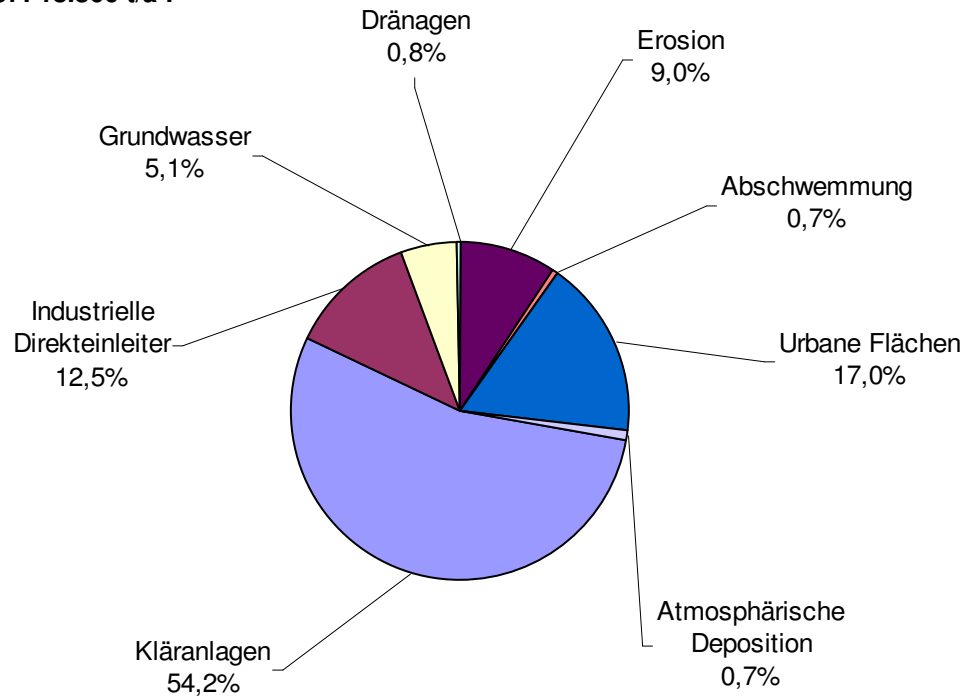
3.2.1 Nährstoffeinträge in Flusseinzugsgebiete

BEHRENDT *et al.* (1999) geben eine modellbasierte Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands für die Zeiträume 1983-87 und 1993-97. Aus der Gegenüberstellung beider Perioden wird am Beispiel der Elbe ersichtlich, dass sich die Phosphoreinträge deutlich verringert haben (Abb. 3.1 a-b). Im Zeitraum 1983-87 wurden durchschnittlich etwa 18.800 t/a P in die deutschen Anteile des Flusseinzugsgebietes der Elbe eingetragen, wobei Kläranlagen daran mit 54 % den Hauptanteil hatten. In der Periode 1993-97 lag der Eintrag im Mittel bei 7.160 t/a P und reduzierte sich somit um 62 % im Vergleich zur Periode 1983-87. Die Hauptquellen für Phosphoreinträge waren in diesem Zeitraum zwar immer noch Kläranlagen, doch sank deren Anteil auf 33 %. Für die Periode 2001-05 berechnet BEHRENDT (In: FGG Elbe, 2009) den durchschnittlichen Phosphoreintrag in die Elbe auf 6.700 t/a P. Das entspricht einer Reduktion um 64 % im Vergleich zu den 1980er Jahren, wobei der Kläranlagenanteil an den Gesamteinträgen mit 37 % etwa gleichbleibend war. Verglichen mit dem Zeitraum 1993-97 hat sich der Phosphoreintrag kaum weiter verringert.

Beim Stickstoff sieht die Entwicklung hingegen etwas anders aus (Abb. 3.2 a-b). In der Periode 1983-87 gelangten nach BEHRENDT *et al.* (1999) durchschnittlich 219.250 t/a N in die Elbe. Die Einträge stammten überwiegend aus vier Hauptquellen: Grundwasser (24 %), Kläranlagen (22 %), Dränagen (21 %) und industrielle Direkteinleiter (21 %). Dabei ist zu beachten, dass im Grundwasseranteil Nitratüberschüsse aus der Landwirtschaft enthalten sind, die über Versickerung eingetragen werden. Quantitative Angaben hierzu fehlen jedoch. Bis zum Zeitraum 1993-97 gelang eine Reduktion der Stickstoffeinträge ins deutsche Elbeeinzugsgebiet um etwa 33 % auf 147.520 t/a N, wodurch auch die Anteile der Haupteinleiter verschoben wurden. Der Anteil des Grundwassers nahm auf 38 % zu, während der Anteil industrieller Direkteinleiter auf 6 % gesunken war. Die Anteile der Einleitungen durch Klärwerke (21 %) und durch Dränagen (20 %) waren etwa gleich geblieben. BEHRENDT (In: FGG Elbe, 2009) zufolge wurden im Zeitraum 2001-05 etwa 179.600 t/a N in die Elbe eingetragen. Das entspricht, entgegen dem allgemeinen Trend abnehmender Stickstofffrachten in der Elbe, einer Zunahme um etwa 32.000 t N bzw. 22 % im Vergleich zur Periode 1993-97. Während dieser Phase sind es im Wesentlichen zwei Quellen, die den Hauptanteil an den Stickstoffeinträgen in die Elbe bilden. Es entfallen 43 % auf das Grundwasser und 27 % auf Dränagen. Der Anteil der Kläranlagen am Stickstoffeintrag war hingegen auf 8 % gesunken. Folglich ist sowohl die Bedeutung der industriellen Direkteinleiter wie auch der Kläranlagen für den Stickstoffeintrag in die Elbe zurückgegangen, während der Grundwasser- und Dränagenanteil zugenommen hat.

Insgesamt ist jedoch zu beachten, dass die verwendeten Modelle zwar den Eintrag in den Fluss berechnen, Umsetzungsprozesse im Fluss selber jedoch unberücksichtigt lassen. Daraus können sich Diskrepanzen zwischen berechneten Eintragsmengen und gemessenen Frachten ergeben. Ferner ist zu berücksichtigen, dass die verschiedenen Pfade mit unterschiedlicher Geschwindigkeit Nährstoffe in die Flüsse eintragen. Während sich die direkte Abschwemmung von Nährstoffen durch starke Niederschläge relativ schnell vollziehen kann, dauert es u.U. mehrere Jahre bis Jahrzehnte, bis Nährstoffe über das Grundwasser in die Flüsse gelangen.

a) 1983-87: 18.800 t/a P



b) 1993-97 : 7.160 t/a P

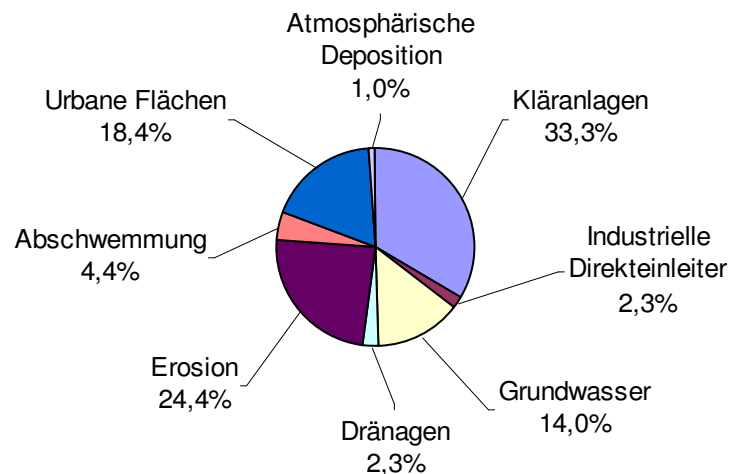


Abb. 3.1 a-b¹⁰: Durchschnittliche Phosphoreinträge in die Elbe im deutschen Einzugsgebiet und Anteil der Eintragsquellen für die Perioden 1983-87 und 1993-97 (verändert nach BEHRENDT *et al.*, 1999)

¹⁰ Erläuterungen zur Abbildung 3.1:

Abschwemmung: Oberflächenabfluss in Gewässer aufgrund von Niederschlägen

Atmosphärische Deposition: Direkteintrag in Gewässer

Dränage: dränierte landwirtschaftliche Nutzflächen

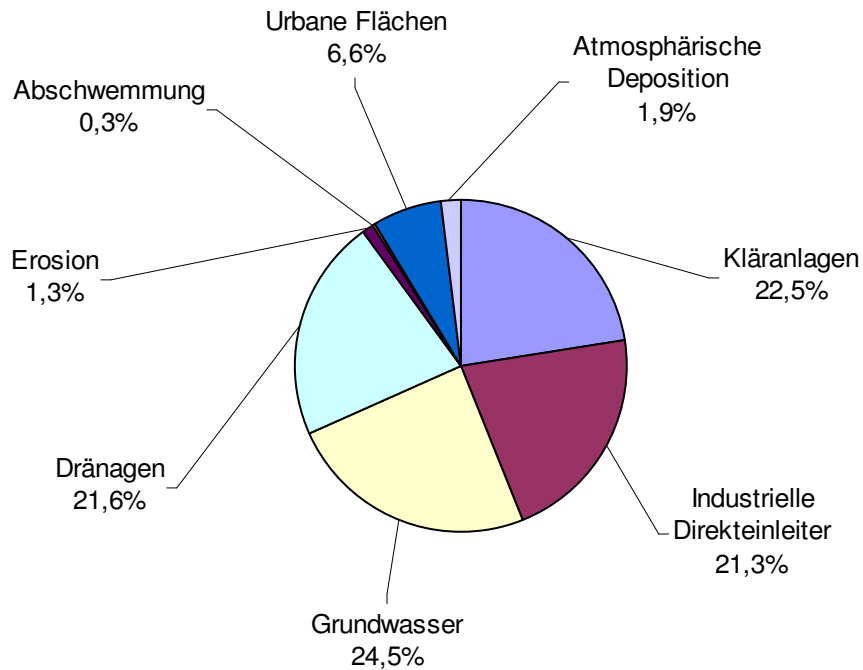
Erosion: Sediment- und Nährstoffeintrag aus Bodenerosion

Grundwasser: aus Nährstoffüberschüssen der Landwirtschaft und Grundwasserkonzentration ermittelt

Kläranlagen: über flächendeckendes Kläranlageninventar erfasst

Urbane Flächen: Abfluss von versiegelten urbanen Flächen

a) 1983-87: 219.250 t/a N



b) 1993-97 : 147.520 t/a N

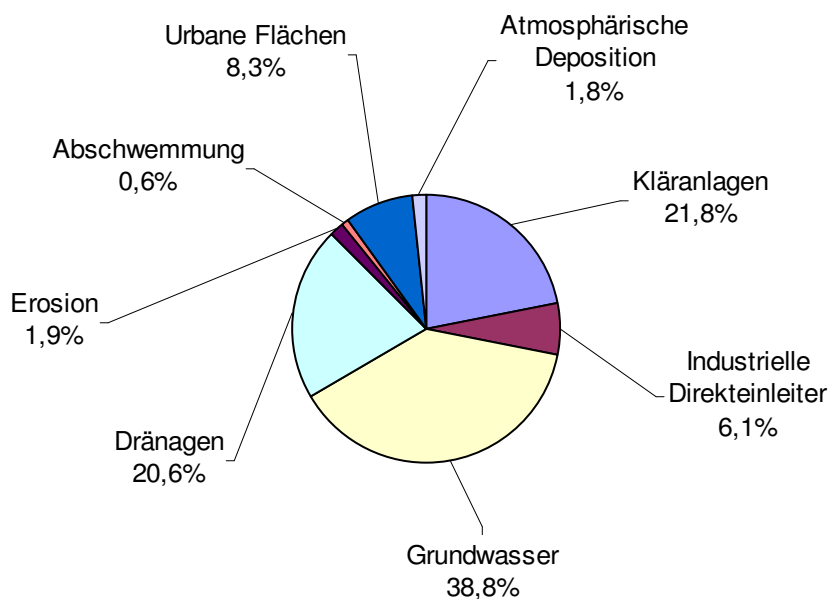


Abb. 3.2 a-b¹¹: Durchschnittliche Stickstoffeinträge in die Elbe im deutschen Einzugsgebiet und Anteil der Eintragsquellen für die Perioden 1983-87 und 1993-97 (verändert nach BEHRENDT *et al.*, 1999)

¹¹ Erläuterungen zur Abbildung 3.2:

Abschwemmung: Oberflächenabfluss in Gewässer aufgrund von Niederschlägen

Atmosphärische Deposition: Direkteintrag in Gewässer

Dränage: dränierte landwirtschaftliche Nutzflächen

Erosion: Sediment- und Nährstoffeintrag aus Bodenerosion

Grundwasser: aus Nährstoffüberschüssen der Landwirtschaft und Grundwasserkonzentration ermittelt

Kläranlagen: über flächendeckendes Kläranlageninventar erfasst

Urbane Flächen: Abfluss von versiegelten urbanen Flächen

3.2.2 Flusseinträge in die Deutsche Bucht

Für die Nordsee wurde berechnet, dass die flussbürtigen Nährstoffeinträge in die kontinentalen Küstengewässer von 202 kt/a N und 15 kt/a P in 1950 auf 918 kt/a N und 100 kt/a P in 1980 angestiegen sind (RADACH *et al.*, 1990). Im Zeitraum 1990-98 sind von den Anrainerstaaten durchschnittlich jährlich 1.051 kt/a N und 62 kt/a P über Flüsse in die Nordsee und den Ärmelkanal eingeleitet worden (COLIJN *et al.*, 2002).¹² Auf die in die Deutsche Bucht mündenden Flüsse Elbe, Weser, Ems und Eider entfallen davon allein 230 kt/a N und 11 kt/a P.

3.2.2.1 Abflussregime von Elbe und Weser

Schon früh hat man sich für den Wasserstand der Elbe interessiert. Erste vereinzelte Aufzeichnungen reichen bis ins zehnte Jahrhundert zurück (BERGEMANN, pers. Mitt.). Für Magdeburg existieren bis ins Jahr 1731 zurückreichende Aufzeichnungen der Pegelstände. Sie wurden von BERGHAUS (1838) herausgegeben und waren ursprünglich als kartografische Ergänzung zum „Kosmos“ von v. HUMBOLDT (1845) gedacht. Die überlieferten Aufzeichnungen der Wasserstände am Pegel Neu Darchau, östlich von Lüneburg an der Elbe gelegen, beginnen 1874. Sie wurden ab 1945 regelmäßig durchgeführt, da dieser Pegel als tideunabhängiger Richtpegel für den Elbabfluss dient. Im Zusammenhang mit der Zeitreihenanalyse von Nährstofffrachten ist jedoch erst der Zeitraum ab 1982 von Bedeutung, da neben den Abflussmessungen ab diesem Jahr auch regelmäßig Nährstoffmessungen an verschiedenen Stationen in der Elbe durchgeführt wurden. Für die Weser liegen Abfluss- und Nährstoffmessungen hingegen schon ab 1979 vor.

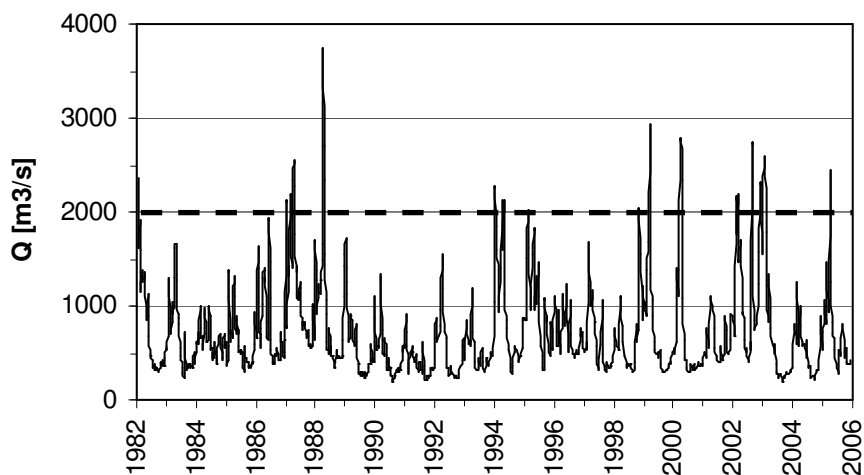


Abb. 3.3: Abflussganglinie (Q) der Elbe an der Station Seemannshöft in Hamburg (Datengrundlage: ARGE Elbe)¹³

Im Spätsommer führt die Elbe die geringsten Wassermengen. Die Jahresminima liegen zumeist im August bzw. September und übersteigen selten 400 m³/s (Abb. 3.3). Das

¹² Berechnung auf Grundlage von RID

¹³ Um eine genauere Betrachtung der interannuellen Variabilität in der Elbe und Weser zu ermöglichen, wurde die Skalierung den Messwertbereichen angepasst. Dadurch werden die Skalen für beide Flüsse in den meisten Fällen unterschiedlich. Zur besseren Vergleichbarkeit markiert die gestrichelte Linie ein einheitliches Niveau der linken Ordinatenachsen in den jeweiligen Abbildungen.

absolute Minimum für den Zeitraum zwischen Januar 1982 und Dezember 2005 lag bei $186 \text{ m}^3/\text{s}$ und wurde am 18. August 2003 gemessen. Jährliche Maxima treten dagegen überwiegend von Januar bis April, gelegentlich bis Juni, auf und erreichen zumeist Abflussmengen über $1.000 \text{ m}^3/\text{s}$. Einzelne Hochwasserereignisse überschreiten diesen Wert jedoch deutlich. Zur Zeit des Hochwassers am 05. April 1988 lag der Abfluss beispielsweise bei $3.748 \text{ m}^3/\text{s}$. Im August 2002 erreichte die Elbe aufgrund von starken Regenfällen im Einzugsgebiet am 20. August 2002 ein Jahresmaximum im Abfluss von $2.714 \text{ m}^3/\text{s}$, was erhebliche Überschwemmungen u.a. in Dresden zur Folge hatte.

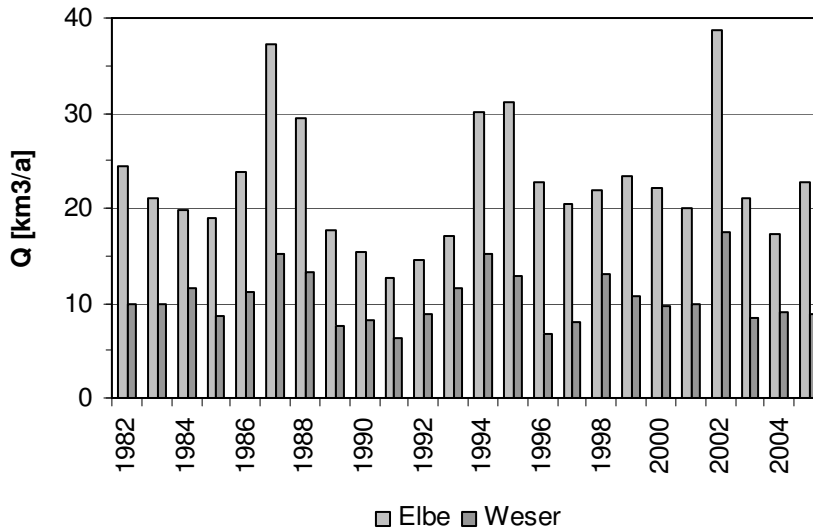


Abb. 3.4: Jahresabflussmengen (Q) der Elbe und Weser

Die Jahresabflussmengen der Elbe schwanken im Betrachtungszeitraum zwischen $13\text{--}39 \text{ km}^3/\text{a}$, die der Weser zwischen $7\text{--}17 \text{ km}^3/\text{a}$ (Abb. 3.4). Beide Zeitreihen zeigen jedoch neben dieser deutlichen interannuellen Variabilität keinen übergreifenden Trend. Mittelt man z.B. über fünf Jahre, so gelangt man zu einem relativ einheitlichen durchschnittlichen Abfluss von etwa $24 \text{ km}^3/\text{a}$ in der Elbe (Tab. 3.2, S. 30).

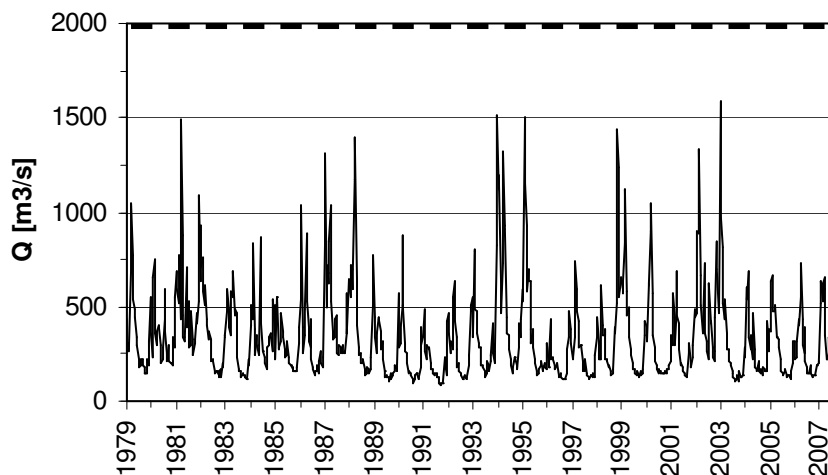


Abb. 3.5: Abflussganglinie (Q) der Weser an der Station Hemelingen in Bremen (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser), (Datengrundlage: FGG Weser)

In der Weser kann ein ähnliches Abflussregime beobachtet werden (Abb. 3.5). Die maximalen Abflussmengen liegen jedoch unter $1.600 \text{ m}^3/\text{s}$ und damit deutlich niedriger als in der Elbe. Nach Mittelwertbildung über fünf Jahre ergeben sich leicht abweichende

Jahresabflussmengen der Vergleichsperioden von 10,7-11,3 km³/a (Tab. 3.3, S. 31). Elbe und Weser durchqueren über weite Strecken die Norddeutsche Tiefebene mit ihren intensiv bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzflächen. Dabei scheinen die Flusssysteme ein ähnliches Abflussregime aufzuweisen, denn im Vergleich zeigen sich statistische Zusammenhänge (Abb. 3.6). Wenngleich die Standardabweichung zwischen den Monatsmitteln beider Abflussreihen mit 402 m³/s relativ groß ist, so korrelieren beide Messreihen dennoch signifikant miteinander ($r = 0,73$). Betrachtet man die Jahresabflussmengen, wird der Bezug noch deutlich signifikanter ($r = 0,83$) und die Standardabweichung verringert sich (7,9 km³/a bzw. 250 m³/s).

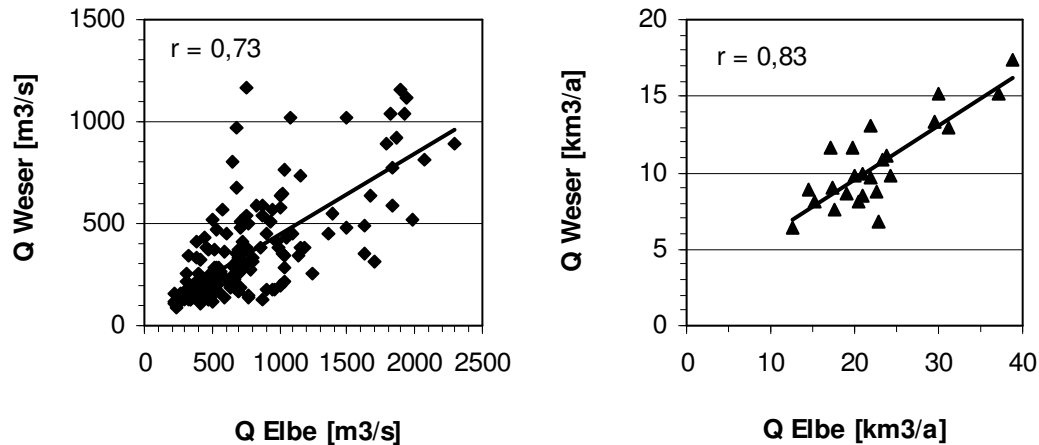


Abb. 3.6: Vergleich der durchschnittlichen monatlichen Abflussmengen von Elbe und Weser im Zeitraum 1991-2005 (links) und des Jahresabflusses im Zeitraum 1982-2005 (rechts)

3.2.2.2 Nährstoffkonzentrationen und -frachten in Elbe und Weser

Im Folgenden wird die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen und -frachten der Elbe und Weser analysiert. Dabei ist für Trendbetrachtungen im Hinblick auf eine Reduktion der Nährstoffeinträge vor allem die Entwicklung der Nährstofffrachten von Bedeutung, da aus ihnen quantitative Aussagen ableitbar sind. Zunächst wird auf die vollständigen Messreihen eingegangen, um einen Überblick über die Höhe und Saisonalität der Nährstoffeinträge sowie deren zeitliche Veränderung zu gewinnen. Da diese Daten jedoch durch biologische Prozesse, vor allem in der Wachstumsperiode, beeinflusst sind, werden Wintermittelwerte der Monate Januar bis März aus den vorliegenden Datenreihen gewonnen und wiederum deren zeitliche Entwicklung betrachtet. Damit ist zwar der biologische Faktor weitgehend ausgeklammert, jedoch erweisen sich die Abflussmengen in den Wintermonaten der gewählten Vergleichsperioden als deutlich unterschiedlich. Der Winterabfluss der Elbe schwankt beispielsweise im Vergleich der Perioden 1983-87 zu 2001-05 um 20 %. In der Weser sind Unterschiede von bis zu 12 % zu beobachten. Hierdurch treten bei der Berechnung der Nährstofffrachten zu große Schwankungen auf, um quantitative Aussagen über eine Reduktion der Nährstoffeinträge ableiten zu können. Daher wird am Abschnittsende eines jeden Nährstoffs die Quantifizierung wiederum auf Basis vollständiger Jahresgänge besprochen.

Zu der abflussbedingten Variabilität der Nährstofffracht tritt eine nicht-lineare Komponente in der Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen. Die Nährstofffracht eines Flusses wird zwar über den Abfluss und die Nährstoffkonzentration berechnet, beide Parameter werden jedoch wiederum vom Niederschlag beeinflusst. Während ergiebige Niederschläge den Abfluss von Fließgewässern und somit die Nährstofffracht insgesamt

i.d.R. erhöhen, können sie sich auf den Nährstoffgehalt unterschiedlich auswirken. Die Nitratkonzentration der Elbe liegt beispielsweise bei steigendem Abfluss um 15-20 % höher als bei sinkendem Abfluss (BERGEMANN, 2002). Es wird also zunächst durch hohe Niederschläge zusätzliches Nitrat in den Fluss eingetragen, mit sinkendem Abfluss überwiegt jedoch der Verdünnungseffekt und die Nitratkonzentration verringert sich. Die beschriebenen Prozesse führen insgesamt dazu, dass die Nährstofffracht durch das unterschiedliche Abflussregime variabler wird. Um abflussbedingte Schwankungen des Nährstoffhaushaltes zu minimieren, werden daher die Messreihen über längere Zeiträume von fünf Jahren gemittelt. In den Tabellen 3.2 und 3.3 sind diese langjährigen Mittelwerte einander gegenübergestellt. Insgesamt zeigen die Mittelwerte der drei gewählten Perioden (1983-87, 1993-97, 2001-05) für die Elbe nun einen etwa gleichbleibenden Abfluss (± 1 %). Die Weser führte dagegen in den letzten beiden Perioden etwa 5 % weniger Wasser im Vergleich zu 1983-87. Die ermittelte Reduktion der Nährstofffrachten wird daher etwas überschätzt. Die einzelnen Ergebnisse der in den Tabellen 3.2 und 3.3 zusammengefassten Berechnungen werden in den folgenden Unterkapiteln besprochen.

Tab. 3.2: Abfluss, Nährstoffkonzentration und -fracht der Elbe und Abweichung zu 1983-87¹⁴

	Mittelwert			Abweichung [%]	
	1983-87	1993-97	2001-05	1993-97	2001-05
Q [km ³ /a]	24,1	24,3	24,0	+1	± 0
TN [μ M]	542,9	414,3	314,3	-24	-42
TN [kt/a]	182,2	140,5	108,2	-23	-41
DIN [μ M]	464,3	350,0	271,4	-25	-42
DIN [kt/a]	157,6	120,3	91,3	-24	-42
NH ₄ [μ M]	164,3	21,4	14,3	-87	-91
NH ₄ -N [kt/a]	52,0	7,5	4,8	-86	-91
NO ₂ [μ M]	7,1	4,3	2,9	-40	-60
NO ₂ -N [kt/a]	2,5	1,3	0,9	-48	-64
NO ₃ [μ M]	292,9	321,4	257,1	+10	-12
NO ₃ -N [kt/a]	103,0	111,5	85,7	+8	-17
TP [μ M]	12,9	6,5	6,5	-50	-50
TP [kt/a]	10,0	4,9	4,5	-51	-55
PO ₄ [μ M]	6,5	2,3	2,3	-65	-65
PO ₄ -P [kt/a]	4,5	1,6	1,6	-64	-64
Si [μ M]	-	132,1	132,1	-	-
Si [kt/a]	-	96,9	91,3	-	-

¹⁴ Für Silikat stehen erst ab 1994 Daten zur Verfügung.

Tab. 3.3: Abfluss, Nährstoffkonzentration und -fracht der Weser und Abweichung zu 1983-87

	Mittelwert			Abweichung [%]	
	1983-87	1993-97	2001-05	1993-97	2001-05
Q [km ³ /a]	11,3	10,9	10,7	-4	-5
DIN [μM]	442,6	383,2	307,5	-13	-31
DIN [kt/a]	69,9	58,3	46,2	-17	-34
NH ₄ [μM]	28,4	14,5	8,6	-49	-70
NH ₄ -N [kt/a]	4,4	1,8	1,2	-59	-72
NO ₂ [μM]	-	3,7	2,0	-	-
NO ₂ -N [kt/a]	-	0,6	0,3	-	-
NO ₃ [μM]	414,2	365,0	296,8	-12	-28
NO ₃ -N [kt/a]	65,5	55,9	44,7	-15	-32
TP [μM]	21,1	7,1	4,4	-66	-79
TP [kt/a]	7,1	2,4	1,6	-67	-78
PO ₄ [μM]	8,5	2,2	1,6	-74	-81
PO ₄ -P [kt/a]	2,9	0,7	0,5	-75	-81

3.2.2.2.1 Stickstoff

Gesamt-Stickstoff

Konzentration

Die Konzentration des Gesamt-Stickstoffs (TN) in der Elbe¹⁵ lag im ersten Drittel der Messreihe bei durchschnittlich 543 μM TN (Tab. 3.2, S. 30). Mit 878 μM TN wurde im Dezember 1982 das absolute Maximum der gesamten Zeitreihe erreicht (Abb. 3.7).

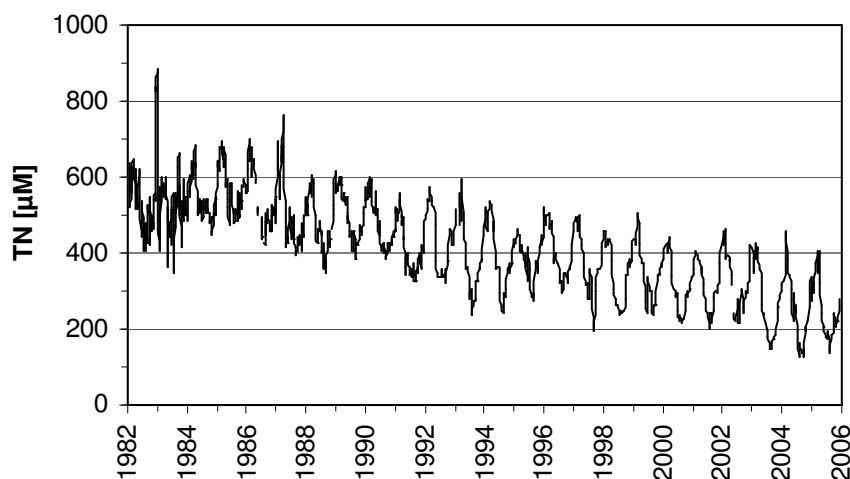


Abb. 3.7: Konzentration des Gesamt-Stickstoffs (TN) in der Elbe (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: ARGE Elbe)

¹⁵ Für die Station Hemelingen in der Weser liegen TN-Daten erst ab 2001 vor. Sie finden daher in den Trendbetrachtungen keine Berücksichtigung.

Ab 1987 sinkt die TN-Konzentration unter jahreszeitlich bedingten Schwankungen kontinuierlich ab. Jährliche Maxima sind i.d.R. im Monat März zu beobachten und liegen seit 2000 unter 500 μM TN. Sommerliche Minima treten überwiegend von August bis September auf und zeigen seit Mitte der 1980er Jahre ebenfalls eine abnehmende Tendenz. Anfang der 1980er Jahre lagen die Werte selten unter 400 μM TN, mit einsetzendem Abwärtstrend fielen jedoch auch die TN-Minima. Ab dem Jahr 2003 liegen die niedrigsten TN-Konzentrationen im Jahresgang unter 200 μM TN. Die Konzentration des Gesamt-Stickstoffs in der Periode 2001-05 hat sich damit um 42 % verringert im Vergleich zu 1983-87 (Tab. 3.2, S. 30).

Fracht

Die aus Abfluss und Konzentration berechnete Fracht des Gesamt-Stickstoffs in der Elbe zeigt aufgrund des variablen Abflusses über die Jahre eine weniger deutliche Abnahme als die Konzentration des Gesamt-Stickstoffs (Abb. 3.8). Der höchste Wert im Betrachtungszeitraum wurde mit 2.655 t/d TN im Jahr 1988 beobachtet. Die nachfolgenden jährlichen Frachtmaxima liegen zwar insgesamt deutlich niedriger, schwanken jedoch erheblich zwischen 500-1.700 t/d TN.

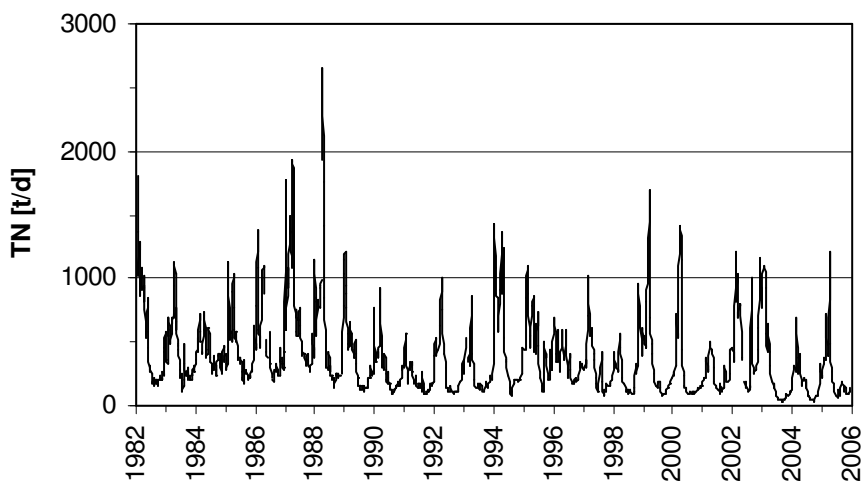


Abb. 3.8: Gesamt-Stickstofffracht (TN) der Elbe (berechnete Daten; Lücken: fehlende Daten)

Bei den dargestellten Berechnungen wurden sowohl Winterwerte als auch Daten aus den übrigen Jahreszeiten berücksichtigt. Um im Trendvergleich den Einfluss biologischer Faktoren zu minimieren, werden ausschließlich Winterwerte betrachtet. Die Messwerte der Monate Januar bis einschließlich März eines jeden Jahres werden hierfür gemittelt und gegen die Zeit aufgetragen. Zusätzlich wird der entsprechende Abfluss angegeben. Auch auf dieser Datenbasis bleibt die Reduktion der TN-Frachten aufgrund der variablen Abflussmengen undeutlich (Abb. 3.9). In den ersten Jahren des Betrachtungszeitraums zeigen einige Winter relativ hohe Frachtspitzen von über 1.100 t/d TN, wie z.B. 1982 und 1987. Auffällig ist, dass höhere TN-Frachten auch mit höheren Abflussmengen zusammenfallen. In späteren Jahren steigen die Wintermaxima jedoch auch bei höheren Abflüssen etwas weniger an. Diese Entwicklung erstreckt sich über einen Messwertebereich mit unterschiedlichen Abflüssen (Abb. 3.10). Es zeigt sich anhand der Wintermittelwerte für die verschiedenen Vergleichsperioden, dass die TN-Frachten bei schwankenden winterlichen Abflüssen von etwa 600-1.600 m^3/s insgesamt abgenommen haben. So liegen die TN-Frachten im Zeitraum 1993-97 bereits deutlich niedriger als in 1983-87. Dieser Trend setzt sich bis 2001-05 fort.

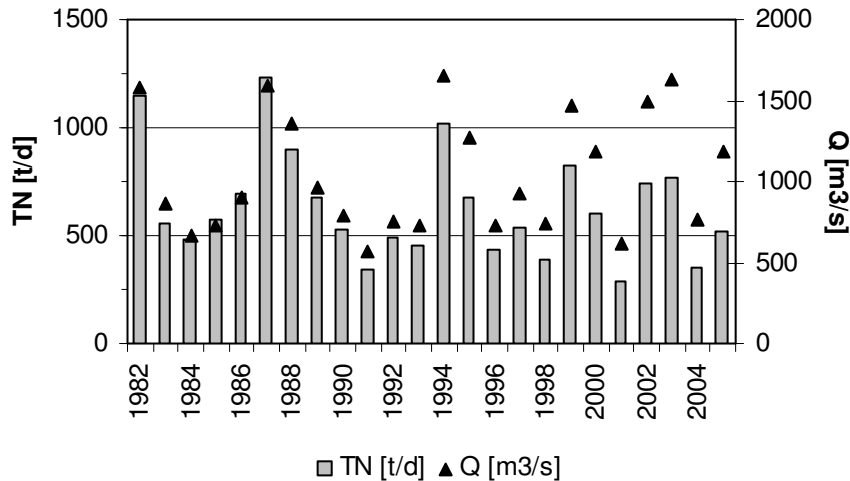


Abb. 3.9: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Gesamt-Stickstofffracht (TN) und Abfluss (Q) der Elbe

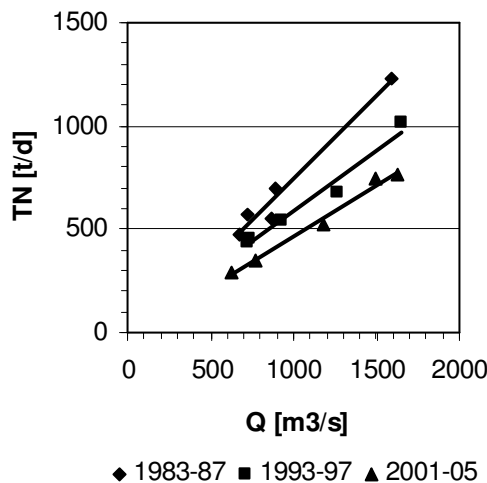


Abb. 3.10: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Gesamt-Stickstofffracht (TN) in der Elbe im Verhältnis zum Abfluss (Q)

Ein Mittelwertvergleich der ausgewählten 5-Jahresperioden auf Basis der vollständigen Jahrgänge unterstreicht diese Entwicklung (Tab. 3.2, S. 30). Bis Mitte der 1990er Jahre konnte die Gesamt-Stickstofffracht der Elbe gegenüber 1983-87 um 23 % reduziert werden, bis 2001-05 um insgesamt 41 %.

Gelöster anorganischer Stickstoff

Die Zeitreihen über Fracht und Konzentration des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und des Gesamt-Stickstoffs in der Elbe verlaufen in etwa in Übereinstimmung. Ein Vergleich beider Stickstoffparameter zeigt, dass der Gesamt-Stickstoff hauptsächlich aus den gelösten anorganischen Komponenten besteht. Im Durchschnitt liegen 83 % des Gesamt-Stickstoffs im Elbwasser als DIN vor. Ein Histogramm gibt genaueren Aufschluss über die Messwertverteilung und macht die Bedeutung der gelösten anorganischen Stickstofffraktion für den Gesamt-Stickstoffgehalt deutlich (Abb. 3.11). Von den insgesamt 868 Nährstoffmessungen, die in der Elbe zwischen Januar 1982 und Dezember 2005 durchgeführt wurden, liegt bei 819 Proben (94 %) ein DIN-Anteil von über 70 % am Gesamt-Stickstoffgehalt vor.

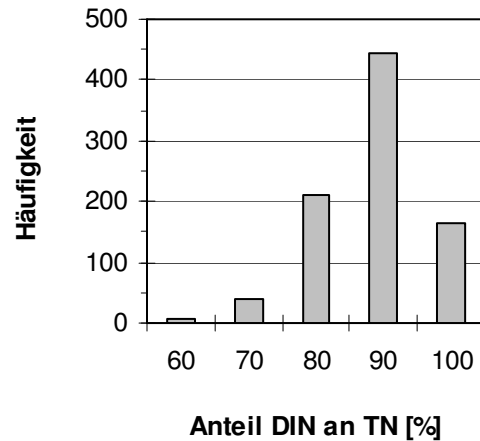


Abb. 3.11: Histogramm zur Messwertverteilung des DIN-Anteils am Gesamt-Stickstoff (TN) in der Elbe im Zeitraum 1982-2005

Konzentration

Die höchsten Konzentrationen an gelöstem anorganischen Stickstoff wurden in der Elbe in den 1980er Jahren beobachtet (Abb. 3.12).

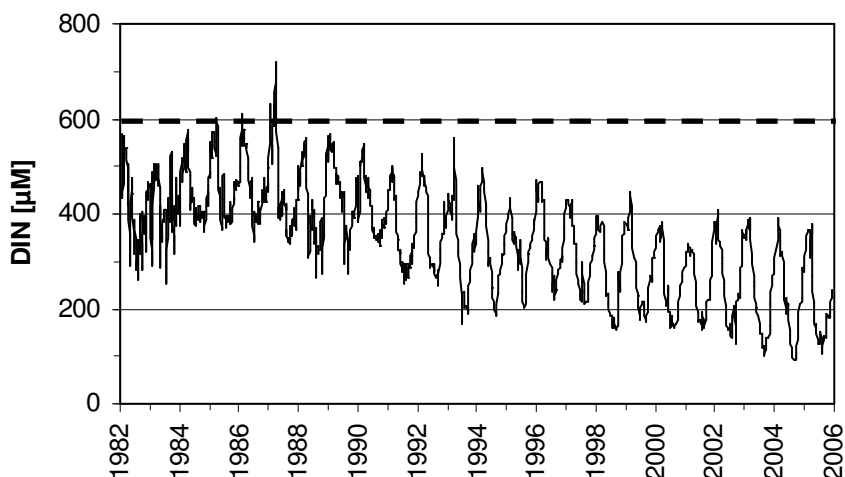


Abb. 3.12: DIN-Konzentration in der Elbe (Datengrundlage: ARGE Elbe)

Im Jahr 1987 wurde mit $718 \mu\text{M}$ DIN das absolute Maximum der vorliegenden Messreihe erreicht. Im Laufe des Betrachtungszeitraums verringerten sich die DIN-Konzentrationen jedoch langsam, sodass seit dem Jahr 2000 die beobachteten Jahresmaxima zumeist unter $400 \mu\text{M}$ DIN lagen. Die höchsten DIN-Konzentrationen liegen im Jahresverlauf überwiegend im Monat März. Die niedrigsten Konzentrationen fallen dagegen in die Sommermonate August bis September und erreichten in den letzten Jahren der Zeitreihe Werte um $100 \mu\text{M}$ DIN. Die mittlere DIN-Konzentration sinkt um 42 % von $464 \mu\text{M}$ DIN in der Periode 1983-87 auf $271 \mu\text{M}$ DIN nach der Jahrtausendwende ab (Tab. 3.2, S. 30).

Die in der Weser gemessenen Konzentrationen des gelösten anorganischen Stickstoffs korrelieren signifikant ($r = 0,81$) mit denen der Elbe (Tab. II, Anhang), d.h. dass sich die saisonale Dynamik in den DIN-Konzentrationen ähnelt. Wie aus den Jahresgängen hervorgeht, liegen die DIN-Gehalte jedoch in den ersten Jahren der Zeitreihe bis zu Beginn

der 1990er Jahre etwas niedriger (Abb. 3.13).¹⁶ Die Jahresmaxima bleiben bis auf wenige Ausnahmen unter 550 μM DIN. Ab 1986 setzt ein Abwärtstrend ein, der nach zwischenzeitlichem erneuten Ansteigen der DIN-Gehalte ab 1994 deutlicher hervortritt. Mit den in der Elbe zur selben Zeit stärker abnehmenden Stickstoffgehalten gleichen sich die Konzentrationsunterschiede zwischen den beiden Flüssen bis zur Jahrtausendwende in etwa an. Die höchsten DIN-Gehalte liegen damit in beiden Flüssen bei etwa 400 μM DIN. Die Minima der DIN-Konzentration sind in der Weser ebenfalls abgesunken und betragen in den letzten Jahren der Zeitreihe noch etwa 150-200 μM DIN, liegen also etwas höher als in der Elbe. Bis zur Periode 2001-05 ergibt sich eine Verringerung der mittleren DIN-Gehalte in der Weser um 31 % im Vergleich zu 1983-87 (Tab. 3.3, S. 31).

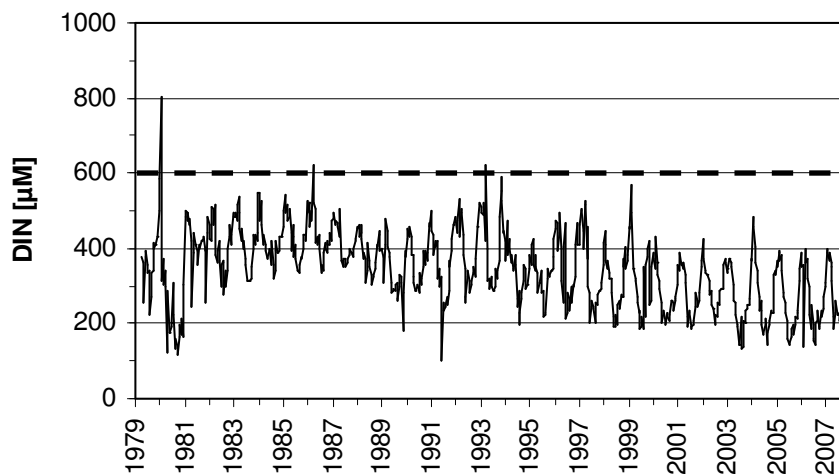


Abb. 3.13: DIN-Konzentration in der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser), (Datengrundlage: FGG Weser)

Fracht

Die Frachtmaxima sind im Verlauf der Zeitreihe ebenfalls geringer geworden. Im April 1988 wurden noch maximal 2.523 t/d DIN mit der Elbe seewärts transportiert (Abb. 3.14). Im Jahr 2005 hingegen lag die DIN-Fracht bei maximal 1.120 t/d DIN. Ein allgemeiner Trend zu abnehmenden Stickstofffrachten zeichnet sich auf Basis der vollständigen Datenreihe jedoch nur undeutlich ab. Die Monatsmittelwerte der DIN-Frachten in der Weser korrelieren signifikant ($r = 0,75$) mit den DIN-Frachten in der Elbe. Die einzelnen Jahressgänge liegen jedoch durch den im Vergleich mit der Elbe geringeren Abfluss insgesamt niedriger (Abb. 3.15). Das absolute Frachtmaximum lag im Betrachtungszeitraum im Jahre 1981 bei 835 t/d DIN. In den letzten Jahren der Zeitreihe lagen die Maxima dagegen unter 400 t/d DIN.

¹⁶ Nitrit wurde erst Ende 1991 ins Messprogramm der FGG Weser aufgenommen, daher beinhaltet der Summenparameter DIN bis zu diesem Zeitpunkt nur die mengenmäßig bedeutenderen Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrat. Der Nitritgehalt liegt in der Weser im Durchschnitt bei weniger als 1 % der DIN-Konzentration.

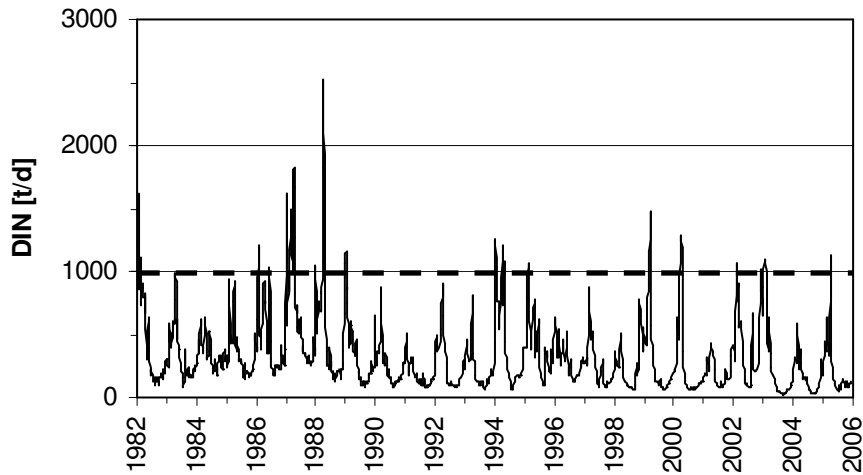


Abb. 3.14: DIN-Fracht der Elbe (berechnete Daten)

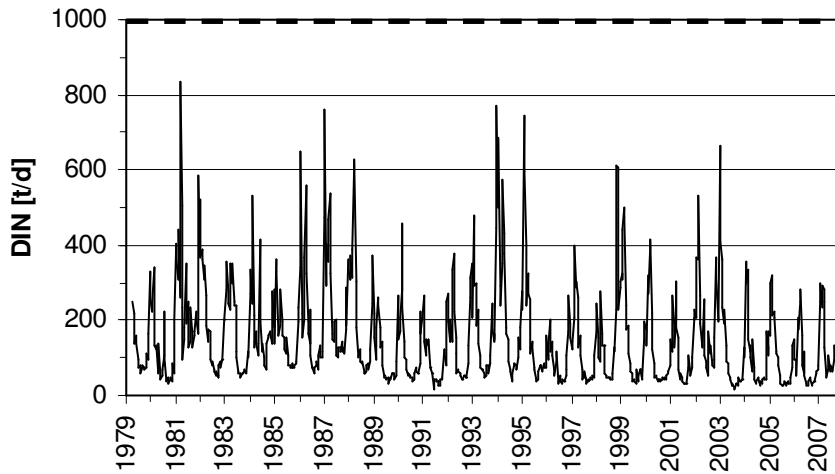


Abb. 3.15: DIN-Fracht der Weser (berechnete Daten; unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

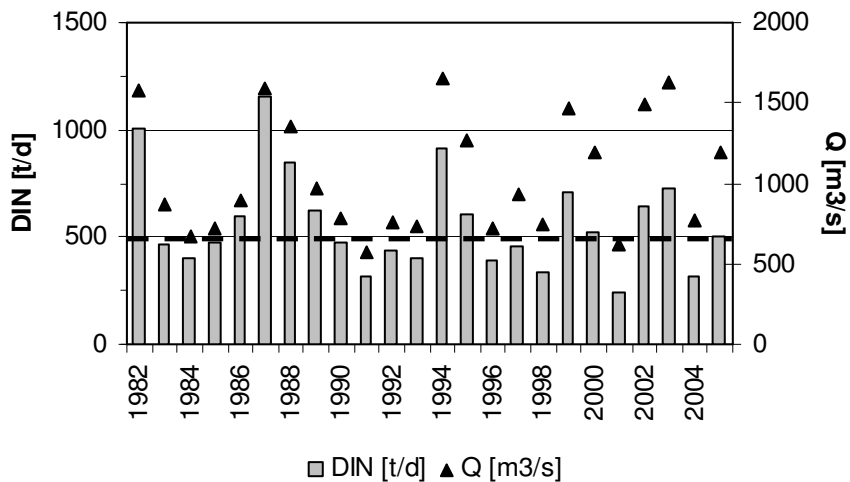


Abb. 3.16: Wintermittelwerte (Jan.-März) der DIN-Fracht und Abfluss der Elbe

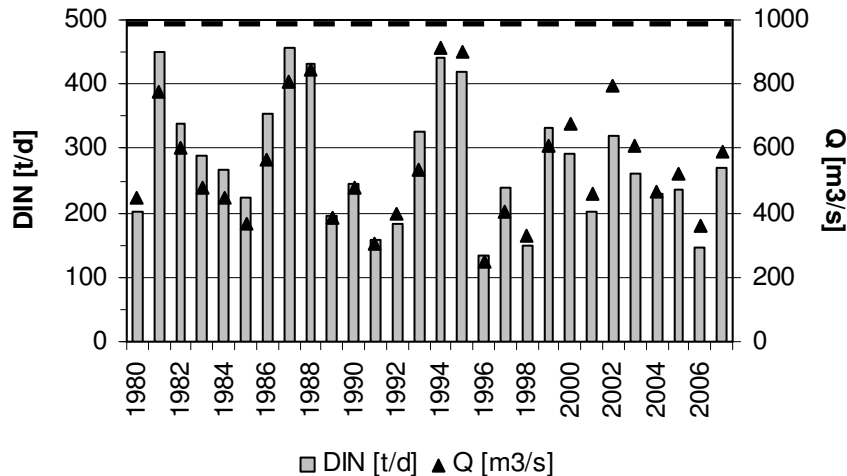


Abb. 3.17: Wintermittelwerte (Jan.-März) der DIN-Fracht und Abfluss (Q) der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Betrachtet man ausschließlich die Wintersituation in der Elbe (Abb. 3.16) und Weser (Abb. 3.17), so bestätigen die geringeren Spitzen in den Winterfrachten der letzten Jahre den für die gesamte Messreihe beobachteten Trend. Deutlicher wird diese Entwicklung, wenn man die Wintermittelwerte der einzelnen Jahre in Abhängigkeit vom Abfluss betrachtet (Abb. 3.18). Die Wintermittelwerte für die Vergleichsperioden sinken im Laufe der Zeit etwas ab, d.h. bei gleichem Abfluss wird im Winter weniger DIN durch die Elbe und Weser in die Küstengewässer transportiert. Auf Basis vollständiger Jahrgänge lässt sich der Abwärtstrend quantifizieren: Im Vergleich der Perioden 1983-87 und 1993-97 hat sich die DIN-Fracht in der Elbe von durchschnittlich 157,6 kt/a DIN zunächst um 24 % auf 120,3 kt/a DIN verringert (Tab. 3.2, S. 30). Bis 2001-05 erfolgte eine weitere Abnahme auf 91,3 kt/a DIN. Das entspricht einer Reduktion von 42 % über den gesamten Betrachtungszeitraum. In der Weser hat sich die Jahresfracht von durchschnittlich 69,9 kt/a DIN im Zeitraum 1983-87 bis 1993-97 auf 58,3 kt/a DIN verringert (Tab. 3.3, S. 31). Das entspricht einer Reduktion um 23 %. Bis 2001-05 nahm die mittlere DIN-Fracht weiter auf 46,2 kt/a DIN ab und ist damit um insgesamt 34 % zurückgegangen. Die gelöste anorganische Stickstofffraktion gliedert sich wiederum auf in die Komponenten Ammonium, Nitrit und Nitrat, welche im Folgenden behandelt werden.

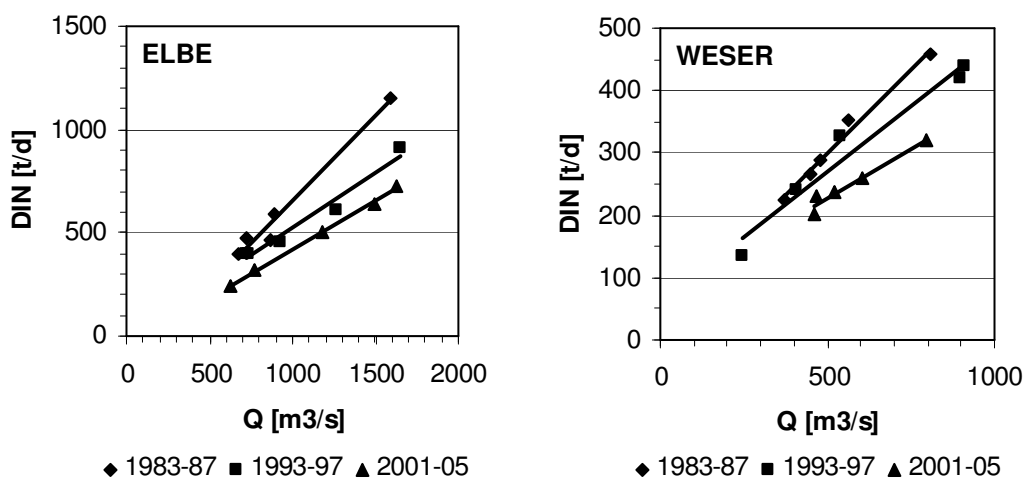


Abb. 3.18: Wintermittelwerte (Jan.-März) der DIN-Fracht in der Elbe und Weser im Verhältnis zum Abfluss (Q), (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Ammonium

Konzentration

Die Ammoniumgehalte der Elbe in Hamburg haben sich seit 1982 stark verändert. Ende Dezember 1983 wurden fast 350 μM NH_4 als absolutes Maximum der Zeitreihe gemessen (Abb. 3.19).

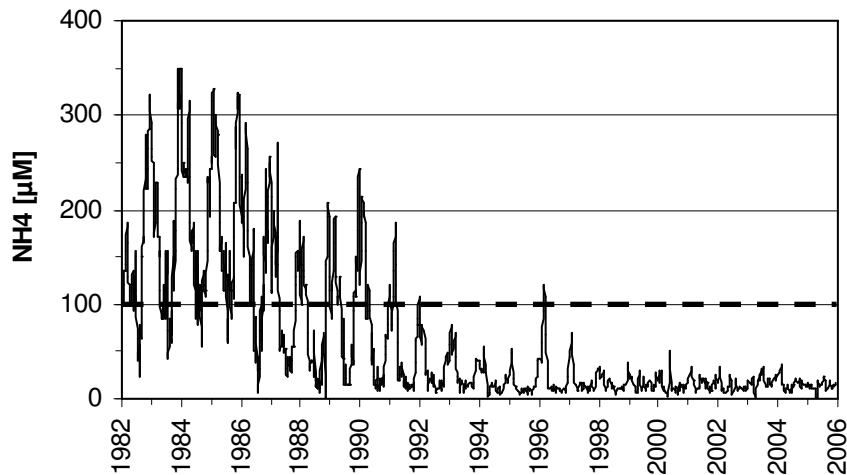


Abb. 3.19: Ammoniumkonzentration (NH_4) in der Elbe (Datengrundlage: ARGE Elbe)

Zu Beginn der Messreihe lagen die Maxima bis einschließlich 1986 jedes Jahr über 300 μM NH_4 und damit weit über den damals von der EWG für Fischgewässer empfohlenen Grenzwerten von 36-72 μM NH_4 (78/659/EWG). Die NH_4 -Gehalte zeigen zudem ausgeprägte saisonale Schwankungen. Ein Grund hierfür ist, neben den jahreszeitlich bedingten Unterschieden bei den Einträgen, dass Ammonium vom Phytoplankton bevorzugt aufgenommen wird und es durch die bakterielle Nitrifikation relativ schnell zu Nitrit und Nitrat oxidiert wird. Die Maxima haben sich jedoch seit Beginn der Aufzeichnungen deutlich verringert, sodass ab 1998 konstant weniger als 50 μM NH_4 gemessen wurde. Der Trend über die 24-jährige Messreihe zeigt eine deutliche Abnahme der mittleren NH_4 -Gehalte der Elbe um 91 % (Tab. 3.2, S. 30).

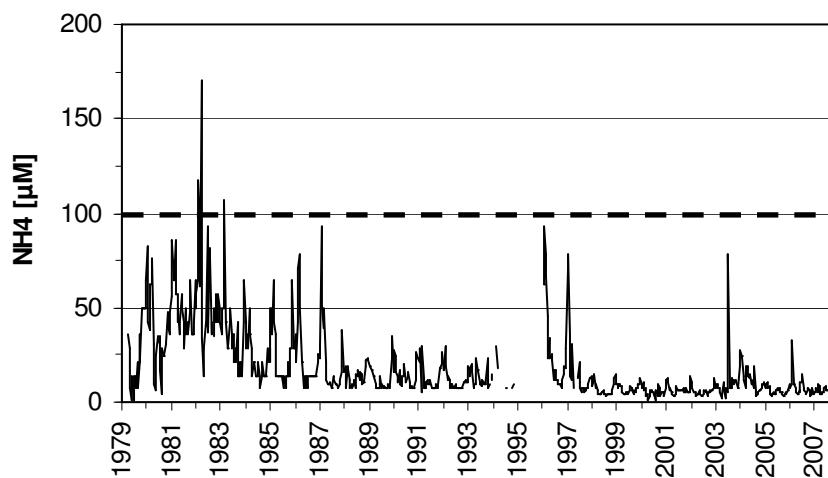


Abb. 3.20: Ammoniumkonzentration (NH_4) in der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser; Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FGG Weser)

Die Monatsmittelwerte der Ammoniumkonzentration in der Weser korrelieren etwas schwächer, jedoch immer noch signifikant ($r = 0,51$), mit den für die Elbe ermittelten Werten (Tab. II, Anhang). Die Jahresgänge liegen zudem insgesamt deutlich niedriger (Abb. 3.20). Maxima überschritten nur vereinzelt zu Beginn der Messreihe $100 \mu\text{M NH}_4$. Nach 1982 setzt ein Abwärtstrend ein mit dem Ergebnis, dass die durchschnittlichen Ammoniumgehalte der Periode 2001-05 um 70 % niedriger lagen als in der Vergleichsperiode 1983-87 (Tab. 3.3, S. 31). In den letzten Jahren lagen die Maxima zu meist unter $30 \mu\text{M NH}_4$.

Fracht

Auch die Ammoniumfracht ist entsprechend den gesunkenen NH_4 -Konzentrationen in der Elbe und Weser zurückgegangen. Die Frachtmaxima fallen in der Elbe in die Monate Dezember bis März. So wurde auch das absolute Maximum der Messreihe mit 484 t/d $\text{NH}_4\text{-N}$ im März 1987 beobachtet (Abb. 3.21). Im Jahr 2005 wurden dagegen nur noch maximal 32 t/d $\text{NH}_4\text{-N}$ festgestellt. Diese Reduktion setzt deutlich erkennbar ab dem Jahr 1987 ein. Im Vergleich mit den schon seit 1984 sinkenden NH_4 -Konzentrationen haben sich die Frachten abflussbedingt erst später verringert.

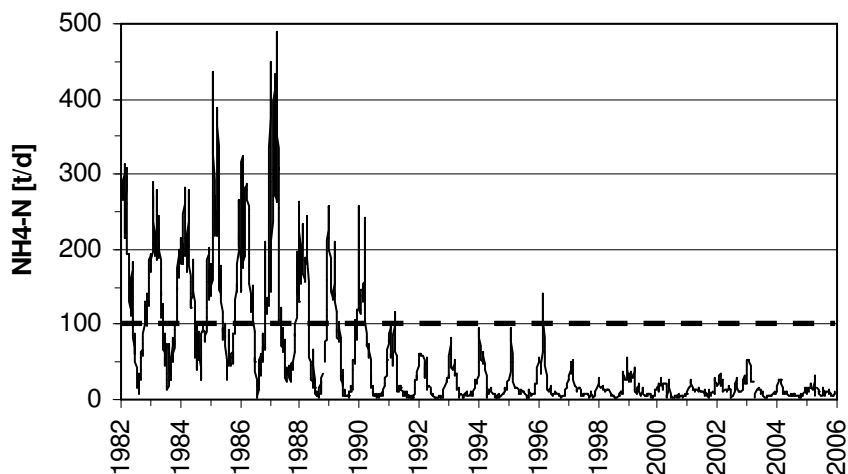


Abb. 3.21: Ammoniumfracht ($\text{NH}_4\text{-N}$) der Elbe (berechnete Daten; Lücken: fehlende Daten)

Die NH_4 -Fracht der Weser korreliert wiederum signifikant ($r = 0,73$) mit der Elbe (Tab. II, Anhang), sie ist jedoch um ein Vielfaches kleiner (Abb. 3.22). Im Jahre 1981 wurden maximal 103 t/d $\text{NH}_4\text{-N}$ durch die Weser in die Küstengewässer der Deutschen Bucht eingeleitet. Seitdem sanken die Frachtspitzen bis 2007 auf unter 5 t/d $\text{NH}_4\text{-N}$. Auch in der Weser fallen die Jahresmaxima in die Monate Dezember bis März.

Eine ausschließliche Betrachtung der NH_4 -Winterfrachten spiegelt denn auch die für den gesamten Jahresgang beschriebene Gesamtentwicklung in beiden Flüssen wider. Während die Abflussmengen zwischen den einzelnen Jahren unterschiedlich sind und keinem Trend folgen, verringern sich die NH_4 -Winterfrachten in der Elbe ab 1987 deutlich (Abb. 3.23). Die Regressionsanalyse ergibt für einen linearen Trend eine statistisch signifikante ($r = 0,88$) Abnahme über den gesamten Betrachtungszeitraum, die im Wesentlichen auf den steilen Abfall nach 1987 zurückzuführen ist. Die Winterfrachten der Weser sind ebenso signifikant ($r = 0,71$) zurückgegangen (Abb. 3.24). Eine deutliche Reduktion setzte hier jedoch schon ab 1982 ein.

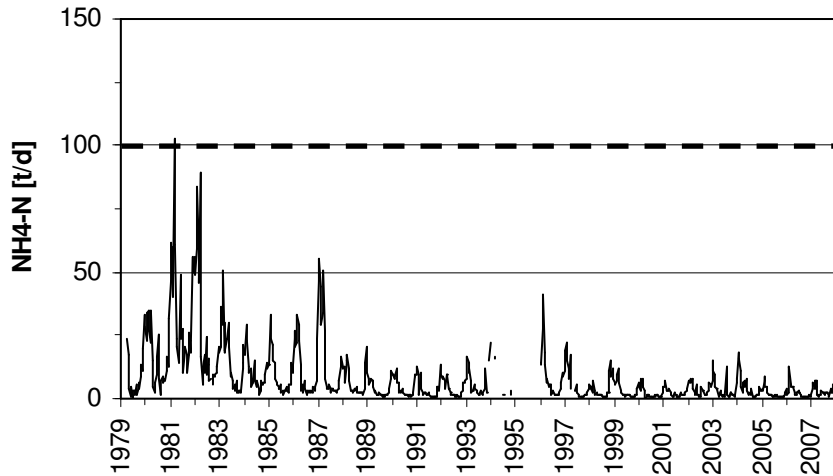


Abb. 3.22: Ammoniumfracht ($\text{NH}_4\text{-N}$) der Weser (berechnete Daten; unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser; Lücken: fehlende Daten)

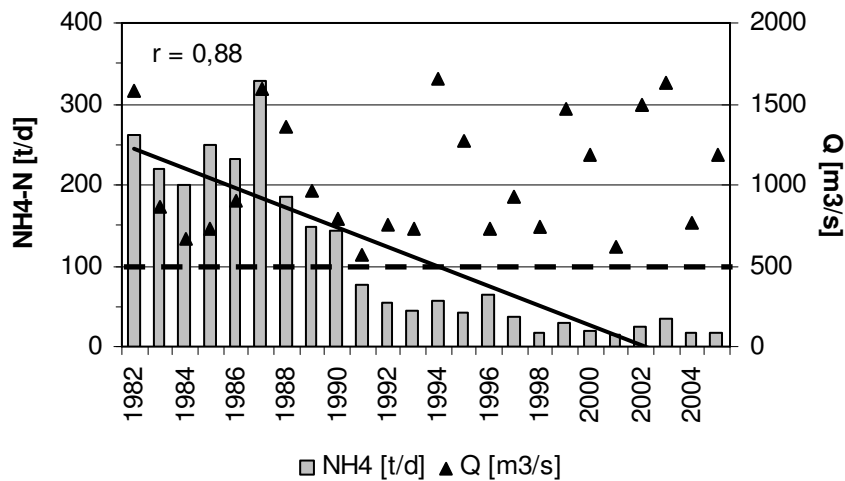


Abb. 3.23: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Ammoniumfracht ($\text{NH}_4\text{-N}$) und Abfluss (Q) der Elbe

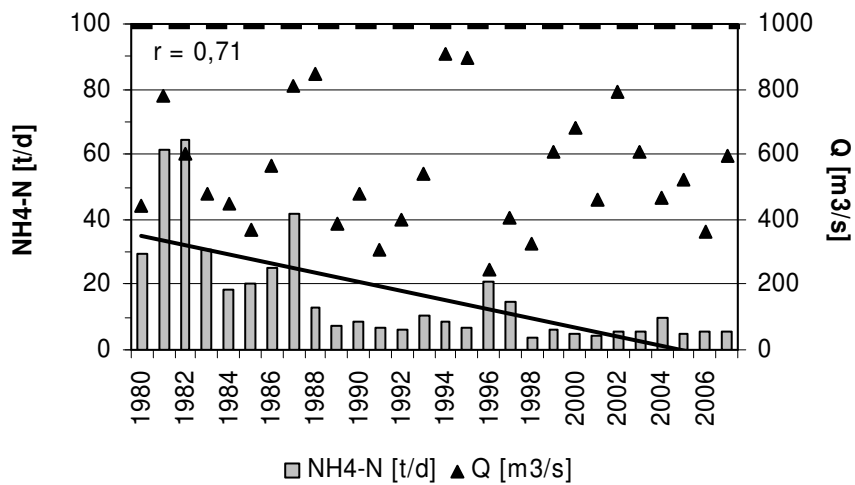


Abb. 3.24: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Ammoniumfracht ($\text{NH}_4\text{-N}$) und Abfluss (Q) der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Im Vergleich der jährlichen Wintermittelwerte der gewählten Perioden bestätigt sich die deutliche Reduktion der NH_4 -Einträge durch die Elbe und Weser (Abb. 3.25). Die Winterfrachten nehmen bei unterschiedlichen Abflussmengen sukzessive von Periode zu Periode ab. Dabei verringern sich in der Elbe zwischen der Periode 1983-87 und 2001-05 sowohl die Frachten bei hohen als auch bei niedrigen Abflussmengen. In der Weser nehmen zunächst zwischen den Vergleichsperioden 1983-87 und 1993-97 die Winterfrachten bei hohen Abflüssen ab, bevor dann bis zur Periode 2001-05 auch bei geringerem Abfluss weniger Ammonium transportiert wird.

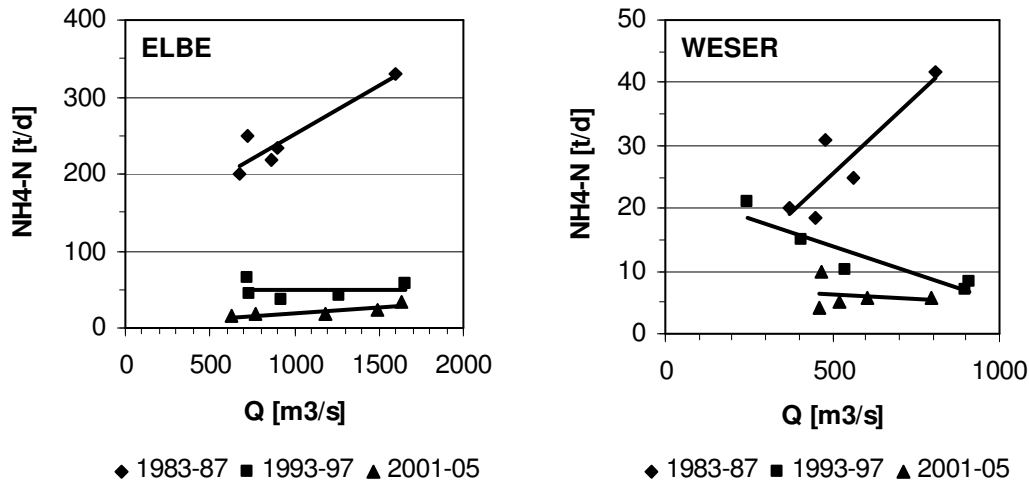


Abb. 3.25: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Ammoniumfracht (NH_4 -N) in der Elbe und Weser im Verhältnis zum Abfluss (Q), (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Auf Basis der gesamten Jahresgänge lässt sich diese Reduktion für die Vergleichsperioden wie folgt quantifizieren: Die Ammoniumfracht der Elbe hat sich von durchschnittlich 52,0 kt/a NH_4 -N in der Periode 1983-87 auf 7,5 kt/a NH_4 -N im Zeitraum 1993-97 um 86 % vermindert (Tab. 3.2, S. 30). Bis zur Periode 2001-05 wurde insgesamt eine Reduktion von 91 % erreicht. Für die Weser lässt sich auf Basis der langjährigen Mittel zwischen 1983-87 und 1993-97 zunächst eine geringere Reduktion der Ammoniumeinträge um 59 % von 4,4 kt/a NH_4 -N auf 1,8 kt/a NH_4 -N ermitteln (Tab. 3.3, S. 31). Bis 2001-05 sank die Ammoniumfracht jedoch weiter auf 1,2 kt/a NH_4 -N und damit um 72 %.

Nitrit

Konzentration

Nitrit wird u.a. als Produkt eines zweistufigen mikrobiellen Prozesses der Ammoniumoxidation zu Nitrat gebildet. Da Nitrit nur ein Zwischenprodukt in diesem Oxidationsprozess darstellt, sind die Konzentrationen in Gewässern häufig relativ niedrig. Unter anaeroben Bedingungen kann sich der Nitritgehalt zwar deutlich erhöhen, gewöhnlich macht Nitrit jedoch einen relativ geringen Anteil am DIN aus. In der Elbe liegen durchschnittlich nur etwa 2 % des gelösten anorganischen Stickstoffs als Nitrit vor. Die Zeitreihe zeigt, dass die Nitritkonzentrationen in der Elbe im Betrachtungszeitraum deutlich gesunken sind (Abb. 3.26). Von Höchstwerten bis zu 58,6 μM NO_2 im Jahr 1982 haben sich die Maxima auf etwa 10,0 μM NO_2 bis zum Ende der Zeitreihe verringert, wobei der Abwärtstrend gegen Ende der 1980er Jahre einsetzte.

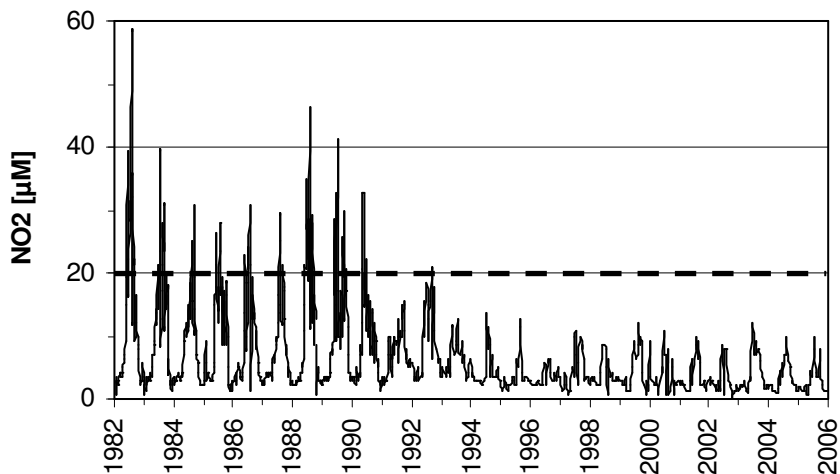


Abb. 3.26: Nitritkonzentration (NO_2) in der Elbe (Datengrundlage: ARGE Elbe)

Die Nitritgehalte in der Weser erreichten dagegen maximal $15 \mu\text{M NO}_2$ (Abb. 3.27). Jedoch ist zu beachten, dass Nitrit in der Weser erst ab Ende 1991 gemessen wird und die Werte in den 1980er Jahren möglicherweise deutlich höher lagen, wie z.B. in der Elbe zu beobachten war. Bis zum Jahr 2007 sanken die Maxima dann auf unter $3 \mu\text{M NO}_2$ ab.

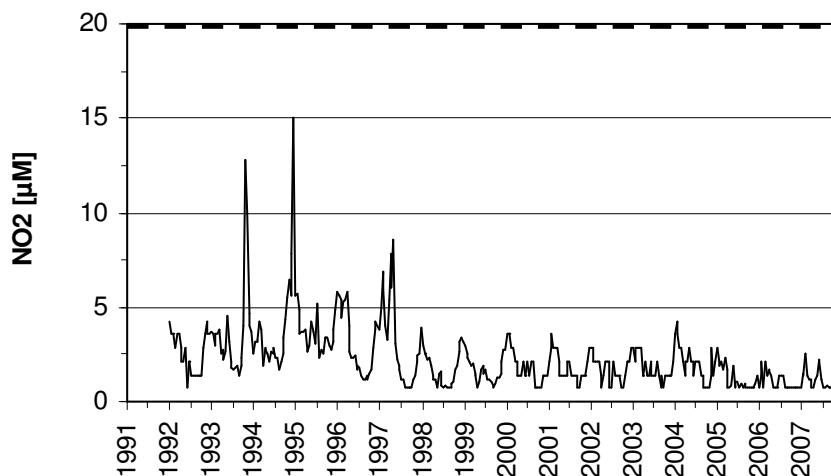


Abb. 3.27: Nitritkonzentration (NO_2) in der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser), (Datengrundlage: FGG Weser)

Fracht

Die Nitritfrachten der Elbe nehmen in zeitlicher Übereinstimmung mit den rückläufigen Nitritkonzentrationen ab. Dabei verringerten sich die Frachtmaxima von über $30 \text{ t/d NO}_2\text{-N}$ im Jahre 1988 auf unter $10 \text{ t/d NO}_2\text{-N}$ seit 1991 (Abb. 3.28), wobei vereinzelt etwas höhere Werte zu verzeichnen waren. Mit der Weser wurden im Jahre 1995 maximal $8,8 \text{ t/d NO}_2\text{-N}$ transportiert (Abb. 3.29). Im Jahr 2007 lag dagegen die höchste gemessene Nitritfracht bei $0,8 \text{ t/d NO}_2\text{-N}$. Im Hinblick auf die Wintersituation in der Elbe und Weser ist ein Trend zu rückläufigen Frachten, ähnlich wie beim DIN, nur undeutlich erkennbar (Abb. 3.30, Abb. 3.31). Insgesamt folgt die Entwicklung der Nitritfracht

im Winter jedoch dem Verlauf der DIN-Fracht zu dieser Jahreszeit mit etwas geringeren Frachtspitzen in den Wintern 2001-05 im Vergleich zu den Vorjahren.

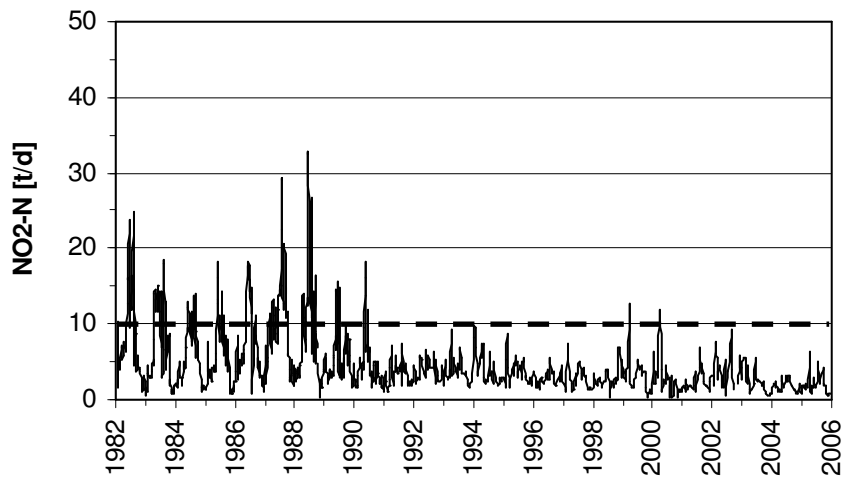


Abb. 3.28: Nitritfracht ($\text{NO}_2\text{-N}$) der Elbe (berechnete Daten)

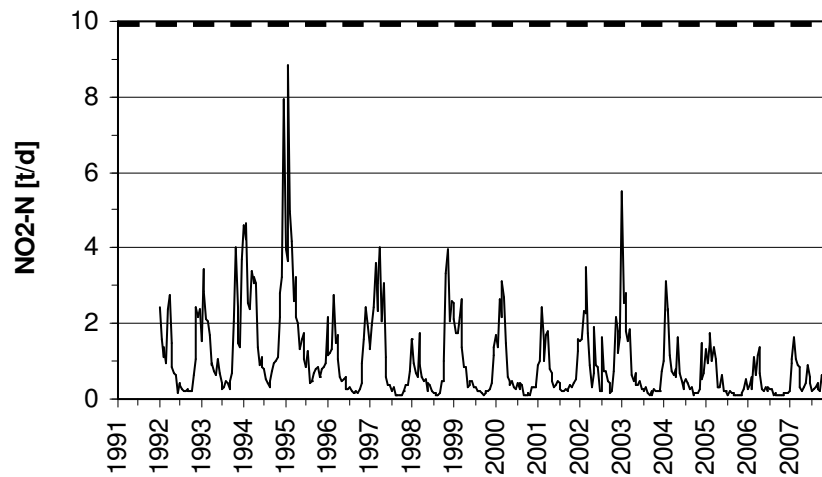


Abb. 3.29: Nitritfracht ($\text{NO}_2\text{-N}$) der Weser (berechnete Daten; unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

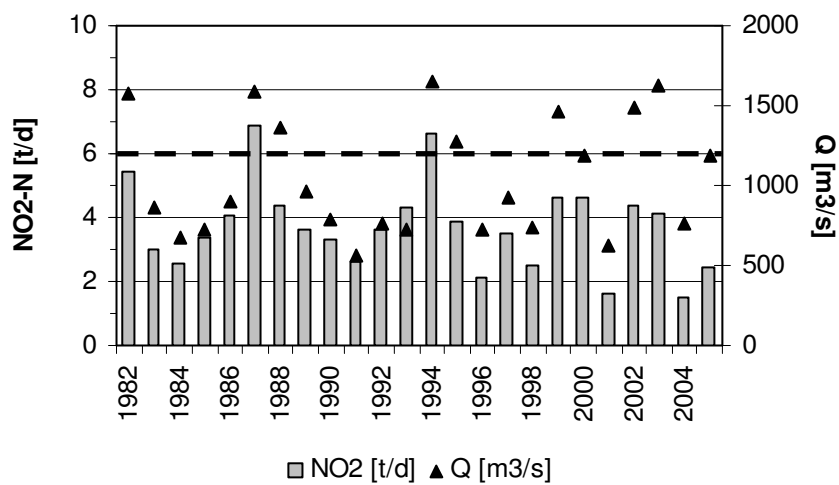


Abb. 3.30: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitritfracht ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Abfluss (Q) der Elbe

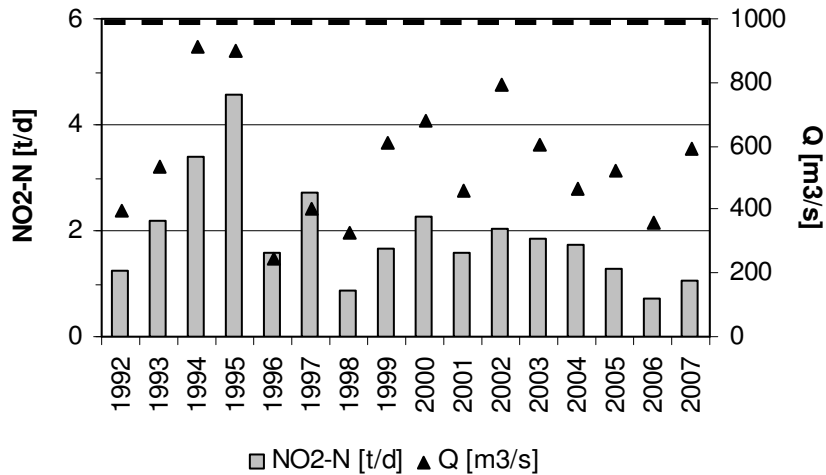


Abb. 3.31: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitritfracht ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Abfluss (Q) der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Ein Vergleich der Winterfrachten im Verhältnis zum Abfluss zeigt diese Entwicklung etwas deutlicher (Abb. 3.32). Demnach haben sich die winterlichen NO_2 -Frachten zwischen den Perioden 1983-87 und 2001-05 in der Elbe unabhängig vom Abfluss etwas verringert. Für die Weser lässt sich zwischen den Perioden 1993-97 und 2001-05 ebenso eine Abnahme feststellen.

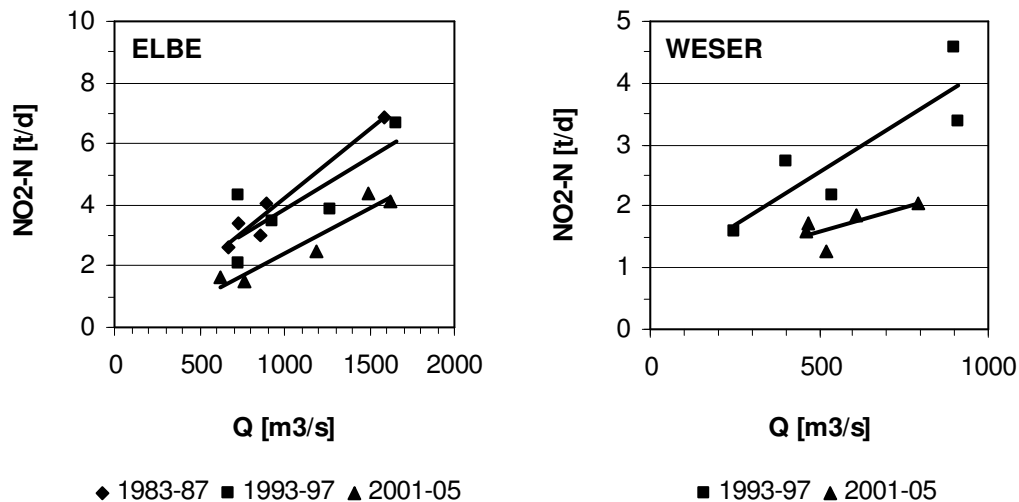


Abb. 3.32: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitritfracht ($\text{NO}_2\text{-N}$) in der Elbe und Weser im Verhältnis zum Abfluss (Q), (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Eine Quantifizierung dieser Beobachtungen über die Jahrgänge der ausgewählten Vergleichsperioden ergibt: Die Nitritfracht der Elbe verringerte sich entsprechend den gesunkenen Nitritkonzentrationen um 64 % von durchschnittlich 2.500 t/a $\text{NO}_2\text{-N}$ im Zeitraum 1983-87 auf unter 900 t/a $\text{NO}_2\text{-N}$ in 2001-05 (Tab. 3.2, S. 30). Für die Weser steht kein Vergleichswert für die 1980er Jahre zur Verfügung, da Nitrit erst 1991 in das Messprogramm aufgenommen wurde. Im Vergleich der Zeiträume 1993-97 und 2001-05 hat sich jedoch die NO_2 -Fracht der Weser um 50 % verringert (Tab. 3.3, S. 31).

Nitrat

Konzentration

Der Nitratgehalt der Elbe bestimmt im Wesentlichen sowohl die Konzentration der gelösten anorganischen Stickstoffkomponenten als auch den Gesamt-Stickstoff. Seit Beginn der regelmäßigen Nährstoffmessungen in der Elbe Anfang der 1980er Jahre nahm die Nitratkonzentration zunächst zu (Abb. 3.33). Jahresmaxima von $514,3 \mu\text{M NO}_3$ und $528,6 \mu\text{M NO}_3$ wurden 1987 und 1993 gemessen, verbunden mit stärkeren Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren. Ab 1994 stabilisierte sich der Kurvenverlauf und pendelte sich für einige Jahre auf hohem Niveau ein. Maxima lagen bis 1997 um etwa $400 \mu\text{M NO}_3$. Ab 1998 sanken die überwiegend in den Monaten Januar bis März zu beobachtenden jährlichen Nitratmaxima etwas ab, sodass im März 2005 ein Jahresmaximum von $364,3 \mu\text{M NO}_3$ gemessen wurde. Im Vergleich der Untersuchungsperioden 1983-87 und 1993-97 zeigt sich zunächst eine Zunahme der mittleren Nitratkonzentrationen um 10 % (Tab. 3.2, S. 30). Bis 2001-05 ergibt sich jedoch insgesamt eine leichte Reduktion von 12 % über den gesamten Betrachtungszeitraum.

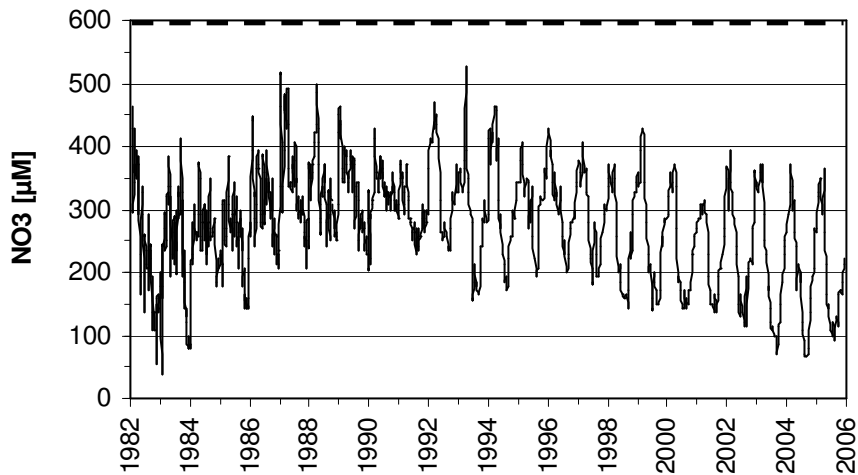


Abb. 3.33: Nitratkonzentration (NO_3) in der Elbe (Datengrundlage: ARGE Elbe)

Nitrat ist in der Weser wie auch in der Elbe die bedeutendste gelöste anorganische Stickstoffkomponente und bestimmt den DIN-Verlauf (Abb. 3.34). Zudem korrelieren die monatlichen Mittelwerte der Nitratgehalte beider Flüsse signifikant ($r = 0,78$) miteinander, sodass eine ähnliche Dynamik im Jahresgang zu erwarten ist (Tab. II, Anhang). In der zeitlichen Abfolge schwanken die Nitratmaxima ähnlich wie in der Elbe. Die höchste Nitratkonzentration der Zeitreihe wurde mit $721 \mu\text{M NO}_3$ im Januar 1980 gemessen. Nach einem kurzzeitigen Rückgang stiegen die Maxima dann bis Mitte der 1980er Jahre auf etwa $500\text{-}600 \mu\text{M NO}_3$ an. Ab Mitte der 1990er Jahre ist ein leichter Rückgang festzustellen. Insgesamt liegen die Nitratgehalte in der Weser über den für die Elbe ermittelten Werten. Insbesondere in der ersten Vergleichsperiode 1983-87 wurden im Mittel etwa $100 \mu\text{M NO}_3$ höhere Nitratkonzentrationen beobachtet als in der Elbe. Für die Weser ist jedoch im Gegensatz zur Elbe von 1983-87 bis 1993-97 eine 12 %-ige Abnahme der mittleren Nitratkonzentrationen von $414,2 \mu\text{M NO}_3$ auf $365,0 \mu\text{M NO}_3$ zu verzeichnen (Tab. 3.3, S. 31). Bis 2001-05 verringerten sich die durchschnittlichen Nitratgehalte der Weser um 28 % auf $296,8 \mu\text{M NO}_3$ im Vergleich zu 1983-87.

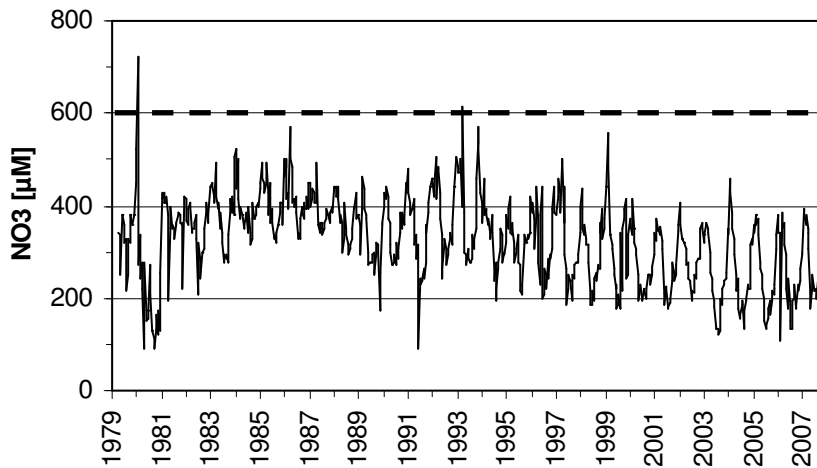


Abb. 3.34: Nitratkonzentration (NO_3) in der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser), (Datengrundlage: FGG Weser)

Fracht

Aus dem Kurvenverlauf der Nitratfracht in der Elbe ragen einige Frachtspitzen in den 1980er Jahren heraus (Abb. 3.35). Die höchste in der Zeitreihe gemessene Nitratfracht wurde mit 2.267 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$ am 05. April 1988 beobachtet. Dieses Maximum entwickelte sich aus einem Jahresmaximum der Nitratkonzentration von $500 \mu\text{M NO}_3$, welches zeitlich zusammenfiel mit dem absoluten Abflussmaximum der Zeitspanne 1982-2005 von $3.748 \text{ m}^3/\text{s}$ während des April-Hochwassers 1988 (Kap. 3.2.2.1, S. 27ff).

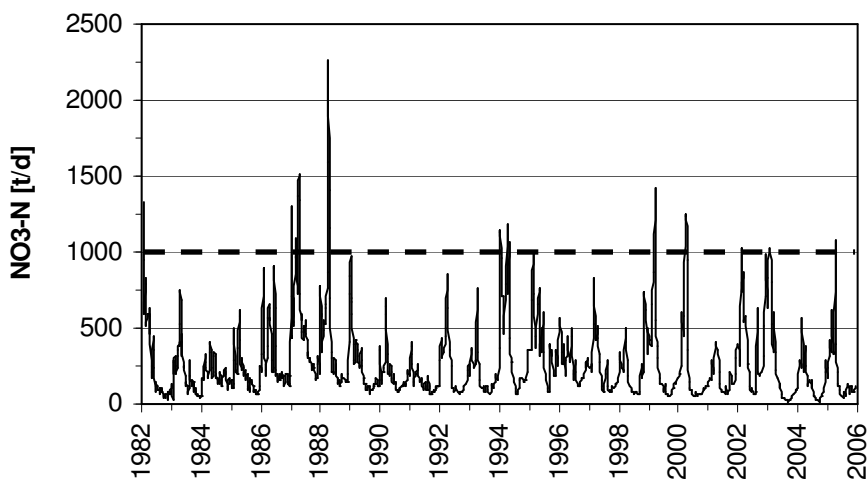


Abb. 3.35: Nitratfracht ($\text{NO}_3\text{-N}$) der Elbe (berechnete Daten)

In den übrigen Jahren wurden hingegen maximal $1.500 \text{ t/d NO}_3\text{-N}$ durch die Elbe transportiert. Aus den Einzelmessungen geht jedoch insgesamt kein Trend hervor. Die Nitratfrachten von Elbe und Weser korrelieren ebenso signifikant ($r = 0,73$) miteinander wie die Nitratkonzentrationen in beiden Flüssen (Tab. II, Anhang). Im Vergleich der Jahrgänge wird jedoch deutlich, dass die Weser für die Nitrateinträge in die Deutsche Bucht weniger bedeutend ist als die Elbe (Abb. 3.36). Einzelne Frachtspitzen erreichen in der Weser zwar $750 \text{ t/d NO}_3\text{-N}$, zumeist liegen die Maxima jedoch unter $500 \text{ t/d NO}_3\text{-N}$. Ebenso wie in der Elbe ist auch für die Nitratfrachten der Weser anhand der

Jahresgänge kein Trend erkennbar. Betrachtet man exklusiv die Winterfrachten in beiden Flüssen, ergibt sich ein ähnliches Bild wie bereits für die Jahresgänge beschrieben (Abb. 3.37, Abb. 3.38). Ein signifikanter Trend ist aus den Winterfrachten der Messreihen nicht ableitbar.

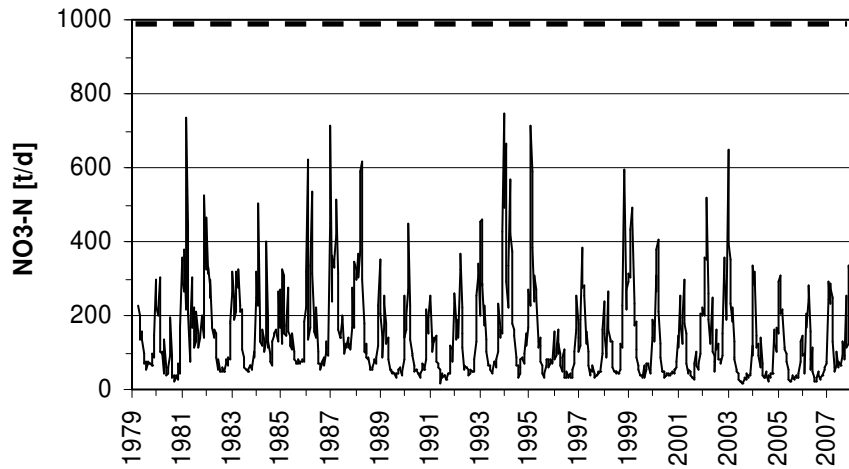


Abb. 3.36: Nitratfracht ($\text{NO}_3\text{-N}$) der Weser (berechnete Daten; unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

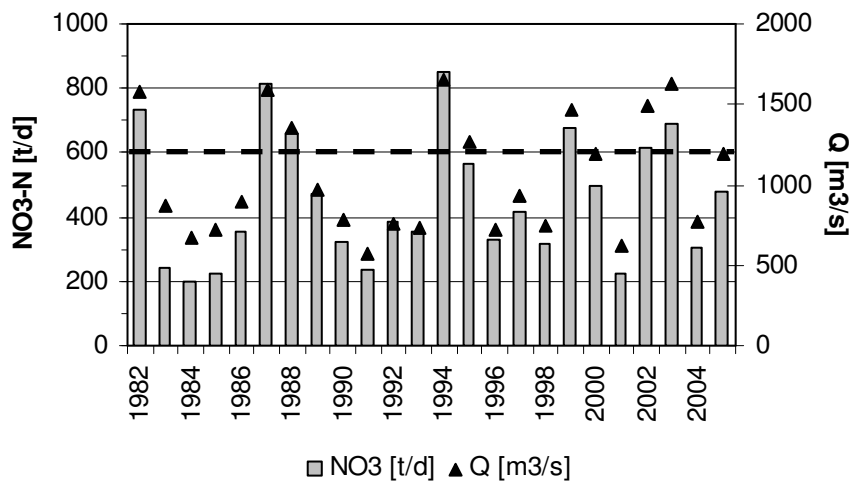


Abb. 3.37: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitratfracht ($\text{NO}_3\text{-N}$) und Abfluss (Q) der Elbe

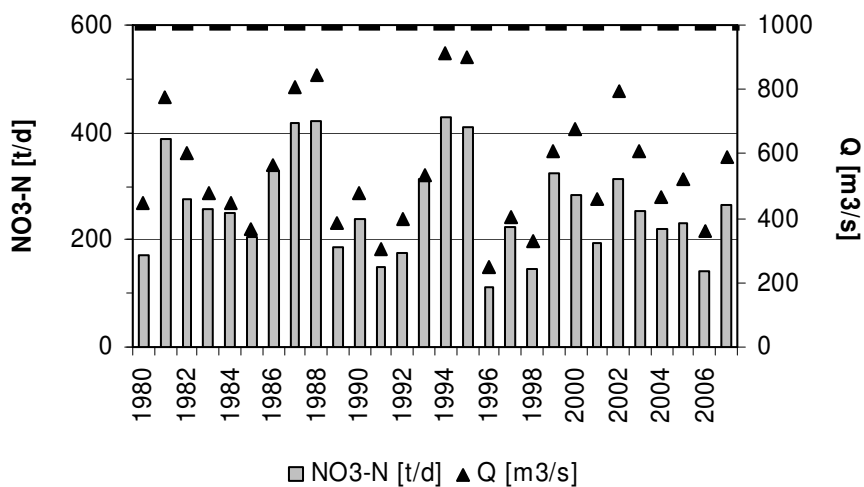


Abb. 3.38: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitratfracht ($\text{NO}_3\text{-N}$) und Abfluss (Q) der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

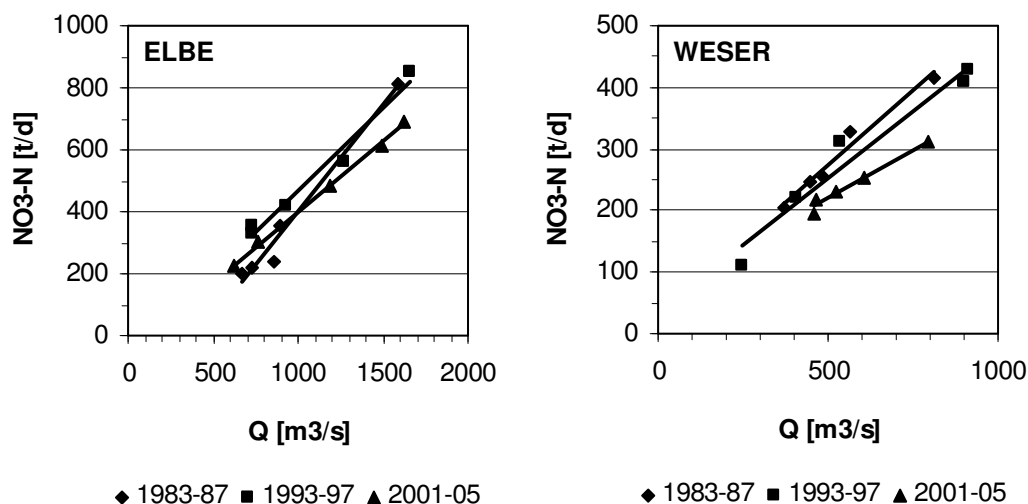


Abb. 3.39: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitratfracht ($\text{NO}_3\text{-N}$) in der Elbe und Weser im Verhältnis zum Abfluss (Q), (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Auch aus der Betrachtung in Abhängigkeit vom Abfluss geht aus den Wintermittelwerten der Vergleichsperioden kein eindeutiger Abwärtstrend hervor (Abb. 3.39). Zunächst nahm die Nitratfracht der Elbe in Wintern mit geringerer Wasserführung zwischen 1983-87 und 1993-97 sogar zu. Bei höheren Abflüssen blieben die Frachten dagegen in etwa gleich. Die Vergleichsperiode 2001-05 brachte dann eine leichte Reduktion der Nitratfrachten bei größeren Abflussmengen. In der Weser zeichnet sich die Reduktion der winterlichen Nitratfrachten etwas deutlicher ab. Ein leichter Rückgang ist vor allem bis zum Zeitraum 2001-05 erkennbar. Bei höheren Abflüssen führte die Weser dann weniger Nitrat mit sich als in früheren Jahren. Bei der Analyse der Nitratfrachten im Winter ist allerdings zu beachten, dass die Jahresmaxima gelegentlich erst im April zu beobachten sind und somit nicht in die Betrachtung einfließen.

Die Quantifizierung für die Vergleichsperioden auf Basis der Mittelwertbildung aus den vollständigen Jahrgängen ergibt: Die Vergleichsperioden zeigen, dass die mittlere Nitratfracht der Elbe von 103,0 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$ im Zeitraum 1983-87 bis 1993-97 um 8 % auf 111,5 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$ anstiegen war (Tab. 3.2, S. 30). Über den gesamten Betrachtungszeitraum ergibt sich bis 2001-05 jedoch ein leichter Rückgang um 17 % auf 85,7 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$. Im Mittel nahm die Nitratfracht der Weser von 1983-87 bis 1993-97 zunächst von 65,5 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$ auf 55,9 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$ um 15 % ab (Tab. 3.3, S. 31). Die Nitrat-einträge wurden danach weiter reduziert und sanken bis 2001-05 auf 44,7 kt/a $\text{NO}_3\text{-N}$ und somit um insgesamt 32 % im Vergleich zu 1983-87.

3.2.2.2.2 Phosphor

Gesamt-Phosphor

Konzentration

Die Konzentration des Gesamt-Phosphors in der Elbe zeigt schon in der Darstellung der Einzelmesswerte einen deutlichen Abwärtstrend (Abb. 3.40). Jahresmaxima liegen in der Periode 1983-87 häufig über 25 μM TP und sind unregelmäßig über das Jahr verteilt. Nach Stabilisierung des Abwärtstrends ab Mitte der 1990er Jahre überschreiten die jährlichen Maxima nur noch vereinzelt 11 μM TP. Die für 1993-97 ermittelte durchschnittliche Konzentration des Gesamt-Phosphors lag bei 6,5 μM TP und somit 50 %

unter den Werten der Periode 1983-87 (Tab. 3.2, S. 30). Bis 2001-05 erfolgte jedoch keine weitere Verringerung.

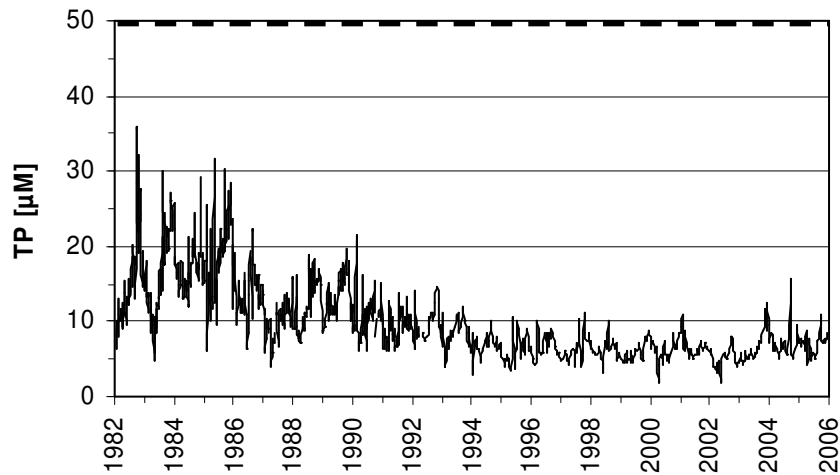


Abb. 3.40: Konzentration des Gesamt-Phosphors (TP) in der Elbe (Datengrundlage: ARGE Elbe)

Die Monatsmittelwerte der TP-Konzentrationen von Elbe und Weser korrelieren nur schwach signifikant ($r = 0,33$) miteinander (Tab. II, Anhang). Die Konzentration des Gesamt-Phosphors lag in der Weser besonders zu Beginn der Messreihe um ein Vielfaches höher als in der Elbe, wie aus einem Vergleich der Jahrgänge hervorgeht (Abb. 3.41). Während in der Elbe die Höchstwerte unter $40 \mu\text{M}$ TP blieben, lagen sie in der Weser fast bei $200 \mu\text{M}$ TP. Die Zeitreihe zeigt schon mit dem Beginn der Messungen eine abnehmende Tendenz in den Jahresmaxima. Die Abnahme setzte früher ein als in der Elbe und sie erfolgte umfassender. Im Vergleich der gemittelten Konzentrationen sank der Gesamt-Phosphorgehalt in der Weser von $21,1 \mu\text{M}$ TP in 1983-87 auf $7,1 \mu\text{M}$ TP in den 1990er Jahren um 66 % (Tab. 3.3, S. 31). Bis 2001-05 wurden die durchschnittlichen Konzentrationen dann noch weiter auf $4,4 \mu\text{M}$ TP und damit insgesamt um 79 % reduziert.

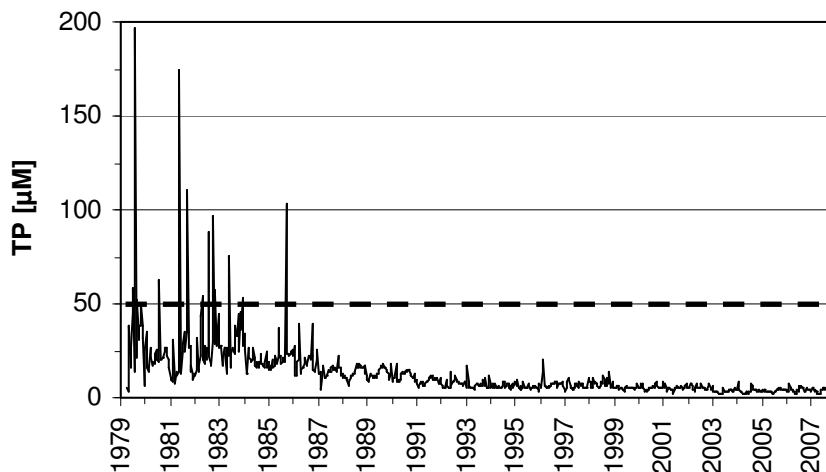


Abb. 3.41: Konzentration des Gesamt-Phosphors (TP) in der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser), (Datengrundlage: FGG Weser)

Fracht

Der Abwärtstrend spiegelt sich auch in den Frachten wider. Einzelne Frachtmaxima lagen zu Beginn der Zeitreihe in der Elbe bei über 70 t/d TP (Abb. 3.42). Ab Ende der 1980er Jahre verringerten sich die TP-Frachten in der Elbe, sodass die maximalen Frachtraten i.d.R. unter 50 t/d TP blieben. Dabei sind die Jahresmaxima zwar häufig von Dezember bis März zu beobachten, können aber auch gelegentlich erst im April oder Mai eintreten. Bei sehr hohen Abflüssen können die Jahresmaxima auch zu anderen Zeitpunkten beobachtet werden, wie z.B. infolge des Elbehochwassers im August 2002. Hier wurden bis zu 42 t/d TP transportiert.

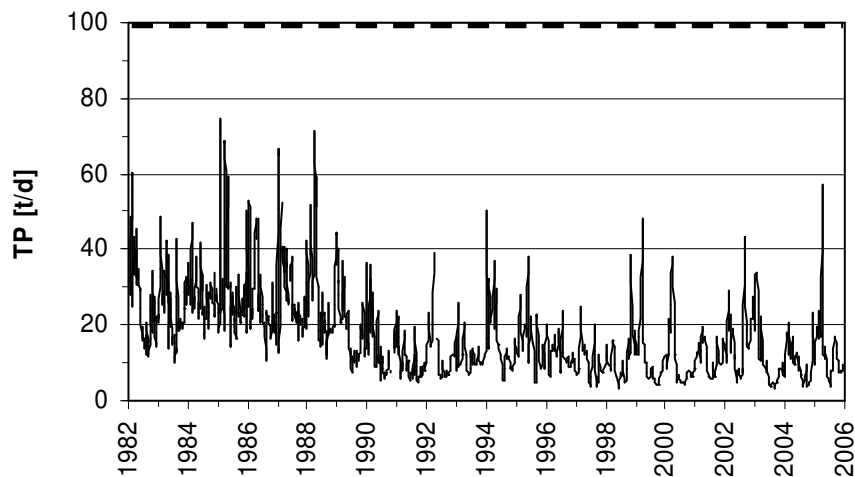


Abb. 3.42: Gesamt-Phosphorfracht (TP) der Elbe (berechnete Daten)

Die TP-Frachten der Weser korrelieren etwas besser mit denen der Elbe ($r = 0,47$) als die TP-Konzentrationen. In der Weser wurde entsprechend dem deutlichen Rückgang der TP-Gehalte jedoch eine umfassendere Reduktion der Einträge erreicht. Auffallend sind zunächst die außerordentlich hohen Phosphoreinträge des Jahres 1981 (Abb. 3.43).

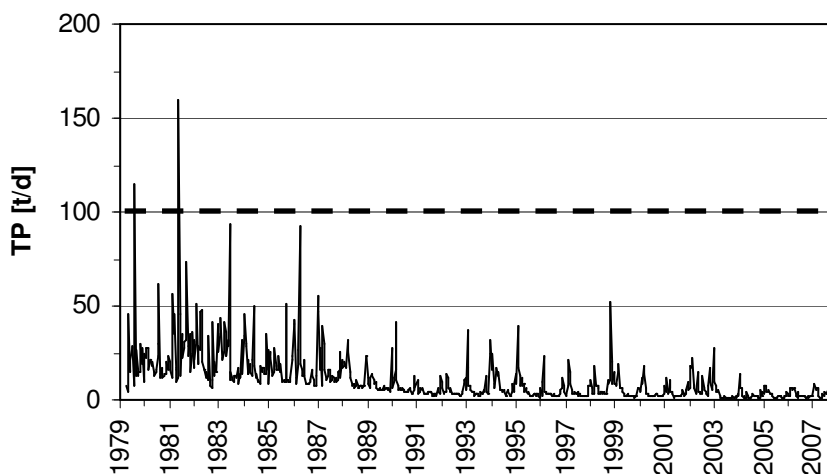


Abb. 3.43: Gesamt-Phosphorfracht (TP) der Weser (berechnete Daten; unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Hier wurde an einzelnen Tagen bis zu 160 t/d TP durch die Weser in die Küstengewässer eingetragen. Zwar sind einige Frachtmaxima in der Weser somit deutlich höher als

in der Elbe, insgesamt wird jedoch abflussbedingt mehr Gesamt-Phosphor durch die Elbe in die Küstengewässer transportiert. Ab Ende der 1980er Jahre bleibt die maximale TP-Fracht der Weser unter 50 t/d TP. Die TP-Winterfrachten zeigen einen signifikanten Abwärtstrend sowohl für die Elbe ($r = 0,68$) als auch für die Weser ($r = 0,83$). Während die mittleren Winterfrachten in der Elbe in den 1980er Jahren noch regelmäßig bei 30-40 t/d TP lagen, wurden nach 1994 nur noch selten 20 t/d TP überschritten (Abb. 3.44). Die deutlichste Abnahme erfolgte in den Wintern zwischen 1987 und 1991. In diesem Zeitraum wurden jedes Jahr geringere TP-Frachten als im Vorjahr gemessen. In der Weser nahmen die Winterfrachten von 20-30 t/d TP in den 1980er Jahren auf unter 15 t/d TP ab 1995 ab (Abb. 3.45). Nach dem Jahr 2002 blieben die mittleren Winterfrachten deutlich unter 10 t/d TP.

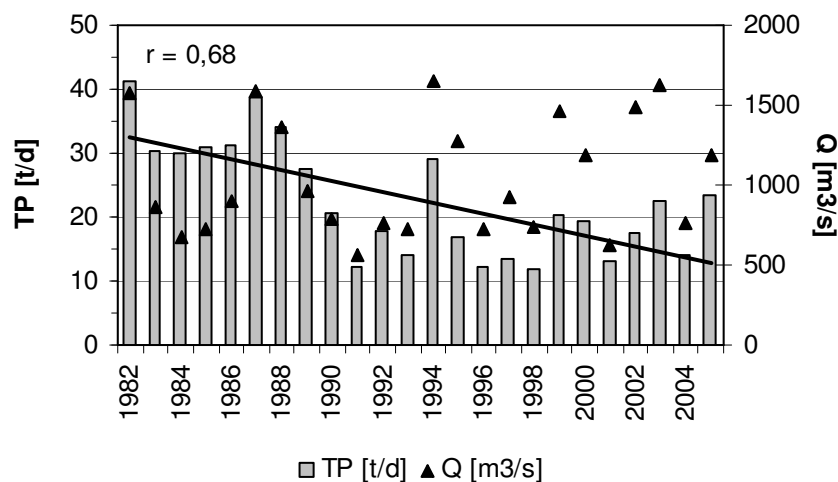


Abb. 3.44: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Gesamt-Phosphorfracht (TP) und Abfluss (Q) der Elbe

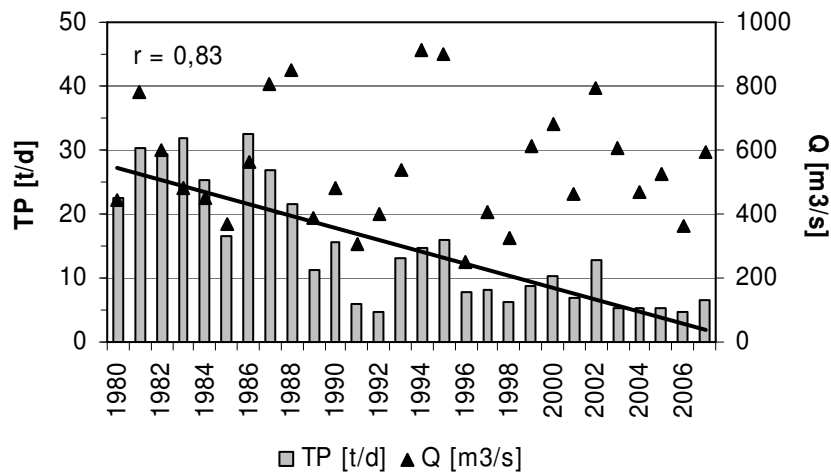


Abb. 3.45: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Gesamt-Phosphorfracht (TP) und Abfluss (Q) der Weser (unterschiedliche rechte y-Skalen für Elbe und Weser)

Wie die Wintermittelwerte der Vergleichsperioden zeigen, wurde in beiden Flüssen besonders zwischen den Perioden 1983-87 und 1993-97 unabhängig vom Abfluss ein deutlicher Rückgang erzielt (Abb. 3.46). Dieser Trend war in der Elbe im Wesentlichen bereits in den 1990er Jahren abgeschlossen. In der Weser nahmen die Winterfrachten bis zum Zeitraum 2001-05 noch etwas weiter ab.

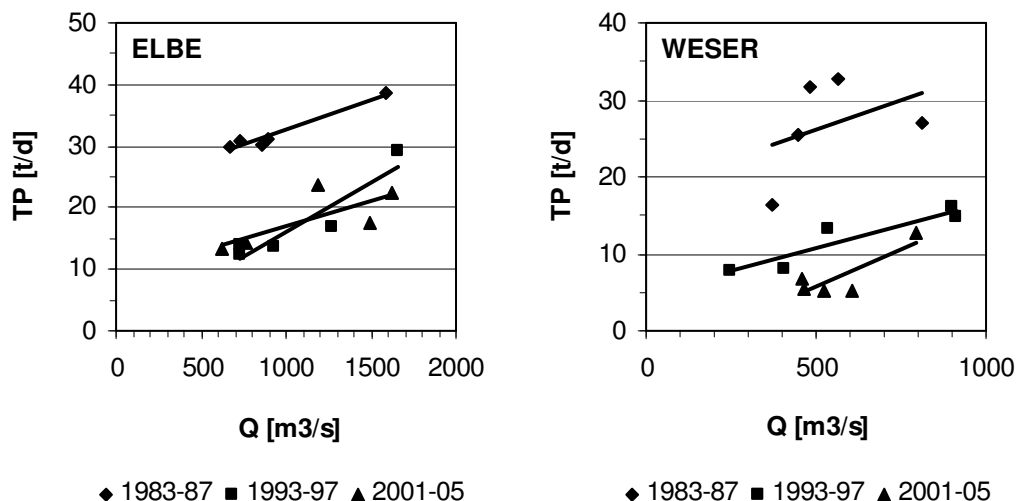


Abb. 3.46: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Gesamt-Phosphorfracht (TP) in der Elbe und Weser im Verhältnis zum Abfluss (Q), (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Eine Quantifizierung der Trends auf Basis vollständiger Jahresgänge ergibt für die gewählten Vergleichsperioden: Im Zeitraum 1983-87 erreichten etwa 10 kt/a TP in gelöster und partikulärer Form mit der Elbe die Küstengewässer (Tab. 3.2, S. 30). Nach Einsetzen der Reduktionsmaßnahmen waren es 1993-97 noch 4,9 kt/a TP. Bis 2001-05 sank die durchschnittliche Jahresfracht dann noch geringfügig weiter auf 4,5 kt/a TP ab. Damit reduzierten sich die Einträge bis 1993-97 um 51 % und bis 2001-05 um 55 % im Vergleich zu 1983-87.

In der ersten Periode 1983-87 wurden mit der Weser im Mittel etwa 7 kt/a TP in die Küstengewässer verfrachtet, also trotz des nur etwa halb so hohen Abflusses 70 % des Elbeeintrags an Gesamt-Phosphor (Tab. 3.3, S. 31). Bis 1993-97 reduzierte sich die TP-Fracht jedoch um 67 % auf 2,4 kt/a TP und war auf etwa die Hälfte des Elbeeintrags gesunken. Im Zeitraum 2001-05 lag die Gesamt-Phosphorfracht der Weser bei 1,6 kt/a TP und wurde somit seit 1983-87 um 78 % verringert. Das entspricht etwa einem Drittel der Menge des Gesamt-Phosphors, welcher durch die Elbe in die Deutsche Bucht eingetragen wird. Insgesamt ist die deutliche Reduktion der TP-Einträge durch die Elbe und Weser wahrscheinlich größtenteils auf die Reduktionsanstrengungen, insbesondere den Klärwerksausbau und die Einführung phosphatfreier Waschmittel, zurückzuführen. Die Maßnahmen wirkten sich auf den Phosphorgehalt in den Flüssen nachhaltig aus.

Phosphat

Im Mittel liegt in der Elbe weniger als die Hälfte des Gesamt-Phosphors als gelöstes anorganisches Phosphat vor. Aus der Messwertverteilung im Histogramm geht hervor, dass von den insgesamt 868 Messungen, die in der Elbe zwischen 1982 und 2005 durchgeführt wurden, bei 618 Messungen weniger als 50 % gelöster anorganischer Phosphor vorlag (Abb. 3.47). Bei 250 Messungen bestand dagegen der überwiegende Teil des Gesamt-Phosphors aus Phosphat. Somit ist im Gegensatz zu den Verhältnissen beim Stickstoff der durchschnittliche Anteil gelöster organischer und partikulärer Bestandteile am Gesamt-Phosphor deutlich höher.

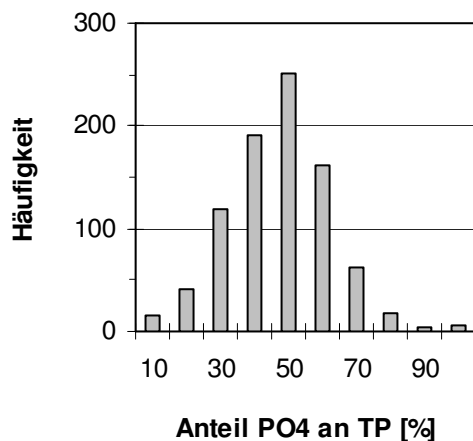


Abb. 3.47: Histogramm zur Messwertverteilung des PO₄-Anteils am Gesamt-Phosphor (TP) in der Elbe im Zeitraum 1982-2005

Konzentration

Der Verlauf der gelösten Phosphatkonzentration zwischen 1982 und 2005 folgt in der Elbe in etwa der Kurve für den Gesamt-Phosphorgehalt (Abb. 3.48).

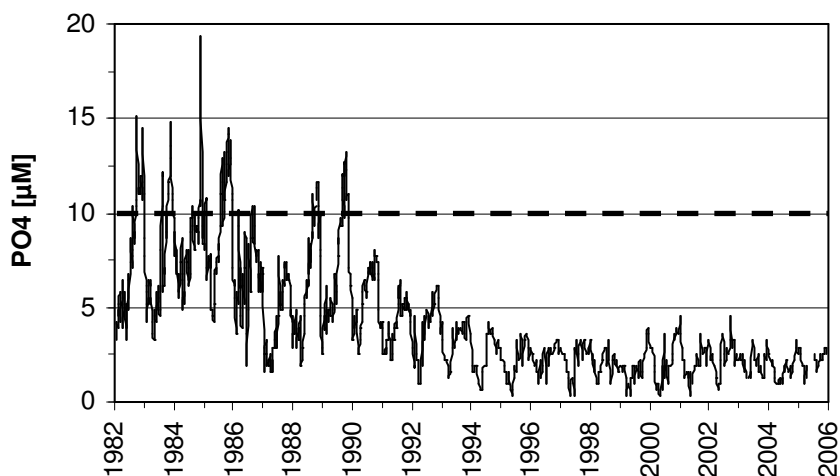


Abb. 3.48: Phosphatkonzentration (PO₄) in der Elbe (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: ARGE Elbe)

Im ersten Zeitabschnitt bis 1985 lagen die Jahresmaxima in den Monaten Oktober und November und erreichten mehr als 14 µM PO₄. Mit dem Anfang der 1990er Jahre einsetzenden Abwärtstrend sanken die Jahresmaxima auf deutlich unter 5 µM PO₄. Die gemittelten Konzentrationen des Phosphats nahmen von 1983-87 bis 1993-97 um 65 % ab (Tab. 3.2, S. 30), danach erfolgte keine weitere Verringerung. Die Monatsmittelwerte der Phosphatgehalte von Weser und Elbe korrelieren signifikant ($r = 0,71$) miteinander (Tab. II, Anhang). In der Weser waren zu Beginn der Messreihe jedoch höhere Phosphatkonzentrationen als in der Elbe zu beobachten. 1979 wurde mit 33,6 µM PO₄ das absolute Maximum der vorliegenden Messreihe festgestellt (Abb. 3.49).

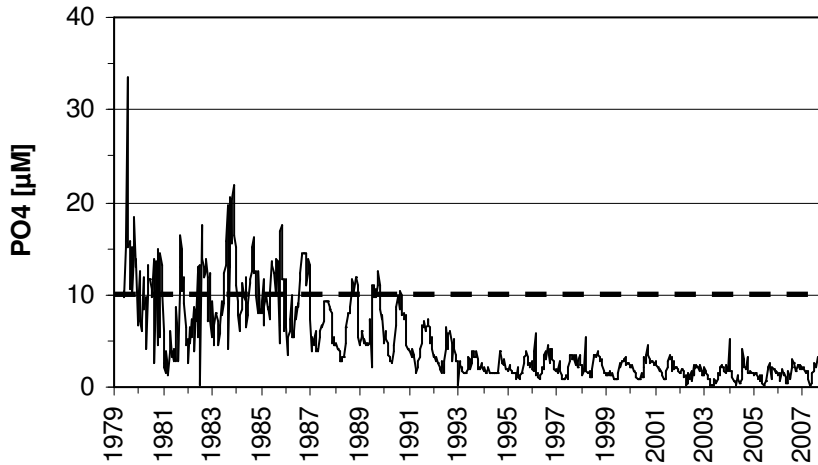


Abb. 3.49: Phosphatkonzentration (PO₄) in der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser; Datengrundlage: FGG Weser)

Danach verringerten sich die jährlichen Maxima zunächst auf unter 15 µM PO₄, stiegen jedoch bis Ende 1983 wieder auf mehr als 20 µM PO₄ an. Erst ab 1984 setzte ein stabilerer Abwärtstrend der Phosphatmaxima ein, welcher Ende 1994 mit etwa 3 µM PO₄ einen vorübergehenden Tiefstand erreichte. Im Mittel sank die Phosphatkonzentration von 8,5 µM PO₄ im Zeitraum 1983-87 auf 2,2 µM PO₄ bis 1993-97 und damit um 74 % (Tab. 3.3, S. 31). Bis 2001-05 konnte für die Weser im Gegensatz zur Elbe eine weitere Verringerung der Phosphatkonzentration auf 1,6 µM PO₄ erreicht werden. Damit liegt der durchschnittliche Phosphatgehalt um 81 % unter den Vergleichswerten der Periode 1983-87.

Fracht

Einhergehend mit der Verringerung der Phosphatkonzentrationen in Elbe und Weser reduzierten sich auch die Phosphatfrachten. In der Elbe lag sie noch bis Ende 1988 im Mittel bei 12,2 t/d PO₄-P (Abb. 3.50).

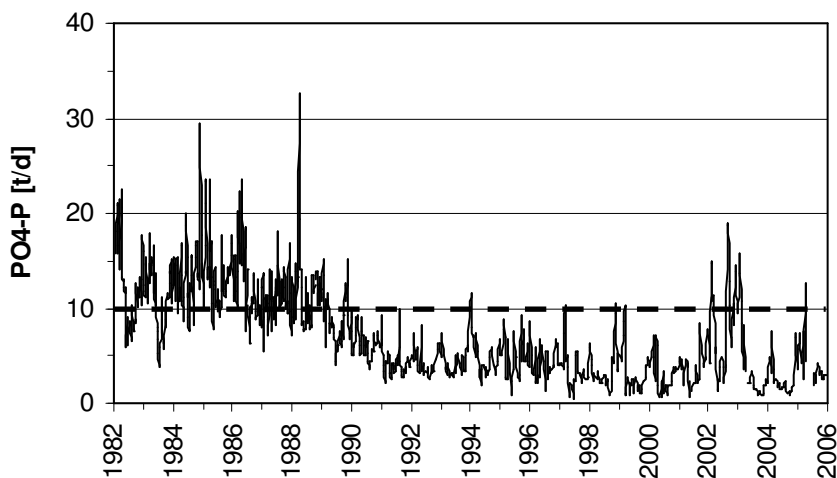


Abb. 3.50: Phosphatfracht (PO₄-P) der Elbe (berechnete Daten; Lücken: fehlende Daten)

Jahresmaxima überschritten häufiger 20 t/d PO₄-P, in Einzelfällen über 33 t/d PO₄-P, wie im Winterhochwasser 1988. Danach setzte bis etwa 1991 eine Übergangsphase mit abnehmenden Phosphatfrachten ein. Bis 2002 erreichten die Jahresmaxima etwa 10 t/d PO₄-P. Aus dem weiteren Verlauf wird erkennbar, dass während der Jahre 2002 und 2003 die Phosphatfrachten mehrfach deutlich höher lagen als in den vorangegangenen Jahren. Die höchste Frachtrate in diesem Zeitraum fällt mit 19 t/d PO₄-P auf den 20. August 2002, geht demnach also auf das Elbehochwasser zu diesem Zeitpunkt zurück. Die Phosphatfrachten von Weser und Elbe korrelieren signifikant ($r = 0,55$) miteinander (Tab. II, Anhang). Die PO₄-Fracht ist in der Weser aber insgesamt etwas niedriger als in der Elbe (Abb. 3.51). Trotz teilweise höherer Konzentrationen überschreiten die Phosphatfrachten aufgrund des geringeren Abflusses der Weser zu keinem Zeitpunkt der Messreihe 20 t/d PO₄-P. Der zeitliche Verlauf in der Entwicklung der Eintragungsmengen beider Flüsse ähnelt einander. Nach einer Phase hoher Phosphatfrachten zu Beginn der Messreihen setzt gegen Ende der 1980er Jahre in beiden Flüssen ein Abwärtstrend ein. Die Entwicklung wird zwar von einzelnen Abweichungen durchbrochen, pendelt sich jedoch insgesamt auf einem niedrigeren Niveau ein. In den letzten Jahren der Zeitreihe betrug die maximale Phosphatfracht der Weser weniger als 5 t/d PO₄-P.

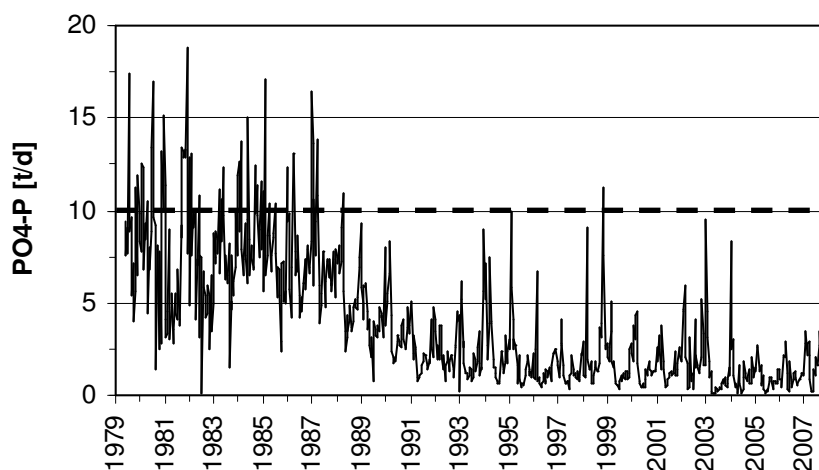


Abb. 3.51: Phosphatfracht (PO₄-P) der Weser (berechnete Daten; unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

In den Wintermonaten folgen die Phosphatfrachten der Elbe und Weser der schon für den vollständigen Jahresgang beschriebenen abnehmenden Tendenz. In der Elbe haben sich die PO₄-Winterfrachten im Betrachtungszeitraum signifikant ($r = 0,74$) verringert (Abb. 3.52). Dabei erfolgte die deutlichste Reduktion, ähnlich wie beim Gesamt-Phosphor, zwischen 1988 und 1991. Von maximal 18 t/d PO₄-P in den Wintermonaten der 1980er Jahre sanken die Frachtraten unter 5 t/d PO₄-P in 1991 ab. Seitdem schwankten die Einträge in den Wintermonaten um diesen Wert. Jedoch zeigten die Winter 2002 und 2003 mit 8 t/d PO₄-P und 10 t/d PO₄-P wieder etwas höhere Frachten. In der Weser nahmen die winterlichen PO₄-Frachten im Betrachtungszeitraum ebenfalls signifikant ($r = 0,82$) ab (Abb. 3.53). Bis 1987 lagen die Winterfrachten noch bei maximal 10 t/d PO₄-P. Danach setzte ein Abwärtstrend ein und die Winterfrachten pendelten sich auf deutlich unter 5 t/d PO₄-P ein.

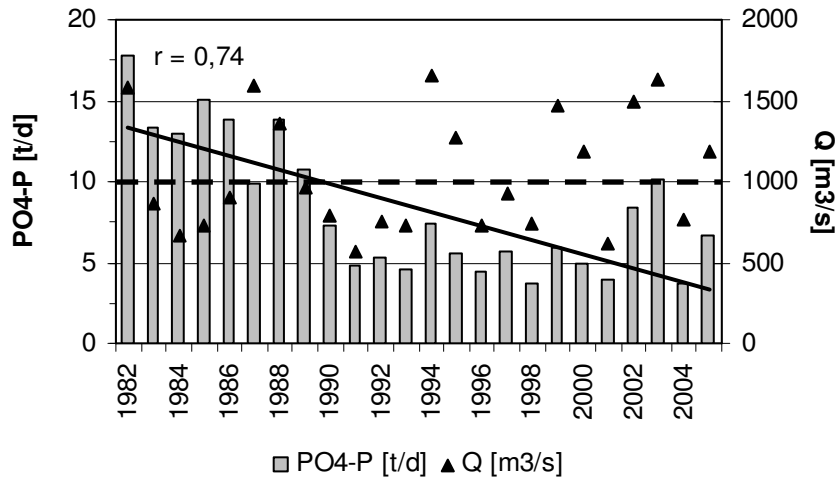


Abb. 3.52: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Phosphatfracht ($\text{PO}_4\text{-P}$) und Abfluss (Q) der Elbe

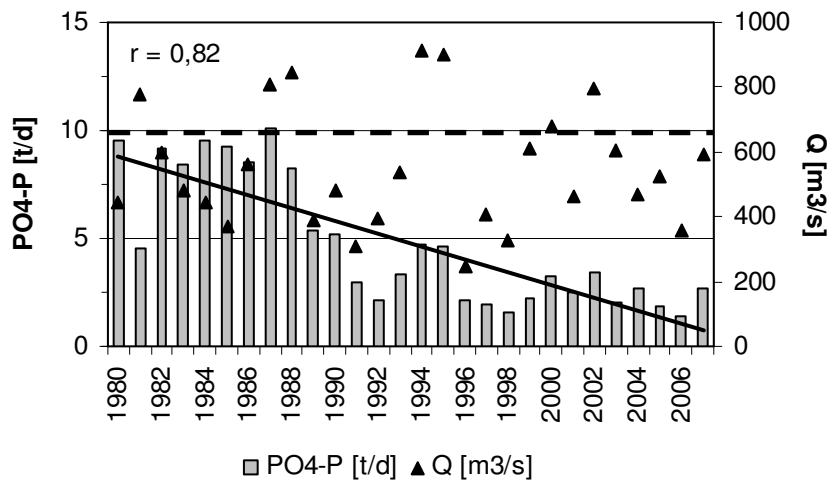


Abb. 3.53: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Phosphatfracht ($\text{PO}_4\text{-P}$) und Abfluss (Q) der Weser (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Die Wintermittelwerte der Vergleichsperioden zeigen für die Elbe in der ersten Periode 1983-87 eine Besonderheit (Abb. 3.54). Im Winter 1987 lagen die Phosphatfrachten trotz hoher Abflussmengen von etwa $1600 \text{ m}^3/\text{s}$ nur bei durchschnittlich $10 \text{ t/d PO}_4\text{-P}$ und somit niedriger als bei den geringeren Abflüssen der vorangegangenen Jahre. Möglicherweise zeigten die Bemühungen um eine Reduktion der Phosphateinträge hier schon erste Wirkung, sodass der Wert nicht mit in die Vergleichsperiode, die für eine Phase hoher Nährstoffeinträge steht, einbezogen wurde. Die Wintermittelwerte der folgenden Perioden liegen dann deutlich unter den Winterfrachten der vorangegangenen Jahre. Das gilt ebenso für die Weser. Die ausschließliche Betrachtung von Winterwerten der Phosphatfracht ergibt, dass nicht immer die Frachtmaxima einbezogen werden, da diese auch in spätere Monate fallen können. Im Jahre 1987 wurde beispielsweise das Jahresmaximum der Phosphatfracht in der Elbe mit $18 \text{ t/d PO}_4\text{-P}$ erst im Juli erreicht.

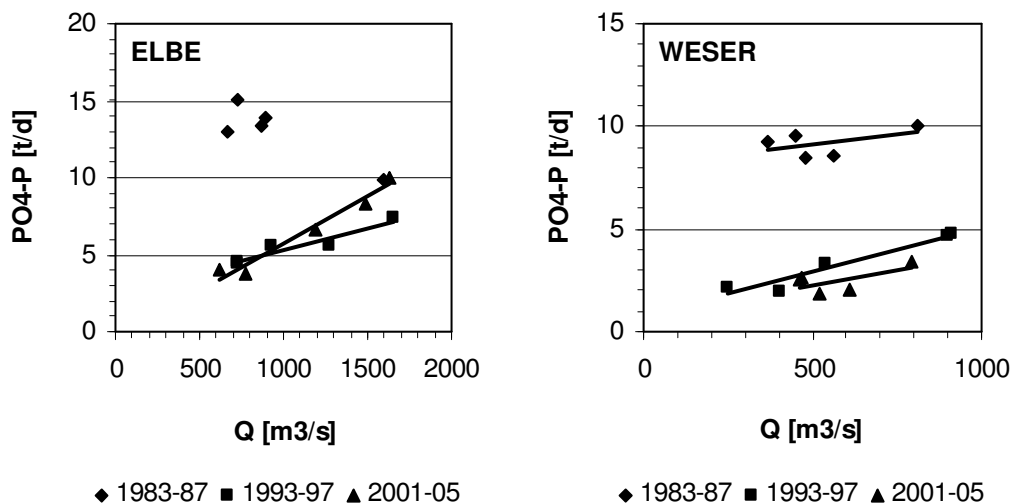


Abb. 3.54: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Phosphatfracht (PO₄-P) in der Elbe und Weser im Verhältnis zum Abfluss (Q), (unterschiedliche Skalen für Elbe und Weser)

Eine Quantifizierung der Trends auf Basis der vollständigen Jahrgänge für die Vergleichsperioden zeigt: Die über fünf Jahre gemittelte PO₄-Fracht der Elbe lag in der Vergleichsperiode 1983-87 bei 4,5 kt/a PO₄-P (Tab. 3.2, S. 30). Von der Periode 1983-87 bis 1993-97 verringerte sich die durchschnittliche Phosphatfracht auf 1,6 kt/a PO₄-P um 64 %. Dieser Wert bleibt bis 2001-05 unverändert. Durch die Weser wurden im Zeitraum 1983-87 im Mittel 2,9 kt/a PO₄-P in die Küstengewässer der Nordsee eingetragen, 1993-97 waren es hingegen nur noch 0,7 kt/a PO₄-P (Tab. 3.3, S. 31). Das entspricht einer Reduktion von 75 %. Bis 2001-05 wird für die Weser im Gegensatz zur Elbe eine weitere Reduktion der Phosphatfrachten erreicht. Die jährlichen Einträge lagen in diesem Zeitabschnitt bei 0,5 kt/a PO₄-P und damit um 81 % niedriger als in der Vergleichsperiode 1983-87. Insgesamt werden also beim Phosphat die Reduktionserfolge besonders deutlich.

3.2.2.2.3 Silikat

Konzentration

Der Silikatgehalt ist neben Stickstoff und Phosphor besonders für einige Primärproduzenten, wie Diatomeen und Silicoflagellaten, von Bedeutung, da diese Silikat für das Kieselskelett ihrer Zelle benötigen. Silikat entstammt jedoch der Gesteinsverwitterung und gelangt auf natürlichem Wege in die Flusssysteme. Somit ist es nur indirekt Gegenstand der anthropogenen Eutrophierungsproblematik. Die Silikatkonzentration ist jedoch entscheidend für Ausmaß und Verlauf der Frühjahrsblüte in den Küstengewässern der Deutschen Bucht, denn diese wird im Wesentlichen von Diatomeen gebildet. Folglich bestimmt die zur Verfügung stehende Silikatmenge auch die nach der Blüte verbleibenden Mengen an Stickstoff und Phosphor. Erst seit 1994 wird in der Elbe regelmäßig Silikat gemessen.¹⁷ Die Silikatkonzentrationen zeigen ein ausgeprägtes saisonales Muster mit regelmäßigen Jahresmaxima von etwa 400 µM Si in den Wintermonaten, zumeist im Januar (Abb. 3.55). Die niedrigsten Silikatgehalte von teilweise unter 5 µM Si werden häufig im August gemessen. Dabei verläuft diese Entwicklung von

¹⁷ Für die Weser liegen keine Silikatdaten vor.

1994 bis 2006 ohne erkennbaren Trend mit nur relativ geringfügigen interannuellen Schwankungen.

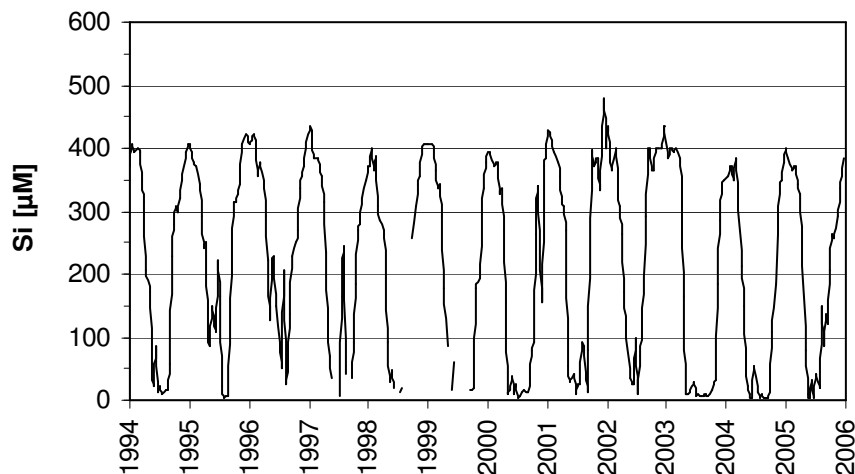


Abb. 3.55: Silikatkonzentration (Si) in der Elbe (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: ARGE Elbe)

Fracht

Die Silikatfracht der Elbe schwankt zwischen 1994 und 2006 vergleichsweise deutlich. Das niedrigste Frachtmaximum der Zeitreihe wurde im Winter 1997/98 mit 375 t/d Si am 19.01.1998 gemessen (Abb. 3.56). Das höchste Maximum der Zeitreihe beträgt hingegen 1.256 t/d Si und wurde am 20.01.2003 beobachtet. Obwohl die Silikatkonzentrationen an beiden Tagen um 400 µM Si lagen, wurde etwa die dreifache Menge an Silikat durch die Elbe transportiert. Diese deutlichen Unterschiede sind abflussbedingt. Am 19.01.1998 lag der gemessene Abfluss bei 775 m³/s, am 20.01.2003 bei 2.596 m³/s, also ebenfalls um den Faktor 3 höher.

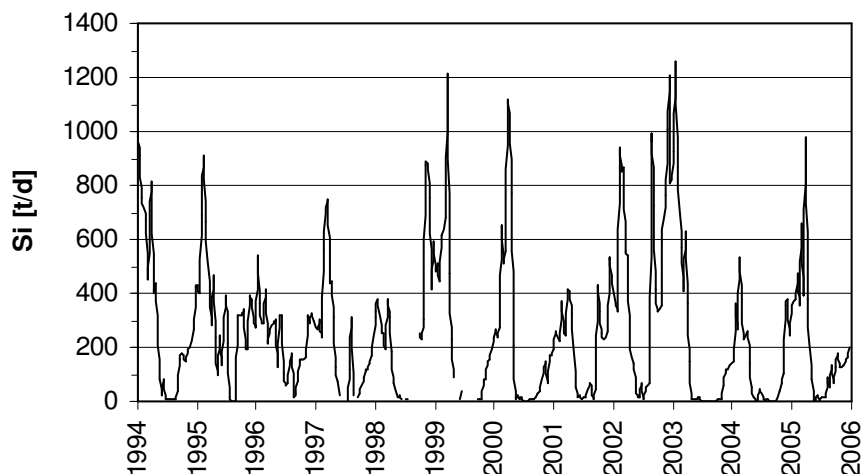


Abb. 3.56: Silikatfracht (Si) der Elbe (berechnete Daten; Lücken: fehlende Daten)

Auch die winterlichen Silikatfrachten der Elbe weisen keinen Trend auf (Abb. 3.57). Vielmehr zeigen die Daten eine erhebliche interannuelle Variabilität, die im Wesentlichen dem jeweiligen Abflussregime folgt. So ergibt eine Korrelationsanalyse auf Basis von Monatsmittelwerten der Jahre 1991-2005 eine signifikante Korrelation ($r = 0,89$)

der Silikatfracht mit der Abflussmenge der Elbe (Tab. II, Anhang). Zudem wird auch aus dem Vergleich der Wintermittelwerte die Abhängigkeit vom Abfluss deutlich (Abb. 3.58). Die Darstellung zeigt ferner, dass es zwischen den Perioden 1994-97 und 2001-05 kaum Unterschiede gibt, sodass keine wesentliche Veränderung der mittleren Winterfrachten stattfand.

Eine Quantifizierung auf Basis der Jahrgänge ergibt, dass sich die Silikatfrachten der Vergleichsperioden im langjährigen Mittel kaum voneinander unterscheiden. Die Differenz zwischen den Perioden 1993-97 und 2001-05 beträgt lediglich 6 % (Tab. 3.2, S. 30).

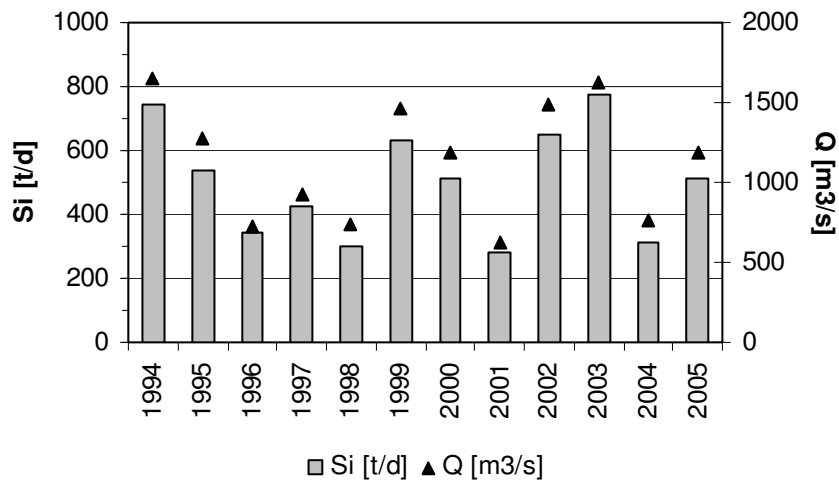


Abb. 3.57: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Silikatfracht (Si) und Abfluss (Q) der Elbe

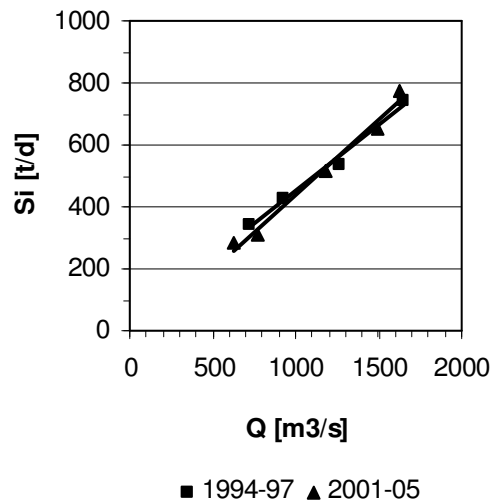


Abb. 3.58: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Silikatfracht (Si) in der Elbe im Verhältnis zum Abfluss (Q)

3.2.3 Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern

Elbe und Weser münden mit ihren Nährstofffrachten in die Küstengewässer der Deutschen Bucht und mischen sich dort mit den Wassermassen der offenen Nordsee und dem von Süden über den Ärmelkanal einströmenden Atlantikwasser. Im Rahmen der BMBF-Projekte KUSTOS und TRANSWATT wurden zahlreiche Messungen in diesem Gebiet durchgeführt, um die Nährstoffverteilung zu untersuchen. Am Beispiel der DIN-Winterkonzentrationen wird deutlich, wie weit sich die Flusseinträge in der Deutschen Bucht ausbreiten (Abb. 3.59). Dabei liegen die Nährstoffgehalte im unmittelbaren Mündungsbereich der Flüsse teilweise über $300 \mu\text{M}$ DIN. Bei Helgoland wurden im Winter 1994 noch fast $75 \mu\text{M}$ DIN gemessen, sodass man davon ausgehen kann, dass fast die gesamte innere Deutsche Bucht von den Nährstoffeinträgen der Flüsse betroffen wird.

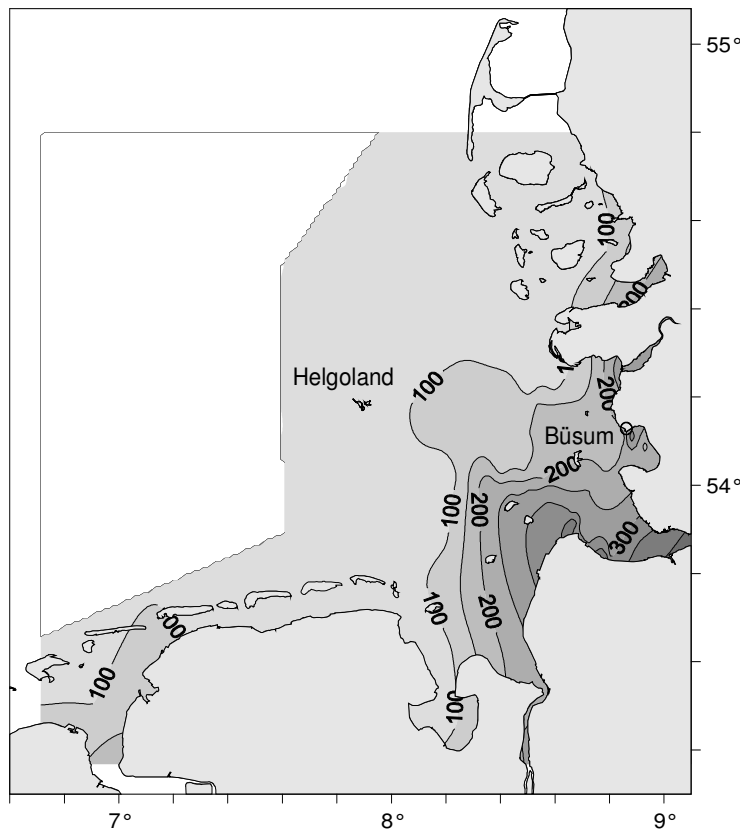


Abb. 3.59: DIN-Konzentrationen [μM] in der Deutschen Bucht im Februar 1994 (Datengrundlage: KUSTOS/TRANSWATT; verändert nach LADWIG *et al.*, 2003)

Einige Zeitreihen gewähren Einblick in die Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen in diesem Seegebiet. Für Trendbetrachtungen fließen Daten der Stationen Büsum und Helgoland in die Untersuchung ein. An der Büsumer Ostmole werden seit 1991 vom Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel Daten über Nährstoffkonzentrationen und Phytoplanktongehalte gewonnen, die Aufschluss über die Eutrophierungssituation im nahen Mündungsbereich der Elbe geben. Die Terminstation liegt an der Süderpiep, einem auch bei Niedrigwasser wasserführendem Wattstrom. Eine weitere Zeitreihe wird von der Biologischen Anstalt Helgoland des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung in Bremerhaven auf der Helgoländer Reede betrieben. Seit 1962 wird hier neben dem Phytoplankton auch die Konzentration von anorganischen Nährstoffen bestimmt. Die Messreihe ermöglicht also eine relativ weit zurückreichende Retrospektive. Die beiden Zeitreihen unterliegen

jedoch dem wechselnden Einfluss der offenen Nordsee und der Flusseinträge in die Küstengewässer.

Für Trendbetrachtungen werden u.a. die mittleren Winterkonzentrationen der Monate Januar bis März ausgewertet, da sie von biologischen Transformationsprozessen weitgehend unbeeinflusst sind. Dabei dienen die schon für die Flüsse ausgewählten Zeiträume 1983-87, 1993-97 und 2001-04/05 als Vergleichsperioden. Die anschließenden Tabellen 3.4 und 3.5 geben eine vergleichende Übersicht der Entwicklung der Nährstoffgehalte im Winter sowie der Temperatur und des Salzgehaltes. Die weitere Analyse der Datenreihen wird wiederum in den folgenden Abschnitten dargestellt. Weiterhin werden die rezenten Nährstoffkonzentrationen am Ende des Kapitels mit den bei OSPAR angeführten Hintergrundwerten verglichen (Tab. 3.1, S. 22).

Tab. 3.4: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Temperatur, des Salzgehaltes und der gelösten anorganischen Nährstoffe bei Büsum in den Perioden 1993-97 und 2001-05 und deren prozentuale Abweichung

	1993-97	2001-05	Abweichung [%]
T [°C]	2,0	3,6	+80,1
S [-]	23,3	21,8	-6,3
DIN [μ M]	81,8	105,5	+28,9
NH ₄ [μ M]	8,8	8,0	-8,2
NO ₂ [μ M]	3,0	2,3	-21,8
NO ₃ [μ M]	70,1	95,2	+35,7
PO ₄ [μ M]	1,6	2,1	+31,2
Si [μ M]	54,4	72,9	+34,1

Tab. 3.5: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Temperatur, des Salzgehaltes und der gelösten anorganischen Nährstoffe bei Helgoland in den Perioden 1983-87, 1993-97 und 2001-04 und deren prozentuale Abweichung im Vergleich zur Periode 1983-87

	Abweichung [%]				
	1983-87	1993-97	2001-04	1993-97	2001-04
T [°C]	3,0	3,8	4,9	+29,4	+64,9
S [-]	32,3	32,4	31,7	+0,2	-2,1
DIN [μ M]	38,1	44,6	22,1	+16,9	-42,2
NH ₄ [μ M]	4,6	3,3	1,2	-28,7	-73,4
NO ₂ [μ M]	0,7	1,5	0,6	+127,7	-2,5
NO ₃ [μ M]	32,9	39,8	20,2	+21,0	-38,6
PO ₄ [μ M]	1,0	0,7	0,8	-27,3	-24,1
Si [μ M]	6,2	15,2	5,0	+145,5	-19,4

3.2.3.1 Stickstoff

Gelöster anorganischer Stickstoff

Die Konzentrationen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) betragen bei Büsum in den ersten Jahren der Messreihe zwischen 1991 und 1999 maximal 100 μM DIN (Abb. 3.60). Danach stiegen die Werte relativ schnell bis Februar 2002 auf maximal 186 μM DIN an. In den Folgejahren nahmen die Höchstwerte dann wieder sukzessive ab, bis im Februar 2007 etwa 100 μM DIN als Jahresmaximum beobachtet wurde. Auf die Entwicklung rasch ansteigender Stickstoffkonzentrationen wird näher in den folgenden Abschnitten der einzelnen DIN-Komponenten eingegangen. Es sei hier lediglich darauf hingewiesen, dass die DIN-Winterkonzentrationen bei Büsum im Vergleich der Perioden 1993-97 und 2001-05 um etwa 29 % angestiegen sind (Tab. 3.4, S. 61). Bemerkenswert bei dem Summenparameter DIN ist darüber hinaus, dass die Konzentrationen im Jahresverlauf häufig in den Sommermonaten (Juni - Sept.) bis unter 5 μM DIN absinken. In acht Jahren der Zeitreihe wurden im Jahresverlauf 2 μM DIN unterschritten und somit eine wachstumslimitierende Stickstoffkonzentration für das Phytoplankton in den Gewässern bei Büsum beobachtet.

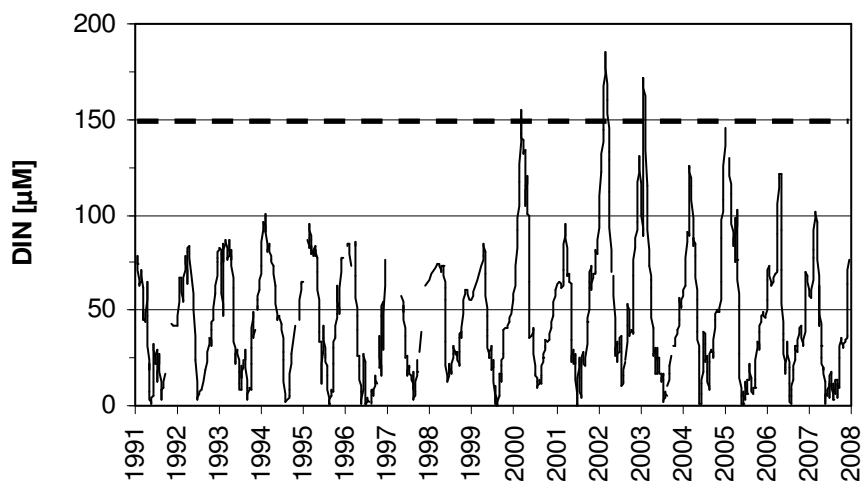


Abb. 3.60: DIN-Konzentration bei Büsum (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FTZ)¹⁸

Im Verlauf der DIN-Konzentrationen bei Helgoland ist ebenfalls ein deutlicher Anstieg zu beobachten (Abb. 3.61). Noch bis einschließlich 1992 lagen die Jahresmaxima unter 80 μM DIN. Im Mai 1994 und April 1995 wurden jedoch mehr als 140 μM DIN festgestellt. Dieser relativ abrupte Anstieg innerhalb von nur zwei Jahren findet allerdings etwa fünf Jahre vor der bei Büsum beobachteten Zunahme statt. In den folgenden Jahren nahmen die DIN-Gehalte bei Helgoland schrittweise wieder ab, sodass die Jahresmaxima ab 2003 unter 80 μM DIN lagen. Insgesamt waren die DIN-Winterkonzentrationen bei Helgoland in der Periode 2001-04 um etwa 42 % niedriger, als im Zeitraum 1983-87 (Tab. 3.5, S. 61). Überdies unterschritten die sommerlichen Minima ab 1996 in insgesamt sechs von neun Jahren eine Konzentration von 2 μM DIN und wirkten somit vermutlich auch auf das Phytoplankton bei Helgoland limitierend.

¹⁸ Ebenso wie für die Flüsse wird auch im Vergleich der Terminstationen Büsum und Helgoland die Skalierung den Messwertbereichen angepasst, um die interannuelle Variabilität in den Zeitreihen beider Standorte genauer betrachten zu können. Die getrichelte Linie markiert auch hier ein einheitliches Niveau der linken Ordinatenachse sobald die Skalierung beider Abbildungen unterschiedlich ist.

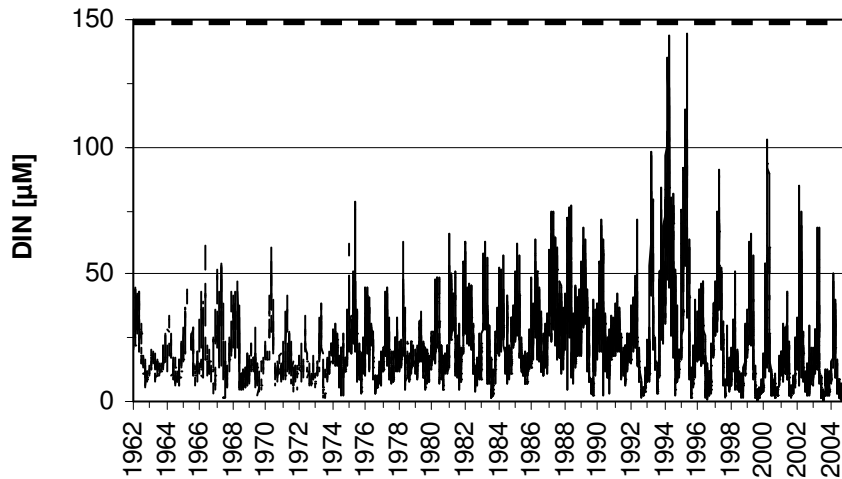


Abb. 3.61: DIN-Konzentration bei Helgoland (unterschiedliche Skalen für Büsum und Helgoland; Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: BAH)

Ammonium

Die jährlichen Maxima der Ammoniumkonzentration bei Büsum streuen stark über das Jahr und zeigen keine ausgeprägte Saisonalität (Abb. 3.62). Der höchste gemessene Ammoniumwert der Messreihe lag mit $25,1 \mu\text{M NH}_4$ im Juni 1991, weitere Maxima wurden hingegen im Februar 1994 mit $21,0 \mu\text{M NH}_4$ und März 2001 mit $21,3 \mu\text{M NH}_4$ gemessen.

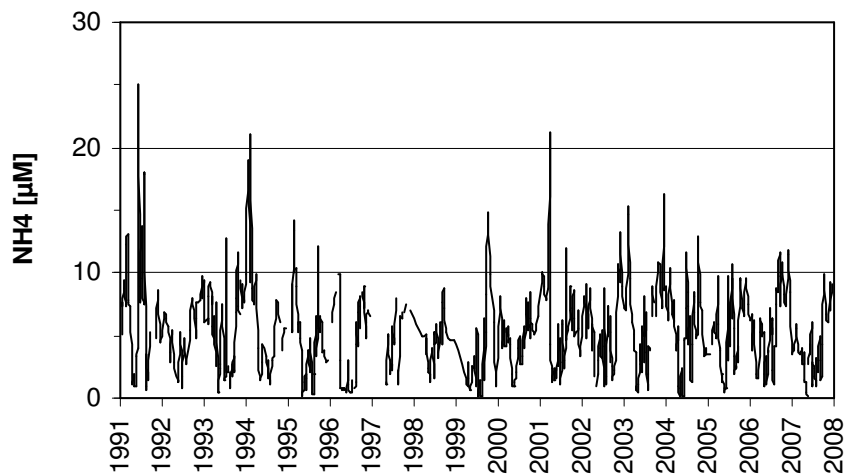


Abb. 3.62: Ammoniumkonzentration (NH_4) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FTZ)

Die jeweilige Konzentration hängt von verschiedenen Faktoren ab. Flüsse wie die Elbe und Weser tragen zwar bedeutende Mengen an Ammonium in die Küstengewässer ein, jedoch sind sie nicht die einzigen Steuergrößen für die *in situ* Ammoniumkonzentration. Die größte Ammoniumzufuhr erfolgt durch die Elbe zunächst in den Wintermonaten Dezember bis März. Zu Beginn der Phytoplankton-Frühjahrsblüte gegen Ende März bzw. Anfang April nimmt dann der Ammoniumgehalt aufgrund der im Vergleich zu anderen Stickstoffkomponenten bevorzugten Aufnahme durch die Primärproduzenten rasch ab. Mit dem Zusammenbruch der Blüte setzt der Remineralisierungsprozess ein, wobei wiederum Ammonium freigesetzt wird. Da im Jahresgang des Phytoplanktons

mehrere Blüten erfolgen, ist die Ammoniumkonzentration im Jahresverlauf deutlichen Schwankungen unterworfen. Zu den beschriebenen Ammoniumeinträgen der Flüsse kommen weitere lokale Quellen und Senken in Betracht, wie beispielsweise der Eintrag durch die Entwässerung eingedeichter Koogflächen, Abschwemmung von Deichen, Nitrifizierung und Denitrifizierung. Entsprechend schwankt die NH_4 -Konzentration und kann dabei von über $20 \mu\text{M NH}_4$ bis unter die Nachweisgrenze von $0,1 \mu\text{M NH}_4$ absinken.

Im Vergleich der Perioden 1993-97 und 2001-2005 zeigt sich in den winterlichen Ammoniumkonzentrationen bei Büsum ein leichter Rückgang um etwa 8 % (Tab. 3.4, S. 61). Dabei sanken die durchschnittlichen Winterwerte zwischen den beiden Zeiträumen jedoch lediglich von $8,8$ auf $8,0 \mu\text{M NH}_4$ ab. Der Verlauf zwischen 1991 und 2007 bestätigt, dass die Winterkonzentrationen insgesamt abnehmen (Abb. 3.63). Während bis einschließlich 1998 die Winterwerte im Mittel durchweg über $5 \mu\text{M NH}_4$ lagen, wurden in den letzten Jahren der Messreihe durchaus niedrigere Konzentrationen gemessen. Die Tendenz abnehmender NH_4 -Winterkonzentrationen bei Büsum folgt dem signifikanten Trend ($r = 0,82$) verringerter NH_4 -Einträge der Elbe zu dieser Jahreszeit, ist jedoch selber nicht signifikant. Es ist zu beobachten, dass nach einer ersten Phase sinkender Ammoniumgehalte zwischen 1994 und 1998 die Konzentrationen bis 2001 gegen den Trend in der Elbe vorübergehend wieder angestiegen sind, bevor eine erneute Abnahme einsetzte.

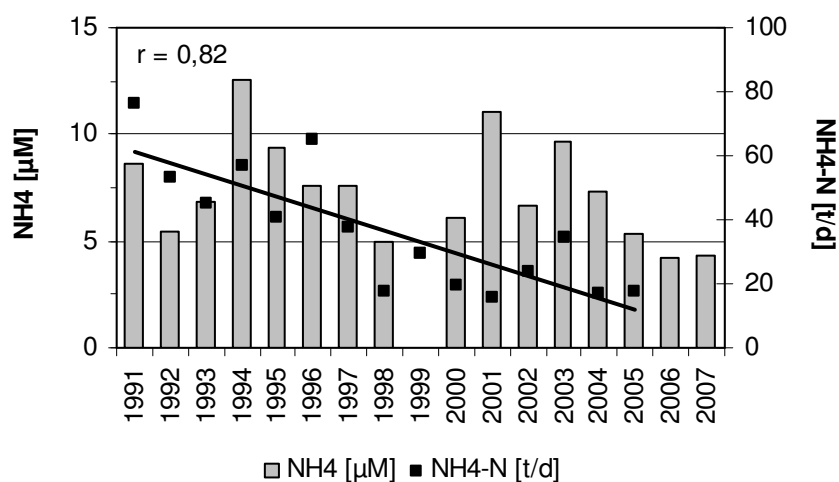


Abb. 3.63: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Ammoniumkonzentration (NH_4) bei Büsum und Trend der mittleren Ammoniumfracht ($\text{NH}_4\text{-N}$) der Elbe im Winter (Lücken: fehlende Daten)

Der Vergleich mit den Daten von der Helgoländer Reede im Zeitraum 1991-2004 zeigt, dass die Jahresmaxima bei Helgoland mit bis zu $12,3 \mu\text{M NH}_4$ etwas niedriger liegen als in den Küstengewässern bei Büsum (Abb. 3.64). Betrachtet man jedoch die gesamte Zeitreihe bei Helgoland, so zeigt sich, dass die Konzentrationen in den vorangegangenen Jahren auf einem weitaus höheren Niveau lagen. Einzelne Maxima erreichten $20 \mu\text{M NH}_4$ und mehr. Insgesamt ist im Verlauf der NH_4 -Konzentration eine abnehmende Tendenz zu beobachten, die Entwicklung verläuft jedoch nicht linear. Vielmehr zeigen sich deutliche Schwankungen, die beispielsweise zwischen 1968 und 1974 schon einmal niedrigere Konzentrationen hervorbrachten als in den darauffolgenden Jahren.

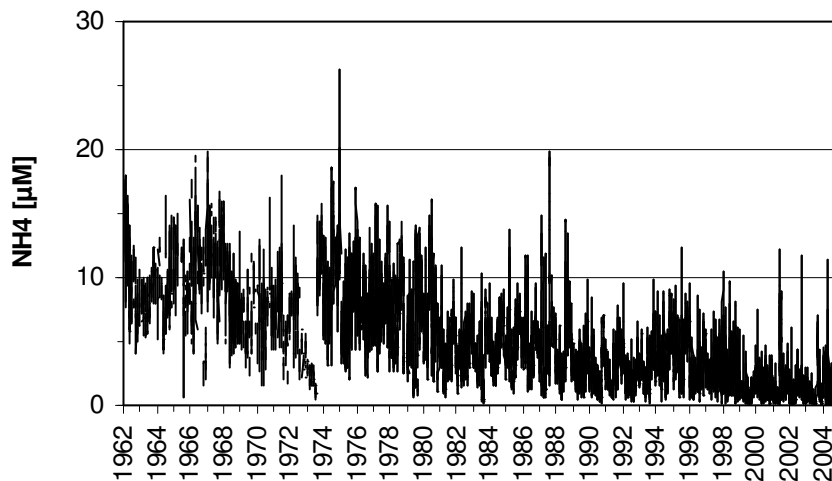


Abb. 3.64: Ammoniumkonzentration (NH_4) bei Helgoland (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: BAH)

Die Winterkonzentrationen bei Helgoland zeigen in der Retrospektive (Abb. 3.65) einen signifikanten Abwärtstrend ($r = 0,87$). Von durchschnittlich $13,5 \mu\text{M}$ NH_4 im Winter 1962 sanken die Konzentrationen auf $2,2 \mu\text{M}$ NH_4 im Winter 2004 ab. Im Vergleich der Perioden 1983-87 und 2001-04 nahmen die winterlichen NH_4 -Gehalte um 73 % ab (Tab. 3.5, S. 61). Die Entwicklung verläuft insgesamt ähnlich wie in der Elbe. Es sticht jedoch hervor, dass die winterlichen Ammoniumgehalte schon seit Beginn der Aufzeichnungen bei Helgoland im Jahre 1962 tendenziell abnehmen und folglich nicht allein ein Resultat der Bemühungen zur Eintragsreduzierung ab Mitte/Ende der 1980er Jahre sein.

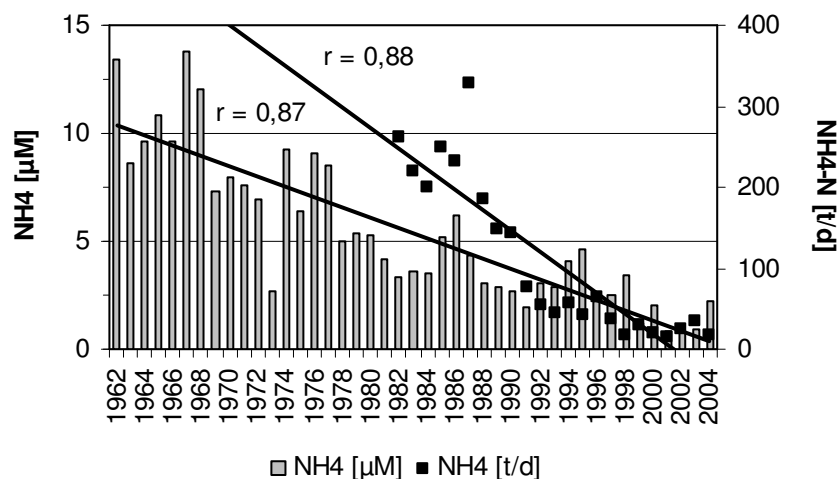


Abb. 3.65: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Ammoniumkonzentration (NH_4) bei Helgoland und Trend der mittleren Ammoniumfracht ($\text{NH}_4\text{-N}$) der Elbe im Winter

Nitrit

Die Nitritkonzentrationen der Büssener Zeitreihe zeigen, ähnlich den Ammoniumkonzentrationen, eine hohe Variabilität im Jahresgang (Abb. 3.66). Die höchsten Nitritgehalte mit bis zu $7,2 \mu\text{M}$ NO_2 werden frühestens ab Mitte September eines jeden Jahres beobachtet, können jedoch auch erst im Dezember eintreten. Maxima sind wahrscheinlich auf die Remineralisierung des sommerlichen Phytoplanktons und Phytobenthos in

den Herbstmonaten zurückzuführen. Nachdem limitierende Bedingungen für das pflanzliche Wachstum eingetreten sind, kann durch den mikrobiellen Nitrifikationsprozess verstärkt Ammonium zu Nitrit oxidiert werden und eine zeitweilig höhere Nitritkonzentration auftreten. Da Nitrit jedoch nur eine intermediäre Oxidationsstufe der Nitrifikation zum Nitrat darstellt, sind höhere Nitritkonzentrationen in den durchmischten und ausreichend mit Sauerstoff versorgten Wattgewässern jedoch nicht von Dauer. Betrachtet man den Trend der Wintermittelwerte, so zeigt sich, dass die NO_2 -Gehalte im Vergleich der Perioden 1993-97 und 2001-05 um etwa 22 % abnahmen (Tab. 3.4, S. 61).

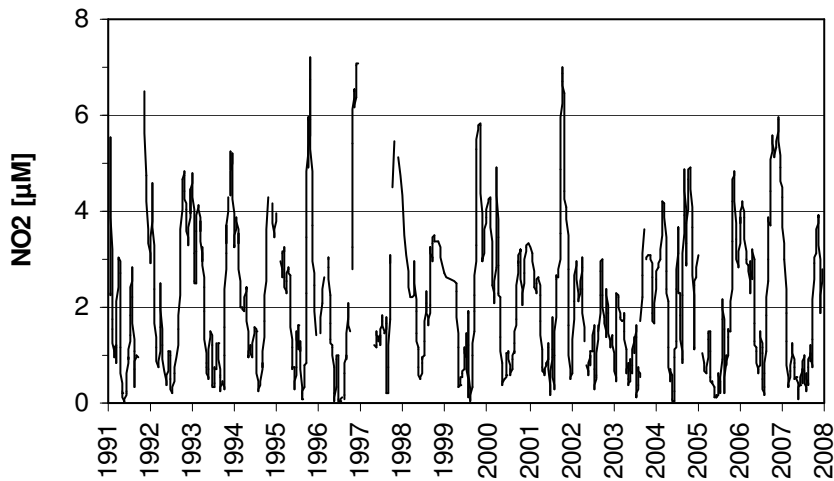


Abb. 3.66: Nitritkonzentration (NO_2) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FTZ)

In den Gewässern bei Helgoland sind etwas niedrigere Jahresmaxima im Nitritgehalt zu beobachten als bei Büsum. Zumeist liegen die Höchstwerte unter $5,0 \mu\text{M NO}_2$, erreichen jedoch vereinzelt höhere Werte (Abb. 3.67). Mit Beginn der Zeitreihe in 1962 steigen die Nitritmaxima bis in die 1990er Jahre tendenziell an. Das absolute Maximum zwischen 1962 und 2004 wurde mit $6,3 \mu\text{M NO}_2$ im Jahre 1998 erreicht. Aus dem Vergleich der Wintermittelwerte der Perioden 1983-87 und 2001-04 ergibt sich eine geringe Reduktion von etwa 3 % (Tab. 3.5, S. 61). Eine Koppelung an die Flussfrachten scheint nicht zu bestehen, da z.B. die Elbe vom Frühjahr bis Sommer die größten Nitritmengen führt, wohingegen die höchsten Nitritwerte bei Helgoland im Winter, bei Büsum vom Herbst bis in den Winter, gemessen werden.

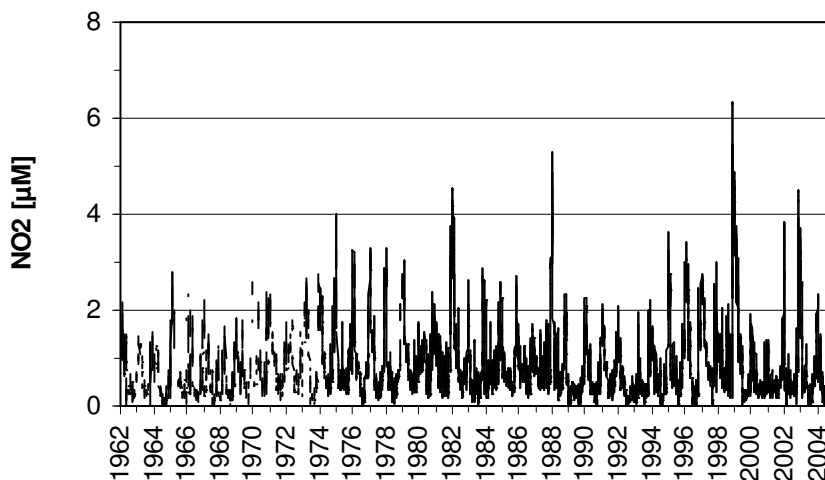


Abb. 3.67: Nitritkonzentration (NO_2) bei Helgoland (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: BAH)

Nitrat

Im Verlauf der Nitratkonzentration bei Büsum (Abb. 3.68) zeigt sich in der Messreihe eine auffällige Veränderung zwischen 1999 und 2000. Zu Beginn der Datenerfassung bei Büsum im Jahre 1991 lagen bis Ende der 1990er Jahre die jährlichen Maxima unter $80 \mu\text{M NO}_3$. Ab 2000 wurden mit bis zu $178 \mu\text{M NO}_3$ deutlich höhere Werte gemessen. Der Trend ist zwar schon seit 2002 wieder rückläufig, doch lagen die Jahresmaxima bis 2007 mit $98 \mu\text{M NO}_3$ noch über dem Niveau der 1990er Jahre. Diese Entwicklung zeigt sich ebenso im Verlauf der jährlichen Wintermittelwerte (Abb. 3.69). Die Nitratgehalte liegen in der Periode 2001-05 signifikant um etwa 36 % über den Werten im Zeitraum 1993-97 (Tab. 3.4, S. 61).¹⁹

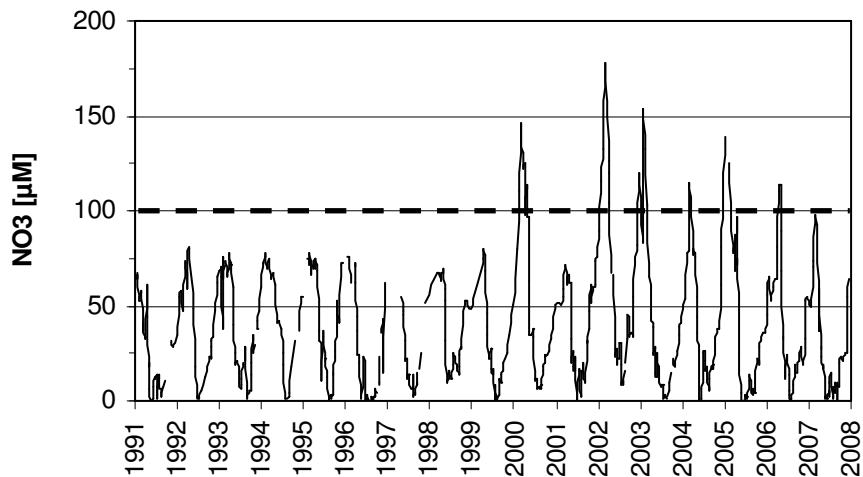


Abb. 3.68: Nitratkonzentration (NO_3) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FTZ)

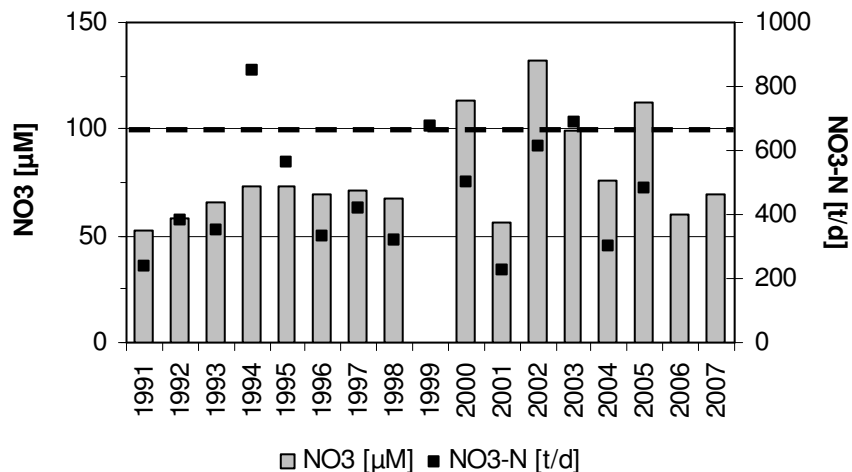


Abb. 3.69: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitratkonzentration (NO_3) bei Büsum und der Nitratfracht ($\text{NO}_3\text{-N}$) der Elbe (Lücken: fehlende Daten)

Im Trendvergleich ergibt sich bei Büsum eine andere Entwicklung als bei den winterlichen Nitratfrachten von Elbe und Weser. In einigen Wintern (2002, 2003) lassen sich zwar die hohen Nitratkonzentrationen mit einer gleichzeitig hohen Nitratfracht der Elbe

¹⁹ In einem zweiseitigen t-Test für verbundene Stichproben (KÖHLER *et al.*, 1996) weichen die Mittelwerte der Nitratkonzentrationen beider Perioden signifikant voneinander ab. Der t-Wert für den Versuch lag mit 3,03 deutlich über dem kritischen Tabellenwert von 2,16 (FG = 13; $p = 0,0098$).

in Verbindung bringen, jedoch trifft das nicht auf alle Jahre zu und nicht jeder Winter mit einer hohen Nitratfracht der Elbe bedeutet auch eine höhere Nitratkonzentration bei Büsum. Im Winter 1994 beispielsweise stiegen parallel zu den mit 850 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$ höchsten winterlichen Nitratfrachten der Elbe zwischen 1991 und 2005 die Nitratkonzentrationen bei Büsum nur relativ moderat auf $73 \mu\text{M NO}_3$ an. Eine ähnliche Winterkonzentration wurde hingegen mit $76 \mu\text{M NO}_3$ auch in 2004 gemessen, die Elbfracht betrug jedoch zu dieser Zeit nur 302 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$. Das deutet auf einen unterschiedlich starken Einfluss der Elbe auf die Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern bei Büsum hin.

Der Nitratgehalt bei Büsum korreliert im Winter nur schwach signifikant ($r = 0,49$) mit der Nitratfracht der Elbe zu dieser Jahreszeit (Abb. 3.70). Die *in situ* Konzentration wird vielmehr durch weitere Faktoren überprägt, sodass die mittleren Nitratkonzentrationen bei Büsum in den Wintern seit 2000 insgesamt variabler geworden sind. Das wird auch durch eine relativ hohe Standardabweichung von $28,7 \mu\text{M NO}_3$ in der Beziehung zwischen Nitratfracht der Elbe und Nitratkonzentration bei Büsum wiedergegeben.

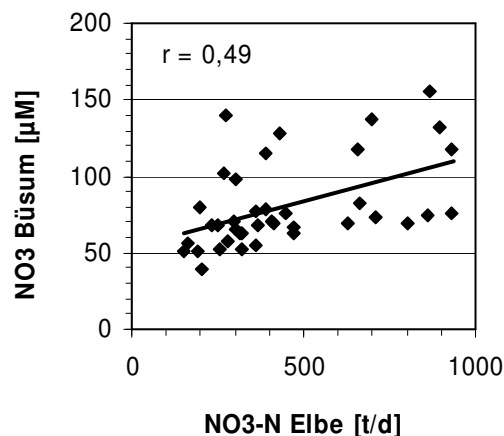


Abb. 3.70: Monatsmittelwerte der Nitratkonzentration (NO_3) bei Büsum und der Nitratfracht ($\text{NO}_3\text{-N}$) der Elbe im Winter (Jan.-März) in den Jahren 1991-2005

Auf Basis von Monatsmittelwerten (Tab. II, Anhang) korreliert der Nitratgehalt bei Büsum enger mit der Nitratfracht der Elbe ($r = 0,73$) als mit derjenigen der Weser ($r = 0,67$). Es bleibt jedoch unklar, in welchem Maße die Weser die Nitratkonzentration bei Büsum tatsächlich beeinflusst, denn sowohl die Nitratkonzentrationen als auch die Nitratfrachten von Elbe und Weser korrelieren ebenfalls miteinander ($r = 0,78$ bzw. $r = 0,73$). Der Nitrattransport zeigt folglich in beiden Flüssen eine ähnliche zeitliche Dynamik, sodass übergeordnete Faktoren, wie das Niederschlags- und Abflussgeschehen sowie der Nitrateintrag in die Flüsse, als bestimmend angesehen werden können und in beiden Einzugsgebieten ähnlich zu verlaufen scheinen.

Überdies gehen die hohen Nitratwerte im Winter oft mit höheren Wassertemperaturen einher wie 2000 und 2002 (Abb. 3.71). Höhere Wassertemperaturen fördern sowohl den Remineralisierungsprozess als auch die Nitrifizierung. Im Winter 2000 herrschten beispielsweise ähnliche mittlere Abflussbedingungen in der Elbe wie im Winter 1995. Die Nitratfracht betrug 1995 durchschnittlich 563 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$ und in 2000 vergleichbare 500 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$, doch die Nitratkonzentration bei Büsum war in beiden Jahren unterschiedlich. In 2000 lag sie mit $113 \mu\text{M NO}_3$ bei einem Salzgehalt von 20,7 etwa 55 % höher als 1995, obwohl der niedrigere Salzgehalt in 1995 von 16,9 einen höheren Frischwasseranteil anzeigt. Gleichzeitig war jedoch auch die Wassertemperatur um etwa 1°C höher.

Eine ähnliche Situation findet man auch im Winter 2002, jedoch nicht in den darauffolgenden Jahren. Im Winter 2004 werden z.B. trotz höherer durchschnittlicher Wassertemperaturen von 6,2°C keine höheren Nitratgehalte festgestellt, was wahrscheinlich auf die in diesem Winter vergleichsweise niedrige Nitratfracht der Elbe von durchschnittlich 302 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$ in Verbindung mit einem geringeren Frischwasseranteil bei Büsum zurückzuführen ist. Insgesamt findet sich aber bislang keine signifikante Korrelation der Nitratkonzentrationen mit der Wassertemperatur, obwohl Temperatureffekte auf den Nitratgehalt wahrscheinlich sind.

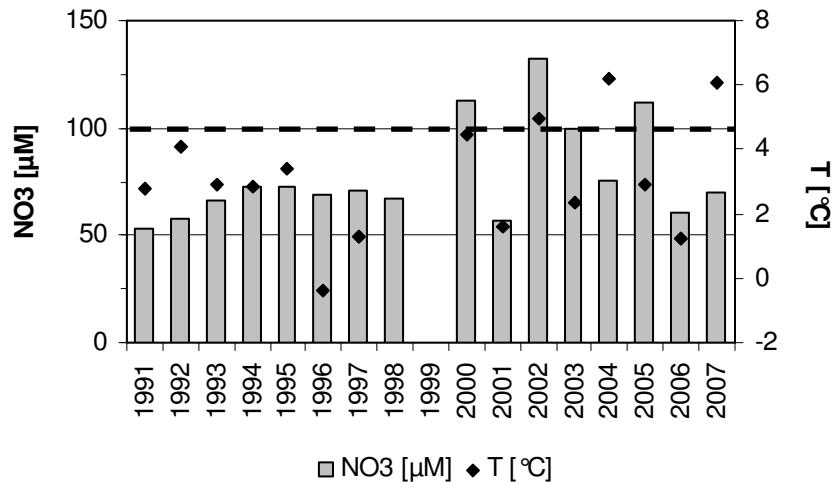


Abb. 3.71: Vergleich der Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitratkonzentration (NO_3) mit der Wassertemperatur (T) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten)

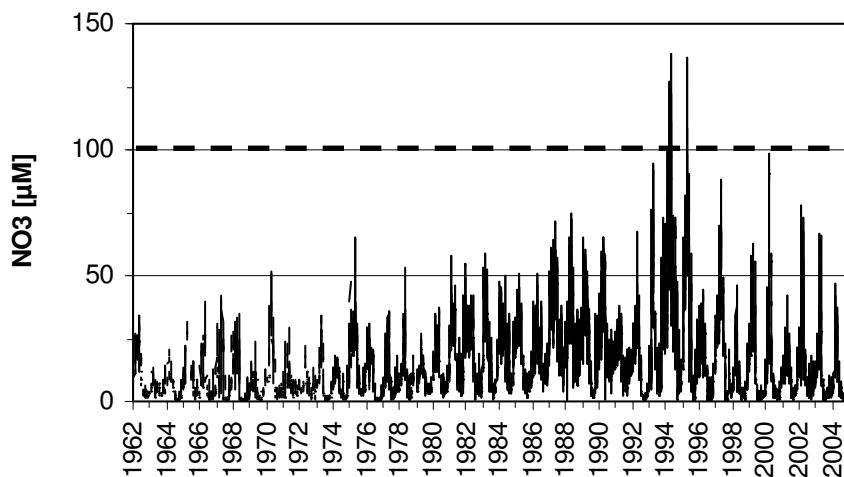


Abb. 3.72: Nitratkonzentration (NO_3) bei Helgoland (unterschiedliche Skalen für Büsum und Helgoland; Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: BAH)

Die Datenreihe bei Helgoland zeigt einen ähnlichen Anstieg des Nitratgehaltes wie bei Büsum, jedoch zu einem anderen Zeitpunkt. Bei Helgoland stiegen die Nitratkonzentrationen von maximal 35 μM NO_3 in den Anfangsjahren der Messreihe zunächst allmählich auf über 50 μM NO_3 ab Ende der 1960er Jahre an (Abb. 3.72). Von 1992 bis 1994 erfolgte bei gleichem Salzgehalt dann eine Verdoppelung der Nitratmaxima von 68 μM NO_3 auf 138 μM NO_3 . Der Grund hierfür kann in der ungewöhnlich hohen Nitratfracht der Elbe von 850 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$ im Winter 1994 gesehen werden (Abb. 3.73). Die winterlichen Nitratgehalte bei Helgoland zeigen insgesamt ab Anfang der 1980er Jahre eine deutliche Zunahme. Durchschnittliche Winterkonzentrationen stiegen von zumeist unter

20 $\mu\text{M NO}_3$ vor 1980 auf über 60 $\mu\text{M NO}_3$ in 1994 an. Seitdem ist in der Datenreihe ein Abwärtstrend zu erkennen, sodass die Konzentrationen ab Winter 2003 wieder unter 20 $\mu\text{M NO}_3$ lagen. Dabei scheinen die Nitratfrachten der Elbe auch bei Helgoland nicht alleinig die Nitratgehalte zu bestimmen, wie aus dem Vergleich mit den relativ stark schwankenden aber keinen Trend aufweisenden Elbeeinträgen hervorgeht. Im Winter 1987 wurden beispielsweise im Vergleich zu 1994 bei einer ähnlichen Nitratfracht der Elbe (815 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$ und 850 t/d $\text{NO}_3\text{-N}$) und annähernd gleichem Salzgehalt (32,1 und 32,3) deutlich niedrigere Nitratkonzentrationen bei Helgoland beobachtet (41,3 $\mu\text{M NO}_3$ und 63,9 $\mu\text{M NO}_3$). Aus dem Vergleich der mittleren Winterkonzentrationen ergibt sich jedoch für die Zeiträume 1983-87 und 2001-04 eine Abnahme der Nitratgehalte um etwa 39 % (Tab. 3.5, S. 61).

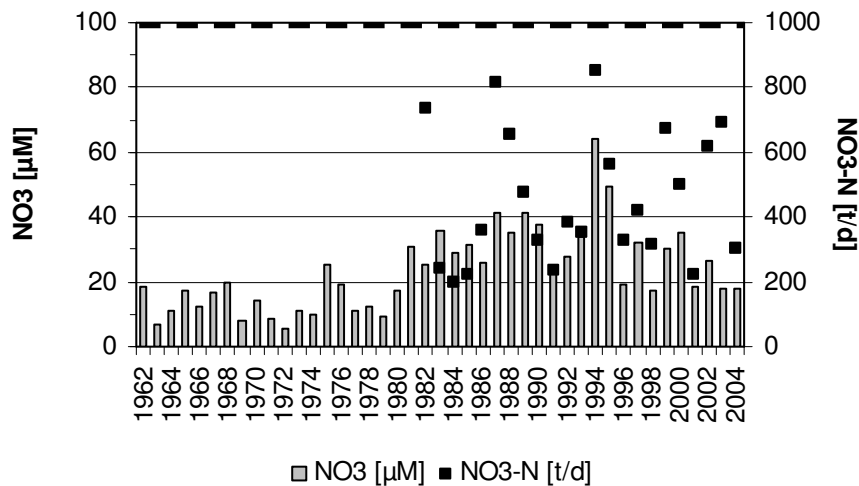


Abb. 3.73: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Nitratkonzentration (NO_3) bei Helgoland und Nitratfracht ($\text{NO}_3\text{-N}$) der Elbe (unterschiedliche Skalen für Büsum und Helgoland)

Nährstoffkonzentrationen in Relation zum Salzgehalt

Nährstoffmessungen werden häufig zum Salzgehalt in Beziehung gesetzt, um unterschiedliche Mischungsanteile von Flusswasser und Seewasser berücksichtigen zu können. Diese Vorgehensweise eignet sich jedoch eher für „Momentaufnahmen“, d.h. in einem zeitlich begrenzten Rahmen, während dessen sich die Abflussbedingungen in den Flüssen nicht wesentlich verändern. In der Trendanalyse ist diese Methode nur begrenzt einsetzbar, da die Nährstoffkonzentrationen auch bei ähnlichen Abflussbedingungen über die Zeit variieren und somit unterschiedliche Nährstoffgehalte bei gleichen Mischungsverhältnissen gemessen werden können. Anhand einer Betrachtung der winterlichen Nitratkonzentrationen bei Helgoland kann beispielhaft für andere Nährstoffe und Zeitreihen erläutert werden, worin die generellen Schwierigkeiten bei der Verwendung von salzgehaltsabhängigen Nährstoffkonzentrationen für Trendanalysen liegen.

Die erwähnten Vergleichsperioden zeigen z.B. eine signifikante ($r = 0,42\text{-}0,60$) Korrelation der winterlichen Nitratkonzentration mit dem Salzgehalt (Abb. 3.74). Man erkennt, dass die Nitratgehalte von der Periode 1983-87 zur Periode 1993-97 ansteigen und bis zur Periode 2001-04 wieder absinken. Jedoch ist eine deutliche Streuung vorhanden. Die Standardabweichung beträgt für den Zeitraum 1983-87 etwa 10 $\mu\text{M NO}_3$, für 1993-97 dagegen 24 $\mu\text{M NO}_3$ und für 2001-04 wiederum 11 $\mu\text{M NO}_3$ bei gleichem Salzgehalt. Nach einer Phase ansteigender winterlicher Nitratkonzentrationen, verbunden mit einer größeren Streuung der Nitratgehalte, scheinen sich die Konzentrationen in den Wintern 2001-04 auf einem etwas niedrigeren Niveau als im Zeitraum 1983-87

stabilisiert zu haben. Die *in situ* Messwerte können jedoch aufgrund der hohen Standardabweichung bis zu 100 % von der Regressionsgeraden abweichen, wodurch eine verlässliche Bewertung der Trendentwicklung erschwert bzw. verhindert wird.

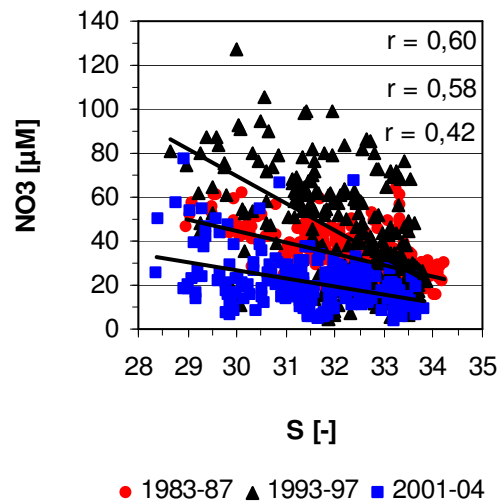


Abb. 3.74: Nitratkonzentrationen (NO_3) bei Helgoland im Winter (Jan.-März) in Relation zum Salzgehalt (S)

Vergleich mit den Hintergrundkonzentrationen

Die tabellierten Nährstoffkonzentrationen (Tab. 3.1, S. 22) geben für den gelösten anorganischen Stickstoff einen Anhaltspunkt für die Hintergrundkonzentration in unterschiedlichen Gebieten der Deutschen Bucht und angrenzender Gebiete. OSPAR (2005) führt 10-20 μM DIN als winterliche Hintergrundkonzentration im deutschen Wattenmeer bei einem Salzgehalt von 29-32 an. Der durchschnittliche DIN-Gehalt in den Wintern 2001-05 lag dagegen in den Gewässern vor Büsum bei 105,5 μM (Tab. 3.4, S. 61). Damit sind die Winterkonzentrationen an gelöstem anorganischen Stickstoff bei Büsum etwa um den Faktor 5 höher als die OSPAR-Hintergrundwerte. Allerdings ist dabei der Süßwasseranteil mit einem mittleren Salzgehalt von 21,8 bei Büsum etwas höher als für den Vergleichswert angegeben, womit sich auch die Hintergrundkonzentration erhöht. Bei Helgoland wurden im Mittel der Jahre 2001-04 in den Wintermonaten durchschnittlich 22,1 μM DIN bei einem Salzgehalt von 31,7 gemessen. Nach OSPAR (ebd.) kann für diese Gewässer eine Hintergrundkonzentration von 9-16 μM DIN bei einem Salzgehalt von weniger als 34,5 angenommen werden. Somit liegen auch die winterlichen DIN-Gehalte bei Helgoland um den Faktor 1,4-2,5 über den als Hintergrundwerten angesehenen Konzentrationen.

3.2.3.2 Phosphat

Der in der Elbe und Weser zu beobachtende Trend abnehmender Phosphatgehalte wird in der Datenreihe bei Büsum nicht erfasst, da die wesentliche Reduktion der Einträge bereits bis Anfang der 1990er Jahre abgeschlossen war. Die jährlichen Phosphatmaxima bei Büsum liegen seit Beginn der Messreihe im Jahre 1991 zumeist bei 3-5 μM PO_4 (Abb. 3.75). Einzelne Höchstwerte erreichen jedoch bis zu 10 μM PO_4 , wie im Juni 1997, August 2000 und Juni 2005 beobachtet werden konnte. Insgesamt sind die Jahresmaxima unregelmäßig über das Jahr verteilt. Sie treten häufig im Spätsommer aber

auch im Winterhalbjahr auf. LADWIG *et al.* (2003) weisen auf eine Erhöhung der winterlichen Phosphatgehalte bei Büsum zwischen 1991 und 2001 hin. Die vorliegende Untersuchung kann diese Entwicklung bestätigen. Die mittleren Phosphatkonzentrationen im Winter sind zwischen 1991 und 2000 von $1,2 \mu\text{M PO}_4$ auf $2,3 \mu\text{M PO}_4$ angestiegen (Abb. 3.76).

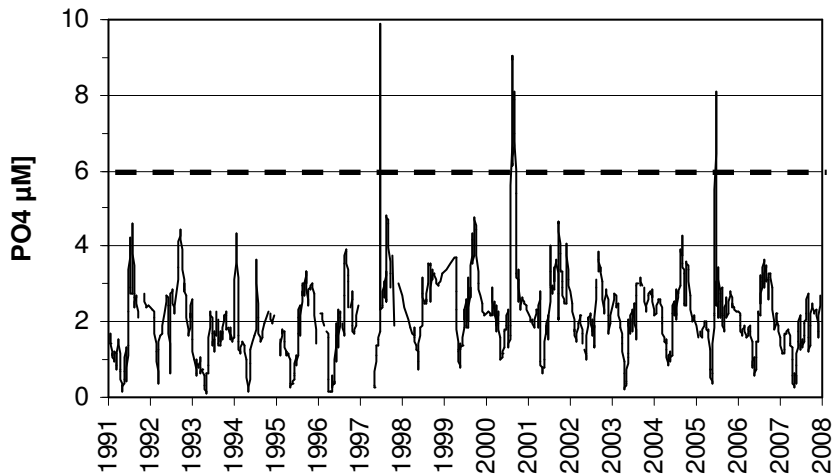


Abb. 3.75: Phosphatkonzentration (PO_4) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FTZ)

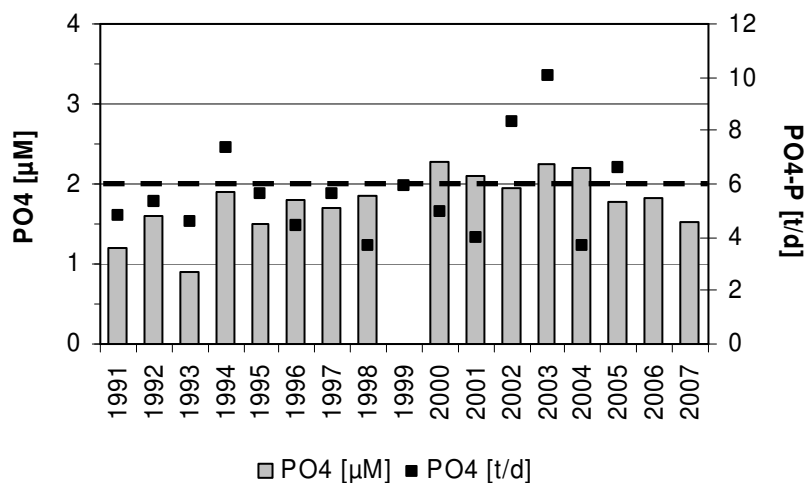


Abb. 3.76: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Phosphatkonzentration (PO_4) bei Büsum und der Phosphatfracht ($\text{PO}_4\text{-P}$) der Elbe (Lücken: fehlende Daten)

Im Trendvergleich der Perioden 1993-97 und 2001-05 haben sich die Winterkonzentrationen um etwa 31 % von durchschnittlich $1,6 \mu\text{M PO}_4$ auf $2,1 \mu\text{M PO}_4$ erhöht (Tab. 3.4, S. 61). Seit 2004 ist dieser Trend jedoch rückläufig, sodass im Winter 2007 im Mittel wieder $1,5 \mu\text{M PO}_4$ gemessen wurden. Der PO_4 -Eintrag aus der Elbe schwankt zu dieser Zeit zumeist zwischen 4-7 t/d $\text{PO}_4\text{-P}$. In den Jahren 2002 und 2003 lagen die PO_4 -Einträge aus der Elbe hingegen mit 8 t/d $\text{PO}_4\text{-P}$ bzw. 10 t/d $\text{PO}_4\text{-P}$ höher als in den übrigen Wintern. Die höheren Phosphatfrachten hatten dabei jedoch keine signifikanten Auswirkungen auf die Phosphatkonzentrationen bei Büsum. So ergibt auch die Korrelationsanalyse auf Basis von Monatsmittelwerten der Phosphatzeitreihe bei Büsum nur eine schwache Korrelation mit den Phosphatkonzentrationen der Elbe ($r = 0,21$) und Weser ($r = 0,39$). Zu den Phosphatfrachten beider Flüsse besteht dagegen keinerlei statistisch signifikanter Bezug (Tab. II, Anhang).

Im Gegensatz zu den winterlichen Jahresmaxima im Nitrat sind die höchsten Phosphatgehalte im Wattenmeer bei Büsum zumeist im Sommer zwischen Juni und September zu beobachten. Ursache hierfür ist vermutlich die sommerliche Phosphatfreisetzung aus dem Sediment. Infolge der Sedimentation organischen Materials und anschließendem mikrobiellen Abbaus reichern sich Nährstoffe im Sediment an. Unter oxidischen Bedingungen wird Phosphat dabei durch die Bildung eines nicht löslichen Komplexes mit Eisen(III)-Oxiden im Sediment temporär gespeichert (DE JONGE & V. RAAPHORST, 1995). Durch zunehmend anoxische Bedingungen im Sediment stellen sich im Sommer reduzierende Bedingungen ein. Die Bildung von Eisen-Sulfid führt dabei zur Remobilisierung des Phosphats aus dem Sediment. Dieser Effekt ist regelmäßig im Spätsommer in den Wattgewässern bei Büsum zu beobachten. Obgleich die Phosphatfracht der Elbe zu dieser Jahreszeit relativ niedrig ist, steigen die sommerlichen Konzentrationen bei Büsum an und erreichen im langjährigen Mittel im August bzw. September das Jahresmaximum (Abb. 3.77).

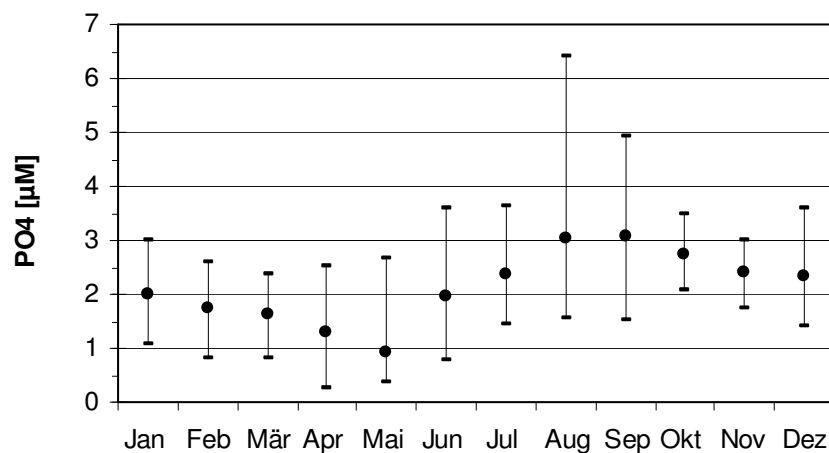


Abb. 3.77: Langjähriger Monatsmittelwert (Punktmarkierung) und absolute Schwankungsbreite der Monatsmittelwerte der Phosphatkonzentration (PO_4) bei Büsum für die Jahre 1991-2007

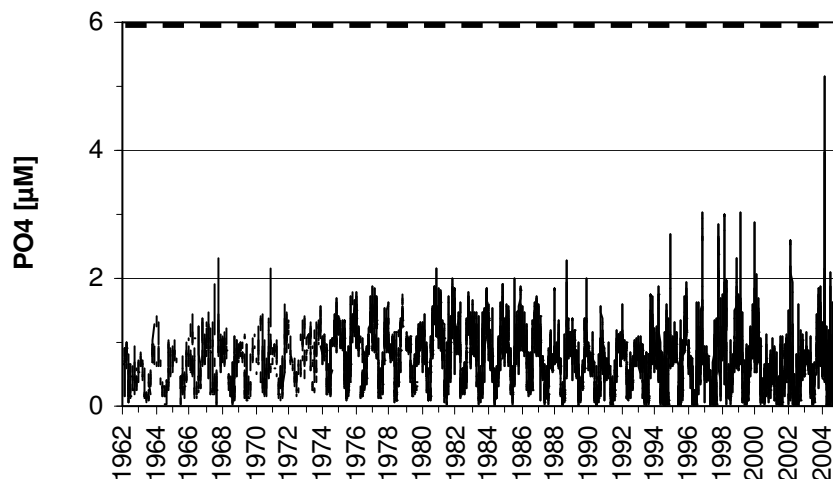


Abb. 3.78: Phosphatkonzentration (PO_4) bei Helgoland (unterschiedliche Skalen für Büsum und Helgoland; Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: BAH)

In der Datenreihe der Helgoländer Reede steigen mit Beginn der Datenerhebung 1962 besonders die Phosphatmaxima an (Abb. 3.78). Während in den 1960er Jahren die jährlichen Höchstwerte i.d.R. bei 1-2 μM PO_4 lagen, erreichten sie in den 1990er Jahren häufig 3 μM PO_4 , einzelne Extremwerte lagen sogar bei mehr als 5 μM PO_4 . Die mit

der Zunahme der Maxima einhergehende größere Variabilität der Phosphatkonzentrationen bei Helgoland verdeckt die allgemeine Entwicklung. Aus den Jahresmittelwerten der Zeitreihe geht dagegen der Trendverlauf deutlich hervor (Abb. 3.79). Ausgehend von einem durchschnittlichen Phosphatgehalt von etwa $0,5 \mu\text{M PO}_4$ in 1962 stieg die mittlere Jahreskonzentration auf $1 \mu\text{M PO}_4$ in 1981 an. Mit der Einleitung von Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge nahmen die Phosphatkonzentrationen schon im Laufe der 1980er Jahre nicht nur in den Flüssen sondern auch bei Helgoland ab. In den mittleren Winterkonzentrationen ist zwischen den Perioden 1983-87 und 1993-97 eine Abnahme von etwa 27 % zu verzeichnen (Tab. 3.5, S. 61).

Der Verlauf nach 1997 zeigt allerdings eine zunehmende Variabilität der winterlichen Phosphatgehalte (Abb. 3.80). Zwar verringerten sich die mittleren Winterkonzentrationen bei Helgoland zwischen 1982 und 1991 parallel zur Abnahme der winterlichen Phosphatfrachten der Elbe, jedoch waren in den darauffolgenden Jahren mehrfach höhere Phosphatgehalte bei Helgoland zu beobachten, die nicht mit der Entwicklung der Phosphatfrachten in der Elbe einhergingen. Insgesamt existiert auch auf Basis von Monatsmittelwerten nur eine schwache Korrelation der Phosphatgehalte bei Helgoland mit den Phosphatfrachten der Elbe ($r = 0,23$) und Weser ($r = 0,31$), (Tab. II, Anhang).

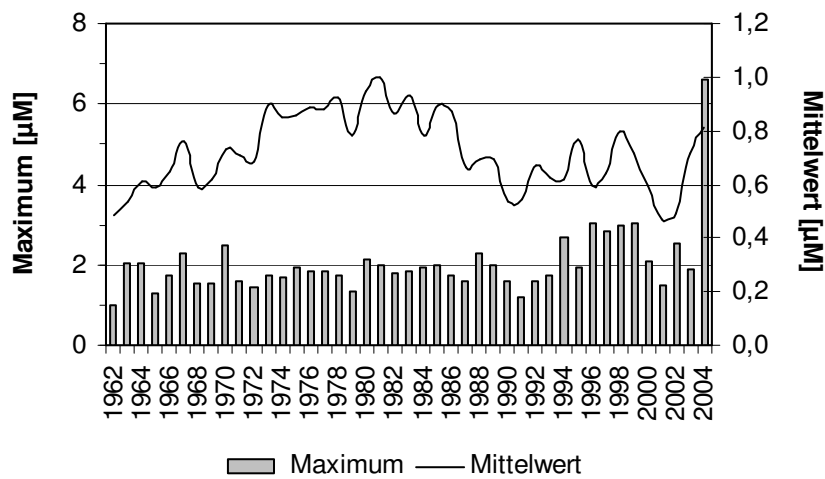


Abb. 3.79: Jahresmaxima und -mittelwerte der Phosphatkonzentration bei Helgoland

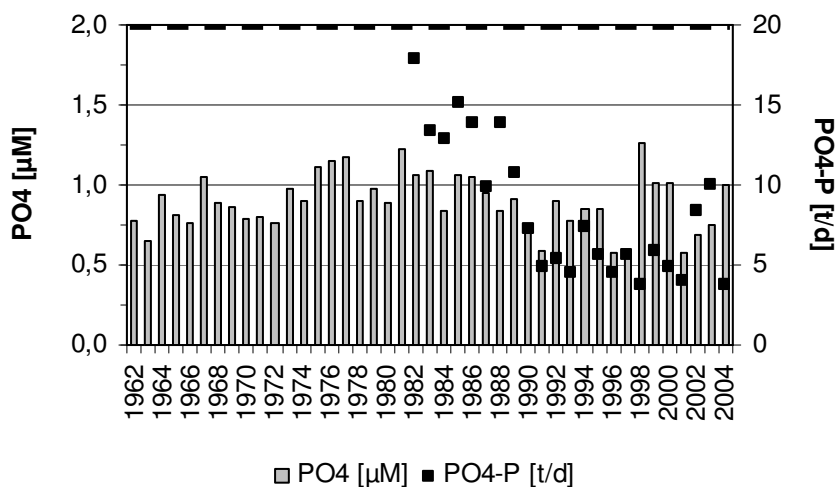


Abb. 3.80: Wintermittelwerte (Jan.-März) der Phosphatkonzentration (PO_4) bei Helgoland und der Phosphatfracht ($\text{PO}_4\text{-P}$) der Elbe (unterschiedliche Skalen für BÜsum und Helgoland)

Vergleich mit den Hintergrundkonzentrationen

Ein Vergleich mit den bei OSPAR (2005) vorgeschlagenen Hintergrundkonzentrationen (Tab. 3.1, S. 22) zeigt, dass die winterlichen Phosphatgehalte bei Büsum in der Periode 2001-05 mit im Mittel $2,1 \mu\text{M PO}_4$ (Tab. 3.4, S. 61) um den Faktor 3,5-4,2 höher waren. Bei Helgoland lagen die PO_4 -Winterkonzentrationen im Zeitraum 2001-04 im Mittel bei $0,8 \mu\text{M PO}_4$ und somit um den Faktor 1,3-1,6 über den angegebenen Hintergrundwerten.

3.2.3.3 Silikat

Der Verlauf der Silikatkonzentration bei Büsum ähnelt dem des Nitrats (Abb. 3.81). Zumeist erreichen die Silikatgehalte in den Monaten Januar und Februar das Jahresmaximum. Höchstwerte lagen in den 1990er Jahren um $60 \mu\text{M Si}$ mit einer Ausnahme im Winter 1994 wo $96 \mu\text{M Si}$ beobachtet wurden. Besonders hohe Konzentrationen gehen i.d.R. mit höheren Silikateinträgen der Elbe einher. Ab 2000 wurden jedoch, wie im Nitrat, abrupt höhere Silikatmaxima mit bis zu $122 \mu\text{M Si}$ beobachtet, die sich in den Folgejahren sukzessive abschwächten. Im Mittel sind die Silikatkonzentrationen bei Büsum in den Wintern der beiden Vergleichsperioden 1993-97 und 2001-05 daher um 34 % angestiegen, was in etwa der Erhöhung der Nitratgehalte in diesem Zeitraum entspricht (Tab. 3.4, S. 61).

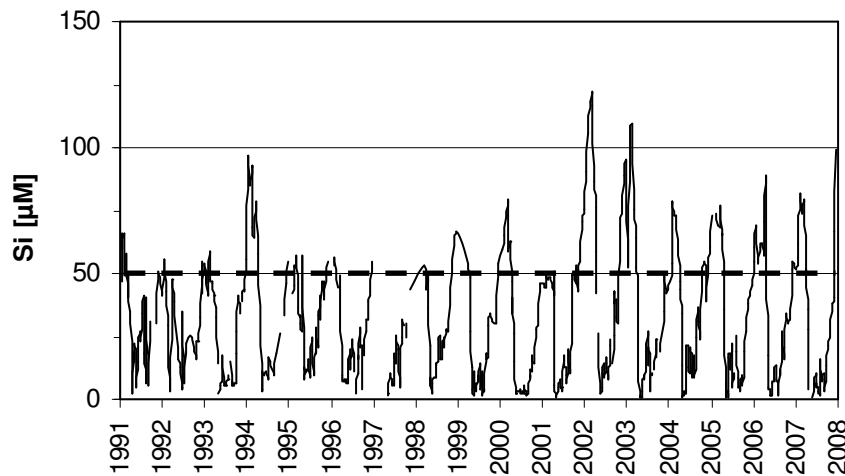


Abb. 3.81: Silikatkonzentration (Si) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FTZ)

Die Silikatkonzentrationen bei Helgoland sind niedriger als in den Wattgewässern bei Büsum. So wurden zwischen 1966 und 2004 maximal $45 \mu\text{M Si}$ gemessen (Abb. 3.82). Der Kurvenverlauf des Silikatgehaltes zeigt teilweise erhebliche Konzentrationsunterschiede in den Jahresmaxima wie z.B. von 1986 auf 1987. Während des gesamten Jahres 1986 wurde nur an einem Messtag ein Wert von $10 \mu\text{M Si}$ überschritten. Alle anderen Messwerte lagen durchweg unter $5 \mu\text{M Si}$. Dagegen traten 1987 schon Mitte Mai Silikatgehalte von $38 \mu\text{M Si}$ auf. Diese sprunghaften Konzentrationsveränderungen treten bei Helgoland im Silikatgehalt noch klarer hervor als beim Nitrat. Sie ähneln den in den Wattgewässern bei Büsum beobachteten Veränderungen, treten jedoch in verschiedenen Jahren auf.

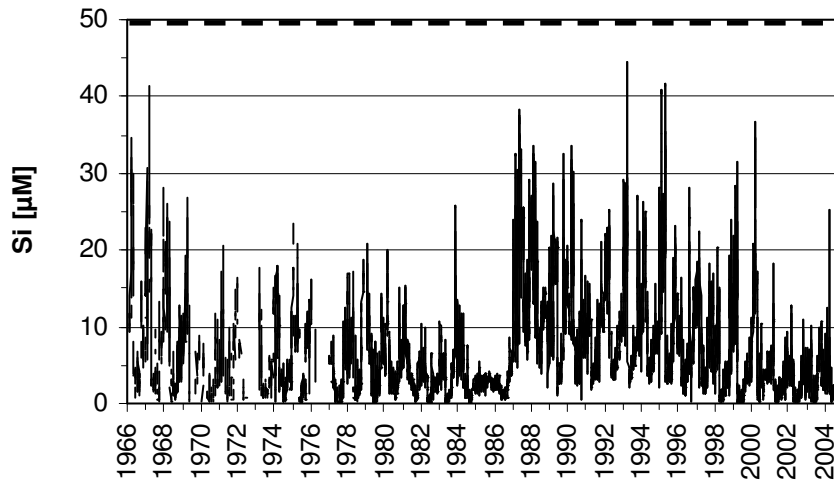


Abb. 3.82: Silikatkonzentration (Si) bei Helgoland (unterschiedliche Skalen für Büsum und Helgoland; Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: BAH)

Auch wenn man die Entwicklung der Wintermittelwerte im Silikatgehalt bei einheitlichem Salzgehalt betrachtet, wird der Bruch in der Datenreihe deutlich (Abb. 3.83). Die höheren winterlichen Silikatkonzentrationen ab 1987 lassen sich also nicht auf einen größeren Anteil von Flusswasser an der Messstation zurückführen. Leider wurden zu diesem Zeitpunkt noch keine regelmäßigen Messungen des Silikatgehaltes in der Elbe und Weser durchgeführt, sodass ein möglicher Zusammenhang mit den Flussfrachten nicht überprüft werden kann. Die ab 1994 für die Elbe vorliegenden Daten deuten jedoch auf eine geringe interannuelle Variabilität der Silikatgehalte in der Elbe hin, wohingegen die mittleren Si-Winterkonzentrationen bei Helgoland im Vergleich der Perioden 1983-87 und 2001-04 um etwa 19 % abnahmen (Tab. 3.5, S. 61). Insgesamt sind die Silikatkonzentrationen bei Helgoland schwächer mit dem Silikateintrag der Elbe ($r = 0,45$) korreliert, als die Silikatgehalte bei Büsum ($r = 0,81$), (Tab. II, Anhang).

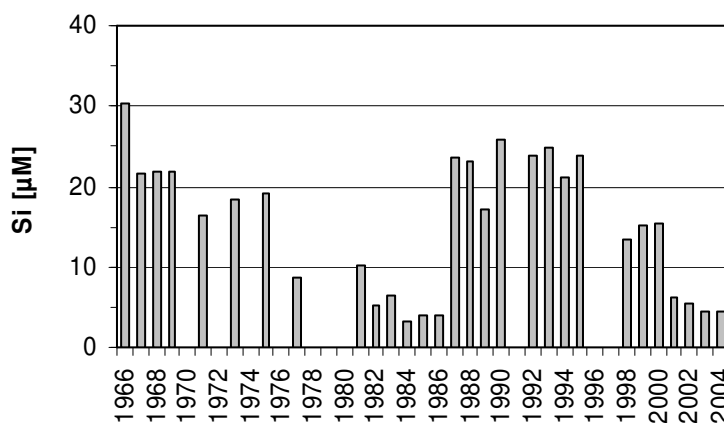


Abb. 3.83: Mittlere Silikatkonzentration (Si) bei Helgoland im Winter (Jan.-März) bei einem Salzgehalt von 30-31

3.2.3.4 REDFIELD-Verhältnis

Das N:P-Verhältnis ist für das Phytoplankton und Phytobenthos von Bedeutung, da diese autotrophen Organismen Nährstoffe in einem bestimmten molaren Verhältnis zueinander aufnehmen. Ändern sich die Bedingungen, könnten u.U. andere Arten begünstigt

werden. Geht man davon aus, dass das „natürliche“ Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor nach REDFIELD *et al.* (1963) 16:1 beträgt, bietet die Abweichung davon ein Maß für die anthropogene Überprägung der Nährstoffsituation. Jedoch ist zu bedenken, dass das N:P-Verhältnis in Küstengewässern von Natur aus erheblich vom REDFIELD-Verhältnis abweichen kann. Zunächst kann das Verhältnis der Nährstoffe zueinander je nach Art des Einzugsgebietes des Vorfluters variieren. Weiterhin können saisonal wechselnde lokal wirksame Prozesse innerhalb der Küstengewässer das Nährstoffregime beeinflussen. Im flachen Wattenmeer wirken sich beispielsweise biogeochemische Prozesse die im Sediment stattfinden durch die intensive benthopelagische Kopplung auf die Nährstoffkonzentration in der Wassersäule aus. Das REDFIELD-Verhältnis wurde hingegen für die Tiefwasserbereiche der offenen Ozeane bestimmt, für die die Wechselwirkung mit dem Sediment oder dem Festland von untergeordneter Bedeutung ist. Zudem ist bei der Interpretation zu beachten, dass eine Verschiebung des N:P-Verhältnisses sowohl auf die Erhöhung des einen wie auch auf eine Verringerung des anderen Nährstoffs zurückgehen kann.

In der vorliegenden Betrachtung wird der mittlere DIN-Stickstoff im Winter in Relation gesetzt zum Phosphatgehalt, da diese Nährstoffkomponenten das N:P-Verhältnis zu dieser Jahreszeit dominieren. Das N:P-Verhältnis ändert sich bei Büsum im Verlauf der Zeitreihe nur unwesentlich (Abb. 3.84). Die Winterwerte liegen durchweg über 30:1 und damit deutlich über dem REDFIELD-Verhältnis von 16:1. Eine maximale Abweichung wurde mit mehr als 80:1 im Jahre 1993 beobachtet. Das N:P-Verhältnis der Elbe verläuft im selben Zeitraum annähernd ähnlich, eine signifikante Korrelation mit den Daten bei Büsum findet sich jedoch nicht.

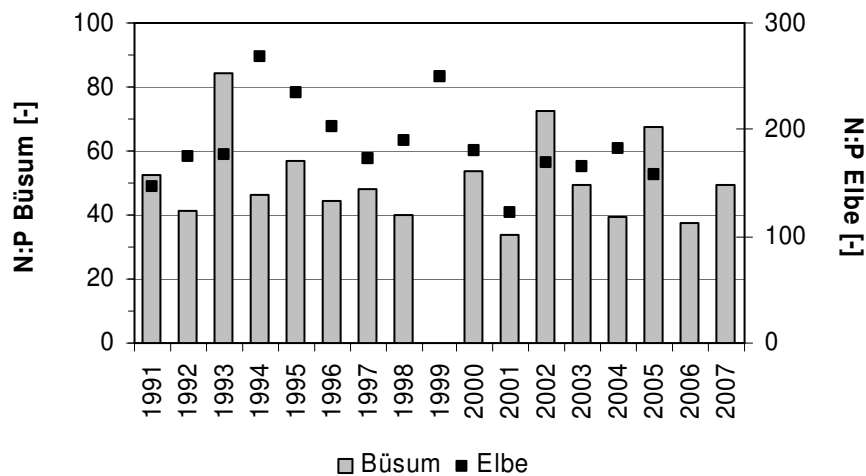


Abb. 3.84: Mittleres N:P-Verhältnis bei Büsum und in der Elbe im Winter (Jan.-März) auf Basis der DIN- und PO₄-Konzentrationen

Aus der Datenreihe Helgoland Reede wird ersichtlich, dass das Verhältnis bis ungefähr 1980 zwischen etwa 20:1 und 40:1 schwankte (Abb. 3.85). Ab diesem Zeitpunkt stieg es bis 1994 auf über 80:1 an. Danach sank das N:P-Verhältnis wieder auf Werte um 20:1 bis 40:1 ab. Der Verlauf resultiert aus zwei unterschiedlichen Entwicklungen: Zum einen sind die Phosphatkonzentrationen bei Helgoland ab etwa 1980 rückläufig. Zum anderen stiegen die winterlichen Nitratwerte bis Anfang der 1990er Jahre an, bevor sie ab 1994 wieder leicht zurückgingen.

Ab 1982 kann parallel zu der Entwicklung bei Helgoland auch das N:P-Verhältnis in der Elbe für einen Vergleich herangezogen werden. Es zeigt sich, dass sich der Verlauf beider Zeitreihen nur teilweise deckt. Der Anstieg des N:P-Verhältnisses der Elbe in den 1980er und zum Teil frühen 1990er Jahren wird zwar durch die Entwicklung bei

Helgoland wiedergegeben, mit sinkendem N:P-Verhältnis ab Mitte der 1990er Jahre zeichnen die Helgoland-Daten diese Entwicklung jedoch nicht mehr nach. Entsprechend korreliert das winterliche N:P-Verhältnis bei Helgoland nur schwach ($r = 0,35$) mit dem N:P-Verhältnis der Elbe.

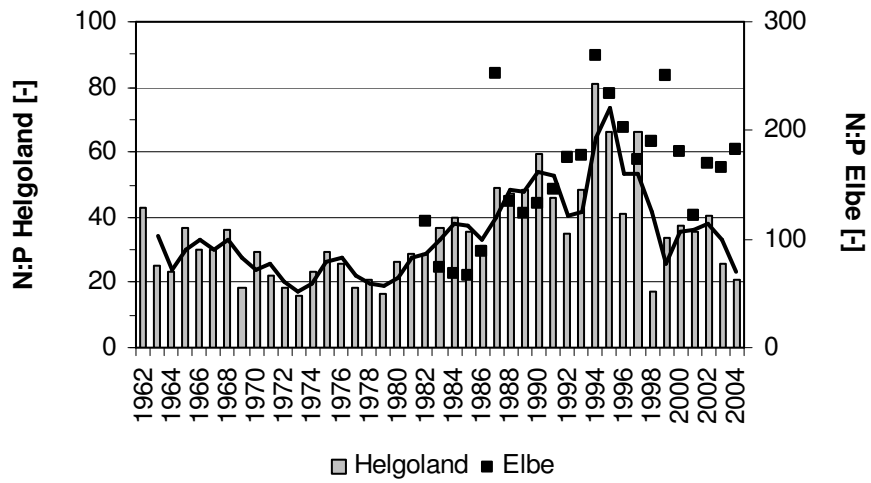


Abb. 3.85: Mittleres N:P-Verhältnis bei Helgoland und in der Elbe im Winter (Jan.-März) auf Basis von DIN- und PO₄-Konzentrationen (Linie: gleitender Mittelwert über 2 Jahre bei Helgoland)

3.3 Unterstützende Faktoren – meteorologische, klimatische, hydrographische und hydrodynamische Veränderungen

Einen entscheidenden Einfluss auf die Ausprägung anthropogener Eutrophierungsphänomene können neben den verursachenden Faktoren des Nährstoffeintrags und der direkten Zufuhr organischen Materials unterstützende Faktoren haben. Hierzu zählt eine Vielzahl meteorologischer, klimatischer, hydrographischer und hydrodynamischer Prozesse, welche das Eutrophierungsgeschehen entweder fördern oder ihm entgegenwirken (Tab. 1.1, S. 10). Sie setzen die Rahmenbedingungen innerhalb derer sich Eutrophierungseffekte manifestieren können. Zudem können sich auch für unterstützende Faktoren Trends ergeben, die wiederum Auswirkungen auf die Bewertung von Eutrophierungstendenzen haben. Um die Bedeutung für den Eutrophierungsprozess einschätzen zu können, wird daher in den folgenden Abschnitten näher auf eine Auswahl wichtiger unterstützender Faktoren eingegangen.

3.3.1 Nordatlantische Oszillation

Die Nordatlantische Oszillation (NAO) hat einen entscheidenden Einfluss auf die regionalen meteorologischen und hydrodynamischen Verhältnisse. Die Darstellung von VISBEK (2008) veranschaulicht die meteorologischen Auswirkungen bei zwei unterschiedlichen NAO-Indexwerten (Abb. 3.86).

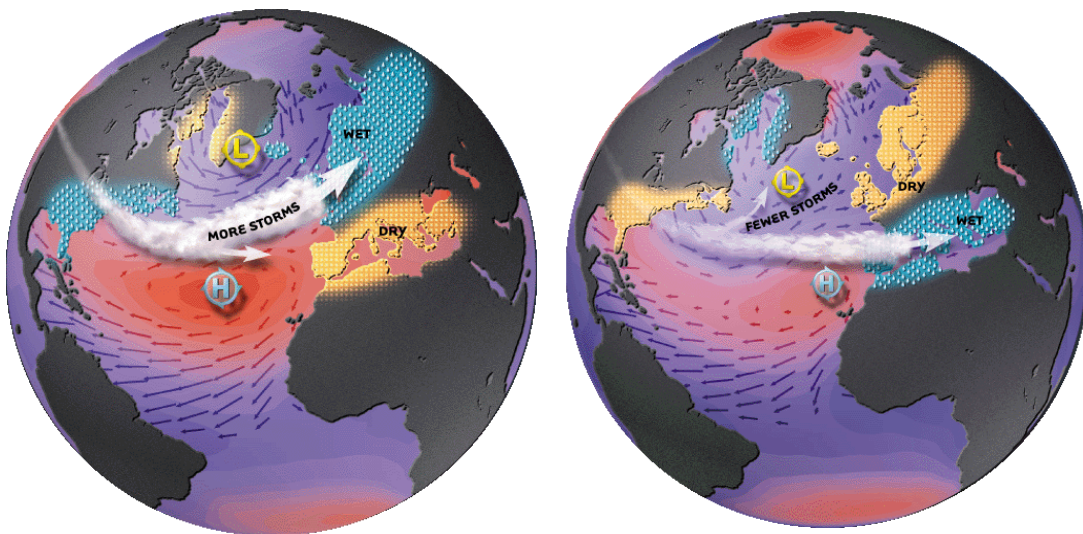


Abb. 3.86: Die Nordatlantische Oszillation (NAO) bei positiven (links) und negativen (rechts) Indexwerten (Copyright erteilt: M. VISBEK, IfM-GEOMAR)

Der linke Teil der Abbildung zeigt eine Situation mit positiven Indexwerten, in der die vorherrschende Zirkulation der Luftmassen bestimmt ist durch ein überdurchschnittlich starkes subtropisches Hochdruckgebiet und ein ausgeprägtes Tiefdruckgebiet bei Island. Bei dieser Anordnung verstärkt sich das Druckgefälle von Süd nach Nord und erhöht infolge der Corioliskraft die Westwindströmung Richtung Westeuropa. Einhergehend mit dieser Konstellation sind relativ warme feuchte Winter. Im rechten Teil der Abbildung sind beide Druckgebiete nur schwach ausgebildet (negativer NAO-Index) und eine insgesamt schwächere Zirkulation verlagert sich weiter südlich in den Mittelmeerraum. Für Westeuropa ergeben sich daraus kalte und trockene Winter.

Für die Nordsee ist vor allem die NAO im Winter von Bedeutung, da die Luftdruckverteilung über dem Nordatlantik zu dieser Jahreszeit zumeist höhere Druckunterschiede aufweist als in den Sommermonaten. Das resultierende Windfeld übt eine entsprechend größere Schubspannung auf die Meeresoberfläche aus. Infolgedessen bildet sich ein ausgeprägteres Strömungsmuster, das den Einstrom atlantischer Wassermassen begünstigt und somit z.B. den Salzgehalt der zentralen Nordsee mit einem zeitlichen Versatz von etwa einem Jahr beeinflusst (JANSSEN, 2002). Betrachtet man den langfristigen Trend des NAO-Index (Abb. 3.87) so zeigt sich, dass die Werte überwiegend im positiven Bereich der Skala liegen.

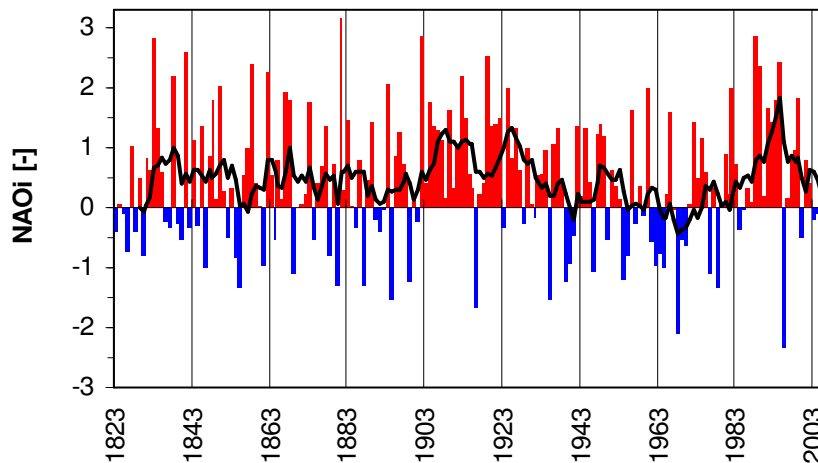


Abb. 3.87: Wintermittelwerte (Dez.-März) des NAO-Index (NAOi) auf Basis der Zeitreihen von Island und Gibraltar und gleitender Mittelwert (Linie) über 7 Jahre (Datengrundlage: CRU)

Die Anomalien tendieren folglich in den Wintermonaten des Betrachtungszeitraums 1823-2007 insgesamt eher zu stärkerer Westwindströmung. Eine in den 1980er Jahren sich abzeichnende weitere Zunahme positiver NAO-Indexwerte hat sich jedoch seit 1995 wieder umgekehrt. Auch wenn das variable Wetter im Nordatlantik keine signifikanten Trends aufzeigt, so ist doch die Nordatlantische Oszillation von Bedeutung für die Hydrographie und Hydrodynamik in der Nordsee, da sie Temperatur, Salzgehalt und Strömung beeinflusst. Zudem können Auswirkungen auf die Niederschlagshäufigkeit über dem Festland und damit auf den Festlandsabfluss angenommen werden, auch wenn die hohe Variabilität meteorologischer Ereignisse statistische Zusammenhänge nur undeutlich hervortreten lässt.

3.3.2 Niederschlag im Einzugsgebiet

Niederschläge stellen einen Kopplungsmechanismus zwischen Klima- bzw. Wettergeschehen und der Eutrophierung dar. Stärkere Niederschläge im Einzugsgebiet der Flüsse erhöhen die Abflussmengen, verbunden mit einer Zunahme der Flussfrachten. Darüber hinaus kann ein direkter Nährstoffeintrag in Gewässer über atmosphärische Deposition erfolgen. Hier sind es vor allem Ammonium und Nitrat, welche über die Nass- (75 %) und Trockendeposition (25 %) in die Nordsee eingetragen werden (RENDELL *et al.*, 1993). Der atmosphärische Eintrag ist jedoch u.a. von der Lage des Untersuchungsgebietes im Verhältnis zu den Verschmutzungsquellen an Land und von meteorologischen Bedingungen wie Windrichtung und Niederschlag abhängig. Für die innere Deutsche Bucht berechneten DE LEEUW *et al.* (2003) beispielsweise den atmosphärischen Stickstoffeintrag im August 1999 auf täglich 3-5 kg/km²·d N. Dies entspricht, bezogen auf

eine Fläche von etwa 3.500 km², einer Immission von 10,5-17,5 t/d N bzw. 8-12 % des Gesamteintrags anorganischer Stickstoffkomponenten aus Elbe, Weser und Atmosphäre. Der vom Niederschlag beeinflusste abflussgesteuerte Eintrag über die Flüsse war also zu dieser Zeit weitaus bedeutender als die atmosphärischen Einträge. Andere Autoren berechnen den atmosphärischen Stickstoffeintrag auf bis zu 30 % (Kap. 3.2, S. 23).

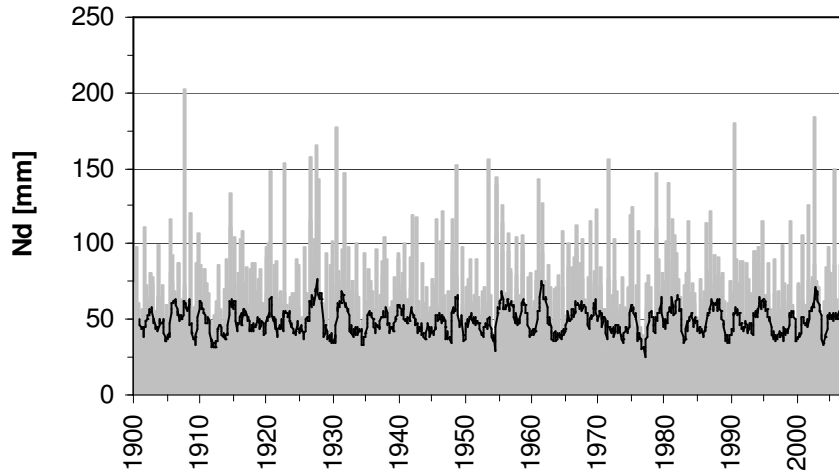


Abb. 3.88: Monatssummen des Niederschlags (Nd) und gleitender Mittelwert über 12 Monate (Linie) bei Potsdam (Datengrundlage: DWD)

Die Niederschlagsmessungen des meteorologischen Observatoriums bzw. Potsdam-Institutes für Klimafolgenforschung auf dem Telegrafenberg bei Potsdam liegen im Einzugsgebiet der Elbe und reichen bis 1893 zurück. Die Monatssummen des Niederschlags von 1900-2006 zeigen besonders hohe Niederschläge in den Sommermonaten Juni bis August (Abb. 3.88). Im Juli 1907 wurde beispielsweise mit 202 mm Niederschlag das absolute Maximum im Betrachtungszeitraum gemessen. Aber auch in jüngerer Zeit beobachtete man derartig extreme Niederschläge wie z.B. im August 2002, dem Hochwasserereignis in der Elbe, wo bei Potsdam mit 185 mm ebenfalls starke Regenfälle niedergingen. Trockene Monate treten unregelmäßig über das Jahr verteilt auf. Das absolute Minimum der Messreihe wurde an der Station Telegrafenberg im April 1929 mit 21 mm gemessen. Insgesamt zeigt sich in der Zeitreihe weder in den Monatssummen noch im gleitenden Mittelwert über 12 Monate ein signifikanter Trend. Betrachtet man jedoch den Verlauf der Jahressummen des Niederschlags, deutet sich in der zweiten Hälfte der Zeitreihe eine Zunahme der Schwankungen an (Abb. 3.89).

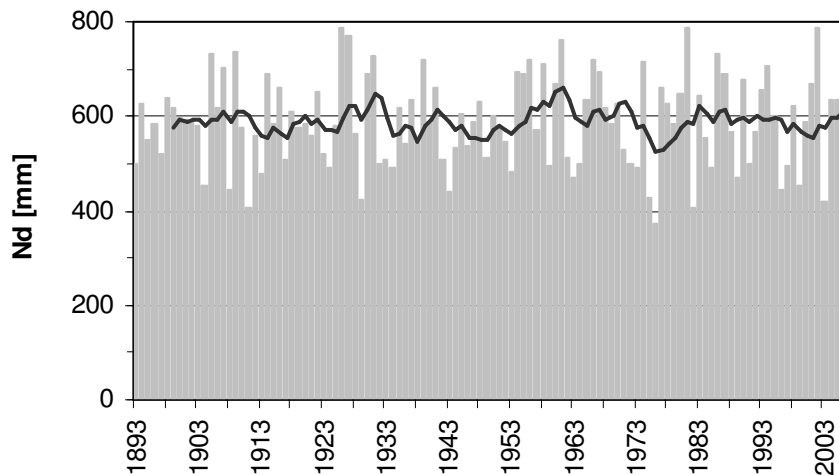


Abb. 3.89: Jahressummen des Niederschlags (Nd) und gleitender Mittelwert über 7 Jahre (Linie) bei Potsdam (Datengrundlage: DWD)

Extrem trockene Jahre und extrem feuchte Jahre sind häufiger zu beobachten als in der ersten Hälfte der 114-jährigen Messreihe. Die Standardabweichung liegt im Zeitraum 1893-1949 bei 87 mm und somit niedriger als im Zeitraum 1950-2006, für den sich eine Abweichung von 103 mm ergibt. Im Vergleich der Niederschläge mit der Nordatlantischen Oszillation wird ein Zusammenhang aufgrund der hohen Variabilität beider Parameter erst nach Mittelung über einen längeren Zeitraum deutlich (Abb. 3.90).

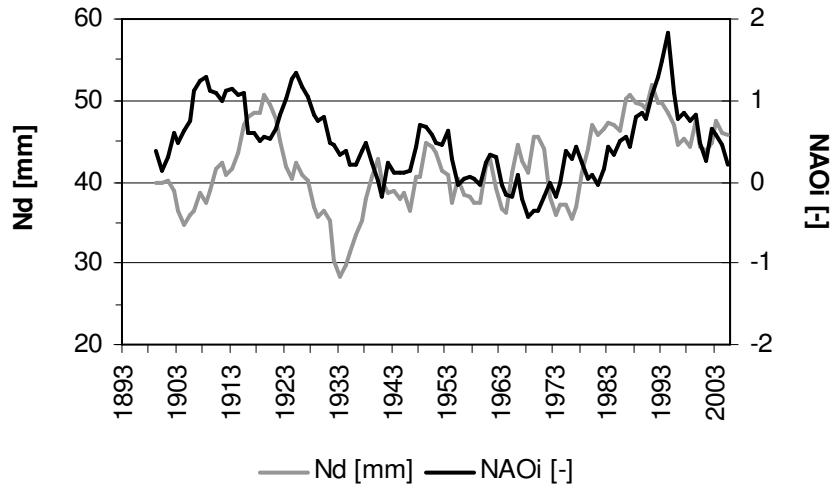


Abb. 3.90: Niederschlag (Nd) und Nordatlantische Oszillation (NAOi) als gleitende Wintermittelwerte (Dez.-März) über 7 Jahre

Die gemittelten Monatssummen des Niederschlags für die Monate Dezember bis März korrelieren über den Zeitraum 1893-2006 insgesamt schwach signifikant ($r = 0,25$) mit dem gemittelten NAO-Index im Winter. Dabei ergibt sich für den Zeitraum 1893-1949 keine signifikante ($r = 0,22$) Korrelation, während für die zweite Hälfte des Datensatzes von 1950-2006 der Zusammenhang statistisch signifikant ($r = 0,57$) wird (Abb. 3.91). Der Zusammenhang des Elbabflusses mit dem Niederschlag ist dagegen deutlicher erkennbar. Zwar bestimmen verschiedene Faktoren das Abflussgeschehen, wie z.B. der Anteil des Oberflächenabflusses, die Versickerungseigenschaften der Böden im Einzugsgebiet und die Grundwasserfließgeschwindigkeit, doch korreliert auf Jahresbasis der Abfluss der Elbe signifikant ($r = 0,54$) mit dem Niederschlag im Einzugsgebiet.

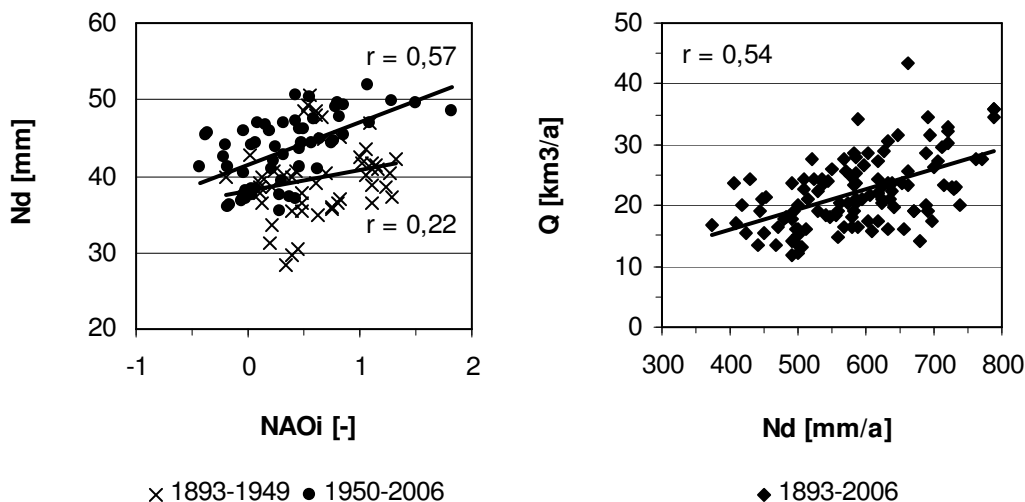


Abb. 3.91: Korrelation der Wintermittelwerte (Dez.-März) des Niederschlags (Nd) bei Potsdam mit der Nordatlantischen Oszillation (NAOi), (links) und der Jahresabflusssummen (Q) der Elbe mit den Jahresniederschlagsmengen (Nd) bei Potsdam (rechts)

3.3.3 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur ist für zahlreiche hydrodynamische, biogeochemische und biologische Prozesse von Bedeutung. Eutrophierungsrelevant sind hierbei vor allem thermische Schichtungseignisse in der Deutschen Bucht, die die Durchmischungstiefe verringern können und somit das Lichtangebot für das Phytoplankton verbessern. Zugleich kann die Sauerstoffzufuhr durch vertikale Schichtung des Wasserkörpers gestört werden, wodurch die Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser zunimmt. Überdies beschleunigt sich der sauerstoffzehrende mikrobielle Abbau organischen Materials mit steigender Temperatur.

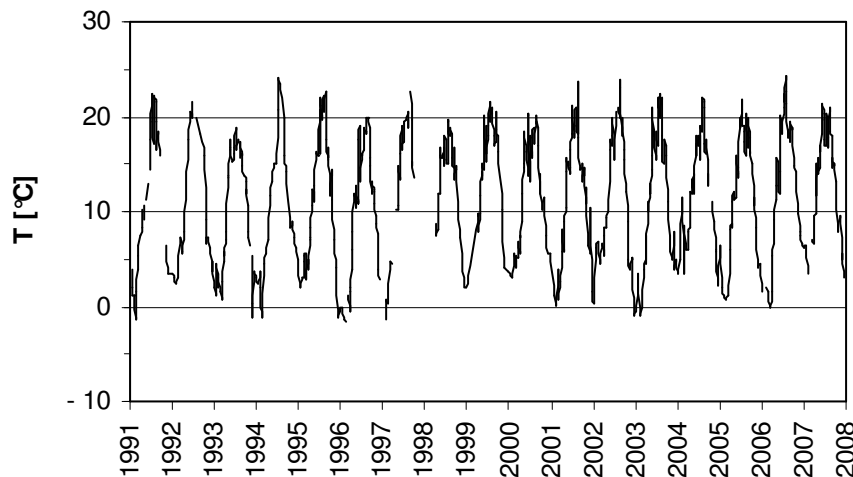


Abb. 3.92: Wassertemperaturen (T) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FTZ)

Der Jahresgang der Wassertemperatur an der Terminstation Büsum zeigt eine für gemäßigte Breiten typische Saisonalität mit Wintertemperaturen bis $-1,5^{\circ}\text{C}$ und Sommertemperaturen von bis zu $24,4^{\circ}\text{C}$ (Abb. 3.92). Die jährlichen Temperaturmaxima lagen dabei insgesamt alle über 18°C . Typisch für Wattgewässer ist, dass die jährlichen Temperaturmaxima höher liegen, als z.B. in der küstennahen deutschen Ostsee (MÜLLER-NAVARRA & LADWIG, 1997). Die periodisch trockenfallenden Wattsedimente speichern besonders in der wärmeren Jahreszeit zusätzliche Wärmeenergie und geben diese während der Überflutungsphase an das darüberliegende Wasser ab. Zwar lässt sich insgesamt für den Zeitraum 1991-2007 kein signifikanter Trend erhöhter Wassertemperaturen bei Büsum erkennen, doch fallen vier der fünf wärmsten Winter dieser Periode in die letzten Jahre der Aufzeichnungen. Ein Vergleich der mittleren Wassertemperaturen bei Büsum und Helgoland im Winter (Jan.-März) mit der durchschnittlichen NAO im Winter (Dez.-März) zeigt für beide Standorte statistisch signifikante Korrelationen ($r = 0,61$ bzw. $r = 0,67$), denen zufolge höhere positive Indexwerte mit wärmeren Wassertemperaturen zusammenhängen (Abb. 3.93). Die Entwicklung zu höheren Wassertemperaturen im Winter stimmt mit Beobachtungen des BSH (2008) überein (Abb. 3.94). Demzufolge wurden an der Meeresoberfläche der Nordsee in den letzten Wintern im Vergleich zu den vorangegangenen Jahren wiederholt deutlich mildere Wassertemperaturen gemessen. Der Monatsmittelwert für Januar 2007 war mit $1,7^{\circ}\text{C}$ über dem klimatologischen Wert²⁰ der höchste Januarwert im Bereich der deutschen Nordseegewässer seit 1971. In der küstennahen inneren Deutschen Bucht überstieg die Temperaturanomale im Januar 2007 sogar $3,5^{\circ}\text{C}$.

²⁰ Mittelwert für den Zeitraum 1971-1993

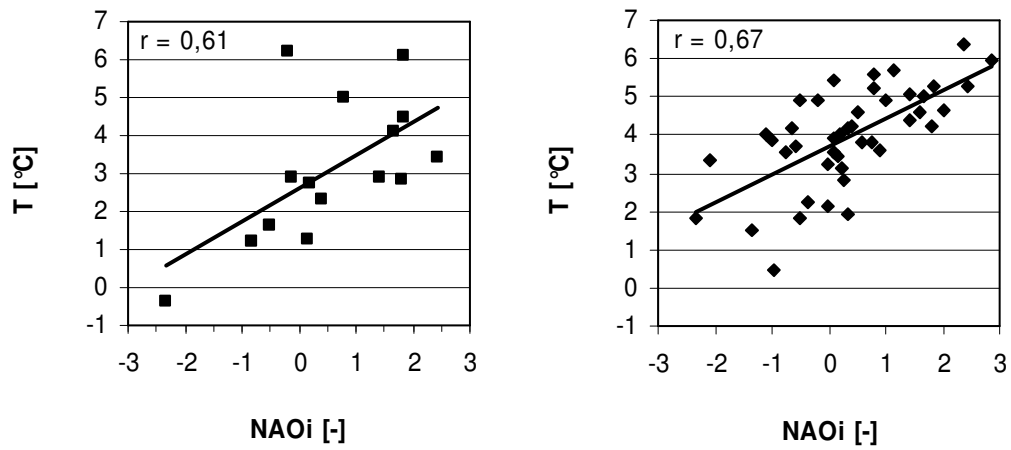


Abb. 3.93: Korrelation der Wintermittelwerte (Jan.-März) der Wassertemperatur (T) bei Büsum im Zeitraum 1991-2007 (links) und Helgoland im Zeitraum 1962-2004 (rechts) mit dem gemittelten NAO-Index (NAOi) im Winter (Dez.-März)

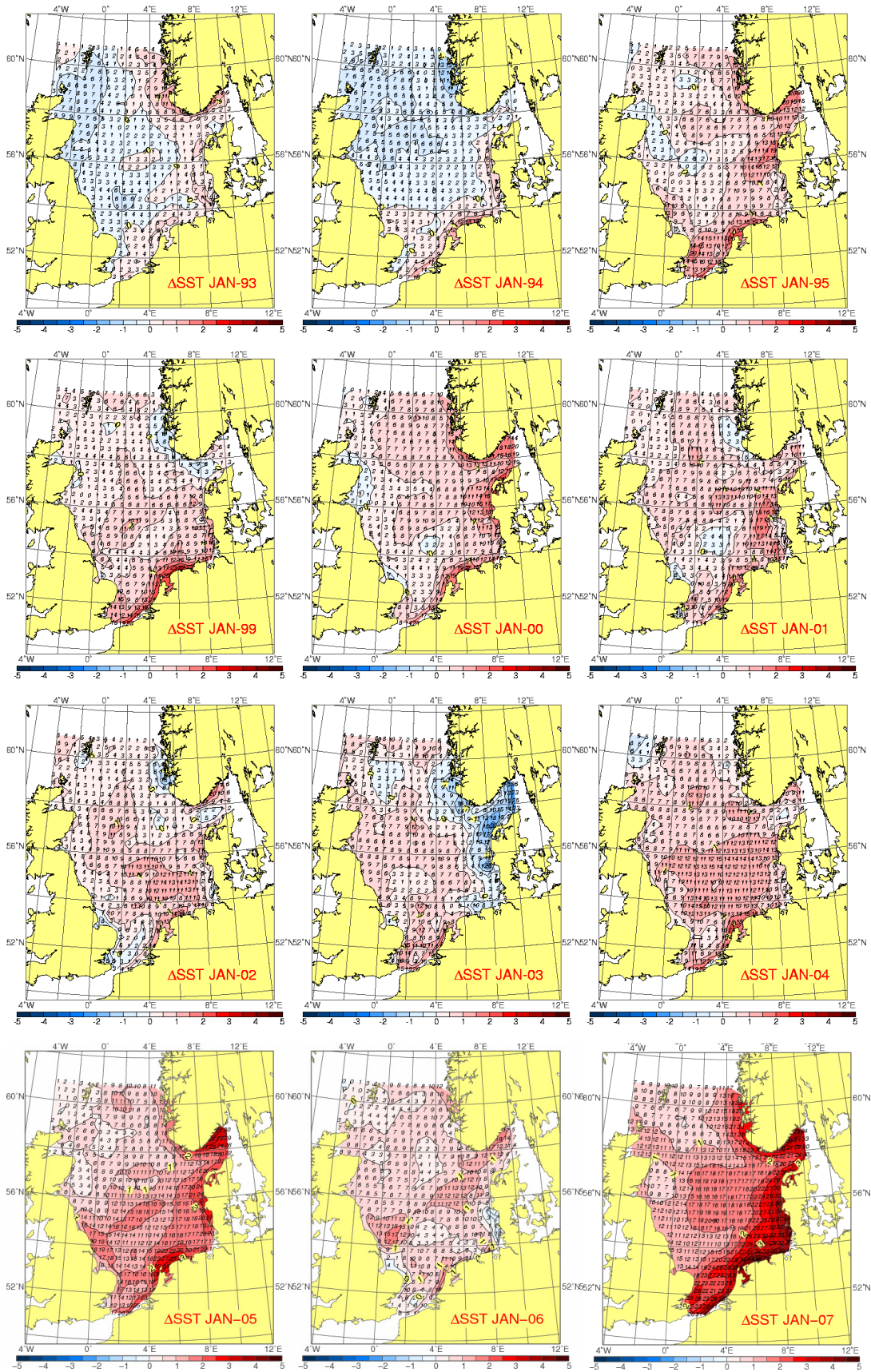


Abb. 3.94: Anomalien der Meeresoberflächentemperatur (Δ SST)²¹ der Nordsee zwischen 1993 und 2007 für den Monat Januar im Vergleich zum klimatologischen Mittelwert des Zeitraums 1971-93 (Copyright erteilt: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie)

²¹ Isolinienwerte in Kelvin, diskrete Werte in Zehntel Kelvin

Die Analyse der Jahresmitteltemperatur bei Helgoland ergab für den Zeitraum 1880-2001 eine Temperaturzunahme des Oberflächenwassers von durchschnittlich 0,6-0,8°C (BECKER, 2003). Die Zunahme war dabei im Winterquartal (Dez.-Febr.) besonders ausgeprägt, aber auch die Frühjahrs- und Herbsttemperaturen stiegen in diesem Zeitraum deutlich an. Somit zeigen sich veränderte Wachstumsbedingungen sowohl im Hinblick auf eine Erhöhung der Durchschnittstemperatur als auch im modifizierten Jahresgang. Einhergehend mit dieser Entwicklung verschiebt sich auch der Jahresgang der Wassertemperatur bei Büsum. Das Überschreiten der 10°C-Temperaturen im Frühjahr ist gegenwärtig signifikant ($r = 0,62$) um etwa 10 Tage früher zu beobachten als noch 1994 (Abb. 3.95).

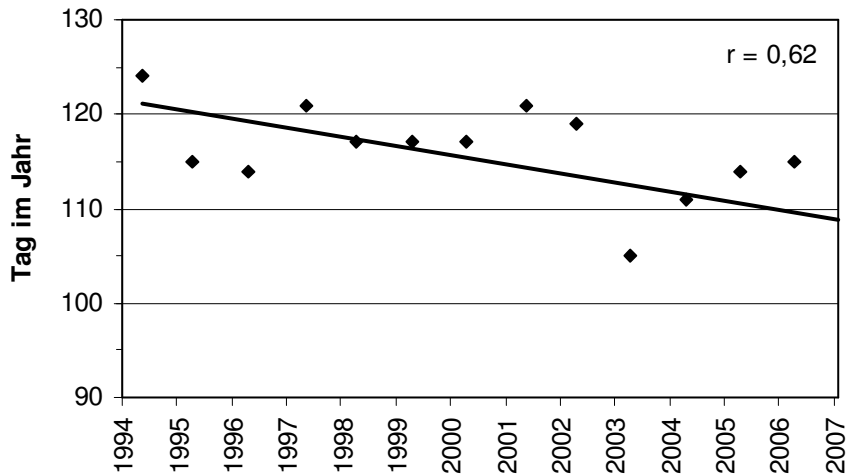


Abb. 3.95: Überschreiten der 10°C-Wassertemperatur im Frühjahr bei Büsum

Der Trend wird deutlich, obwohl sich die Messung nach dem Hochwasserzeitpunkt richtet und damit zu unterschiedlichen Sonnenständen erfolgt. Die Tagesamplituden der Wassertemperatur können im exponierten Wattenmeer zwar mehrere Grad Celcius betragen, jedoch sind ausgeprägte kurzperiodische Schwankungen eher in den Sommermonaten bei erhöhter Sonneneinstrahlung zu beobachten (MÜLLER-NAVARRA & LADWIG, 1997). Im Frühjahr 2007 betrug dagegen der Temperaturunterschied zwischen 9:00-17:00 Uhr lediglich 0,4°C (Abb. 3.96).

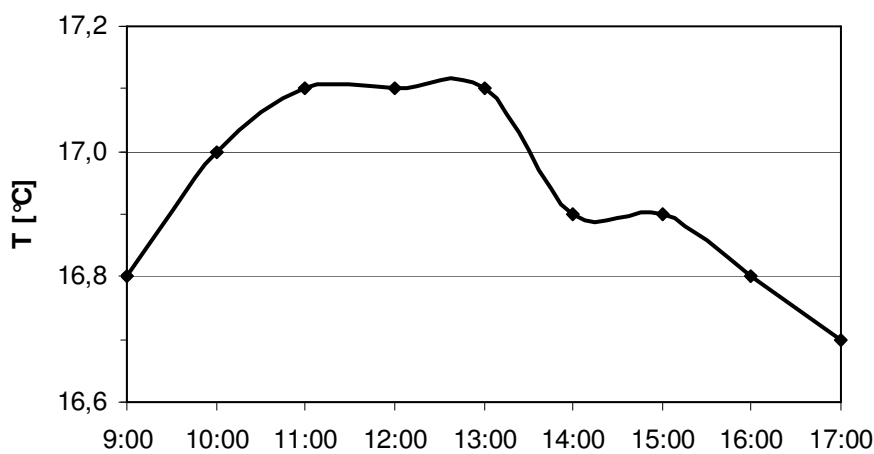


Abb. 3.96: Exemplarischer Tagesgang der Wassertemperatur (T) bei Büsum im Mai 2007

3.3.4 Schichtung und Fronten

Vertikale Dichteschichtungen sind im Zusammenhang mit Eutrophierungseffekten vor allem von Bedeutung, da sie eine Veränderung der Wachstumsbedingungen für das Phytoplankton nach sich ziehen. Eine Sprungschicht kann den Austausch mit nährstoffreichem Tiefenwasser weitgehend unterbinden. Gleichzeitig kann sich jedoch das Lichtangebot für das Phytoplankton verbessern, da die Tiefe der durchmischten Schicht abnimmt. Besonders im Mündungsbereich größerer Flüsse können sich Salzgradienten ausbilden, die eine haline Schichtung des Wasserkörpers bewirken. Einhergehend mit der saisonalen Temperaturerhöhung des oberflächennahen Wasserkörpers kommt es in der Deutschen Bucht regelmäßig auch zu thermischer Schichtung und in Kombination beider Faktoren zu thermohaliner Schichtung. Es können im Wesentlichen vier Schichtungstypen in der Deutschen Bucht unterschieden werden (Abb. 3.97).

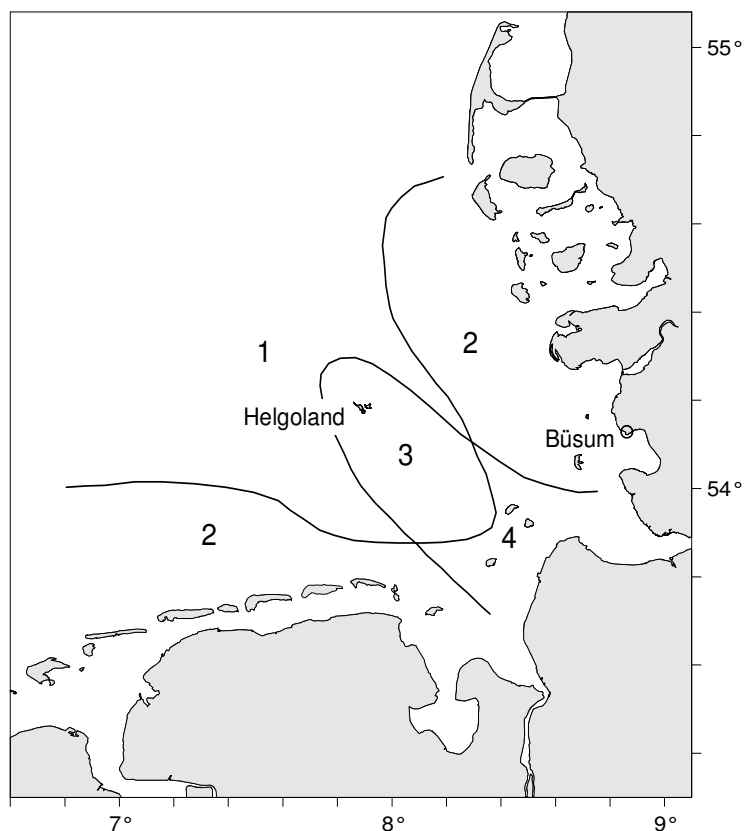


Abb. 3.97: Schichtungstypen in der Deutschen Bucht: 1) zeitweise thermische und haline Schichtung, 2) homotherm und zeitweise haline Schichtung, 3) zeitweise thermische und permanente haline Schichtung, 4) homotherm und permanente haline Schichtung (verändert nach FREY, 1990)

In der offenen Deutschen Bucht jenseits der 25 m-Tiefenlinie ist zeitweise thermische und haline Schichtung zu beobachten. Die dem durchmischten ungeschichteten Wattenmeer vorgelagerten Bereiche des Küstenwassers sind homotherm, jedoch zeitweilig halin geschichtet. Im äußeren Bereich der Flussfahne der Elbe kann permanente Salzgehaltsschichtung in Verbindung mit saisonaler Temperaturschichtung auftreten. Die Ästuarbereiche von Elbe und Weser sind dagegen homotherm und permanent halin geschichtet. Schichtungsereignisse verstärken bzw. verlängern sich mit zunehmender Wassertemperatur, wenn nicht gleichzeitig häufigere Starkwindperioden die Vertikal-schichtung auflösen. Längere Schichtungsperioden von mehreren Monaten können dabei in der Deutschen Bucht in den Sommermonaten auftreten. BUDÉUS (1989) beschreibt beispielsweise für das Jahr 1986 eine sommerliche Schichtung, die drei Monate

stabil war. Neben diesen intensiven Schichtungsphasen im Sommer können auch im Frühjahr Schichtungsereignisse beobachtet werden, die allerdings mit bis zu 10 Tagen vergleichsweise kurz sind. In engem Zusammenhang mit den Schichtungsverhältnissen steht die Formierung von Fronten an Wassermassengrenzen, welche als Akkumulationszonen für Biomasse fungieren können (HESSE, 1988). Nördlich der ostfriesischen Inseln liegt im Übergangsbereich zwischen durchmischten Küstengewässern und den geschichteten Wassermassen der offenen Deutschen Bucht ein Seegebiet, in dem regelmäßig thermische Fronten, sogenannte "tidal mixing fronts", beobachtet werden können (Abb. 3.98).

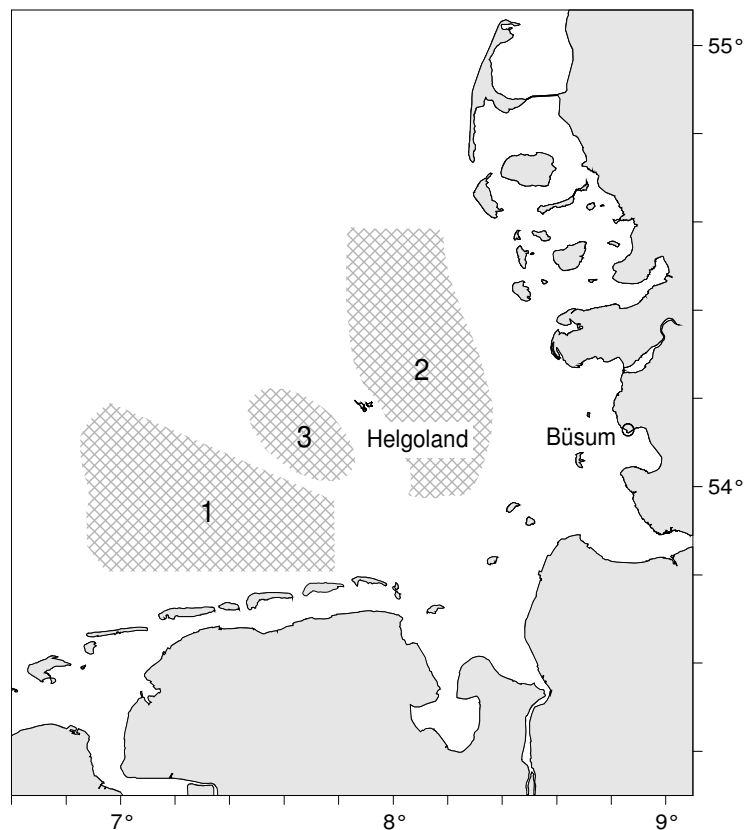


Abb. 3.98: Gebiete mit Frontenbildung in der Deutschen Bucht: 1) thermische Fronten, 2) haline Fronten, 3) Fronten in Auftriebsgebieten (verändert nach KRAUSE *et al.*, 1986; BUDÉUS, 1989)

Vor der schleswig-holsteinischen Küste treten dagegen eher Fronten auf, die an die Flussfrachten der Elbe gebunden sind. Zwischen diesen beiden Seegebieten liegt westlich von Helgoland ein Auftriebsgebiet an den Rändern des Elbe-Urstromtals, an dem sich ebenfalls Fronten ausbilden.

Über einen Trend zunehmender Schichtungsereignisse oder verstärkter Frontenbildung liegen bislang keine gesicherten Erkenntnisse vor. Es ist jedoch naheliegend, dass sich die beobachteten höheren Wassertemperaturen der Nordsee auch auf die Schichtungsverhältnisse in der Deutschen Bucht auswirken, worauf auch Strömungsmodelle hinweisen (DIAZ & ROSENBERG, 2008).

3.3.5 Austauschzeiten

Die Austauschzeiten des Wasserkörpers bestimmen den Zeitraum innerhalb dessen sich Eutrophierungseffekte in einem Seegebiet ausbilden können. Langsamer Wasseraustausch begünstigt die Phytoplankton-Entwicklung, denn es steht in dem Gebiet mehr

Zeit zum Aufbau von Biomasse zur Verfügung. Zudem bedeuten lange Austauschzeiten i.d.R. niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten, welche wiederum die Sedimentation organischen Materials begünstigen und somit Eutrophierungseffekte im Benthos hervorrufen können. Neben der direkten Messung von Verweilzeiten durch Drifter können Austauschzeiten auf Basis von hydrodynamischen Strömungsmodellen berechnet werden. LENHART & POHLMANN (1997) berechneten für die Deutsche Bucht eine mittlere Austauschzeit von 33 Tagen. Für eine weiterführende Differenzierung des mit einem Volumen von 602 km³ relativ großen Wasserkörpers wurde das Seegebiet von LENHART (BROCKMANN *et al.*, 2002) erweitert und in sechs Unterregionen gegliedert (Tab. 3.6).

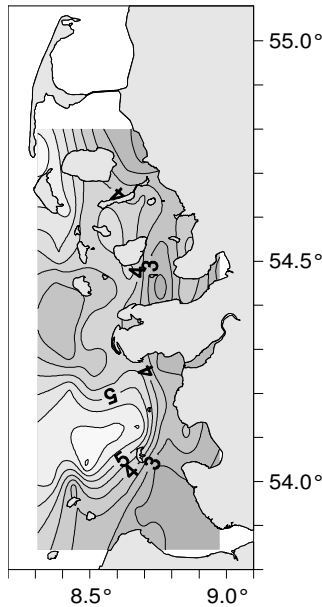
Tab. 3.6: Volumina und Austauschzeiten einzelner Meeresgebiete in der südlichen Nordsee (verändert nach BROCKMANN *et al.*, 2002)

	Volumen [km ³]	Austauschzeit [Tage]		
		Minimum	Maximum	Mittelwert
innere Deutsche Bucht	58	18	60	33
ostfriesische Küste	136	5	25	15
äußere Deutsche Bucht	291	5	26	15
südliche dänische Küste	117	4	25	12
offshore Deutsche Bucht	159	2	18	7
mittlere dänische Küste	246	2	25	9

Demnach kann man für das Teilgebiet der inneren Deutschen Bucht bei einem Wasservolumen von 58 km³ ebenfalls eine mittlere Austauschzeit von 33 Tagen erwarten. Je nach hydrodynamischen Bedingungen kann diese jedoch auch bis zu 60 Tage betragen. Die kürzeste Austauschzeit liegt dagegen bei 18 Tagen. Im Vergleich mit den benachbarten Gebieten vor der ostfriesischen und dänischen Küste ist die Residenzzeit der Wassermassen im inneren Bereich der Deutschen Bucht mehr als doppelt so hoch, obwohl das Wasservolumen deutlich geringer ist. Da für die Entstehung einer Phytoplanktonblüte ein Zeitraum von zwei Wochen ausreicht, steht für die Entwicklung von Algenmassenvorkommen in der inneren Deutschen Bucht ausreichend Zeit zur Verfügung. Zudem ist aufgrund der längeren Residenzzeit eine vergleichsweise höhere Sedimentationsrate in diesem Gebiet zu erwarten.

3.3.6 Lichtverhältnisse

Das Lichtangebot im Wasser ist neben der Nährstoffversorgung von elementarer Bedeutung für die Primärproduktion. Es gibt jedoch nur wenige großflächige Untersuchungen über die Lichtverhältnisse in der Deutschen Bucht. Die Befunde im Rahmen des TRANSWATT-Projektes konnten zeigen, dass die Tiefe der euphotischen Zone im Küstenbereich der inneren Deutschen Bucht im Sommer 1994 bei 4-5 m lag (Abb. 3.99). Im angrenzenden Wattenmeer und im Elbeästuar reichte die euphotische Zone aufgrund des höheren Gehaltes an Schweb- und gelösten Trübstoffen bis auf weniger als 3 m in die Wassersäule hinab. In Abhängigkeit von der Sonneneinstrahlung, den Trübungsbedingungen und der Wassertiefe ergaben sich in den Sommermonaten schon in den frühen Morgenstunden (6:00 Uhr MEZ) auch in einigen Bereichen des trübereren Wattenmeeres mittlere Lichtintensitäten in der Wassersäule von mehr als 10 µE/m²·s (LADWIG, 1997a).



Diese nahmen im Tagesverlauf zu und wurden erst ab 18:00 Uhr MEZ wieder unterschritten. Das Lichtangebot reichte damit über 12 Stunden aus, um die Kompensationslichtintensität vieler Phytoplanktonarten zu überschreiten und Nettoprimärproduktion zu ermöglichen. Die hier für den Sommer 1994 dargestellten räumlichen Unterschiede der Lichtverhältnisse konnten auch in weiteren Untersuchungen im Mai 1994, Mai 1995 und August 1995 in ihrem Grundmuster bestätigt werden. Im Herbst, Winter und zu Beginn des Frühjahres sind dagegen deutlich schlechtere Lichtbedingungen in der Wassersäule zu erwarten, wie Messungen der Sichttiefe anhand einer SECCHI-Scheibe bei Büsum zeigen (Abb. 3.100).

Abb. 3.99: Tiefe der euphotischen Zone [m] in der inneren Deutschen Bucht und im angrenzenden Wattenmeer im Juli 1994 (verändert nach LADWIG, 1997b)

Im Jahresgang 2006 wird exemplarisch die Saisonalität der Trübungsbedingungen im Wattenmeer vor Büsum deutlich. Die SECCHI-Sichttiefe lag in den Wintermonaten zu Beginn des Jahres bei unter 0,5 m. Etwa ab Mitte März verbesserten sich die Sichtverhältnisse zusehends, bis im Juli die SECCHI-Sichttiefe bei 1,6 m lag.

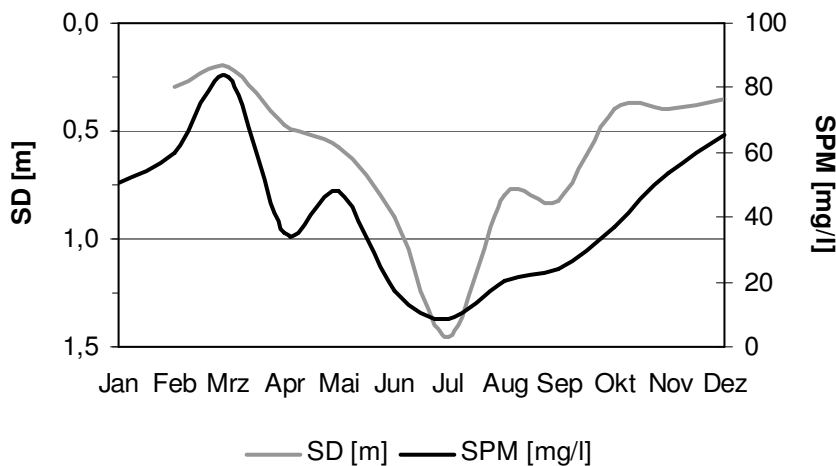


Abb. 3.100: Monatsmittelwerte der SECCHI-Sichttiefe (SD) und des Sestongehaltes (SPM) bei Büsum im Jahresgang 2006

Der saisonale Verlauf der Trübung mit geringeren Sichttiefen in den Wintermonaten und im Mittel größeren Sichttiefen im Sommer wird dabei hauptsächlich von der Sestonkonzentration bestimmt. Eine Regressionsanalyse der Messwerte für den Jahresgang 2006 ergibt einen signifikanten ($r = 0,91$) exponentiellen Zusammenhang beider Parameter (Abb. 3.101).

Die hohen Sestongehalte von im Einzelfall bis zu 128 mg/l können unterschiedliche Ursachen haben. Zum einen steigt die Sedimentresuspension und damit der Sestongehalt bei starken Tidedrömungen und Windstress infolge der zunehmenden Bodenreibung an. Zum anderen können besonders hohe Schwebstoffkonzentrationen der Flüsse oder intensive Planktonblüten die Sestonkonzentration erhöhen. Der Sestongehalt kann über die Ermittlung des Glühverlustes in anorganische und organische Komponenten unterteilt werden. Die anorganische Fraktion besteht in Wattgewässern größtenteils aus in

Suspension befindlichen Sedimentpartikeln. Bei der organischen Fraktion kann es sich sowohl um Detritus als auch um lebendes Material, wie Phyto- und Zooplankton, handeln.

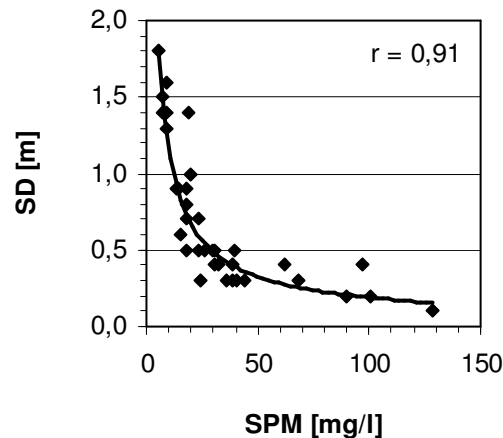


Abb. 3.101: Abhängigkeit der SECCHI-Sichttiefe (SD) vom Seston Gehalt (SPM) bei Büsum für den Jahresgang 2006

Im Jahresverlauf 2006 zeigt sich, dass die Konzentrationsschwankungen des organischen Materials eng an den Jahresgang des Seston Gehaltes gekoppelt sind. Auch in den Wintermonaten nimmt mit steigender Sestonkonzentration die Konzentration organischen Materials zu. Es ist naheliegend, dass es sich hierbei um bereits abgestorbene organische Schwebstoffe handelt. Die Peaks im Frühjahr und Sommer decken sich hingegen weitgehend mit dem Verlauf der Chlorophyll-*a*-Konzentration, die hier als Äquivalent für die Phytoplankton-Biomasse herangezogen wird (Abb. 3.102).

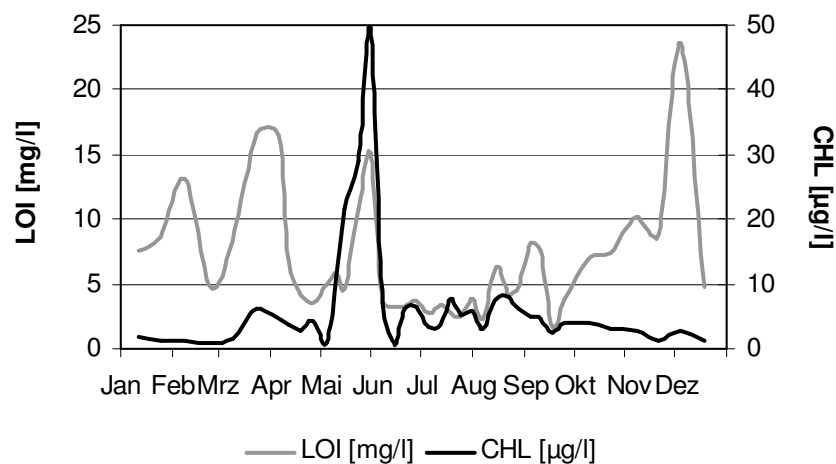


Abb. 3.102: Glühverlust des Sestons (LOI) und Chlorophyll-*a*-Konzentration (CHL) bei Büsum im Jahr 2006 (Datengrundlage: FTZ)

Geht man von einem mittleren Faktor von 40 für die Umrechnung von Chlorophyll-*a* auf Phytoplanktonkohlenstoff aus (PARSONS & TAKAHASHI, 1973), ergibt sich für die Diatomeenblüte Ende Mai 2006 ein organischer Kohlenstoffgehalt von etwa 2 mg/l. Im Vergleich mit der organischen Fraktion des Sestons von etwa 15 mg/l und einer gesamten Sestonkonzentration von 97 mg/l wird ersichtlich, dass trotz der relativ intensiven Blüte die übrigen Schwebstoffe im Wasser überwiegen. In diesem Fall ist also die Hauptursache für die Lichtabschwächung im Wasser die anorganische Komponente des Sestons. Anzumerken ist hier jedoch, dass über die Lichtabschwächung durch gelöste Substanzen wie z.B. Huminstoffe für das Untersuchungsgebiet keine hinreichenden Erkenntnisse vorliegen.

Vergleicht man die Gewichtsanteile, so entfallen im Mittel der Jahre 2002-07 allein 74 % auf die anorganische Fraktion und 26 % auf organische Komponenten, wobei saisonale Schwankungen den organischen Anteil, insbesondere in der Wachstumsperiode, bis auf maximal 64 % erhöht haben. Im Jahr 2006 wird der maximale Anteil organischer Komponenten am Seston beispielsweise im Juli erreicht und beträgt 40 %. Der Gewichtsanteil der Phytoplanktonbiomasse ist dabei von einzelnen Blütenereignissen der jeweiligen Art abhängig. Im Beispiel kommt der ausgeprägten Phytoplanktonblüte Ende Mai 2006 ein Gewichtsanteil von etwa 2 % am gesamten Sestongehalt zu. Jedoch hat die Blüte einen Anteil von 13 % an der organischen Fraktion.

Aus Messungen der SECCHI-Sichttiefe lässt sich die Tiefe der euphotischen Zone (EZD = 1 %-Lichttiefe) berechnen. Für das Jahr 2006 ist auf Basis von Monatsmittelwerten beispielhaft ein typischer Jahresgang der EZD dargestellt (Abb. 3.103). Dem Trübungsverlauf folgend reicht die euphotische Zone mit 4,7 m im Juli am tiefsten in die Wassersäule hinab. Neben der Wassertrübung ist jedoch auch die Einstrahlung an der Wasseroberfläche entscheidend für das Lichtangebot in der Wassersäule. Der Jahresgang der Globalstrahlung in List auf Sylt soll an dieser Stelle den charakteristischen saisonalen Verlauf der Sonneneinstrahlung in unseren Breiten aufzeigen.

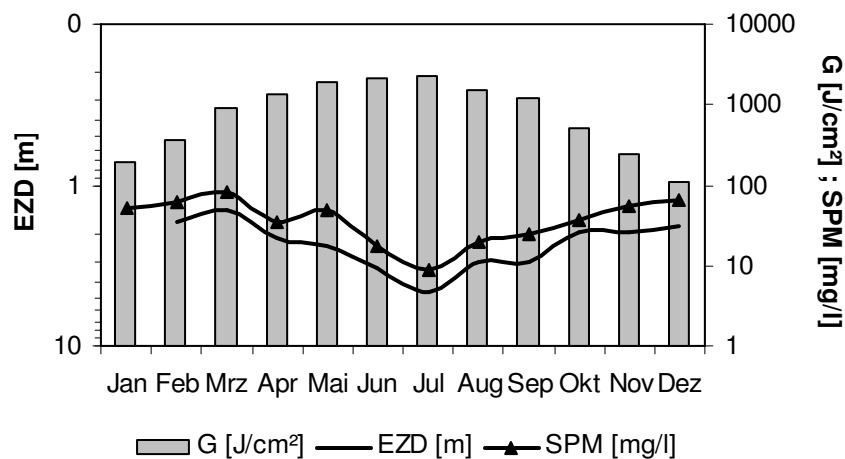


Abb. 3.103: Monatsmittel der Tagessummen der Globalstrahlung (G) in List auf Sylt, der Tiefe der euphotischen Zone (EZD) und des Sestongehaltes (SPM) bei Büsum für das Jahr 2006 (logarithmische y-Skalen)

Aus Abb. 3.103 wird ersichtlich, dass sich das Lichtangebot unter Wasser mit Zunahme der Globalstrahlung im Jahresverlauf verbessert. Gleichzeitig mit dem Einsetzen besserer Lichtbedingungen durch verringerte Trübung im Frühjahr steigt auch die Globalstrahlung an. Im Juli wurde eine maximale Tagessumme von 2.302 J/cm² Globalstrahlung erreicht, zeitlich parallel mit der geringsten Trübung des Wasserkörpers (8,6 mg/l SPM). Aus produktionsbiologischer Sicht herrscht folglich zu diesem Zeitpunkt das saisonal beste Lichtangebot für die Primärproduktion.

Betrachtet man die gesamte Zeitreihe der Terminstation Büsum (Abb. 3.104), wechseln sich Jahre mit tiefer reichender euphotischer Zone mit Perioden geringeren Lichtangebotes ab. Für den Beginn der Messreihe wurde eine EZD bis zu 5,0 m berechnet, die sich dann bis Ende der 1990er Jahre abschwächte auf maximal 3,0 m. Ab 2005 wurde wieder eine EZD bis etwa 5,0 m Tiefe gemessen. Bis auf wenige Ausnahmen werden die Maxima in den Sommermonaten Juni-September erreicht. Minima liegen bei etwas über 1 m und sind überwiegend in den Wintermonaten Dezember bis März zu beobachten. Ein gerichteter Trend ist aus den vorliegenden Daten nicht ableitbar.

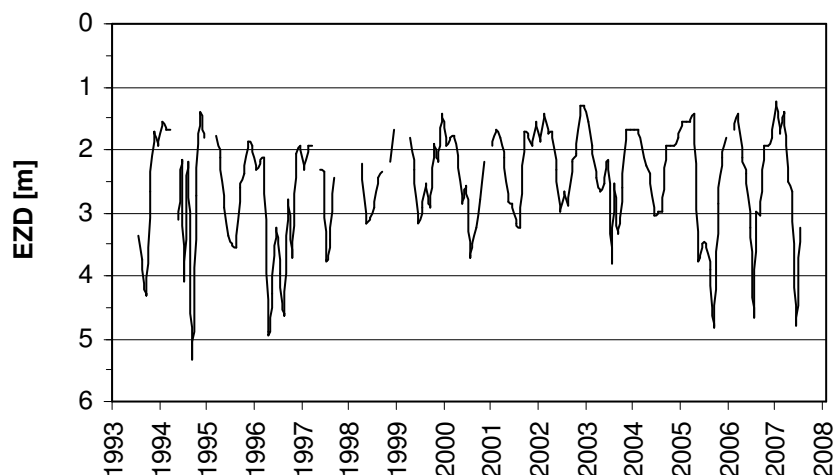


Abb. 3.104: Monatsmittel der Tiefe der euphotischen Zone (EZD) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten)

3.4 Limitierung des Phytoplankton-Wachstums

Aus den bisherigen Ausführungen zum Nährstoff- und Lichtangebot ergibt sich die Frage nach der Limitierung des Phytoplankton-Wachstums in der Deutschen Bucht. Wenn das Phytoplanktonwachstum als bedeutendster Primärproduzent überwiegend lichtlimitiert ist, können sich folglich Nährstoffeinträge und *in situ* Konzentrationen nur eingeschränkt auf das Phytoplankton auswirken. Für die Wattgewässer bei Büsum lässt sich anhand der Tagessummen der Globalstrahlung und des über die SECCHI-Sichttiefe ermittelten Attenuationskoeffizienten eine Abschätzung des täglichen Lichtangebotes in der Wassersäule (I_D) durchführen. Dieses kann ins Verhältnis gesetzt werden zum Lichtsättigungsparameter (I_k) des Phytoplanktons (PEETERS *et al.*, 1991). Man geht von Lichtlimitierung der Algen aus, wenn die durchschnittliche Lichtintensität in der Wassersäule kleiner ist als die Lichtsättigung ($I_D/I_k < 1$). Der so ermittelte Wert wird gegen die jeweilige Nährstoffkonzentration des Messtages aufgetragen. Unter Berücksichtigung der Halbsättigungskonstanten als Limitierungswert für den jeweiligen Nährstoff (FISHER *et al.*, 1988) erhält man eine Übersicht der Limitierungsbedingungen. Sowohl Licht- als auch Nährstoffansprüche sind bei verschiedenen Phytoplanktonarten allerdings unterschiedlich. Daher werden die von TILLMANN *et al.* (2000) ermittelten Kenngrößen einer typischen Phytoplankton-Gemeinschaft des Wattenmeeres bei Büsum herangezogen. Für die Lichtsättigung kann den Autoren zufolge ein Wert von $I_k = 216 \mu E/m^2 \cdot s$ angesetzt werden. Als Tagessumme ergibt sich daraus für 12 Stunden Tageslicht ein Lichtbedarf von $9,33 E/m^2 \cdot d$. Trotz des insgesamt niedrigen Lichtangebotes in den trüben Wattgewässern ist das Phytoplankton eher an die Lichtversorgung nahe der Wasseroberfläche angepasst, da eine Dunkeladaptation nur bei permanent unzureichendem Lichtangebot stattfindet. Daraus resultiert der im Vergleich zu ozeanischem Phytoplankton relativ hohe Lichtsättigungswert. Ähnliche Werte findet man auch in anderen tidebeeinflussten Ästuaren gemäßigter Breiten (FISHER *et al.*, 1982; PENNOCK & SHARP, 1986; COLE *et al.*, 1991). Als Halbsättigungskonstanten für eine typische Phytoplankton-Gemeinschaft im Wattenmeer werden die von TILLMANN *et al.* (2000) verwendeten $2 \mu M$ DIN, $0,5 \mu M$ PO_4 und $5 \mu M$ Si herangezogen. Aus dem Vergleich der Nährstoffkonzentrationen mit dem Lichtangebot ergibt sich anhand der überwiegenden Anzahl von Messungen bei Büsum eine Lichtlimitierung ($I_D/I_k < 1$) des Phytoplanktons bei gleichzeitig ausreichend zur Verfügung stehendem Nährstoffangebot (Abb. 3.105 - Abb. 3.107).

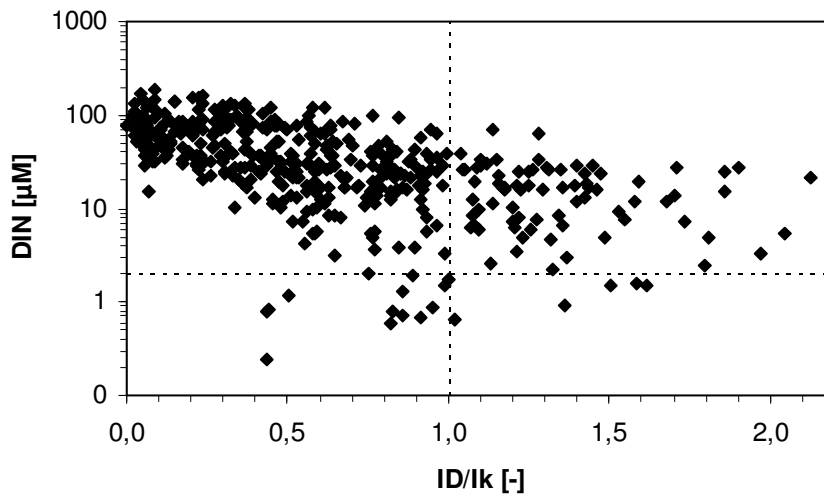


Abb. 3.105: Lichtangebot (I_D/I_k) im Verhältnis zum DIN-Gehalt bei Büsum im Zeitraum 1994-2007 (logarithmische y-Skala; gestrichelte Linien: Schwellenwert der Licht- und Stickstofflimitierung)

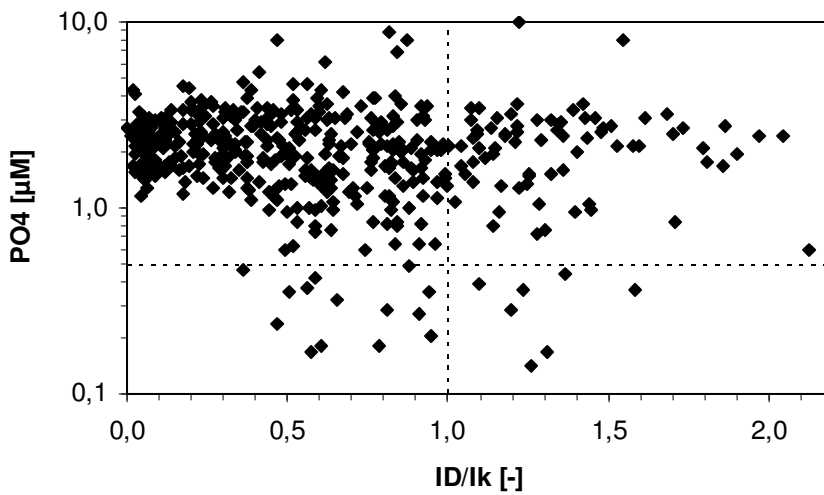


Abb. 3.106: Lichtangebot (I_D/I_k) im Verhältnis zum PO_4 -Gehalt bei Büsum im Zeitraum 1994-2007 (logarithmische y-Skala; gestrichelte Linien: Schwellenwert der Licht- und Phosphatlimitierung)

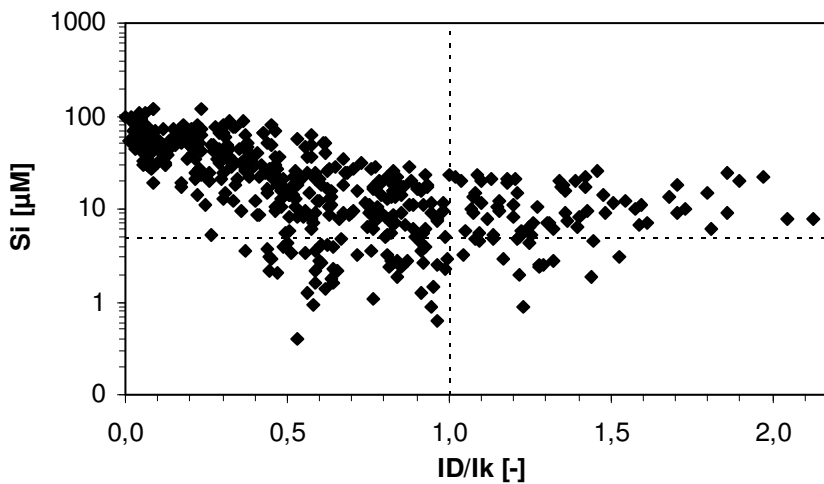


Abb. 3.107: Lichtangebot (I_D/I_k) im Verhältnis zum Si-Gehalt bei Büsum im Zeitraum 1994-2007 (logarithmische y-Skala; gestrichelte Linien: Schwellenwert der Licht- und Silikatlimitierung)

Für insgesamt 464 Messungen zwischen Januar 1994 und Dezember 2007 liegen sowohl Licht- als auch Nährstoffdaten über die DIN-, PO₄- und Si-Konzentration vor. Von diesen kann für 382 Messungen Lichtlimitierung festgestellt werden, wohingegen 18 Messungen eine DIN-Limitierung, 21 Messungen eine PO₄-Limitierung und 66 Messungen eine Si-Limitierung zeigen. Über eine Interpolation zwischen den Messwerten können aus den Beobachtungen Zeiträume mit Nährstoff- bzw. Lichtlimitierung herausgearbeitet werden.

Von 1994 bis einschließlich 2007 überschritt das Lichtangebot nur an insgesamt 605 Tagen die Sättigungslichtintensität. Die Tage ausreichender Lichtversorgung lagen vorwiegend zwischen Anfang Mai und Mitte August (Abb. 3.108). In einzelnen Jahren wurde etwas früher dieser Schwellenwert überschritten wie beispielsweise in 1996. Hier stieg das Lichtangebot schon Mitte April über die Sättigungslichtintensität. Bis Anfang August wurde in mehreren Phasen immer wieder der Schwellenwert überschritten, sodass an insgesamt 76 Tagen des Jahres eine optimale Lichtversorgung erfolgte. Besonders ungünstig war das Lichtangebot dagegen im Jahr 2002. Hier wurde nur an insgesamt 11 Tagen der Schwellenwert überschritten. Für zwei Jahre stehen Vergleichswerte von TILLMANN *et al.* (2000) zur Verfügung. Die Autoren ermitteln anhand umfangreicher Messungen der Phytoplankton-Primärproduktion und der Lichtbedingungen an der Büsumer Mole für 35 Tage im Jahr 1995 und 84 Tage in 1996 ein Lichtangebot, das über der Sättigungslichtintensität liegt. Während für 1995 anhand der in der vorliegenden Untersuchung verwendeten Methode eine Lichtsättigung an 58 Tagen ermittelt wird und die Abweichung zu Tillmann *et al.* (ebd.) somit vergleichsweise groß ist, liegen die Werte für 1996 mit 76 zu 84 Tagen relativ dicht beieinander.

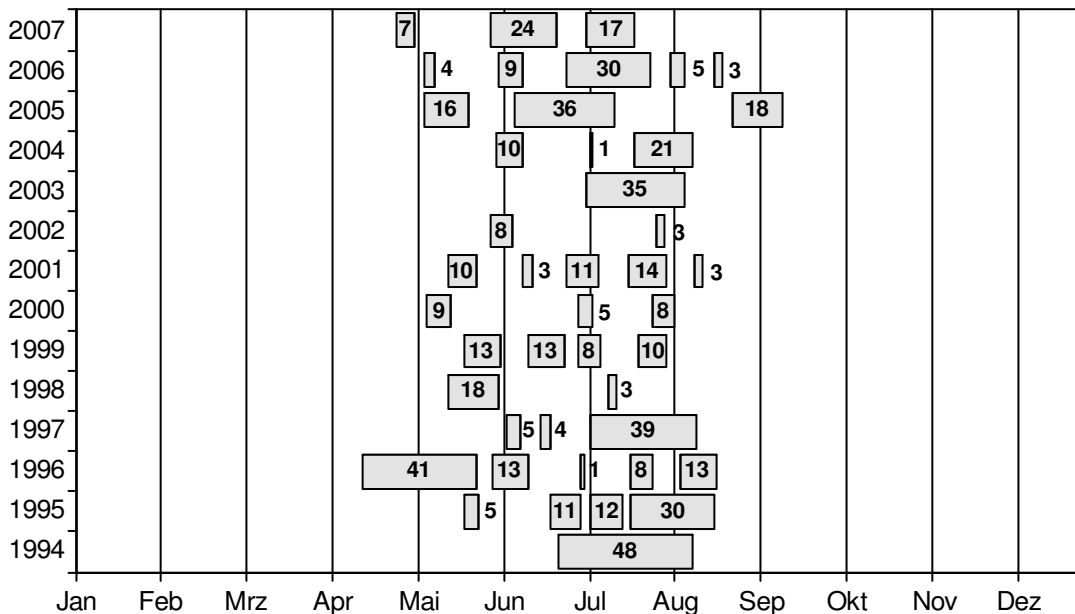


Abb. 3.108: Zeiträume [Tage] mit einem Lichtangebot über der Sättigungslichtintensität ($I_D/I_k > 1$) bei Büsum

Nährstofflimitierung ist bei Büsum hingegen selten zu beobachten. Zwischen 1994 und 2007 trat insgesamt lediglich an 90 Tagen Stickstofflimitierung auf (Abb. 3.109). Von frühestens Mitte Mai bis spätestens Anfang August sanken die gelösten anorganischen Stickstoffkonzentrationen im Verlauf der Zeitreihe vorübergehend unter 2 µM DIN ab. Dabei lag die Konzentration maximal 20 Tage in Folge unterhalb der Halbsättigungskonstanten (K_S). Beim Phosphat wurde an insgesamt 154 Tagen zwischen 1994 und 2007 die Konzentration der Halbsättigungskonstanten von 0,5 µM PO₄ unterschritten

(Abb. 3.110). Von Anfang April bis Mitte/Ende Mai, also nach der Fröhjrsblüte, sanken die Phosphatkonzentrationen für maximal 31 aufeinanderfolgende Tage im Jahr unter die Halbsättigungskonstante.

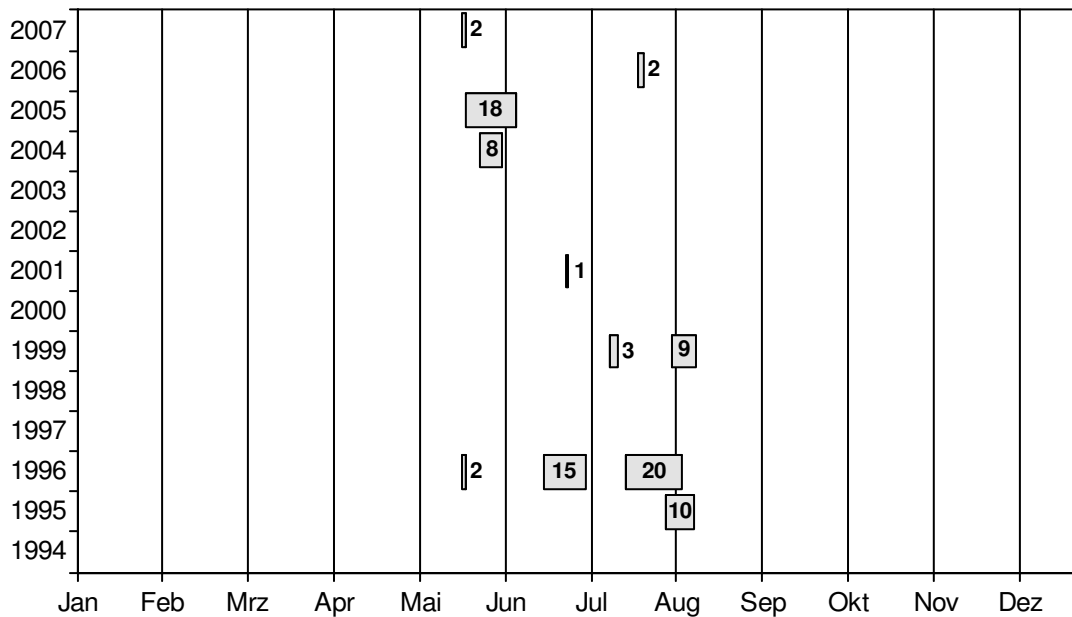


Abb. 3.109: Zeiträume [Tage] mit Stickstofflimitierung (Halbsättigungskonstante $K_S < 2 \mu\text{M DIN}$) bei Büsum

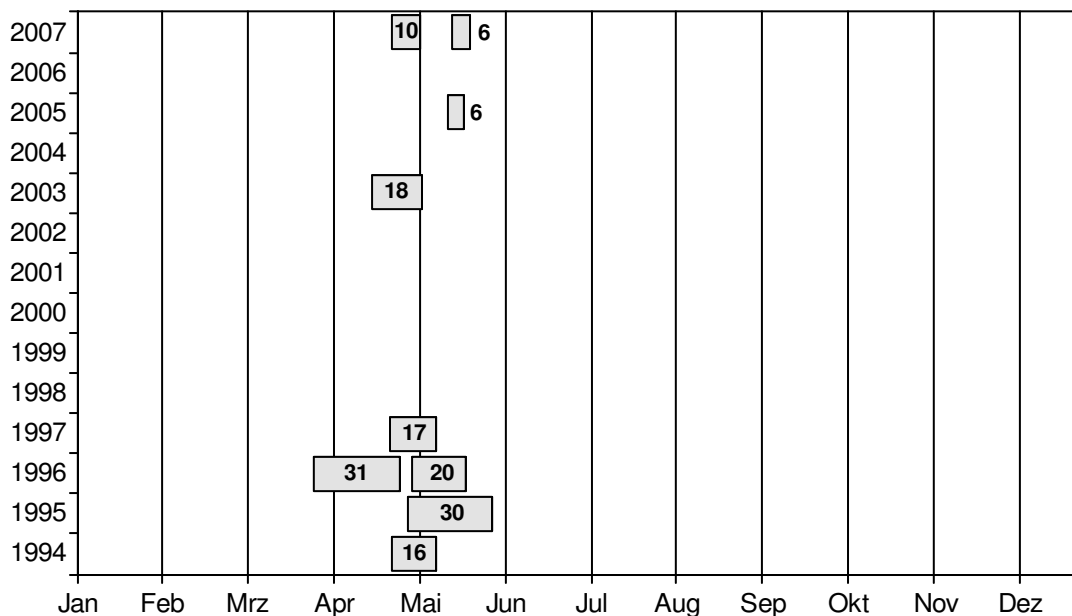


Abb. 3.110: Zeiträume [Tage] mit Phosphorlimitierung (Halbsättigungskonstante $K_S < 0,5 \mu\text{M PO}_4$) bei Büsum

Beim Silikat wird ein K_S -Wert von $5 \mu\text{M Si}$ an insgesamt 459 Tagen zwischen 1994 und 2007 unterschritten (Abb. 3.111). Zumeist sanken die Silikatgehalte ab Mitte/Ende April infolge der Diatomeen-Fröhjrsblüte unter $5 \mu\text{M Si}$. Diese für Diatomeen-Populationen limitierenden Bedingungen halten i.d.R. nur bis Mitte Mai/Anfang Juni an. In den meisten Jahren sanken die Silikatgehalte jedoch etwa ab Anfang Juli erneut ab, sodass während eines Jahres wiederholt über längere Zeit Silikat-Limitierung vorherrschte. Das Jahr 2000 stellt eine Ausnahme dar, denn nach einer überdurchschnittlich langen

Phase von 84 Tagen mit limitierenden Silikatkonzentrationen schloss sich fast unmittelbar eine zweite Phase von 30 Tagen an, während derer der K_S -Wert unterschritten wurde.

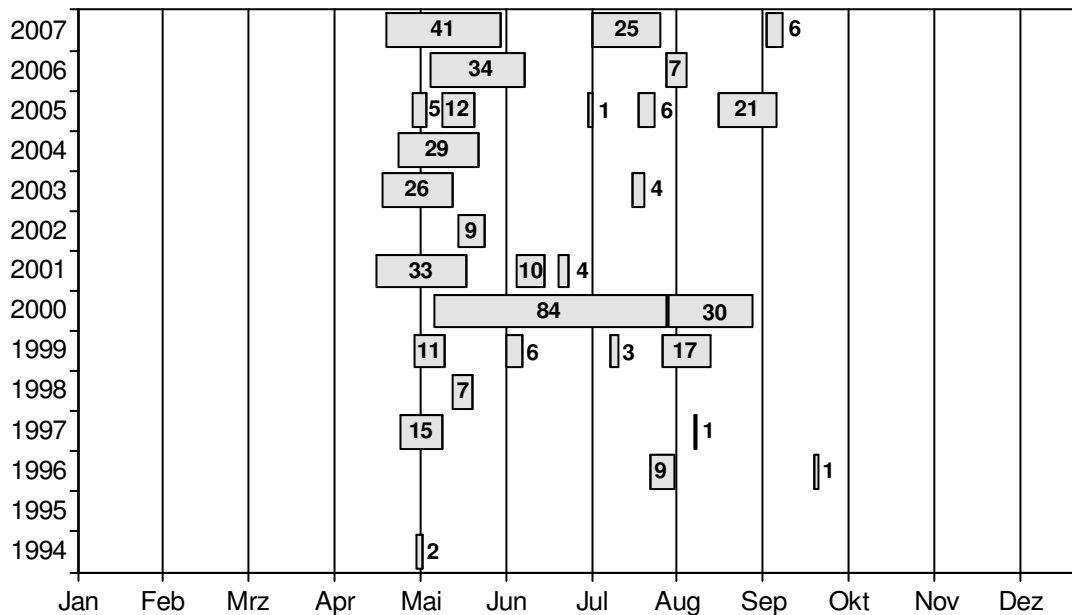


Abb. 3.111: Zeiträume [Tage] mit Silikatlimitierung (Halbsättigungskonstante $K_S < 5 \mu\text{M Si}$) bei Büsum

HPLC-Analysen zeigen, dass praktisch die gesamte Wachstumsperiode im Jahr 2000 von Diatomeen bestimmt war, bei insgesamt jedoch niedrigen Chlorophyll-*a*-Konzentrationen bis maximal $10,5 \mu\text{g/l}$. Diese Beobachtungen wurden auch in anderen Teilen des Wattenmeeres gemacht (WEIGELT, 2000). In den Gewässern vor Büsum traten Diatomeen in diesem Jahr teilweise in hohen Artenzahlen auf, die Abundanzen waren jedoch zumeist niedrig. Die Lichtbedingungen waren hingegen, wie auch in den beiden folgenden Jahren, ausgesprochen ungünstig. Das zeigt, dass selbst bei limitierender Lichtversorgung trotz der überdurchschnittlichen Silikatzufuhr durch die Elbe im Jahr 2000 (Kap. 3.2.2.2.3, S. 57ff) dieser Nährstoff bei langsamer doch steter Zehrung für längere Phasen in den limitierenden Bereich absinken kann. Die aufgrund der silikatbedingten Wachstumslimitierung ungenutzten Mengen an Stickstoff und Phosphat konnten jedoch wahrscheinlich aufgrund des ungünstigen Lichtangebotes auch nicht von anderen silikathaltigen Phytoplanktonklassen genutzt werden.

Insgesamt überwiegt im Vergleich der drei Nährstoffparameter die Silikat-Limitierung. Dies steht im Einklang damit, dass die Silikatzufuhr kaum anthropogen beeinflusst ist und dementsprechend auch keine Steigerung erfährt. Die Verfügbarkeit von Silikat kontrolliert jedoch nur silikathaltige Phytoplankter, also Diatomeen und Silicoflagellaten. Das Phytoplankton im Wattenmeer wird jedoch überwiegend von Diatomeen gebildet, da diese an die spezifischen Bedingungen des Gebietes angepasst sind.

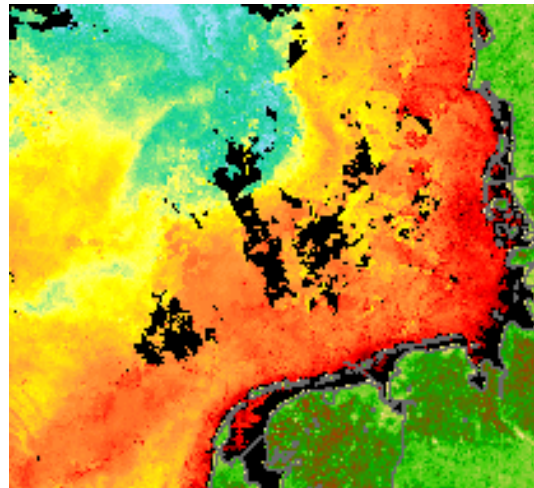
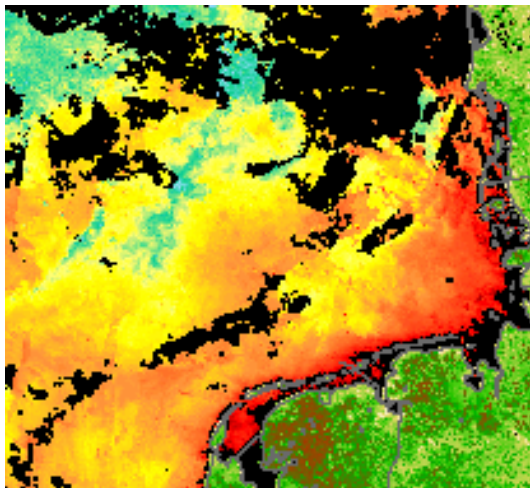
Zusammenfassend wird also das Wattenmeer-Phytoplankton überwiegend von zwei Ressourcen, d.h. Lichtangebot und Silikatversorgung, begrenzt, sodass sich eine Veränderung in der anthropogenen Zufuhr von Stickstoff und Phosphor nur eingeschränkt auf das Phytoplankton-Wachstum auswirken kann. Vergleicht man allerdings die Zeiträume einer Nährstofflimitierung mit dem Lichtangebot, so stellt sich heraus, dass schon vor Erreichen einer optimalen Lichtversorgung etwa ab Mitte Mai limitierende Nährstoffbedingungen eintreten können. Das bedeutet, dass die Nährstoffvorräte, und hier besonders Silikat, auch bei suboptimaler Lichtversorgung ausgeschöpft werden können.

3.5 Direkte Eutrophierungseffekte

Nachdem die Nährstoffeinträge die Küstengewässer erreicht haben, sind erste Eutrophierungseffekte im marinen Pelagial auf der trophischen Ebene der Primärproduzenten, also beim Phytoplankton, zu erwarten. Die häufig zufälligen und daher im Folgenden nur beispielhaft vorgestellten *in situ* Beobachtungen außergewöhnlicher Planktonblüten geben Aufschluss über die räumliche Ausdehnung von Eutrophierungseffekten im Phytoplankton. Für Trendbetrachtungen stehen dagegen einige planktologische Zeitreihen im Bereich der Deutschen Bucht zur Verfügung. Dieses sind vor allem die Daten der Biologischen Anstalt Helgoland von der Helgoländer Reede, des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste an der Büsser Ostmole und eine weitere Zeitreihe des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz bei Norderney.

Sept. 1997

Aug. 1998



Aug. 1999

Aug. 2000

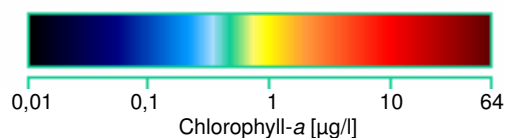
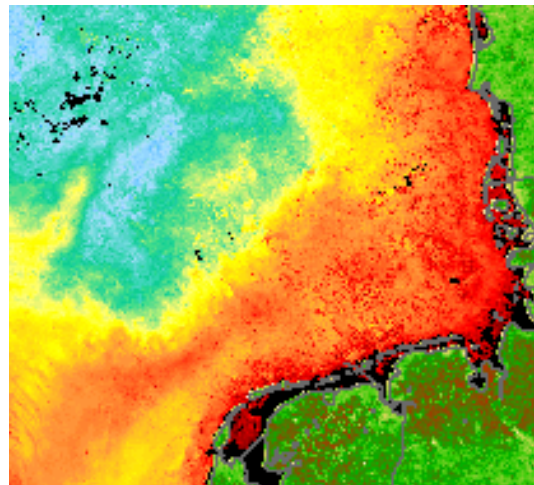
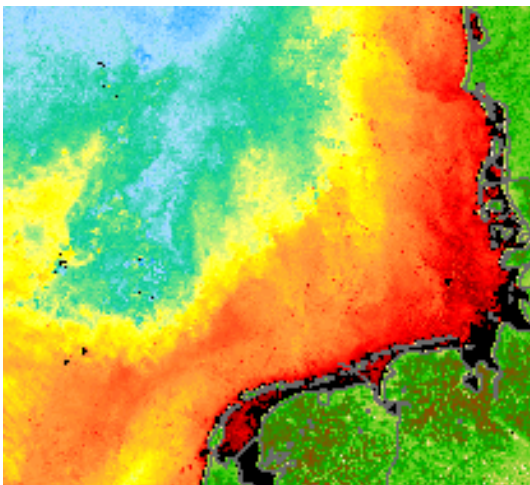


Abb. 3.112: Monatlich gemittelte SeaWiFS-Kompositaufnahmen der Chlorophyll-*a*-Konzentration im Oberflächenwasser der Deutschen Bucht für September 1997, August 1998, August 1999 und August 2000 (Copyright erteilt: NASA)

Darüber hinaus fließen Daten aus der Algenfrüherkennung des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume in Schleswig-Holstein sowie satellitengestützte Informationen und Ergebnisse aus Einzeluntersuchungen weiterer Autoren ein. Einen besonders weiträumigen Überblick über die Eutrophierungssituation im Untersuchungsgebiet gewähren Satellitenbilder der Chlorophyll-Fluoreszenz. Mit dem seit August 1997 im Orbit befindlichen Satelliten SeaStar ging ein optischer Sensor namens SeaWiFS in Betrieb, der Aufschluss über die Chlorophyll-*a*-Konzentration im Oberflächenwasser der Ozeane geben soll. Anhand der beispielhaften Bildausschnitte für die Deutsche Bucht wird ersichtlich, dass große Teile der Küstengewässer alljährlich sommerliche Chlorophyll-*a*-Konzentrationen von über 10 µg/l aufweisen (Abb. 3.112). Das entspricht bei einem Kohlenstoff zu Chlorophyll-Verhältnis von 40:1 einer Phytoplanktonbiomasse von 400 µg/l C.

3.5.1 Außergewöhnliche Planktonblüten in der Deutschen Bucht

Über die in die Deutsche Bucht mündenden Flüsse werden den Küstengewässern Nährstoffe zugeführt, die zum größten Teil schon zuvor in der limnischen Nahrungskette von Primärproduzenten genutzt wurden. Mit zunehmendem Salzgehalt stirbt jedoch das limnische Phytoplankton ab und bildet zusammen mit den ohnehin in den Flüssen vorhandenen gelösten und partikulären Trübstoffen eine Trübungszone im Ästuar aus. Die Lichtbedingungen sind in dieser Zone zumeist ungünstig, sodass das relativ hohe Nährstoffangebot nicht vollständig genutzt werden kann. Erst in einiger Entfernung zum Mündungsbereich, nachdem ein Teil der Trübstoffe sedimentiert ist und eine Einmischung von klarerem Nordseewasser in die Oberflächenschicht erfolgt ist, steht dem Phytoplankton ausreichend Licht für die Photosynthese zur Verfügung. Ruhiges Wetter und die vertikale Schichtung des Wasserkörpers können zudem die Lichtversorgung der Phytoplanktonzellen zusätzlich verbessern. Im Vorfeld der Trübungszone sind somit die Bedingungen für die Primärproduktion sowohl auf stofflicher als auch auf energetischer Basis günstig. In Folge kann es zur Ausbildung von weit ausgedehnten und intensiven Phytoplanktonblüten kommen, die mit Wasserverfärbungen, Schaum- und Schleimbildungen und hohen Konzentrationen an Algentoxinen verbunden sein können.

Zahlreiche Beobachtungen berichten von außergewöhnlichen Planktonblüten im Bereich der Deutschen Bucht (Tab. 3.7). Die Blüten können je nach Spezies verschieden ausgeprägt sein. Zahlreiche Arten erreichen bei fehlendem Fraßdruck, z.B. aufgrund ihrer sperrigen Form, hohe Zelldichten mit erheblichen Biomassen (HBB), die nach Sedimentation der Blüte zu weiteren Problemen wie Sauerstoffmangel führen können. Hierunter sind auch einige Formen die Schaum oder Schleim bilden, sodass ein kombinierter Effekt auftreten kann. Darüber hinaus können eine Reihe von Arten wie z.B. *Dinophysis norvegica*, *Pseudonitzschia pungens* und *Fibrocapsa japonica* Toxine produzieren. Möglicherweise besteht für das Auftreten dieser Arten ein indirekter Zusammenhang mit der Eutrophierung über ein verändertes REDFIELD-Verhältnis der Nährstoffe N und P und nicht über das höhere Nährstoffangebot an sich. Die Zusammenhänge sind jedoch noch nicht vollständig geklärt. Tabelle 3.8 (S. 101) gibt eine Übersicht beobachteter bzw. möglicher Effekte der in der Deutschen Bucht aufgetretenen außergewöhnlichen Planktonblüten auf die Umwelt. Die relativ häufigen Sichtungen von Blüten mit hohen Biomassen (HBB) betonen deren Bedeutung für die Deutsche Bucht. Vertreter dieser HBB-Gruppe sind beispielsweise die Dinoflagellaten *Ceratium furca* und *Ceratium fusus*, die wiederholt dichte Bestände von bis zu $1 \cdot 10^6$ Zellen/l in der Deutschen Bucht ausbildeten (HICKEL, 1983; HAGMEIER, 1985; v. WESTERNHAGEN *et al.*, 1989; HAGMEIER *et al.*, 1995). Eine Auswahl der vor Büsum vorkommenden Arten ist in den Abbildungen 3.113 - 3.115 dargestellt (S. 102).

Tab. 3.7: Außergewöhnliche Planktonblüten in der Deutschen Bucht²²

Art	Jahr	Konzentration [Zellen/l]	Referenz
<i>Ceratium furca</i>	August 1981	$0,5 \cdot 10^6$	HICKEL (1983)
	August 1987	$0,1 \cdot 10^6$	V. WESTERNHAGEN <i>et al.</i> (1989)
	Juli 1993	$1 \cdot 10^6$	HAGMEIER <i>et al.</i> (1995)
<i>Ceratium fusus</i>	Juli 1982	intensive Blüte	HAGMEIER (pers. Mitt.)
	August 1984	$1 \cdot 10^6$	HAGMEIER (1985)
	August 1984	$0,6 \cdot 10^6$	HESSE <i>et al.</i> (1989)
<i>Chatonella verruculosa</i>	Mai 1998	intensive Blüte	GÖBEL (pers. Mitt.)
<i>Coscinodiscus concinnus</i>	April 1985	$0,35 \cdot 10^6$	GERLACH (1990)
	März 1996	Intensive Blüte	HICKEL (1997)
<i>Coscinodiscus wailesii</i>	1991	480	HAGMEIER (1992a)
	1993	650	HAGMEIER <i>et al.</i> (1995)
	1994	2.000	HAGMEIER <i>et al.</i> (1995)
<i>Dinophysis acuminata</i>	August 1984	$0,16 \cdot 10^6$	NEHRING <i>et al.</i> (1995)
<i>Dinophysis norvegica</i>	August 1987	10.000	V. WESTERNHAGEN <i>et al.</i> (1989)
<i>Fibrocapsa japonica</i>	Juli 1997	$0,3 \cdot 10^6$	RADEMAKER <i>et al.</i> (1998)
<i>Gymnodinium chlorophorum</i>	August 1990	$100 \cdot 10^6$	HAGMEIER (1991)
	August 1990	$1 \cdot 10^6$	NEHRING <i>et al.</i> (1995)
<i>Karenia mikimotoi</i>	August 1968	$3 \cdot 10^6$	HICKEL <i>et al.</i> (1971)
	August 1979	$1 \cdot 10^6$	DOERFFER & AMANN (1984)
	Juli 1993	124.000	HAGMEIER <i>et al.</i> (1995)
<i>Myrionecta rubra</i>	Juni 1984	$0,06 \cdot 10^6$	HAGMEIER (1985)
	Juli 1994	$3 \cdot 10^6$	HAGMEIER <i>et al.</i> (1995)
<i>Noctiluca scintillans</i>	regelmäßig	max. 70.000	HESSE <i>et al.</i> (1989) NEHRING <i>et al.</i> (1995) SCHAUMANN <i>et al.</i> (1988) UHLIG & SAHLING (1992) UHLIG <i>et al.</i> (1995)
<i>Phaeocystis globosa</i>	regelmäßig	max. $200 \cdot 10^6$	HANSLIK <i>et al.</i> (1998) PEPERZAK (2002) ZEVENBOOM (1994)
<i>Prorocentrum triestinum</i>	1993	51.000	HAGMEIER <i>et al.</i> (1995)
	1994	30.000	HAGMEIER <i>et al.</i> (1995)
<i>Pseudonitzschia pungens</i>	1992	$1,7 \cdot 10^6$	HAGMEIER (1992b)

²² Eine Liste mit den vollständigen wissenschaftlichen Namen aller in der vorliegenden Arbeit erwähnten Arten befindet sich in Tabelle III im Anhang.

Tab. 3.8: Mögliche Effekte außergewöhnlicher Planktonblüten in der Deutschen Bucht (verändert nach LADWIG & HESSE, 2001)

Art	potenziell toxisch	Schaum / Schleim	HBB
<i>Ceratium furca</i>			X
<i>Ceratium fusus</i>			X
<i>Chatonella verruculosa</i>	X		X
<i>Coscinodiscus concinnus</i>			X
<i>Coscinodiscus wailesii</i>		X	X
<i>Dinophysis acuminata</i>	X		
<i>Dinophysis norvegica</i>	X		
<i>Fibrocapsa japonica</i>	X		
<i>Gymnodinium chlorophorum</i>			X
<i>Karenia mikimotoi</i>	X		X
<i>Noctiluca scintillans</i>		X	X
<i>Phaeocystis globosa</i>		X	X
<i>Pseudonitzschia pungens</i>	X		

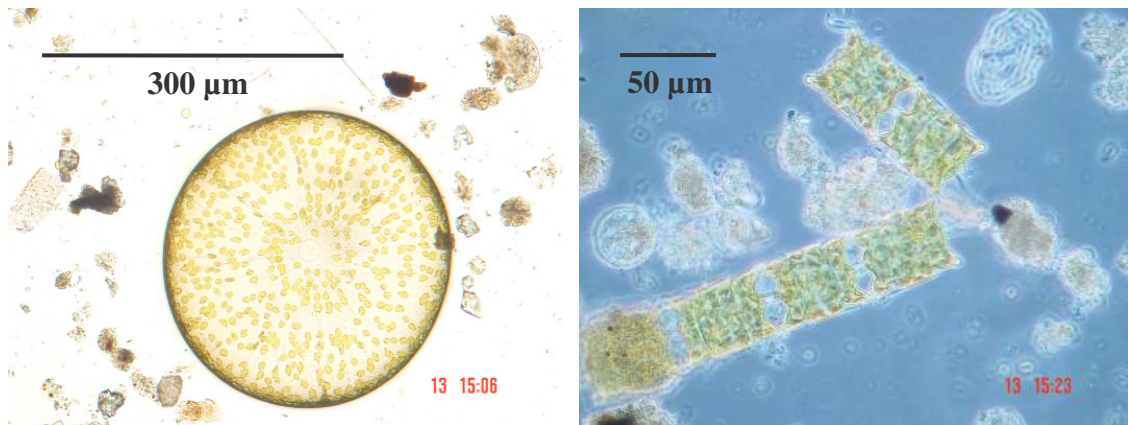


Abb. 3.113: *Coscinodiscus wailesii* (links) und *Odontella aurita* (rechts), (Fotos: D. Koch, FTZ)²³

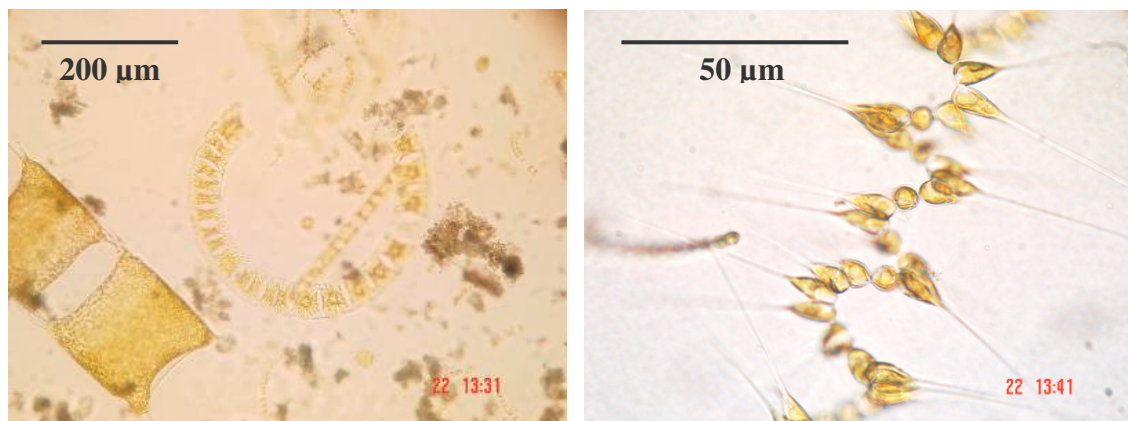


Abb. 3.114: *Odontella sinensis* (links, linker Bildrand) vergesellschaftet mit *Eucampia zodiacus* (links, Bildmitte) und *Asterionellopsis glacialis* (rechts), (Fotos: D. Koch, FTZ)²⁴

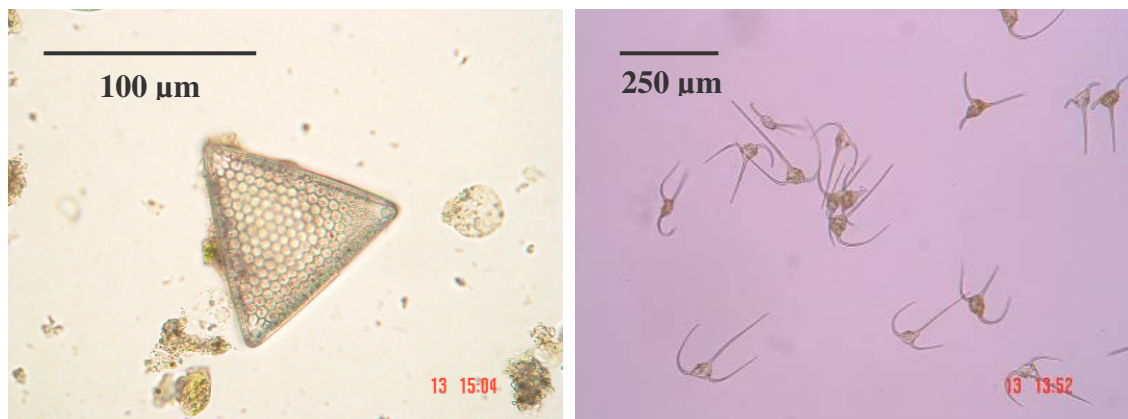


Abb. 3.115: *Triceratium favus* (links) und *Ceratium horridum* (rechts), (Fotos: D. Koch, FTZ)²⁵

²³ Die eingewanderte solitäre Kieselalge *Coscinodiscus wailesii* kommt praktisch das ganze Jahr über in den Wattgewässern bei Büsum vor. Die kettenbildende tychoipelagische Form *Odontella aurita* kann regelmäßig in den Monaten Februar bis April im Plankton beobachtet werden, in der übrigen Zeit lebt sie am Boden.

²⁴ *Odontella sinensis* ist eine wärmeliebende ganzjährige Kieselalge, die ebenfalls eingewandert ist und in Massen im Sommer und Herbst auftreten kann. Die neritische Kieselalge *Eucampia zodiacus* kommt von April bis Oktober gelegentlich in Massen vor. *Asterionellopsis glacialis* ist ganzjährig, tritt jedoch besonders in der zweiten Hälfte der Frühjahrsblüte der Diatomeen im Mai auf (DREBES, 1974).

²⁵ *Triceratium favus* ist eine sublitorale Kieselalge, die bei Turbulenz regelmäßig im Plankton zu finden ist. *Ceratium horridum* ist ein Dinoflagellat des Pelagials und gehört zur Gruppe der Peridineen.

Untersuchungen der Biologischen Anstalt Helgoland zeigen exemplarisch wie weit sich Planktonblüten in der Deutschen Bucht ausbreiten können. Im August 1981 bildeten dichte Bestände von *Ceratium furca* einen Algent Teppich, der sich großflächig über die Deutsche Bucht ausdehnte (Abb. 3.116). Westlich Helgolands wurden dabei bis zu 500.000 Zellen/l gezählt, vor Sylt lagen maximale Konzentrationen zur selben Zeit bei 300.000 Zellen/l (HICKEL, 1983). Weitere dichte Blüten dieser Art wurden für die Jahre 1987 und 1993 beschrieben (Tab. 3.7, S. 100).

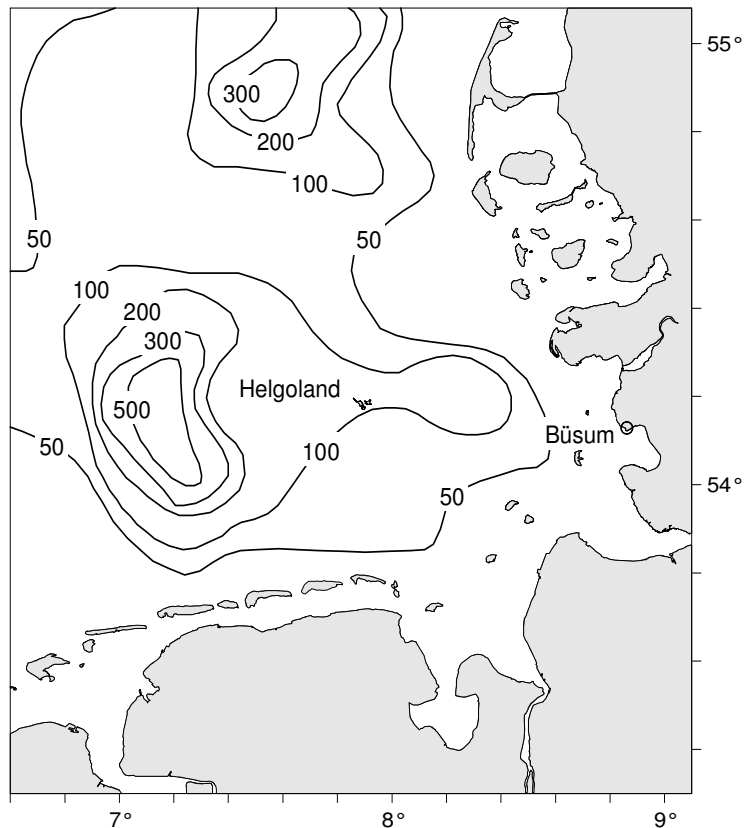


Abb. 3.116: *Ceratium furca*-Blüte [Zellen/l x 1000] in der Deutschen Bucht im August 1981 (verändert nach HICKEL, 1983)

Im Juli 1982 und August 1984 traten hingegen außergewöhnlich hohe Konzentrationen von *Ceratium fusus* in der Deutschen Bucht auf. HAGMEIER (1985) beschreibt bis zu $1 \cdot 10^6$ Zellen/l für ein Seegebiet südwestlich Helgolands (Abb. 3.117). Auch die Kieselalge *Coscinodiscus wailesii* kann trotz moderater Zelldichten aufgrund ihrer Größe hohe Biomassen erreichen. Die Art ist ursprünglich aus dem Nordpazifik eingeschleppt worden und wurde zunächst von BOALCH & HARBOUR (1977) im Ärmelkanal beobachtet, bevor sie in die Nordsee einwanderte. Mit einer Größe von 230-370 μm ist sie die größte Diatomeenart der Nordsee. Sie wird daher nur schlecht als Beute vom Zooplankton genutzt. RICK & DÜRSELEN (1995) fanden in der Deutschen Bucht im August 1991 Biomassen von bis zu 1.705 $\mu\text{g/l}$ C zwischen Helgoland und der Halbinsel Eiderstedt. Im selben Jahr findet HAGMEIER (1992) Zelldichten von bis zu 480 Zellen/l in den Proben von der Helgoländer Reede. In darauffolgenden Jahren wurden hier noch höhere Zelldichten von *C. wailesii* gezählt. HAGMEIER *et al.* (1995) beschreiben für das Jahr 1993 eine Konzentration von 650 Zellen/l und für 1994 sogar 2.000 Zellen/l. Legt man einen durchschnittlichen Zelldurchmesser von 300 μm und einen intrazellulären Kohlenstoffgehalt von 54 $\text{fg}/\mu\text{m}^3$ C zugrunde (MOAL *et al.*, 1987), ergibt sich für 2.000 Zellen der Art *C. wailesii* eine Biomasse von 1.500 $\mu\text{g/l}$ C.

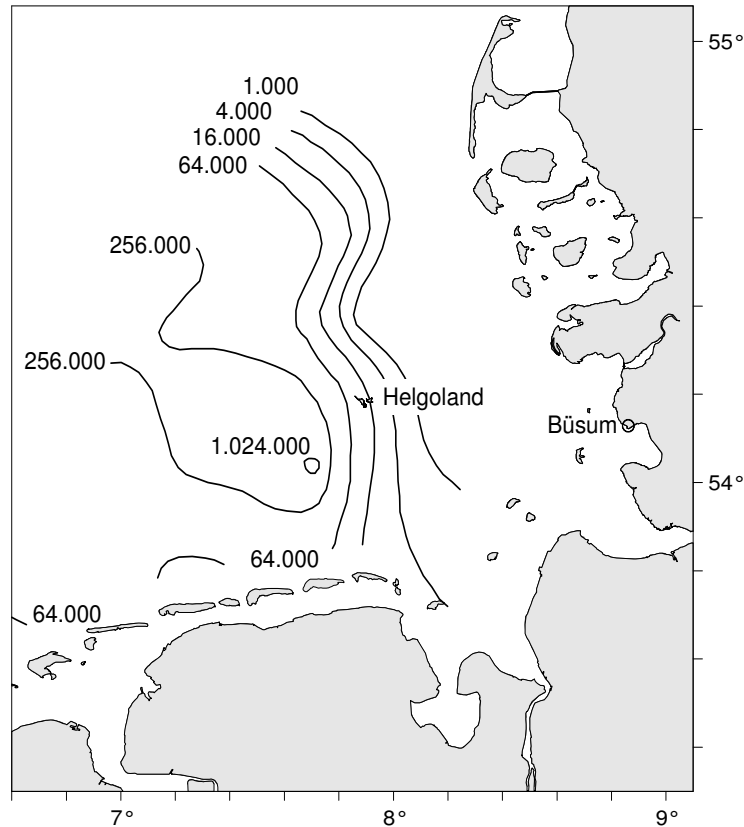


Abb. 3.117: *Ceratium fusus*-Blüte [Zellen/l] in der Deutschen Bucht im August 1984 und Stationsnetz (Punkte) der Beprobungen (verändert nach HAGMEIER, 1985)

Darüber hinaus wurden zahlreiche weitere HBB-Arten wie z.B. *Coscinodiscus concinnus*, *Pseudonitzschia pungens* (Abb. 3.118), *Gymnodinium chlorophorum*, *Karenia mikimotoi* und *Chattonella verruculosa* beobachtet (Tab. 3.7, S. 100). Die beiden letztgenannten Arten können neben hohen Biomassen auch Toxine bilden. Die häufigsten Vertreter unter den HBB-Arten in der Deutschen Bucht sind hingegen die sogenannte „Schaumalge“ *Phaeocystis* spp. (Abb. 3.119) und das „Meeresleucht tierchen“ *Noctiluca scintillans* (Abb. 3.120). *Phaeocystis* wird besonders im Wattenmeer regelmäßig nach der Frühjahrsblüte der Diatomeen in den Monaten April bis Juni beobachtet (ELBRÄCHTER *et al.*, 1994). Bei ZEVENBOOM (1994) findet sich eine Übersicht zur Verbreitung und Häufigkeit dieser Art in den Küstengewässern der Deutschen Bucht woraus hervorgeht, dass praktisch der gesamte Bereich des Wattenmeeres bis auf die unmittelbare Elbmündung regelmäßig von dieser schaum bildenden Art betroffen ist. Im niederländischen Wattenmeer wurden von 1970 bis 1990 jährlich bis zu $100 \cdot 10^6$ Zellen/l gezählt. In dänischen Küstengewässern ist *Phaeocystis* ebenfalls jedes Jahr anzutreffen. Hier wurden zwischen 1984 und 1988 Konzentrationen bis zu $10 \cdot 10^6$ Zellen/l festgestellt. Im Bereich des niedersächsischen Wattenmeeres ist *Phaeocystis* regelmäßig, wenn gleich nicht jedes Jahr, mit Konzentrationen bis zu $10 \cdot 10^6$ Zellen/l zu beobachten. Im nordfriesischen Wattenmeer wurden ebenfalls gelegentlich dichte Bestände mit bis zu $10 \cdot 10^6$ Zellen/l beobachtet. *Noctiluca scintillans* ist hingegen ein sich rein heterotroph ernährendes omnivores Dinoflagellat. Daher können Massenvorkommen dieser Art nur indirekt über ein verbessertes Nahrungsangebot entstehen und sind somit als indirekter Eutrophierungseffekt anzusehen. Hohe Zelldichten von *N. scintillans* sind in der Deutschen Bucht ein regelmäßig auftretendes Phänomen. Nach dem Absterben steigen die Zellen an die Meeresoberfläche auf und sammeln sich in sogenannten "red tides" in Konzentrationen von bis zu 70.000 Zellen/l (NEHRING *et al.*, 1995).

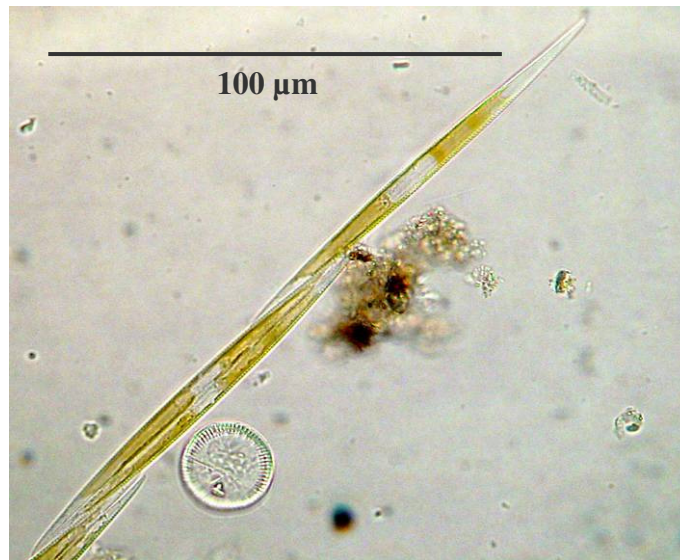


Abb. 3.118: *Pseudonitzschia pungens* (Foto: D. Koch, FTZ)

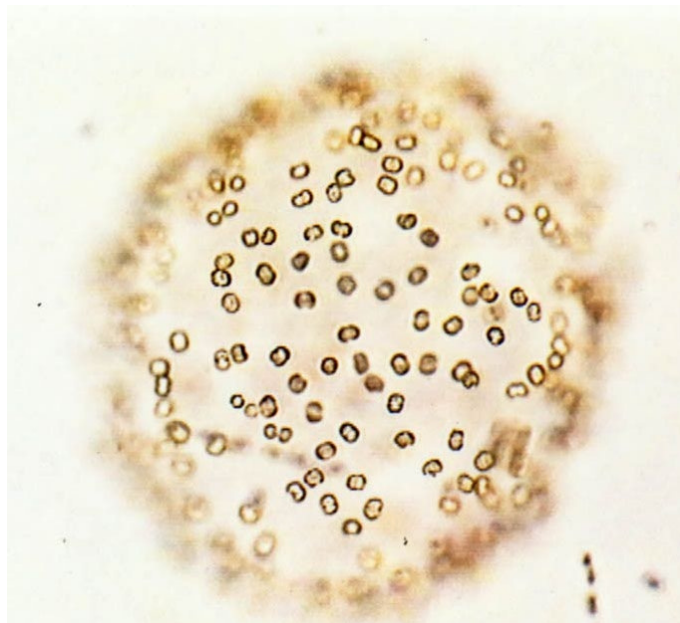


Abb. 3.119: *Phaeocystis globosa*-Kolonie, Zellgröße 4-8 μm (Foto: U. TILLMANN, AWI)

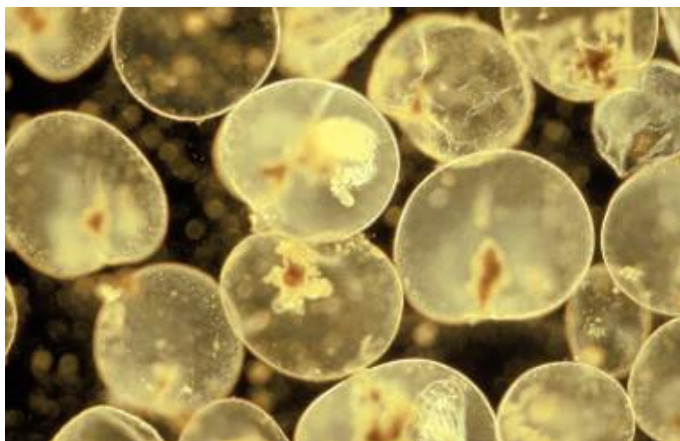


Abb. 3.120: *Noctiluca scintillans*, Zellgröße 200-2000 μm (Foto: D. KOCH, FTZ)

3.5.2 Eutrophierungssignale im Phytoplankton bei Helgoland

Die längste Messreihe planktologischer Parameter im Untersuchungsgebiet setzt sich aus den seit 1962 betriebenen werktägigen Beprobungen an der Kabeltonne auf der Helgoländer Reede zusammen. Hier wird neben den schon beschriebenen Nährstoffparametern auch Phytoplankton qualitativ und quantitativ untersucht und anhand der Zellvolumina und entsprechender Umrechnungsfaktoren der jeweilige Kohlenstoffgehalt (PPC) bestimmt.²⁶

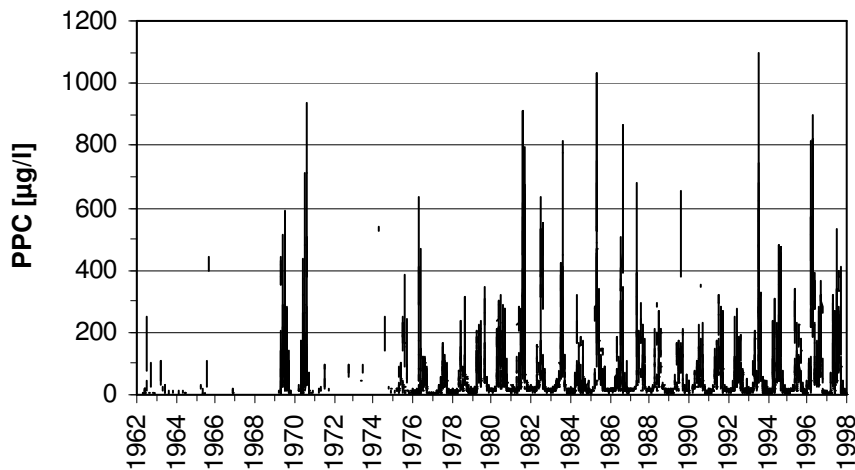


Abb. 3.121: Phytoplankton-Kohlenstoffkonzentration (PPC) bei Helgoland (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: BAH)

Aus der Datenreihe geht eine saisonale Dynamik des Phytoplanktons bei Helgoland hervor (Abb. 3.121). Die jährliche Entwicklung der Bestände folgt der Wachstumsperiode mit Maxima im Frühjahr und in den Sommermonaten. Die erreichte PPC-Konzentration ist jedoch von Jahr zu Jahr recht unterschiedlich. Häufig werden Jahresmaxima über 600 µg/l C erreicht. Der höchste Wert der vorliegenden Messreihe wurde mit 1.099 µg/l C im Juli 1993 gemessen.

HICKEL (1998) beschreibt die Entwicklung der Phytoplankton-Bestände an der Station Helgoland Reede anhand der jährlichen Mediane der Kohlenstoffkonzentration. Die Daten zeigen in dieser Darstellungsform einen deutlichen Anstieg der PPC-Gehalte im Verlauf der Messreihe (Abb. 3.122). In den 1960er Jahren lagen die PPC-Mediane um 10 µg/l C. Ab Anfang der 1970er Jahre ist ein leichter Anstieg erkennbar, bis gegen Ende der 1970er Jahre die Mediane der Konzentrationen rapide zunehmen und kaum noch unter 20 µg/l C liegen. Der höchste Medianwert dieser Messreihe wird 1996 mit 66 µg/l C gemessen. Nach HICKEL (ebd.) geht die Zunahme der PPC-Konzentration bei Helgoland überwiegend auf einen Anstieg der Flagellaten-Bestände²⁷ zurück (Abb. 3.123).

Im Einklang mit den Untersuchungen von HICKEL (ebd.) wird im Vergleich der winterlichen Nitratgehalte mit der Flagellaten-Biomasse während der Wachstumsperiode ersichtlich, dass in etwa zeitgleich mit dem Anstieg der Flagellaten-Bestände auch die Nitratkonzentrationen bei Helgoland in den 1970er Jahren signifikant ($r = 0,53$)²⁸ angestiegen sind, wohingegen die Ammoniumwerte zurückgingen (Abb. 3.124). In den

²⁶ Für die Untersuchung des PPC-Gehaltes bei Helgoland stehen Daten von 1962-1997 zur Verfügung.

²⁷ Hier als Sammelbegriff für alle Nicht-Diatomeen verwendet.

²⁸ Korrelationszeitraum 1962-97

1980er Jahren gingen die Flagellaten-Bestände wieder etwas zurück, obwohl die Nitratkonzentrationen weiter zunahmen.

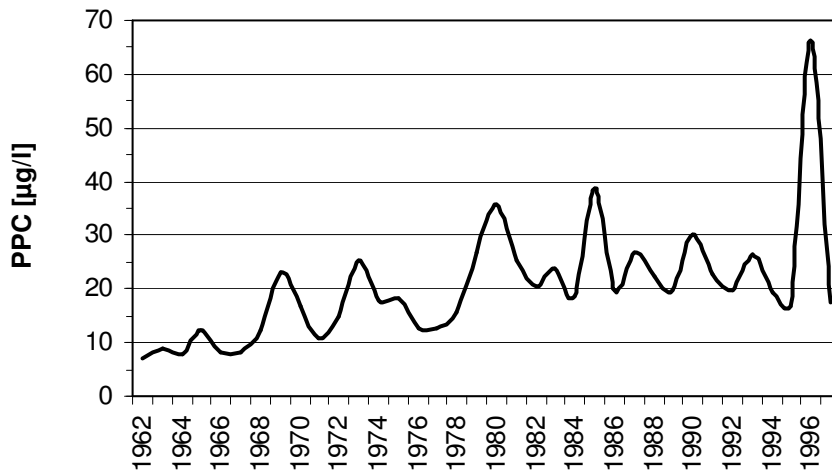


Abb. 3.122: Kohlenstoffkonzentration (PPC) des Phytoplanktons bei Helgoland als Jahresmediane (verändert nach HICKEL, 1998)

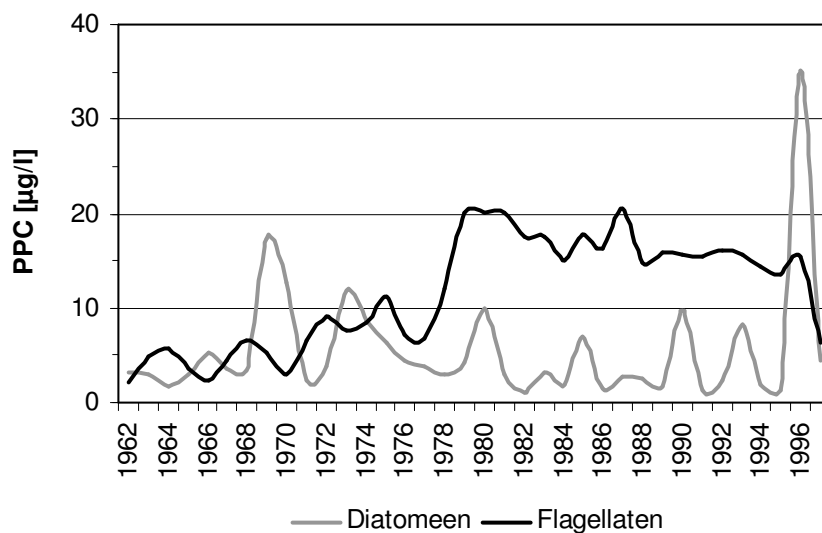


Abb. 3.123: Kohlenstoffkonzentration (PPC) der Diatomeen und Flagellaten bei Helgoland als Jahresmediane (verändert nach HICKEL, 1998)

Schließt man in die Betrachtung die Entwicklung der winterlichen Phosphatgehalte ein, zeigt sich, dass die Abnahme der Flagellaten-Biomasse einhergeht ($r = 0,63$)²⁹ mit der Abnahme der Phosphatkonzentrationen (Abb. 3.125). Die signifikante Beziehung zwischen Nährstoff- und Flagellaten-Entwicklung begründet zwar keinen Kausalzusammenhang, es liegt jedoch nahe, dass das zunehmende Nitratangebot in der Deutschen Bucht für die Flagellaten vor Helgoland einen Wachstumsimpuls darstellte, der jedoch aufgrund der abnehmenden Phosphatkonzentrationen abgeschwächt wurde.

²⁹ Korrelationszeitraum 1981-96

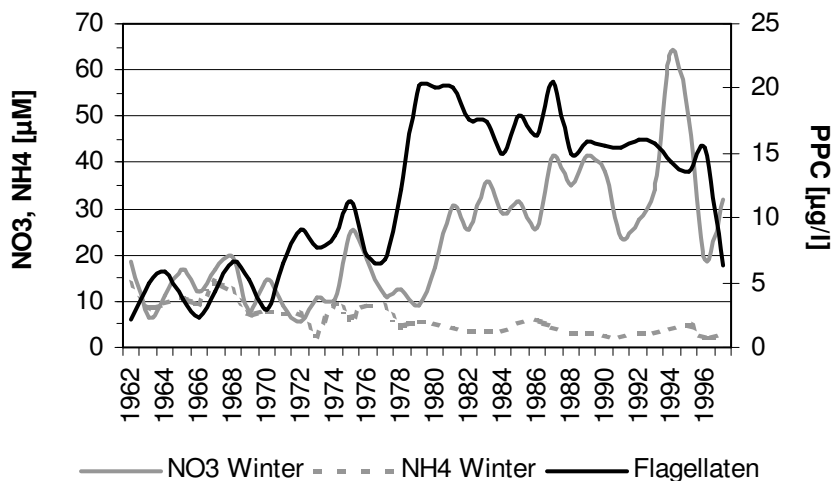


Abb. 3.124: Wintermittelwert (Jan.-März) der Nitrat- (NO_3) und Ammoniumkonzentration (NH_4) und Jahresmedian der Flagellaten-Biomasse (PPC) bei Helgoland (verändert nach HICKEL, 1998)

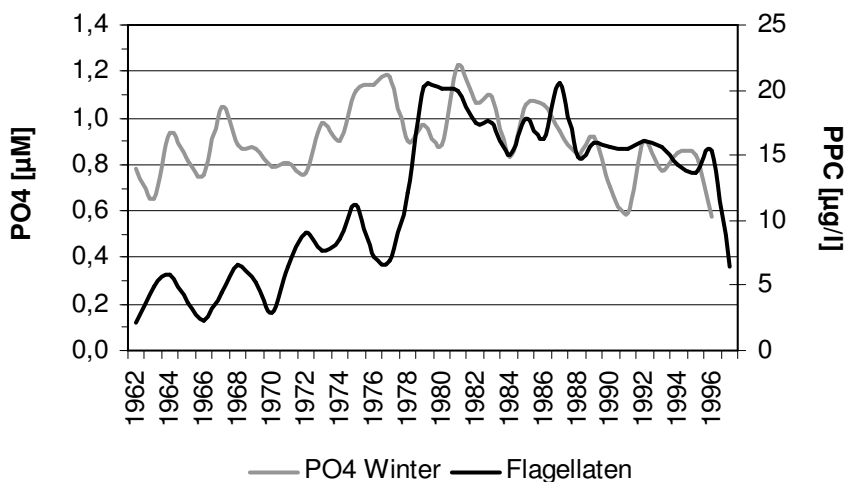


Abb. 3.125: Wintermittelwert (Jan.-März) der Phosphatkonzentration (PO_4) und Jahresmedian der Flagellaten-Biomasse (PPC) bei Helgoland (verändert nach HICKEL, 1998)

3.5.3 Entwicklung des Phytoplanktons bei Norderney

Phaeocystis

Die Terminstation des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) bei Norderney liegt etwas westlich der Mündungsgebiete von Elbe und Weser. Aufgrund des vorherrschenden Strömungsmusters in der Deutschen Bucht³⁰ liegt der Beprobungsort eher im Einflussbereich der Ems als der Weser. Da dieses Gebiet ebenfalls von zunehmenden Nährstofffrachten betroffen ist, sollen für Vergleichszwecke auch die wichtigsten hier gewonnenen planktologischen Daten berücksichtigt werden. HANSLIK *et al.* (1998) untersuchten das Vorkommen von *Phaeocystis* spp. bei Norderney und stellten eine deutliche Zunahme der Kolonienzahlen fest (Abb. 3.126). In den ersten Jahren der Messreihe zwischen 1982 bis 1988 lagen

³⁰ Der küstennahe Gezeitenstrom in der Deutschen Bucht verläuft vor der niedersächsischen Küste im Mittel in östlicher Richtung (MITTELSTAEDT *et al.*, 1983).

die maximalen *Phaeocystis*-Konzentrationen unter 25.000 Kolonien pro Liter. Danach wurden alle zwei Jahre wesentlich höhere Konzentrationen beobachtet. Mit fast 100.000 Kolonien pro Liter wurde 1993 die bis dahin höchste *Phaeocystis*-Dichte im Betrachtungszeitraum erreicht.

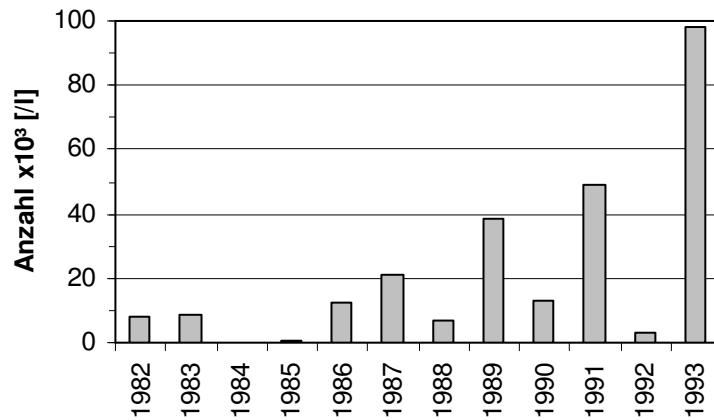


Abb. 3.126: Maximale Koloniezahlen von *Phaeocystis globosa* bei Norderney (verändert nach HANSLIK *et al.*, 1998)

Chlorophyll-*a*

Der Chlorophyll-*a*-Gehalt kann mit einigen Einschränkungen als Biomasseäquivalent herangezogen werden. An der Station Norderney zeigen die Chlorophyllwerte in ihrer Gesamtheit zwischen 1985 und 2001 keine Tendenz (Abb. 3.127).

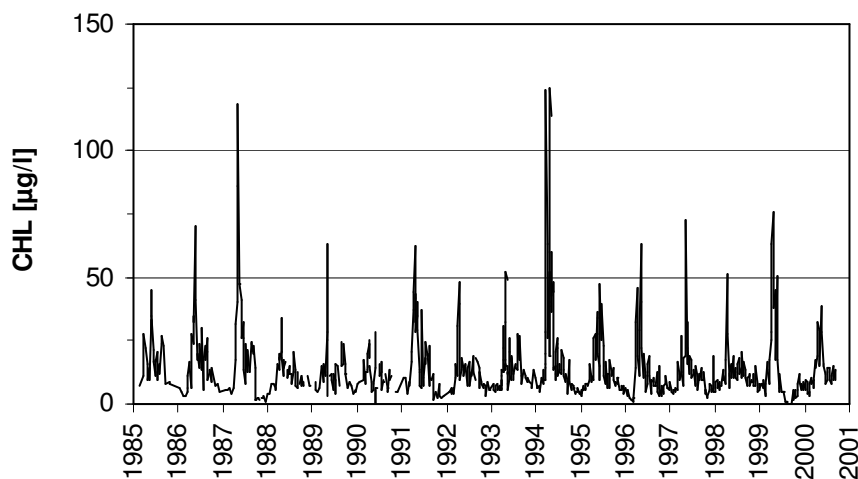


Abb. 3.127: Chlorophyll-*a*-Konzentration (CHL) bei Norderney (Datengrundlage: NLWKN)

Im Jahresverlauf steigen die Chlorophyll-*a*-Konzentrationen zumeist im April bzw. Mai auf einen Jahreshöchstwert von 50-75 µg/l an. Einzelne Maxima erreichen deutlich höhere Konzentrationen wie 1987 mit 118 µg/l und 1994 mit bis zu 125 µg/l. Die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons wird im Wattenmeer von Diatomeen beherrscht, deren mengenmäßige Entwicklung von der Silikatkonzentration abhängt. Stickstoff und Phosphor werden in einem bestimmten Verhältnis zum Silikat aufgenommen. Ist das Silikatangebot erschöpft, stagniert das Diatomeenwachstum und die Blüte bricht zusammen. Nach der Frühjahrsblüte verbleibende N- und P-Mengen stehen dann anderen, nicht

verkieSELten Phytoplanktern zur Verfügung. Da Silikat aus natürlichen Quellen stammt und die anthropogene Nährstoffanreicherung in der Deutschen Bucht Stickstoff- und Phosphorverbindungen betrifft, kann die silikatabhängige Diatomeenblüte nicht als Eutrophierungsindikator herangezogen werden. Vielmehr ist die Phytoplanktonentwicklung nach der Frühjahrsblüte ein geeigneterer Indikator für den Eutrophierungsstatus.

Betrachtet man die Entwicklung der sommerlichen Chlorophyll-*a*-Maxima bei Norderney zwischen Juli und September, erkennt man eine statistisch signifikante Abnahme ($r = 0,73$) zwischen 1985 und 2000 (Abb. 3.128). Während die sommerlichen Höchstwerte zu Beginn der Zeitreihe noch um $30 \mu\text{g/l}$ lagen, wurden im Jahr 2000 maximal $15 \mu\text{g/l}$ Chlorophyll-*a* gemessen. Das entspricht einer Abnahme von 50 %.

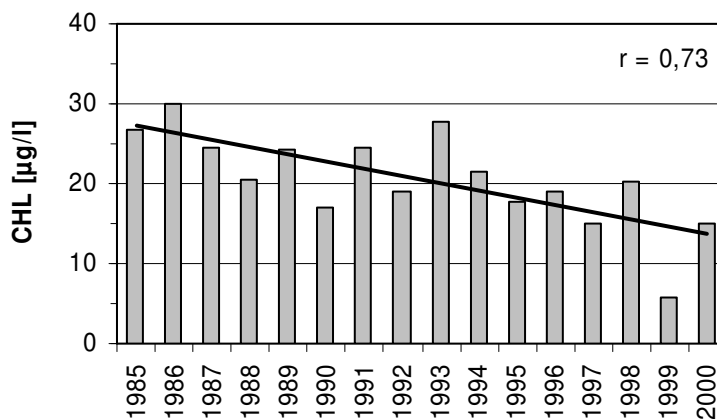


Abb. 3.128: Sommerliche Chlorophyll-*a*-Maxima (CHL) bei Norderney

3.5.4 Planktonüberwachung im Rahmen der Algenfrüherkennung

Die im Rahmen des Algenfrüherkennungsprogramms (AlgFES) des Landes Schleswig-Holstein erhobenen Chlorophyll-*a*-Konzentrationen zeigen an den beiden zur Verfügung stehenden Terminstationen 10 und 3 (Kap. 2.1.9, S. 18f) des Überwachungsprogramms i.d.R. Maxima unter $40 \mu\text{g/l}$ (Abb. 3.129-3.130).

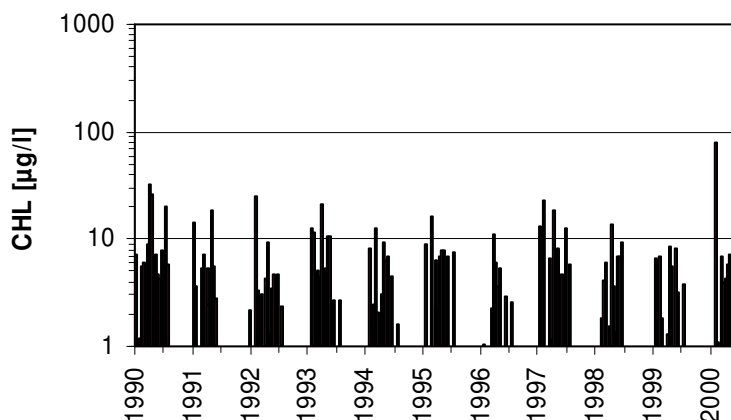


Abb. 3.129: Chlorophyll-*a*-Konzentration (CHL) an der AlgFES-Station 10 westlich von Sylt (Datengrundlage: LLUR), (logarithmische y-Skala)

Höhere Einzelwerte treten in unterschiedlichen Jahren auf, wobei eine extrem hohe Chlorophyll-*a*-Konzentration am 08.07.1991 in den Gewässern östlich von Helgoland

gemessen wurde. Wie aus taxonomischen Untersuchungen hervorgeht, ist dieser außergewöhnlich hohe Wert auf eine Blüte der Kieselalge *Guinardia delicatula* zurückzuführen, die in Konzentrationen von etwa $11 \cdot 10^6$ Zellen/l beobachtet wurde (GÖBEL, 1991). Die Entwicklung der Sommermaxima in den Monaten Juli-September zeigt für beide Stationen eine abnehmende Tendenz (Abb. 3.131). Westlich von Sylt ist eine signifikante Abnahme ($r = 0,61$) der maximalen Chlorophyll-*a*-Konzentration zwischen 1990 und 2000 zu beobachten.

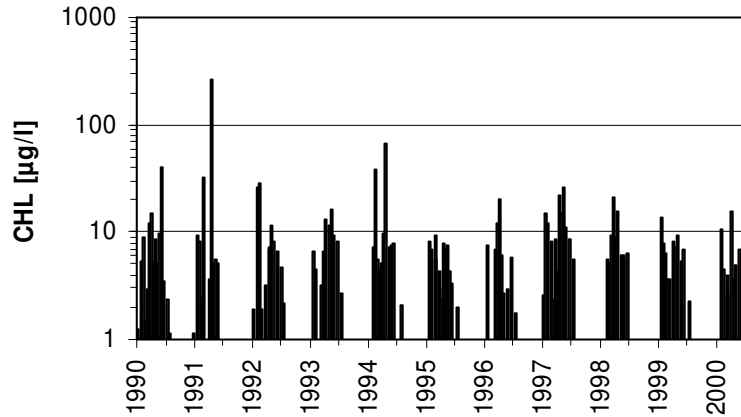


Abb. 3.130: Chlorophyll-*a*-Konzentration (CHL) an der AlgFES-Station 3 östlich von Helgoland (Datengrundlage: LLUR), (logarithmische y-Skala)

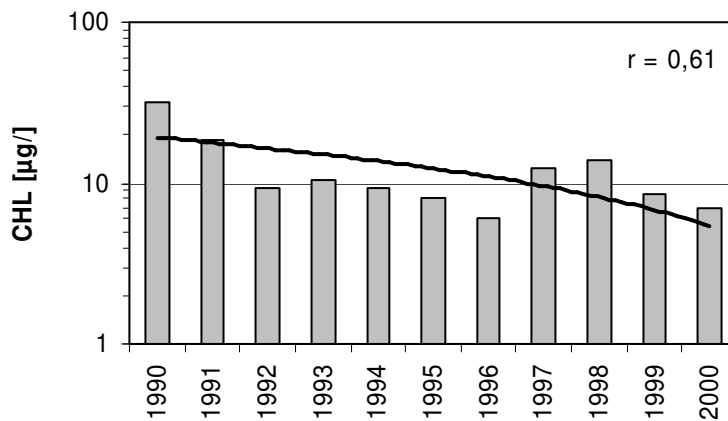


Abb. 3.131: Chlorophyll-*a*-Maxima (CHL) in den Sommermonaten (Juli-Sept.) an der AlgFES-Station 10 westlich von Sylt (logarithmische y-Skala)

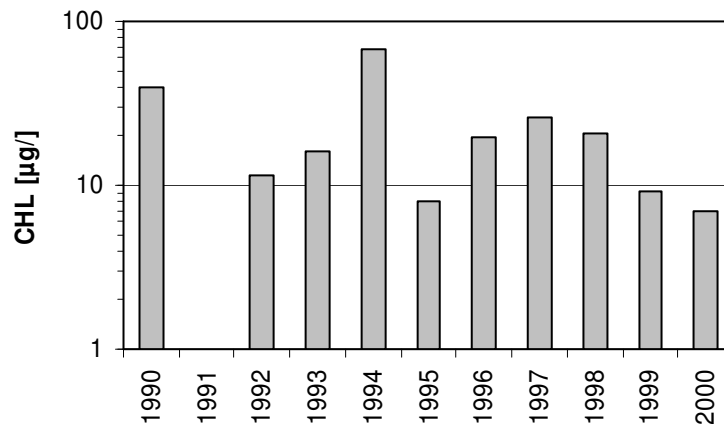


Abb. 3.132: Chlorophyll-*a*-Maxima (CHL) in den Sommermonaten (Juli-Sept.) an der AlgFES-Station 3 östlich von Helgoland (logarithmische y-Skala)

Die sommerlichen Höchstkonzentrationen lagen zu Beginn der Messreihe noch über 20 µg/l Chlorophyll-*a*. Bis zur Jahrtausendwende sanken sie auf unter 10 µg/l ab. Östlich von Helgoland ist die Abnahme nur bei logarithmierter Skala zu erkennen, wobei die Tendenz jedoch nicht signifikant ist (Abb. 3.132).

3.5.5 Phytoplanktonbestände im Wattenmeer bei Büsum

Die Chlorophyll-*a*-Konzentrationen bei Büsum zeigen zwischen 1991 und 2007 zwei unterschiedliche Entwicklungen (Abb. 3.133). In den ersten Jahren der Messreihe von 1991 bis 1993 lagen die Chlorophyll-*a*-Gehalte auf relativ niedrigem Niveau mit einem Maximum von 27 µg/l im Mai 1991. Bis 1996 steigerten sich die Jahresmaxima auf über 70 µg/l, was einem Phytoplankton-Kohlenstoffgehalt von etwa 2.800 µg/l C entspricht. Im selben Jahr verzeichnet auch die Zeitreihe bei Helgoland überdurchschnittlich hohe Phytoplanktonbestände (Kap. 3.5.2, S. 106ff). Nach 1996 sanken sodann die Chlorophyll-*a*-Maxima insgesamt wieder auf Werte um 20 µg/l, entsprechend 800 µg/l C. Zumeist liegen die Jahresmaxima in den Monaten April bis Juni und sind häufig auf die Frühjahrsblüte der Diatomeen zurückzuführen, die, wie bereits erwähnt, ein ungeeigneter Eutrophierungsindikator ist.

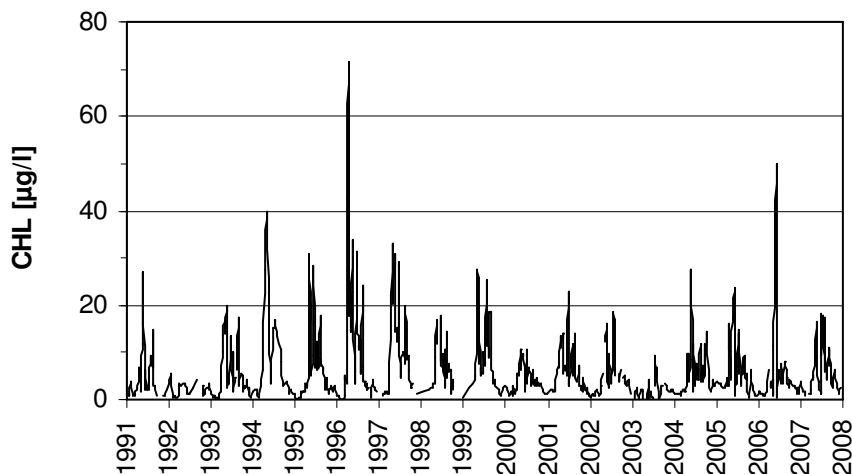


Abb. 3.133: Chlorophyll-*a*-Konzentration (CHL) bei Büsum (Lücken: fehlende Daten; Datengrundlage: FTZ)

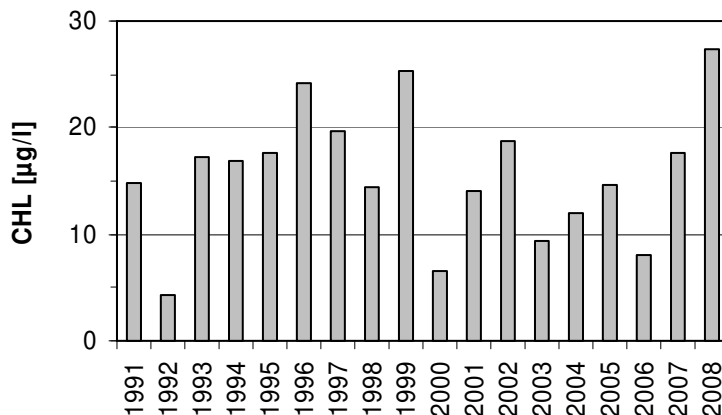


Abb. 3.134: Chlorophyll-*a*-Maxima (CHL) in den Sommermonaten (Juli-Sept.) bei Büsum

Betrachtet man daher ausschließlich die langfristige Entwicklung der sommerlichen Chlorophyll-*a*-Konzentrationen, so zeichnet sich für die Gewässer bei Büsum keinerlei Trend ab (Abb. 3.134). Der Schwankungsbereich der sommerlichen Chlorophyll-*a*-Maxima über den gesamten Zeitraum der Messreihe reicht von 4-27 µg/l. Wie die taxonomische Bestimmung der Hauptalgengruppen mittels HPLC-Pigmentanalyse zeigt, wird die Phytoplankton-Gemeinschaft bei Büsum in der gesamten Wachstumsperiode von Diatomeen dominiert. Das Chromatogramm vom 24.07.2002 (Abb. 3.135) zeigt exemplarisch eine typische Pigmentzusammensetzung des Sommerphytoplanktons, in der die für Diatomeen charakteristischen Markerpigmente Fucoxanthin (10,5 Minuten) und Diadinoxanthin (12,5 Minuten) deutlich hervortreten.

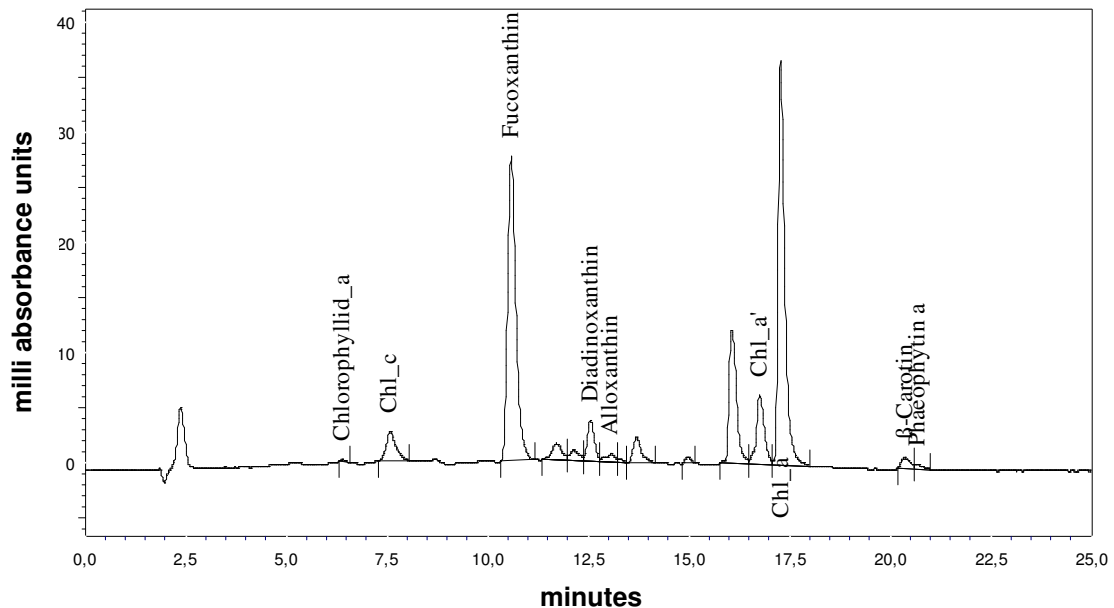


Abb. 3.135: HPLC-Chromatogramm der Pigmentzusammensetzung des Phytoplanktons bei Büsum vom 24.07.2002

Auch die Untersuchungen von HESSE *et al.* (1995) zeigen, dass die Phytoplankton-Gemeinschaft bei Büsum vollständig von Diatomeen bestimmt wird. Eine Ausnahme bilden die im Spätfrühling gelegentlich auftretenden *Phaeocystis*-Massenvorkommen. Die in Tabelle 3.9 zusammengestellten Ergebnisse der HPLC-Analysen bestätigen die Dominanz der Diatomeen im Büsumer Phytoplankton, welche durch die nach der Frühjahrsblüte wieder relativ schnell ansteigenden Silikatkonzentrationen ermöglicht wird.

Tab. 3.9: Chlorophyll-*a*-Maxima und zugehörige Hauptgruppen des Phytoplanktons bei Büsum³¹

Datum	Chlorophyll- <i>a</i> [$\mu\text{g/l}$]	Hauptalgengruppe
03.05.95	31,0	Diatomeen
07.06.95	28,3	Diatomeen
03.08.95	17,7	Diatomeen, Cryptophyceen
03.04.96	71,1	Diatomeen
08.05.96	33,7	Diatomeen, Cryptophyceen
19.06.96	31,2	Diatomeen
31.07.96	24,3	Diatomeen, Cryptophyceen
06.05.98	16,9	Diatomeen
18.06.98	17,9	Diatomeen
05.08.98	14,4	Diatomeen
28.04.99	27,7	Diatomeen
14.07.99	25,3	Diatomeen
18.08.99	18,5	Diatomeen
11.05.00	10,4	Diatomeen
28.06.00	10,5	Diatomeen
02.05.01	13,8	Diatomeen
28.06.01	22,9	Diatomeen
22.08.01	14,0	Diatomeen
22.05.02	15,9	Diatomeen, Cryptophyceen, Dinoflagellaten
24.07.02	18,7	Diatomeen, Cryptophyceen
27.05.04	27,7	Diatomeen, Cryptophyceen
11.08.04	11,9	Diatomeen, Cryptophyceen
13.10.04	14,3	Diatomeen, Cryptophyceen
25.04.05	16,0	Diatomeen
01.06.05	23,1	Diatomeen
06.07.05	14,6	Diatomeen
31.05.06	49,5	Diatomeen

3.5.6 Eutrophierungsreaktionen im Phyto**benthos**

Mikro**phyto**benthos

Wie im Phytoplanktonwachstum kann sich eine Veränderung des Nährstoffangebotes auch auf die Entwicklung des Mikro**phyto**benthos und der Makro**phyten** auswirken und hier direkte Eutrophierungseffekte hervorrufen. Über die zeitliche Entwicklung der Eutrophierungsreaktionen im Mikro**phyto**benthos ist wenig bekannt. Lediglich im niederländischen Wattenmeer (Marsdiep) wurden im Zeitraum 1968-81 Untersuchungen durchgeführt. Aus ihnen geht hervor, dass sich die Primärproduktion des Mikro**phyto**benthos über die genannte Periode annähernd verdoppelt hat (CADÉE, 1984). Für die

³¹ Für die Übersicht wurden Chlorophyll-*a*-Maxima >10 $\mu\text{g/l}$ zusammengestellt und deren taxonomische Zusammensetzung mittels HPLC-Pigmentanalyse identifiziert.

Gewässer bei Sylt finden ASMUS & ASMUS (1998) in einem Vergleich des Jahres 1980 mit den Jahren 1993-95 eine Verdoppelung bzw. Verdreifachung in der Primärproduktion des Mikrophytobenthos’.

Grünalgen

Das Makrophytenvorkommen im Untersuchungsgebiet beschränkt sich neben einem räumlich begrenzten Bestand diverser Arten auf dem Felssockel von Helgoland vor allem auf Grünalgen- und Seegrasbestände im Wattenmeer. Noch in den 1950er Jahren waren makrophytische Grünalgen in den Wattgewässern quantitativ unbedeutend. Erst gegen Ende der 1950er Jahre wurde deren Ausbreitung im westlichen Wattenmeer und später in den 1970er Jahren im übrigen Wattenmeer beobachtet. Die Biomassezunahme hin zu Massenvorkommen von *Enteromorpha*-Arten verlief zunächst seit den 1960er und 1970er Jahren parallel zum Anstieg der winterlichen Nitratkonzentrationen im Küstenwasser (REISE *et al.*, 1994). Im Verlauf dieser Zunahme wurden zu Beginn der 1990er Jahre wiederholt Extremereignisse mit einer bis zu 20 %-igen Grünalgenbedeckung der schleswig-holsteinischen Wattflächen beobachtet (REISE, 2004).

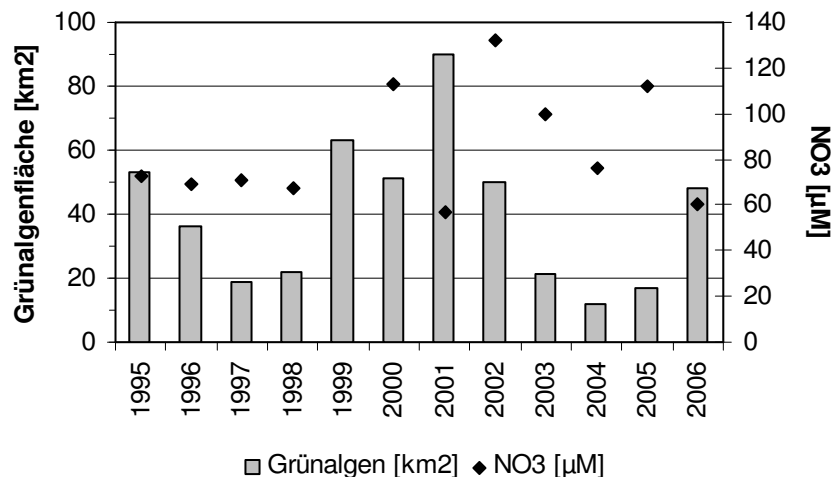


Abb. 3.136: Jährliche Maximalbedeckung mit Grünalgen im Eulitoral des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres (verändert nach REISE, 2006) und Wintermittelwert (Jan.-März) der Nitratkonzentration (NO₃) bei Büsum (Datengrundlage: FTZ)

Prinzipiell kann damit das Massenvorkommen von Grünalgen zwar als Indikator für anthropogene Nährstoffeinträge angesehen werden, jedoch ist die Ausbreitung der Grünalgen auch von anderen, beispielsweise meteorologischen, Faktoren abhängig. Zudem hat sich die Entwicklung von den Nährstoffkonzentrationen entkoppelt, sodass die Grünalgenbedeckung zurückging, obwohl die Nitratkonzentrationen auf hohem Niveau blieben (REISE, 2006). Das zeigt auch die Entwicklung der jährlichen Grünalgenbedeckung auf den Eulitoralflächen des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres im Vergleich mit den winterlichen Nitratkonzentrationen in den Wattgewässern bei Büsum (Abb. 3.136). Im Zeitraum zwischen 1995 und 2006 erreichten Grünalgen ihre größte Ausdehnung von etwa 90 km² in 2001, einem Jahr mit verhältnismäßig niedrigen Winterkonzentrationen von durchschnittlich 57 µM NO₃ bei Büsum. Wahrscheinlich ist, dass im Sediment noch hinreichend Nährstoffe zur Verfügung stehen, um Schwankungen in der Nährstoffzufuhr auszugleichen. Ferner beeinflussen weitere Standortfaktoren die Besiedlung mit Grünalgen, wie die Sedimentstruktur und Hydrodynamik, sodass es sich bei der Grünalgendynamik insgesamt um ein multikausales Phänomen handelt.

Überdies bilden Grünalgen Sporen, die im Sediment eingelagert werden können und für eine entsprechende Ausbreitung in darauffolgenden Jahren zur Verfügung stehen. REISE (2004) geht davon aus, dass sich diese „Sporenbank“ im Wattsediment nur langsam abbaut und dass die Grünalgenentwicklung entscheidend von den Nährstoff- und Algen-sporenvorräten im Sediment abhängt.

Seegräser

Im Gegensatz zu Grünalgen reagieren Seegräser empfindlich auf Eutrophierung. Man vermutet, dass zu hohe Ammoniumkonzentrationen und der Aufwuchs von epiphytischen Mikroalgen der Auslöser für die beobachteten Bestandsverluste im Wattenmeer sein könnten (KASTLER & MICHAELIS, 1997; REISE, 2006). Insgesamt findet man eine Abstufung der Verluste vom niederländischen Wattenmeer mit fast vollständig verschwundenen Seegrasbeständen über den immer noch stark geschädigten niedersächsischen Teil, der jedoch noch Restbestände aufweist, bis zu den weniger betroffenen Teilen im nordfriesischen und dänischen Wattenmeer. Im nordfriesischen Wattenmeer nehmen die Bestände seit 1994 wieder deutlich zu. Von etwa 25 km² in 1994 dehnten sich die Flächen mit Seegrasbewuchs auf fast 100 km² in 2006 aus (Abb. 3.137).

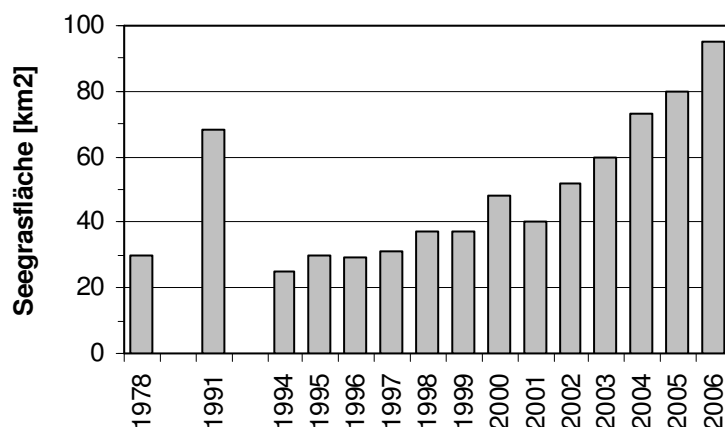


Abb. 3.137: Entwicklung der Seegrasbestände im nordfriesischen Wattenmeer als Flächen mit mehr als 20 % Bedeckung (verändert nach REISE, 2006)

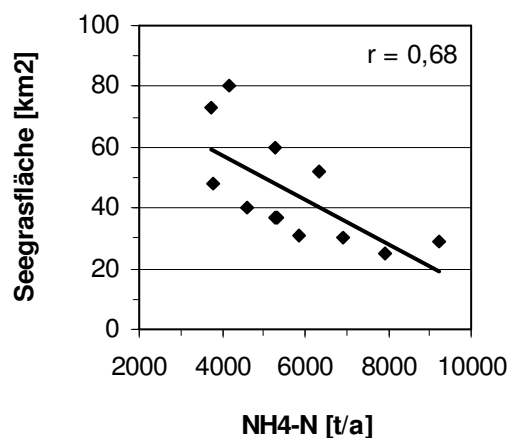


Abb. 3.138: Fläche der Seegraswiesen im nordfriesischen Wattenmeer in Relation zum Jahreseintrag an Ammonium (NH₄-N) durch die Elbe im Zeitraum 1994-2005

Dieser deutliche Trend im nordfriesischen Wattenmeer korreliert signifikant ($r = 0,68$) mit der abnehmenden Jahresfracht des Ammoniums in der Elbe (Abb. 3.138). Somit scheint sich die Auffassung über die Beeinträchtigung der Seegrassbestände durch zu hohe Ammoniumkonzentrationen zu bestätigen. Die Zunahme der Bestände kann damit als Indikator für die abnehmende Ammonium-Eutrophierung angesehen werden. Jedoch erfolgte die Bestandsausdehnung unregelmäßig. Es gibt auch Teilgebiete, in denen die Bestände einen deutlichen Rückgang aufweisen, wie beispielsweise im Sylter Königshafen (REISE, 2006).

„Schwarze Flecken“

An dieser Stelle soll auch kurz auf die Beobachtungen von sogenannten „schwarzen Flecken“ im Wattenmeer hingewiesen werden. Wiederholt wurden an der Sedimentoberfläche, besonders in weiten Teilen des niedersächsischen Wattenmeeres, schwarzgefärbte anoxische Zonen beobachtet. Im Jahre 1996 waren besonders ausgedehnte Flächen der ostfriesischen Rückseitenwatten betroffen. Inzwischen konnte geklärt werden, dass dieses Phänomen im Wesentlichen auf den sauerstoffzehrenden mikrobiellen Abbau größerer Mengen organischer Substanz zurückgeht. Dabei kann es sich sowohl um abgestorbene Makroalgen (HÖPNER & MICHAELIS, 1994), wie auch um sedimentiertes Phytoplankton und abgestorbenes Makrozoobenthos handeln (BÖTTCHER, 2003). Der erhöhte Eintrag organischen Materials durch Phytoplankton und Makroalgen kann als direkte Eutrophierungsfolge angesehen werden, wohingegen das Absterben von Makrozoobenthosbeständen, beispielsweise aufgrund von Sauerstoffmangel, ein indirekter Eutrophierungseffekt sein kann.

3.6 Indirekte Eutrophierungseffekte

Unter indirekten Eutrophierungseffekten werden nach OSPAR Folgen des anthropogenen Eutrophierungsprozesses verstanden, die erst nach der Bildung organischen Materials eintreten, wie beispielsweise die Auswirkungen auf das Makrozoobenthos und Sauerstoffmangel im bodennahen Wasserkörper durch den mikrobiellen Abbau organischer Substanz.

3.6.1 Bestandsentwicklung des Makrozoobenthos

Makrozoobenthos-Gemeinschaften können Eutrophierungsfolgen über einen längeren Zeitraum integrieren und liefern daher Informationen über die chronische Belastung durch Eutrophierung. Doch unregelmäßige Bestandsverteilungen und Fluktuationen, die nicht auf die Eutrophierung zurückgehen, erschweren wiederum die Interpretation der Beobachtungen. Hier sind besonders die Auswirkungen der Baumkurrenfischerei auf das Makrozoobenthos zu nennen (GROENEWOLD & BERGMAN, 2003), aber auch klimabedingte Effekte können in diesem Zusammenhang von Bedeutung sein (KRÖNCKE *et al.*, 1998). Eutrophierungseffekte machen sich vor allem infolge eines erhöhten Eintrags von organischem Material in die Benthosgemeinschaften bemerkbar. Die Zufuhr an organischem Material, z.B. durch Sedimentation abgestorbener Phytoplankton-Blüten, kann zu unterschiedlichen Effekten im Makrozoobenthos führen. Das Model von PEARSON & ROSENBERG (1978) veranschaulicht die Entwicklung von Biomasse, Abundanz und Artenvielfalt des Makrozoobenthos in Relation zur Zufuhr organischen Materials. Demzufolge führt eine moderate Erhöhung zunächst zu positiven Effekten für die

Makrozoobenthos-Gemeinschaft. Sowohl Biomasse als auch Abundanz können zunehmen, u.U. sogar in Verbindung mit einer Zunahme der Artenvielfalt. Bei gesteigerter Zufuhr kann das erhöhte Nahrungsangebot jedoch nicht mehr schnell genug verwertet werden und es kann zur Akkumulation organischer Substanz auf der Sedimentoberfläche kommen. Infolge wird das überschüssige organische Material durch mikrobiellen Abbau zersetzt, wobei der Sauerstoffvorrat des Wasserkörpers verbraucht wird. Wenn die meteorologischen und hydrodynamischen Randbedingungen für die O₂-Nachlieferung aus dem oberflächennahen Wasserkörper zu diesem Zeitpunkt ungünstig sind, d.h. eine ruhige Wetterlage vorherrscht und eine vertikale Schichtung den Austausch des Tiefenwassers behindert, kann der O₂-Vorrat in Bodennähe vollständig aufgezehrt werden. Schon längere Perioden mit O₂-Konzentrationen unter 2 mg/l sind kritisch für die Bodenfauna (ROSENBERG, 1980) und führen zum Tod der meisten Tiere, die nicht fliehen können (CHRISTENSEN, 1998). Für viele Fischarten und marine Wirbellose gilt bereits ein Schwellenwert von 4 mg/l O₂ als kritisch (NIERMANN & BAUERFEIND, 1990; CHRISTENSEN, 1998). Darüber hinaus setzt der unter anoxischen Bedingungen ablaufende anaerobe Abbau organischen Materials durch sulfatreduzierende Bakterien toxischen Schwefelwasserstoff (H₂S) frei. Sowohl O₂-Mangel als auch H₂S-Freisetzung sind für das Makrozoobenthos schädlich und es kann zum Massensterben innerhalb der Artengemeinschaft kommen.

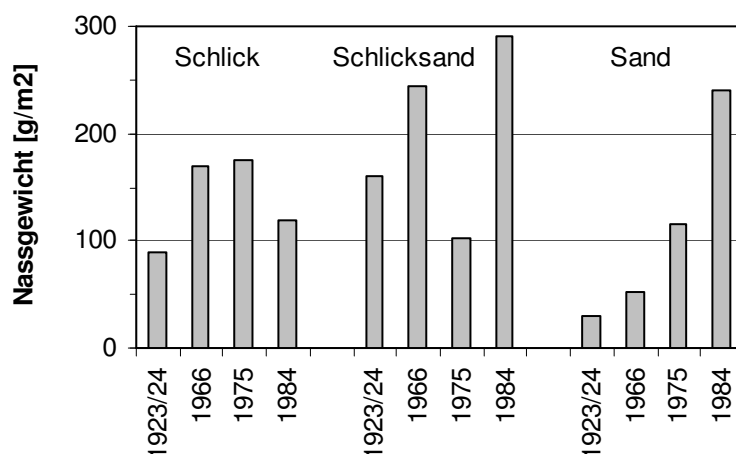


Abb. 3.139: Langzeitvergleich der Makrozoobenthos-Biomasse (Nassgewicht) für verschiedene Sedimenttypen in der Deutschen Bucht (enthalten sind Crustacea, Echinodermata, Polychaeta, Mollusca, Verschiedene), (verändert nach RACHOR, 1990)

RACHOR (1990) vergleicht in einer Gegenüberstellung mit vorangegangenen Untersuchungen verschiedener Autoren (Kap. 2.1.11, S. 19f) die Biomasseentwicklung der Makrozoobenthosbestände auf verschiedenen Substraten in der Deutschen Bucht zwischen 1923 und 1984 (Abb. 3.139). Die zusammengefassten Gruppen beinhalten die bedeutendsten Organismen der Makrozoobenthos-Gemeinschaft im Gebiet. Darunter sind Vertreter der Krebse (Crustacea), Stachelhäuter (Echinodermata), Vielborster (Polychaeta) und Weichtiere (Mollusca) sowie einige weitere Bodentiere. Die Entwicklung der Bestände verläuft je nach Sedimenttyp unterschiedlich. Im Schlicksubstrat nimmt die Biomasse im Vergleich der Jahre 1923/24 und 1966 zunächst deutlich von unter 100 g/m² auf etwa 170 g/m² zu, sodass eine Zunahme des Eintrags organischer Substanz vermutet werden kann. Gerade in den strömungs- und seegangsberuhigten Schlickgebieten sammelt sich bevorzugt sedimentierfähiges Material, sodass diese Substrate am ehesten von der Eutrophierung betroffen sind. Auch 1975 erreichte die Biomasse ein vergleichsweise hohes Niveau, 1984 werden jedoch erneut niedrige Biomassen beobachtet. Im Einklang mit dem PEARSON-ROSENBERG-Modell kann dies dadurch erklärt

werden, dass mit zunehmendem Eintrag organischer Substanz die Artengemeinschaft nicht mehr mit dem erhöhten Nahrungsangebot schritthalten kann und dieses daher belastend wirkt. Im Schlicksand gibt es im Beobachtungszeitraum hingegen unterschiedliche Entwicklungen. Zunächst wächst auch hier zwischen den 1920er Jahren und 1966 die Biomasse deutlich an. Ausgehend von etwa 160 g/m² in 1923/24 werden 1966 für die Schlicksand-Substrate über 240 g/m² gemessen. Bis 1975 bricht der Bestand jedoch ein und die Biomasse sinkt auf etwa 100 g/m² ab, um dann bis 1984 auf ein Maximum von nahezu 300 g/m² anzusteigen.

Die hohe Variabilität zeugt von der Instabilität der Bodentiergemeinschaft in diesen Gebieten. Die steigende Belastung durch den Eintrag organischen Materials führt dabei häufiger zu Sauerstoffmangel-Ereignissen und zum Absterben des Makrozoobenthos'. Nachdem sich die Sauerstoffbedingungen wieder verbessert haben, werden die Gebiete zumeist von opportunistischen schnellwüchsigen Arten wiederbesiedelt, die dann teilweise hohe Bestandsdichten erreichen können. So kommt es zu deutlichen Fluktuationen der Bestände, einhergehend mit einer Tendenz zur Artenverarmung besonders mehrjähriger Spezies. Auf den meist gut „durchlüfteten“ Sandsubstraten war die Entwicklung zwischen 1923/24 und 1984 relativ einheitlich auf Biomasseanstieg gerichtet. Die Biomasse nahm über den gesamten Betrachtungszeitraum von etwa 30 g/m² auf 240 g/m² bedeutend zu. Damit profitierten die Makrozoobenthos-Gemeinschaften auf Sandsubstraten von der Anreicherung organischer Substanz. Dieser extreme Biomassezuwachs auf den ursprünglich eher dünn besiedelten Sandböden ist jedoch überwiegend auf eine Art zurückzuführen, den Herzseeigel *Echinocardium cordatum*. Insgesamt geht RACHOR (ebd.) von einer Zunahme der Biomasse im Makrozoobenthos um den Faktor 1,5 über den gesamten Betrachtungszeitraum aus. Die Fortführung der Untersuchungen zeigt, dass sich auch bis in jüngere Zeit insgesamt keine großräumige Veränderung der beschriebenen Eutrophierungseffekte im Makrozoobenthos abzeichnet (RACHOR & SCHRÖDER, 2003).

3.6.2 Sauerstoffmangelgebiete

In der Deutschen Bucht wurden wiederholt Sauerstoffmangelsituationen beobachtet. Schon GEHRKE (1916) berichtete in einer Zusammenfassung für die Jahre 1902-1908 niedrige Sauerstoffsättigungen von 50-60 % für das Tiefenwasser unterhalb der Sprungschicht in der zentralen Nordsee. Man ging jedoch davon aus, dass niedrige Sauerstoffkonzentrationen als natürlich für tiefe geschichtete Gewässer anzusehen seien (RACHOR & ALBRECHT 1983). Für die Deutsche Bucht wurde dagegen angenommen, dass u.a. wegen der vergleichsweise geringen Wassertiefen und des Gezeiteneinflusses eine gute Durchmischung und somit „Durchlüftung“ vorherrscht. Mitte der 1970er Jahre entdeckte man hingegen erstmals Sauerstoffmangelgebiete zwischen Helgoland und dem Elbeästuar (RACHOR, 1980; 1982). Diese waren jedoch lokal begrenzt und man vermutete die Hauptursache darin, dass es sich um ein Verklappungsgebiet für Klärschlamm handelte. Noch bis zum Beginn der 1980er Jahre wurde kein Zusammenhang zwischen anthropogenen Nährstoffeinträgen und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht gesehen bzw. als Gefahr erkannt. Das Gutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen über den Zustand der Nordsee aus dem Jahre 1980 sah allenfalls für die zentrale Deutsche Bucht unter der Voraussetzung weiter ansteigender Nährstoffeinträge möglicherweise negative Effekte für die Umwelt voraus (SRU, 1980).

Im Sommer 1981 wurden dann aber erstmals großflächige Sauerstoffmangelgebiete (Abb. 3.140) mit O₂-Konzentrationen unter 4 mg/l im bodennahen Wasserkörper der Deutschen Bucht und vor der dänischen Nordseeküste westlich Horns Rev entdeckt (RACHOR & ALBRECHT, 1983). Teilweise lagen die O₂-Gehalte bei weniger als 2 mg/l

und vor dem dänischen Limfjord wurde Fischsterben beobachtet.

Im Jahre 1982 waren erneut großflächige Gebiete vom Sauerstoffmangel betroffen. GERLACH (1990) berichtet, dass in 1981 und 1982 eine Fläche von ca. 7.000 km² von O₂-Mangel mit Werten unter 50 % Sättigung betroffen war. Lagen diese Gebiete 1981 noch überwiegend im Elbe-Urstromtal, so rückten 1982 die Zonen mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen näher an die dänische und deutsche Nordseeküste heran. Auch in 1982 unterschritten die Werte zum Teil wieder 2 mg/l O₂ (RACHOR & ALBRECHT, 1983), entsprechend 24 % O₂-Sättigung. Es kam, wie bereits in 1981, auch 1982 zum Absterben von Bodentieren (DETHLEFSEN & v. WESTERNHAGEN, 1983). Daraufhin untersuchten v. WESTERNHAGEN *et al.* (1986) die Sauerstoffsituation in der südöstlichen Nordsee im Zeitraum 1983-85 und beobachteten in 1983 erneut niedrige O₂-Konzentrationen, während in 1984 und 1985 kein Sauerstoffmangel festgestellt wurde. Von September bis Oktober 1989 trat dagegen wiederum Sauerstoffmangel westlich Horns Rev vor der dänischen Küste auf (NIERMANN, 1990). Die betroffenen Gebiete waren nicht so großflächig wie 1981-83, es stellten sich jedoch ähnliche Folgen ein. Die O₂-Konzentrationen fielen unter 2 mg/l, Fische verschwanden und die benthische Fauna erlitt teilweise schwere Verluste. Im Juli/August des Jahres 1994 wurden erneut Sauerstoffdefizite mit teilweise unter 2 mg/l O₂ in der Deutschen Bucht dokumentiert (v. BEUSEKOM *et al.*, 2003).

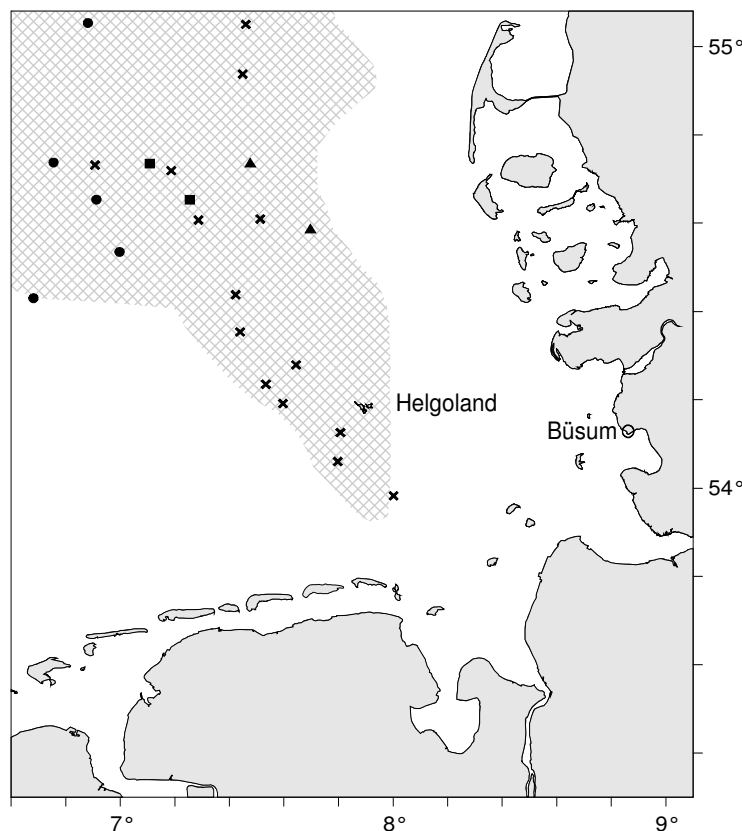


Abb. 3.140: Sauerstoffmangelgebiete in der Deutschen Bucht zwischen 1981 und 1994 (schraffierte Fläche: in mindestens einem Jahr < 4 mg/l O₂; Symbole: < 2 mg/l O₂ in 1981 (●), 1982 (■), 1983 (×) und 1994 (▲)), (zusammengestellt nach DETHLEFSEN & v. WESTERNHAGEN, 1983; RACHOR & ALBRECHT, 1983; v. WESTERNHAGEN *et al.*, 1986; GERLACH, 1990; NIERMANN, 1990; BROCKMANN *et al.*, 2002; v. BEUSEKOM *et al.*, 2003)

Weiterhin waren in den Jahren 2000, 2001, 2003, 2004 und 2005 großflächige Gebiete von einer Sauerstoffkonzentration unter 6 mg/l betroffen, wie aus den regelmäßigen Überwachungsfahrten des BSH hervorgeht (v. BEUSEKOM *et al.*, 2003; BROCKMANN, pers. Mitt.). Im Jahr 2007 wurde vor der Sylter Westküste ein Fischsterben aufgrund

von Sauerstoffmangel beobachtet, das mit einem Massenvorkommen von *Phaeocystis globosa* einherging. Innerhalb der Blüte sank die O₂-Sättigung auf 17 %, während der Wasserkörper außerhalb der Blüte gesättigt war (ASMUS, unveröff.). Dabei begünstigten die hohen Wassertemperaturen und eine Ostwindlage die Massenvermehrung und den anschließenden sauerstoffzehrenden mikrobiellen Abbau der abgestorbenen Phytoplanktonzellen. In die Blüte geratene Heringe erstickten und wurden massenhaft an den Strand gespült.

4. Diskussion

4.1 Nährstofftrends in den Flussfrachten von Elbe und Weser

Ausgehend von der eingangs aufgeworfenen Frage nach dem aktuellen Eutrophierungsstatus der inneren Deutschen Bucht kann anhand der Datenreihen aus Elbe und Weser gezeigt werden, dass die Nährstoffeinträge über die beiden Flüsse zwischen den Perioden 1983-87 und 2001-05 teilweise deutlich zurückgegangen sind. Für einige Nährstoffkomponenten wurde das Ziel einer 50 %-Reduktion erreicht, für andere nicht. Die von BEHRENDT *et al.* (1999) durchgeführten Berechnungen zur Nährstofffracht in Elbe und Weser ermöglichen einen direkten Vergleich mit den Untersuchungsergebnissen der vorliegenden Arbeit (Tab. 4.1). Die prozentualen Veränderungen zwischen den Vergleichsperioden 1983-85 und 1993-95 zeigen in beiden Untersuchungen weitgehende Übereinstimmung. Darüber hinaus lässt sich mit den vorliegenden Messreihen die Entwicklung bis in den Zeitraum 2001-05 fortschreiben.

Tab. 4.1: Veränderung der Nährstofffrachten in der Elbe und Weser im Vergleich zur Periode 1983-87 [%]

	1993-97 ³²	1993-97	2001-05
Elbe			
TN	-33	-23	-41
DIN	-23	-24	-42
NH ₄	-89	-86	-91
NO ₃	+11	+8	-17
TP	-	-51	-55
PO ₄	-	-64	-64
Weser			
DIN	-23	-17	-34
NH ₄	-39	-59	-72
NO ₃	-16	-15	-32
TP	-67	-67	-78
PO ₄	-75	-75	-81

Stickstoff

Die vorliegende Analyse zeigt, dass sich die TN-Fracht der Elbe bis 1993-97 um 23 % im Vergleich zu 1983-87 verringert hat (Tab. 4.1). Die Berechnungen von BEHRENDT *et al.* (ebd.) ergeben bis zu diesem Zeitpunkt einen Rückgang um 33 %. Mittels beschriebener Auswertung der zur Verfügung stehenden Messdaten lässt sich die Entwicklung weiterverfolgen. Sie zeigt bis 2001-05 eine Reduktion um insgesamt 41 %.

Einen als Pflanzennährstoff bedeutenden Bestandteil des Gesamt-Stickstoffs stellen die gelösten anorganischen Stickstoffkomponenten (DIN) dar. Aus der Übersicht (Tab. 4.1) wird ersichtlich, dass sich die DIN-Fracht in Elbe und Weser messbar verringert hat.

³² Angaben aus BEHRENDT *et al.* (1999)

Zwischen 1983-87 und 1993-97 nahm sie in der Elbe um 24 %, in der Weser um 17 % ab. BEHRENDT *et al.* (ebd.) berechnen für beide Flüsse eine einheitliche Abnahme von 23 % und kommen damit zu ähnlichen Ergebnissen. Bis Ende der 1990er Jahre wurde also weniger als die Hälfte der angestrebten Reduktion in der gelösten anorganischen Stickstofffracht erreicht. Die Fortschreibung bis 2001-05 zeigt jedoch besonders für die Elbe eine deutlichere Verringerung um 42 % und damit eine Annäherung an die Reduktionsziele. In der Weser konnte die DIN-Fracht bis zu diesem Zeitpunkt dagegen lediglich um insgesamt 34 % reduziert werden.

Vergleicht man die Trends der einzelnen gelösten anorganischen Stickstoffkomponenten wird offensichtlich, dass der stärkste Rückgang bei den Ammoniumeinträgen zu finden ist. In der Elbe ist bis 1993-97 die Ammoniumfracht um 86 % zurückgegangen (Tab. 4.1, S. 121). BEHRENDT *et al.* (ebd.) ermitteln eine Reduktion von 89 % und zeigen damit weitgehende Übereinstimmung. Bis 2001-05 erfolgte dann ein weiterer Rückgang um insgesamt 91 %. Auch in der Weser hat sich die Ammoniumfracht verringert. Die Messungen ergeben bis 1993-97 einen Rückgang um 59 % im Vergleich zu 1983-87. Aus den Untersuchungen von BEHRENDT *et al.* (ebd.) lässt sich hingegen nur eine Reduktion von 39 % ableiten. Bis 2001-05 reduziert sich die Ammoniumfracht der Weser anhand der vorliegenden Daten um insgesamt 72 %. Trotz der Erfolge in der Reduktion der Ammoniumeinträge ist der Rückgang in der Weser weniger deutlich als in der Elbe.

Für den mengenmäßig bedeutenderen Anteil von Nitrat am gelösten anorganischen Stickstoff ergibt sich in beiden Flüssen ein unterschiedliches Bild. Die vorliegenden Messdaten zeigen, dass die Nitratfracht der Elbe zwischen 1983-87 und 1993-97 um 8 % angestiegen ist (Tab. 4.1, S. 121). Die Untersuchungen von BEHRENDT *et al.* (ebd.) ergeben eine Zunahme um 11 %, trotz deutlich verringerter Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. BEHRENDT *et al.* (In: BECKER & LAHMER, 2004) führen diese Entwicklung auf die langen Aufenthaltszeiten des Nitrats im Grundwasser von 25-30 Jahren zurück. Erst in der Fortschreibung der Trendanalyse auf Basis der vorliegenden Messreihen kehrt sich die Entwicklung um. Bis 2001-05 hat sich die Nitratfracht der Elbe demnach um 17 % im Vergleich zu 1983-87 verringert. In der Weser ist hingegen schon bis 1993-97 eine 15 %-ige Reduktion zu verzeichnen. Nahezu übereinstimmend ermitteln BEHRENDT *et al.* (ebd.) einen Rückgang um 16 %. Bis 2001-05 konnte die Nitratfracht der Weser dann nach eigenen Untersuchungen um insgesamt 32 % verringert werden und ist damit weiter zurückgegangen als in der Elbe. Insgesamt kann also ein deutlicher Rückgang der Stickstoffeinträge von Elbe und Weser festgestellt werden. In beiden Flüssen wird jedoch trotz dieses Fortschritts die Zielvorgabe einer 50 %-Reduktion noch nicht erreicht.

Phosphor

Anhand der zur Verfügung stehenden Messdaten ergibt sich für die Elbe bis zur Periode 1993-97 eine deutliche Reduktion der TP-Fracht um 51 % (Tab. 4.1, S. 121). Bis zum Zeitraum 2001-05 betrug die Reduktion dann insgesamt 55 %. Leider liegen von BEHRENDT *et al.* keine Vergleichswerte aus der Elbe vor. Für die Weser können jedoch beide Untersuchungen miteinander verglichen werden. Sowohl aus den vorliegenden Messreihen als auch den Untersuchungen von BEHRENDT *et al.* (1999) ergibt sich demnach bis zum Zeitraum 1993-97 eine Reduktion um 67 %. Bis zum Zeitraum 2001-05 kann eine weitere Abnahme um insgesamt 78 % ermittelt werden.

Schon bis zur Periode 1993-97 hatte sich die Phosphatfracht der Elbe um 64 % verringert. Danach erfolgte keine weitere Abnahme mehr. Leider liegen auch hier keine Vergleichswerte von BEHRENDT *et al.* vor. Jedoch kann wiederum ein Vergleich bei den

Weserdaten erfolgen. In der Weser zeigen beide Untersuchungen einen Rückgang der Phosphatfracht um 75 % bis zur Periode 1993-97. Für den Zeitraum 2001-05 konnte für die Weser anhand der vorliegenden Messungen noch eine weitere Reduktion der Phosphatfracht um insgesamt 81 % im Vergleich zur Periode 1983-87 ermittelt werden. In den betrachteten P-Fractionen der Weser liefern also die beiden Untersuchungen identische Ergebnisse. Der beträchtliche Rückgang in den Phosphatfrachten der Elbe und Weser ist dabei wahrscheinlich weitgehend auf den erwähnten Klärwerksausbau und die Einführung neuer phosphatfreier Waschmittel zurückzuführen, zudem wurde weniger Phosphatdünger in der Landwirtschaft eingesetzt.

4.2 Landwirtschaft als Stickstoff- und Phosphorquelle

Nach BEHRENDT *et al.* (2003) sind vor allem diffuse Einträge aus der Landwirtschaft die Hauptquelle des Stickstoff- und Phosphoreintrags in die Flüsse. In der Elbe stammen derzeit 54 % der Stickstoffeinträge und 49 % der Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft. In der Weser ist der Anteil mit 65 % beim Stickstoff und 56 % beim Phosphor noch höher. Im Wesentlichen sind diese Nährstoffeinträge auf den Einsatz von Mineraldüngern zurückzuführen. FAO-Daten der Vereinten Nationen über den Düngemittelverbrauch in Deutschland (BRD und DDR) belegen eine deutliche Zunahme im Einsatz von Stickstoffdünger (Abb. 4.1).

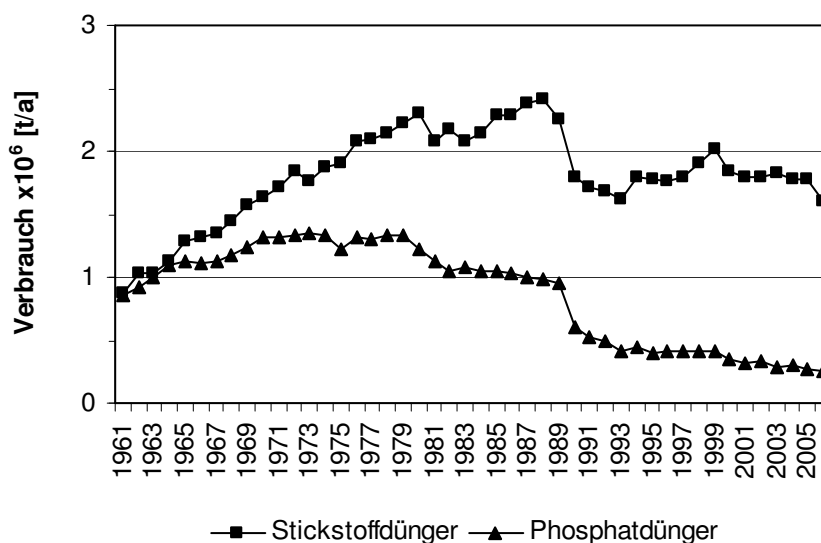


Abb. 4.1: Jährlicher Düngemittelverbrauch in Deutschland (BRD und DDR), (Datengrundlage: FAO)

Während der Einsatz von Phosphatdünger im Zeitraum von 1961 bis 1989 zwischen $0,9-1,4 \cdot 10^6$ t/a schwankt und schon seit Ende der 1970er Jahre eine abnehmende Tendenz zeigt, stieg der Einsatz von Stickstoffdünger im selben Zeitraum von weniger als $1 \cdot 10^6$ t/a auf nahezu $2,5 \cdot 10^6$ t/a an. Im Jahr 1989 erfolgte sodann ein auffälliger Rückgang im Einsatz beider Düngerarten. Innerhalb eines Jahres sank der Verbrauch von Stickstoffdünger von $2,3 \cdot 10^6$ t/a auf $1,8 \cdot 10^6$ t/a und derjenige von Phosphatdünger von $1 \cdot 10^6$ t/a auf $0,6 \cdot 10^6$ t/a. Dieser schnelle Rückgang kann mit der internationalen politischen Umbruchsituation im Jahre 1989 und der Folgezeit in Verbindung gebracht werden. Besonders der Zusammenbruch der DDR und die mit ihm in engem Zusammenhang stehende Auflösung der landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPG) hatte deutliche Veränderungen in der landwirtschaftlichen Produktionsweise

zur Folge. Nach der Umbruchphase erfolgte eine Neustrukturierung der Landwirtschaft in den neuen Bundesländern und der gesamtdeutsche Verbrauch von Stickstoffdünger stieg wieder etwas an, wohingegen der Bedarf an Phosphatdünger weiter sank.

Eine Betrachtung der Vergleichszeiträume zeigt, dass der Einsatz von Phosphatdünger in der gesamtdeutschen Landwirtschaft von durchschnittlich $1 \cdot 10^6$ t/a im Zeitraum 1983-87 auf unter $0,5 \cdot 10^6$ t/a in der Periode 1993-97 und somit um 50 % zurückgegangen ist. Im Zeitraum 2001-05 wurden durchschnittlich noch $0,3 \cdot 10^6$ t/a Phosphatdünger eingesetzt, was einer Reduktion um 60 % im Vergleich zur Mitte der 1980er Jahre entspricht. Für den Einsatz von Stickstoffdünger ergibt sich hingegen nur eine Reduktion um etwa 20 % über den gesamten Betrachtungszeitraum. Der Verbrauch sank dabei von $2,2 \cdot 10^6$ t/a in der Periode 1983-87 auf $1,8 \cdot 10^6$ t/a im Zeitraum 2001-05.

Der Rückgang im Düngemittelverbrauch geht allerdings nicht allein auf veränderte Produktionsmethoden in den ostdeutschen Bundesländern zurück. Vielmehr können multi-kausale Zusammenhänge angenommen werden. Zum Beispiel beeinflusst auch der Fleischkonsum der Bevölkerung den Düngemittelverbrauch in der Landwirtschaft, denn für die Erzeugung von Futterpflanzen werden ebenfalls Düngemittel eingesetzt. Anhand der Fleischproduktion in Deutschland kann beispielsweise festgestellt werden, dass sich auch die Konsumgewohnheiten der Bevölkerung änderten (Abb. 4.2).

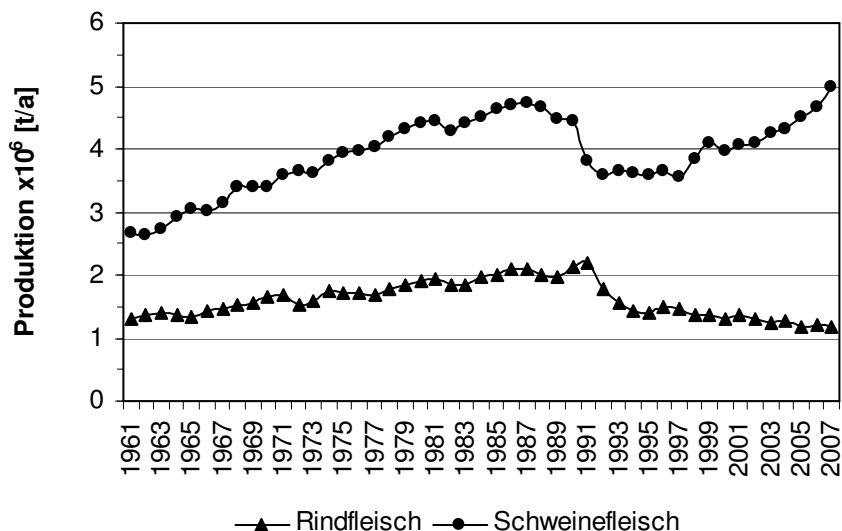


Abb. 4.2: Jährliche Rind- und Schweinefleischproduktion in Deutschland (Datengrundlage: FAO)

Die Produktion von Schweinefleisch brach innerhalb von nur zwei Jahren von 1990 bis 1992 um 20 % ein, die Rindfleischproduktion sank von 1991 bis 1994 sogar um 36 %. Dieser Trend kann zwar ebenfalls mit der Umbruchphase in der ostdeutschen Landwirtschaft in Verbindung gebracht werden, die weitere Entwicklung in den Folgejahren stellt sich jedoch für die Schweine- und Rindfleischproduktion unterschiedlich dar. Während die Produktion von Schweinefleisch ab 1997 wieder relativ schnell anstieg, nahm die Rindfleischproduktion in Deutschland weiter ab. Diese Entwicklung ist wahrscheinlich durch das Auftreten der Rinderseuche BSE ab Mitte der 1990er Jahre beeinflusst.

Insgesamt dürfte der Rückgang im gesamtdeutschen Düngemittelverbrauch durch den Zusammenbruch der DDR jedoch wesentlich zur Reduktion der Nährstofffracht in der Elbe im Vergleichszeitraum 1983-87 zu 1993-97 beigetragen haben. Somit wäre zumindest ein Teil der verringerten Nährstofffrachten der Elbe nicht auf eine gezielte Reduktion zurückzuführen, sondern auf den wirtschaftlichen Zerfall einer eigenständigen landwirtschaftlichen Produktion in der DDR.

Um die Nährstoffeinträge in die Flüsse weiter zu reduzieren, bietet die Landwirtschaft das größte Einsparpotenzial. Nach QUAST (In: BECKER & LAHMER, 2004) liegt allein der Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen an den Flusseinzugsgebieten Deutschlands bei 50-90 %. Die Stickstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Nutzflächen haben sich u.a. aufgrund der Düngeverordnung von 150 kg/ha im Jahre 1990 auf 110 kg/ha in 2000 verringert (BMU, 2008). Doch sind die Nährstoffkonzentrationen in den landwirtschaftlichen Böden allgemein immer noch hoch und die Verweilzeiten von Nitrat im Grundwasser lang, sodass Effekte zeitlich verzögert werden. SCHMIDT & NITZSCHE (In: ebd.) betonen daher die Bedeutung einer angepassten Düngung zur Regulierung der Nährstoffbilanz auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. Demnach sollte möglichst nur soviel Düngemittel dem Boden zugeführt werden, wie durch die Ernte wieder entnommen wird. Darüber hinaus empfehlen die Autoren einen standortangepassten Fruchtfolgewechsel mit Anbau von Zwischenfrüchten, um erosionsgefährdete Brache zu vermeiden. Ebenso sollte auch auf die Ackerfurche im Herbst verzichtet werden, da das Auswaschungsrisiko in den Herbst- und Wintermonaten ohne Pflanzenbewuchs am größten ist.

QUAST (In: ebd.) sieht allgemein Maßnahmen zur Steigerung der Wasserrückhaltefähigkeit von Landschaften als wirksamstes Mittel zur Minderung von Nährstoffeinträgen in die Flüsse. Dabei sollten sowohl acker- und pflanzenbauliche als auch wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Abflussverzögerung und -dämpfung angewandt werden. Hierzu gehören z.B. der naturnahe Gewässerausbau, die Reaktivierung von Feuchtgebieten und der Deichrückbau in Flussauen zur Rückgewinnung von Überschwemmungsgebieten. Auch BEHRENDT *et al.* (1999) weisen in diesem Zusammenhang auf die Bedeutung des Retentionsvermögens von Fließgewässern hin und empfehlen z.B. die Anlage von Gewässerrandstreifen und die Renaturierung von Feuchtgebieten zur weiteren Reduktion der Nährstoffeinträge.

Andererseits können wasserbauliche Maßnahmen wie Eindeichungen im Mündungsbereich von Flüssen, Flussbegradigungen und -vertiefungen die Nährstoffzufuhr in die Küstengewässer verstärken, denn sie führen zu veränderten hydrodynamischen Bedingungen mit i.d.R. verkürzten Verweilzeiten des Wasserkörpers in den Flüssen. Durch kurze Verweilzeiten wird jedoch die Bildung und Sedimentation partikulärer Biomasse sowie die Denitrifizierung behindert und somit der Nährstoffaustrag aus den Ästuaren begünstigt. Sind die Verweilzeiten zu kurz, kann aus der Senkenfunktion der Ästuar eine Quellenfunktion für Nährstoffe werden, wie beispielsweise beim Fluss Humber in England zu beobachten ist (BROCKMANN *et al.*, 2003).

4.3 Nährstofftrends in den Küstengewässern

Die Erfolge in der Reduzierung anthropogener Nährstoffeinträge zeigen in den Küstengewässern bislang nur bedingt Auswirkungen auf die dortigen Nährstoffkonzentrationen. Allgemein ist jedoch zu berücksichtigen, dass die eindeutigen Reduktionssignale in den Nährstofffrachten der Flüsse durch Verdünnungseffekte mit den Wassermassen der offenen Nordsee abgeschwächt werden. BROCKMANN *et al.* (2003) vergleichen mittels Mischdiagrammen die durchschnittlichen Nährstoffkonzentrationen in der Elbe aus zwei Zeiträumen (Abb. 4.3). Deutlich erkennbar ist die Abnahme der TN- und TP-Konzentrationen in der Elbe zwischen den Zeiträumen 1980-85 und 1996-2000 bei einem Salzgehalt von etwa Null. Am Verlauf der Mischungsgeraden erkennt man, dass sich die Geraden bei steigendem Salzgehalt mehr und mehr annähern. Der Unterschied zwischen den beiden untersuchten Perioden wird also geringer und ist zunehmend schwieriger zu messen.

Die für die Terminstationen Büsum und Helgoland ermittelten Änderungen in den Wintermittelwerten der Nährstoffkonzentrationen geben die Entwicklung der Flussfrachten nur teilweise wieder. Die Reduktion in den Phosphat- und Ammoniumeinträgen zeigt sich auch bei Helgoland. Ebenso ist der Anstieg der Nitratreinträge bis 1993-97 bei Helgoland messbar. Die Nährstoffkonzentrationen bei Büsum weisen jedoch eine sprunghafte Zunahme der Nitrat- und Silikatmaxima ab 1999 auf, die sich in den Folgejahren ab 2001 nur langsam wieder verringern. Zudem sind die Wintermittelwerte der Phosphat- und Nitratkonzentrationen zwischen 1993-97 und 2001-05 um mehr als 30 % angestiegen.

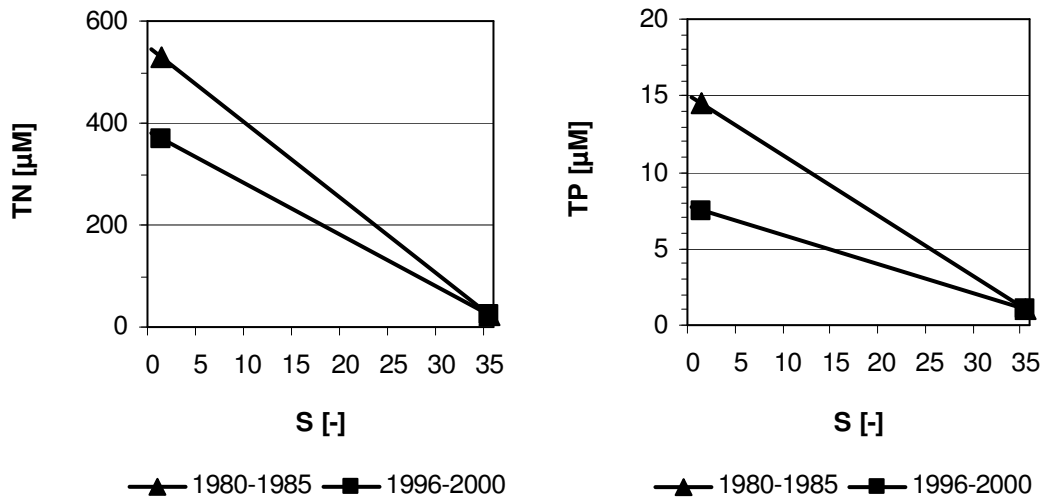


Abb. 4.3: Mischdiagramme für die Konzentrationen von Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtposphor (TP) in der Elbe und der Hintergrundkonzentration bei einem Salzgehalt (S) von 35 (verändert nach BROCKMANN *et al.*, 2003)

Als Ursache der angestiegenen Nährstoffkonzentrationen kommen u.a. wasserbauliche Veränderungen in den Flüssen in Betracht. Im Rahmen der Fahrrinnenanpassung 1999/2000 wurden in der Außen- und Unterelbe intensive Bagger- und Verklappungsmaßnahmen durchgeführt, um die Fahrrinne von -14,4 m auf -15,3 m abzusenken. Zwischen März 1999 und November 2000 wurden insgesamt $14 \cdot 10^6$ m³ Baggergut gefördert und verbracht (BIOCONSULT, 2006). Von 2001-04 erfolgten im Anschluss an die eigentlichen Vertiefungsarbeiten umfangreiche Unterhaltungsbaggerungen die in 2003 und 2004 besonders intensiv waren. Eine Hauptbaggerstrecke lag dabei in der Mittelrinne im Außenelbebereich von km 730 bis km 740 zwischen Mittelgrund und Gelbsand, also schon im Bereich der Küstengewässer seewärts Cuxhaven. Zum Verbringen des Baggergutes wurde ein südlich von Gelbsand bei km 733 gelegenes Verklappungsgebiet gewählt (Abb. 4.4). Der Bereich liegt an der Norderrinne der Elbe in relativer Nähe zur Baggerstrecke. Jedoch befindet sich nördlich angrenzend auch das Einzugsgebiet der Norderelbe, eines Wattstroms der in unmittelbarer Nähe der Süderpiep das Wattenmeer verlässt. Somit ist ein Transport gelöster Nährstoffe und suspendierten Materials aus dem Verklappungsgebiet in die Wattgewässer bei Büsum wahrscheinlich. Der sprunghafte Anstieg der Nitrat- und Silikatkonzentrationen sowie geringere SECCHI-Sichttiefen bei Büsum fallen denn auch zeitlich mit den Bagger- und Verklappungsmaßnahmen in der Außenelbe zusammen. Bei Helgoland lässt sich in ähnlicher Weise ein Anstieg der Ammoniumkonzentrationen während der Ausbaumaßnahmen in der Elbe von 1964-69 und 1974-78 beobachten. Zudem erfolgten auch in der Weser Fahrrinnenanpassungen von 1973-78 und 1998-99 verbunden mit entsprechenden Verklappungsmaßnahmen.



Abb. 4.4: Verklappungsgebiet (weißes Quadrat) für den Aushub im Rahmen der Elbverteifung 1999/2000 auf einer Landsat7-Aufnahme vom 06. Mai 2000 (Copyright erteilt: GKSS-Forschungszentrum (Fernerkundung); Datengrundlage: Eurimage; veränderte Bilddarstellung)

4.4 Zur Rolle gelöster organischer Nährstoffverbindungen

Neben gelösten anorganischen Nährstoffen können auch gelöste organische Stickstoff- und Phosphorverbindungen für das Pflanzenwachstum von Bedeutung sein. Harnstoff wird beispielsweise von natürlichen Phytoplanktonpopulationen auch bei ausreichender Verfügbarkeit anorganischer Nährstoffe aufgenommen. Es liegen jedoch nur relativ wenig Daten über die Spezifizierung der nutzbaren organischen Verbindungen vor, da der Schwerpunkt bisheriger Untersuchungen auf der anorganischen Fraktion des Nährstoffangebotes lag.

An der Terminstation Büsum werden seit Ende 2001 Analysen zur Bestimmung des gelösten organischen Stickstoffs (DON) und Phosphors (DOP) durchgeführt, die einen Vergleich der Jahresdynamik organischer und anorganischer Komponenten ermöglichen. Die DON-Konzentrationen unterliegen, wie auch die gelösten anorganischen Stickstoffgehalte (DIN), einem saisonalen Zyklus (Abb. 4.5). Sie erreichen jedoch im Gegensatz zu den im Winter hohen DIN-Gehalten zumeist erst im Spätsommer, häufig im September, höhere Werte. Neben allochthonen Quellen, wie den Flüssen, beeinflussen autochthone Prozesse die Variabilität der gelösten organischen Nährstoffkomponenten. Durch Lysis von Planktonzellen und mikrobiellen Abbau organischen Materials werden beispielsweise ebenso gelöste organische Nährstoffe freigesetzt, wie z.B. durch Exsudation von lebenden Phytoplanktern und durch Exkretion zahlreicher höherer mariner Lebensformen (SOMMER, 1994). So kann im Jahresverlauf das gelöste anorganische Nährstoffangebot durch die Primärproduktion des Phytoplanktons fast vollständig

aufgezehrt werden, während das Angebot an gelösten organischen Nährstoffverbindungen zunimmt. Wenngleich höhere Konzentrationen gelöster organischer Nährstoffe häufig im Spätsommer beobachtet werden, so ist doch durch die Vielzahl der involvierten Prozesse die Variabilität im Jahresverlauf insgesamt deutlich höher als bei den gelösten anorganischen Nährstoffverbindungen. Die DON-Jahresmaxima der Büsumer Zeitreihe fallen daher auch unterschiedlich aus. Während die Jahresmaxima im September 2002, Februar 2004 und September 2005 unter $70 \mu\text{M}$ DON lagen, wurden im Mai 2003, Juli 2006 und Januar 2007 über $100 \mu\text{M}$ DON als Jahreshöchstwerte gemessen. Letztere lagen um ein Vielfaches über den DIN-Konzentrationen zu dieser Zeit. Im Juli 2006 lagen die DON-Konzentrationen beispielsweise mit $119 \mu\text{M}$ DON um den Faktor 80 über den DIN-Werten.

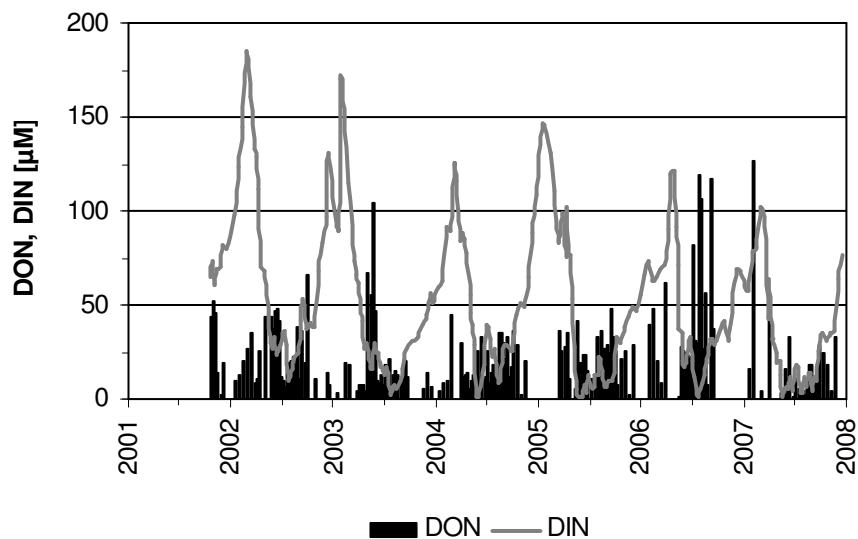


Abb. 4.5: Gelöste organische (DON) und anorganische (DIN) Stickstoffkonzentration bei Büsum (Datengrundlage: FTZ)

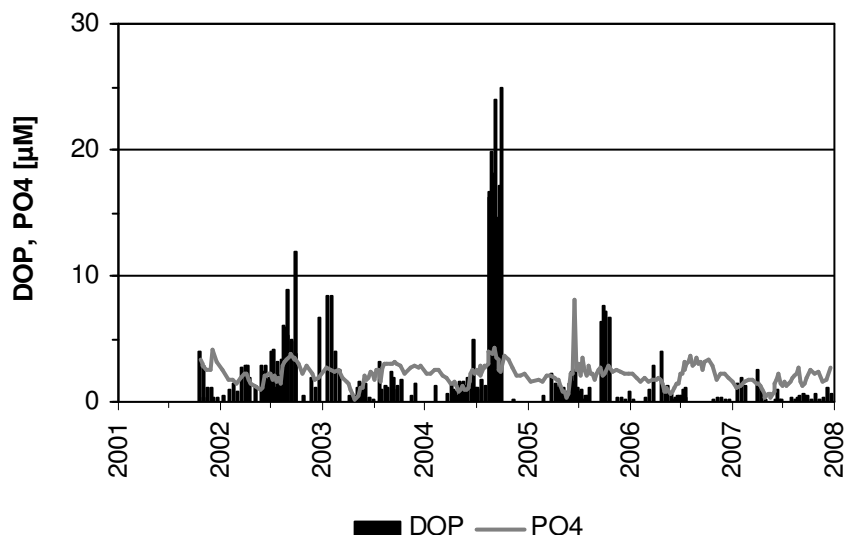


Abb. 4.6: Gelöste organische (DOP) und anorganische (PO_4) Phosphorkonzentration bei Büsum (Datengrundlage: FTZ)

Auch die Konzentration des gelösten organischen Phosphors (DOP) kann das Angebot an gelöstem anorganischen Phosphor, dem Phosphat, bei Weitem überschreiten (Abb. 4.6). Die Maxima in den DOP-Konzentrationen erreichen bis zu $25 \mu\text{M}$ DOP,

während die Phosphatwerte bei Büsum im gesamten Jahresverlauf stets unter $5 \mu\text{M PO}_4$ bleiben. Mit der Aufnahme gelösten anorganischen Phosphors durch das Phytoplankton sinken die Phosphatgehalte während der ersten Jahreshälfte zunächst ab. Nach dem Absterben und der Lysis der Phytoplanktonzellen werden gelöste organische P-Verbindungen freigesetzt und die DOP-Konzentrationen steigen häufig gegen Ende September an. Gleichzeitig steigen auch die Phosphatwerte wieder, denn zusätzlich zum einsetzenden Remineralisierungsprozess stellt die spätsommerliche Phosphatfreisetzung aus anoxischen Sedimenten eine Phosphatquelle dar.

Insgesamt kann gerade zu Zeiten einer guten Lichtversorgung im späten Frühjahr und in den Sommermonaten das gelöste organische Nährstoffangebot deutlich über dem der gelösten anorganischen Verbindungen liegen. Eine vollständige Bewertung der Nährstoffanreicherung ist daher erst unter Einbeziehung der organischen Komponenten möglich.

4.5 Entwicklung der Phytoplanktonbestände

Aus der Zeitreihe der Phytoplankton-Entwicklung bei Helgoland geht eindeutig ein Anstieg der Phytoplankton-Biomasse bei gleichzeitig steigender Nitratanreicherung hervor (Kap. 3.5.2, S. 106ff). Beendet wurde die Entwicklung wahrscheinlich durch abnehmende Phosphatkonzentrationen. Im niederländischen Wattenmeer wurde eine ähnliche Entwicklung beobachtet. Im Marsdiep südlich der Insel Texel fanden CADÉE & HEGEMAN (1993) eine Zunahme der jährlichen Primärproduktion des Phytoplanktons von etwa $200 \text{ g/m}^2\cdot\text{a C}$ in den 1960er und 1970er Jahren auf bis zu $440 \text{ g/m}^2\cdot\text{a C}$ in den 1990er Jahren (Abb. 4.7). Hier blieb jedoch die Primärproduktion trotz abnehmender Phosphatkonzentrationen auf einem hohen Niveau.

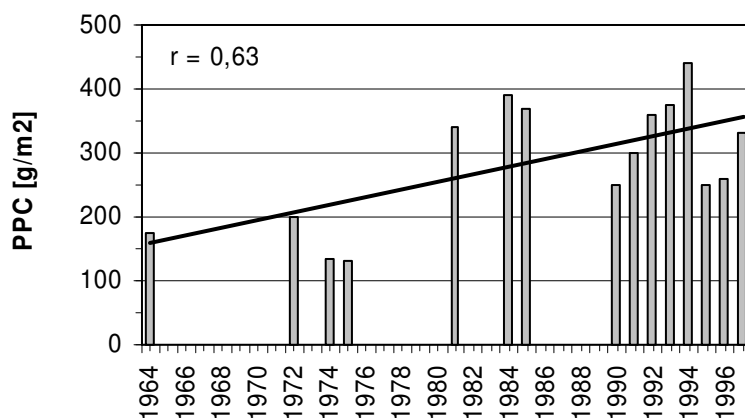


Abb. 4.7: Jahresprimärproduktion (PPC) des Phytoplanktons im Marsdiep, Niederlande (verändert nach CADÉE & HEGEMAN, 1993)

An den beiden Zeitreihen des Algenfrüherkennungssystems (AlgFES) des Landes Schleswig-Holstein (Kap. 3.5.4, S. 110ff) ist zu erkennen, dass die Resonanz des Phytoplanktons auf verminderte Nährstoffeinträge unterschiedlich ausfallen kann. Während in dem von der Elbe etwa 70 Seemeilen entfernten Seegebiet westlich von Sylt eine signifikante Abnahme der Chlorophyll-*a*-Konzentrationen im Sommer beobachtet wird, gilt dieses für den elbnäheren Bereich östlich Helgolands nicht. Durch den Verdünnungseffekt der Flusseinträge mit den nährstoffärmeren Wassermassen der Deutschen Bucht ist das Nährstoffangebot für das Phytoplankton vor Sylt geringer als im unmittelbaren Flussmündungsbereich, sodass bei verminderter Nährstoffzufuhr eher limitierende Bedingungen eintreten können. Die Übereinstimmung der rückläufigen Nitratwerte

bei List im Winter mit der Abnahme der sommerlichen Chlorophyll-*a*-Maxima im Seegebiet vor Sylt bestätigt diese Entwicklung (v. BEUSEKOM *et al.*, 2008).

Die Phytoplankton-Entwicklung bei Büsum zeigt in den Sommermonaten keine Reaktion auf verringerte Nährstoffeinträge, da die Artengemeinschaft sich überwiegend aus Diatomeen zusammensetzt, deren Entwicklung von einer ausreichenden Silikatzufuhr abhängt. Diese wiederum hat sich jedoch im Laufe der letzten Jahrzehnte zumindest in der Elbe kaum verändert. Nachdem die Frühjahrsblüte bei Büsum aufgrund von Silikatmangel zusammengebrochen ist, steigt der Silikatgehalt relativ langsam wieder an, da die Remineralisierung langsam abläuft und die Flussfrachten zu dieser Jahreszeit niedrig sind. Es stehen jedoch nach einigen Wochen wieder ausreichende Mengen an Silikat zur Verfügung, sodass Diatomeen erneut die Phytoplanktongemeinschaft bei Büsum dominieren können.

ZEVENBOOM (1994) berichtet von einer Zunahme in der Konzentration, Frequenz und Dauer von *Phaeocystis*-Blüten in der Deutschen Bucht und führt diese auf die anthropogene Eutrophierung zurück. HANSLIK (1998) kann hingegen keinen statistisch signifikanten Trend bei Norderney feststellen. Die Frequenz dichter Blüten scheint sich zwar in späteren Jahren der Zeitreihe zu erhöhen, ein direkter Zusammenhang mit der anthropogenen Nährstoffanreicherung der Küstengewässer ist jedoch aufgrund des komplizierten Lebenszyklus von *Phaeocystis* bislang schwierig herzustellen. Es gibt Hinweise darauf, dass *Phaeocystis* bei niedrigen Phosphatkonzentrationen einen Wachstumsvorteil gegenüber anderen Arten besitzt, da *Phaeocystis* organische Verbindungen als P-Quelle nutzen kann (VELDHUIS, 1987; v. BOECKEL, 1991). Somit könnte auch der verbleibende Stickstoffüberhang effektiver genutzt werden (LANCELOT *et al.*, 1991). Darüber hinaus gibt es Hinweise darauf, dass koloniebildende *Phaeocystis*-Zellen wahrscheinlich Nitrat besser nutzen können als andere Phytoplankter (RIEGMAN *et al.*, 1992). Das würde der Art bei abnehmenden Phosphatkonzentrationen und hohen Nitratgehalten einen weiteren Vorteil verschaffen. HANSLIK *et al.* (1998) weisen jedoch darauf hin, dass auch bislang unbekannte wachstumsfördernde Stoffe für *Phaeocystis*-Massenentwicklungen ursächlich sein könnten. Einen Hinweis darauf sehen die Autoren darin, dass die Art sich in den Ästuaren von Ems und Eider besonders gut entwickelt, während die Ästuare von Elbe und Weser bei vergleichbaren N:P-Verhältnissen weniger betroffen sind.

Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass sich mit einer veränderten Artenzusammensetzung des Phytoplanktons auch die Struktur des Nahrungsnetzes ändert und dass das Auftreten von Algenmassenvermehrungen nicht nur Ursache, sondern auch Resultat einer Veränderung der Nahrungsketten darstellt. Aufgrund der für Helgoland beschriebenen Zunahme der Flagellaten-Bestände ändert sich beispielsweise das Nahrungsangebot für das Zooplankton. Welche Auswirkungen diese Veränderungen auf das gesamte Nahrungsnetz haben, ist bislang noch wenig bekannt.

4.6 Eutrophierungsreaktionen im Makrozoobenthos

Die Bestandsveränderungen im Makrozoobenthos der Deutschen Bucht können mit der Eutrophierung der Küstengewässer in Verbindung gebracht werden (RACHOR, 1990). RACHOR & SCHRÖDER (2003) weisen darauf hin, dass es trotz der Schwierigkeiten bei der Interpretation der Messergebnisse durch die Überlagerung verschiedener Einflüsse wie z.B. die intensive Baumkurrenfischerei, Substrat-, Wetter- und Klimaänderungen keine großräumigen Hinweise auf eine positive Veränderung der Eutrophierungseffekte im Makrozoobenthos gibt. In einzelnen kleinen Bereichen wie dem Schlickgebiet zwischen Helgoland und der Elbmündung scheinen sich die Bestände jedoch langsam zu stabilisieren. Die Autoren führen das auf die ab 1980 eingestellten Verklappungen von

Klärschlamm und Verringerungen der Abwasserfracht der Elbe zurück. Ferner wird das Seegebiet kaum noch als Fanggrund für die Fischerei genutzt.

KRÖNCKE & BERGFELD (2001) weisen darauf hin, dass die Biomasse-Zunahme des Makrozoobenthos in der Deutschen Bucht trotz des negativen Einflusses der Fischerei beobachtet wurde. Durch die Baumkurrenfischerei auf Plattfische wird das Makrozoobenthos in großen Teilen der Deutschen Bucht mehrmals pro Jahr beeinträchtigt. Die Autoren sehen in der Eutrophierung zwar den ursächlichen Grund für den Anstieg der Biomasse, machen jedoch auf eine weitere Steuerungsgröße aufmerksam. Im Vergleich der Makrozoobenthos-Langzeitreihe im Küstenvorfeld von Norderney mit den Winterwerten der Nordatlantischen Oszillation (NAO) finden KRÖNCKE *et al.* (1998) eine statistisch signifikante Korrelation. Danach gehen Artenzahl, Abundanz und Biomasse seit 1988 einher mit positiven Indexwerten der NAO. Mit einer positiven NAO sind milde Winter und höhere Wassertemperaturen verbunden, welche die Startbedingungen für das Wachstum im Frühjahr verbessern. Zudem ist durch die höheren Wassertemperaturen ein höherer Prozentsatz warm-temperierter Arten zu beobachten.

Die für die Deutsche Bucht beschriebenen Beobachtungen werden von KRÖNCKE & WIEKING (2003) bestätigt. Anhand einer vergleichenden Analyse verschiedener Untersuchungen in der Nordsee kommen die Autoren auf einen Biomasseanstieg des Makrozoobenthos um den Faktor 1,5-4 seit den 1970er Jahren, verbunden mit einer Verschiebung des Artenspektrums zu kleinen, schnellwüchsigen und opportunistischen Arten (KRÖNCKE & BERGFELD, 2001).

4.7 Sauerstoffmangelgebiete in der Deutschen Bucht

Auch wenn die erhöhte Bildung und der Eintrag organischer Substanz nicht notwendigerweise die einzigen Gründe für eine Sauerstoffabnahme im Wasser sind, so stellen sie doch die Schlüsselbedingungen für den Sauerstoffverbrauch im bodennahen Wasserkörper der Deutschen Bucht dar. Der mikrobielle Abbau partikulären organischen Materials ist im Vergleich mit der Nitrifizierung der bedeutendere sauerstoffzehrende Prozess. In der Deutschen Bucht findet 80 % der Sauerstoffzehrung unterhalb der Sprungschicht innerhalb kürzester Zeit durch den Abbau organischer Substanz vorangegangener Phytoplanktonblüten statt (HICKEL *et al.*, 1989). Zudem konnte Massensterben von Makrozoobenthos und Fischen direkt in Verbindung gebracht werden mit dem Phänomen des Sauerstoffmangels. Die wiederholt beobachteten großflächigen Sauerstoffmangelgebiete zeigen deutlich die Relevanz anthropogener Nährstoffeinträge für die Deutsche Bucht. Beobachtungen aus dem Jahr 2007 haben gezeigt, dass auch der oberflächennahe Wasserkörper von Sauerstoffmangel infolge des mikrobiellen Abbaus organischen Materials betroffen sein kann.

4.8 Klimaänderung und Eutrophierung

Aus den dargestellten klimatologischen Zeitreihen der Nordatlantischen Oszillation und der Niederschlagsentwicklung im Einzugsgebiet der Elbe wird ersichtlich, dass das Wettergeschehen zwar insgesamt variabel ist, sich jedoch eine Tendenz zu extremeren Niederschlagsverhältnissen abzeichnet. Sowohl besonders niederschlagsreiche wie auch besonders niederschlagsarme Jahre scheinen sich seit Mitte des letzten Jahrhunderts im Vergleich zu den vorangegangenen Dekaden zu häufen. Der IPCC erwartet in seiner Prognose für einige Gebiete Mitteleuropas höhere Niederschläge (CHRISTENSEN *et al.*, 2007) und auch das NORDDEUTSCHE KLIMABÜRO (2009) rechnet für den Einzugsbereich von Elbe und Weser mit einer Zunahme der Niederschlagsmengen um im

Mittel 7 % bis zum Ende des Jahrhunderts. Mit höheren Niederschlägen steigen die Abflussmengen der Flüsse und da die Nährstofffrachten eng an das Abflussregime gekoppelt sind, würde dies für die Küstengewässer der Deutschen Bucht einen erhöhten Nährstoffeintrag bedeuten. Schwach signifikante Korrelationen zwischen der NAO und einzelnen Nährstoffen in der Elbe und Weser weisen auf diesen Zusammenhang hin.

Obwohl für einige Bereiche des Wattenmeeres, wie etwa im Sylt-Rømø-Becken, erste Anzeichen auf verminderte Nitratkonzentrationen im Winter hindeuten (v. BEUSEKOM *et al.*, 2008), zeichnet sich diese Tendenz nicht überall im Wattenmeer ab, wie anhand der Büsumer Datenreihe erkennbar ist. Vielmehr kann durch eine verstärkte Remineralisierung aufgrund höherer Wassertemperaturen infolge der Klimaänderung dieser Abwärtstrend überkompensiert werden. Im Winter 2007 wurden beispielsweise vom BSH während einer Monitoringfahrt sowohl in Küstennähe als auch in der Deutschen Bucht deutlich höhere Konzentrationen an Nitrit und Nitrat als im Vorjahr gemessen (WEIGELT, 2008). Die hohen Wassertemperaturen mit dem wärmsten Januar seit 1990 in Kombination mit einem niedrigen Elbabfluss und hohen Nitrat- und Nitritkonzentrationen in Bodennähe bei gleichzeitig niedrigen Ammoniumkonzentrationen führten zu der Schlussfolgerung einer verstärkten Remineralisierung und Nitrifizierung. Darüber hinaus zeigte sich auch in der höheren Silikatkonzentration eine relativ weit vorangeschrittene Remineralisierung sedimentierten organischen Materials, wohingegen beim Phosphat keine höheren Werte zu beobachten waren. Bei höheren Wassertemperaturen kann sich zudem der Nährstoffaustausch zwischen Sediment und Wassersäule verändern. Der sauerstoffzehrende mikrobielle Abbau organischer Substanz wird beschleunigt und das hiermit in Verbindung stehende Aufsteigen des anoxischen Horizontes im Sediment führt zu einer gesteigerten Phosphatfreisetzung.

Ferner kann nach DIAZ & ROSENBERG (2008) aus Strömungsmodellen abgeleitet werden, dass eine Klimaerwärmung Schichtungsereignisse verstärkt. Diese wiederum begünstigen die Primärproduktion des Phytoplanktons in der oberflächennahen Schicht aufgrund verbesserter Lichtbedingungen und verschlechtern zugleich die Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers. Demgegenüber würden häufigere und länger andauernde Sturmereignisse in Folge einer Klimaänderung die Durchmischung des Wasserkörpers intensivieren und somit die Schichtung des Wasserkörpers behindern bzw. auflösen. Darüber hinaus ist einhergehend mit gehäuften Sturmweatherlagen mit einer zunehmenden Wassertrübung durch aufgewirbeltes Sediment und dadurch mit einem schlechteren Lichtangebot in der Wassersäule zu rechnen, welches wiederum die Primärproduktion durch autotrophes Phytoplankton und Phytobenthos ungünstig beeinflusst.

Insgesamt sind die Folgen einer Klimaänderung aufgrund des komplexen Zusammenwirkens vieler Steuergrößen nur schwer abschätzbar. Es ist jedoch denkbar, dass die Bemühungen zur Reduktion anthropogener Nährstoffeinträge das Auftreten saisonaler Eutrophierungseffekte nicht vermeiden können, da aufgrund der Klimaänderung die wachstumsfördernden physikalischen Bedingungen im Küstenwasser begünstigt werden.

4.9 Schlussfolgerungen und Ausblick

Aus der vorliegenden Untersuchung geht hervor, dass die durchgeführten Maßnahmen zur Verringerung der Belastung der Küstengewässer durch anthropogen eingetragene Nährstoffe einhergehen mit teilweise deutlich reduzierten Nährstofffrachten in den Flüssen. Dieses gilt insbesondere für Ammonium, Phosphat und Gesamtphosphor sowohl in der Elbe als auch in der Weser. Das angestrebte Ziel einer 50 %-igen Reduktion der Nährstoffeinträge im Vergleich zum Referenzjahr 1985 wurde mittlerweile in beiden Flüssen für diese Nährstoffkomponenten erreicht und sogar übertroffen, für Nitrat

gilt dieses jedoch nicht. Für die Elbe konnte bis zum Jahr 2005 nur eine 17 %-ige, für die Weser eine 32 %-ige Verringerung der Nitratfrachten ermittelt werden. Damit bleibt das angestrebte Ziel für den gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) insgesamt ebenfalls unerreicht, denn die DIN-Einträge über die Elbe verringerten sich um 42 %, die der Weser um 34 %. Ebenso ist der Eintrag an Gesamtstickstoff über die Elbe damit lediglich um 41 % zurückgegangen. Für das Erreichen der gesteckten Ziele scheint eine Verminderung der anthropogenen Nitratreinträge folglich das größte Einsparpotenzial zu bieten. Da die Landwirtschaft mittlerweile die Haupteintragsquelle für Nitrat darstellt, wären hier ansetzende Reduktionsanstrengungen vielversprechend. Die bisher auf diesem Felde eingeleiteten Maßnahmen, wie z.B. die Einführung der EU-Nitratrichtlinie und die damit verbundene novellierte Düngeverordnung der Bundesregierung zeigen zwar Wirkung im Hinblick auf den Stickstoffüberschuss auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, sie stellen sich jedoch, auch aufgrund der langen Verweilzeiten von Nitrat im Grundwasser, bislang noch als unzureichend dar, um die Zielvereinbarungen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie im geplanten Zeitrahmen einhalten zu können. Die Gewässergüte der Elbe wurde beispielsweise im Hinblick auf die Nährstoffkonzentrationen an der Station Seemannshöft in Hamburg noch im Jahre 2006 für die meisten Nährstoffkomponenten als „kritisch belastet“ eingestuft (ARGE Elbe, 2008). Dieses gilt sowohl für Ammonium und Nitrat wie auch für Phosphat und Gesamtphosphor. Einzig die Belastung mit Gesamtstickstoff wurde als „mäßig“ bewertet. Um die Zielwerte der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen, ist der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE, 2009) zufolge eine weitere Reduktion der Stickstoff- und Phosphoreinträge im gesamten Elbeeinzugsgebiet um 24 % im Vergleich zum Bezugsjahr 2006 erforderlich.

Wenn auch die Entwicklung hinsichtlich der Nährstofffrachten in den Flüssen eindeutig durch einen Abwärtstrend charakterisiert wird, so fällt doch das Resultat in den Küstengewässern durchaus unterschiedlich aus. Bei Helgoland sind die DIN-Konzentrationen insgesamt rückläufig. Dieses steht im Einklang mit der Entwicklung der DIN-Frachten in der Elbe und Weser. Die PO_4 -Konzentrationen haben sich hingegen deutlich weniger verringert als die Abwärtstrends in den Flüssen erwarten lassen. Das deutet darauf hin, dass neben den Flusseinträgen von Elbe und Weser weitere Quellen den PO_4 -Gehalt bei Helgoland beeinflussen. Hier kommt vor allem das Wattenmeer als sommerliche PO_4 -Quelle für die angrenzenden Küstengewässer in Betracht. HESSE *et al.* (1992) ermittelten allein für das Wattenmeer nördlich der Elbe in den Sommermonaten einen PO_4 -Ausstrag von 6,5 t PO_4 -P pro Tide und DICK *et al.* (1999) berechneten einen sommerlichen PO_4 -Ausstrag von 16 t PO_4 -P pro Tide für das gesamte deutsche Wattenmeer. Damit kann der PO_4 -Ausstrag aus dem Wattenmeer um ein Vielfaches über den PO_4 -Frachten der Flüsse zu dieser Jahreszeit liegen.

In den Küstengewässern bei Büsum sind im Gegensatz zu der Entwicklung bei Helgoland seit Beginn der Aufzeichnungen in den 1990er Jahren zunehmende Nährstoffkonzentrationen zu beobachten gewesen. Die Ursachen hierfür sind vielschichtig. Die relativ flachen Wattgewässer sind nicht zuletzt aufgrund des Tidengeschehens ein hochdynamisches Seegebiet. Die sich daraus ergebende intensive benthopelagische Kopplung wirkt sich auch auf das Nährstoffangebot in der Wassersäule aus und Prozesse wie die PO_4 -Freisetzung aus dem Sediment beeinflussen die saisonale Nährstoffentwicklung. Überdies können hier weitere Quellen im Übergangsbereich Land-See das Nährstoffangebot beeinflussen, wie z.B. die NH_4 -Abschwemmung von beweideten Deichflächen und das sogenannte "Leakage", der Ausstrag von Nährstoffen aus den Salzwiesen im Deichvorland und den hohen Wattflächen. Darüber hinaus können auch zeitlich begrenzte Maßnahmen wie Fahrinnenvertiefungen einen Einfluss auf die Eutrophierung der Küstengewässer haben. In den Gewässern bei Büsum überlagerten diese zusätzlichen Nährstoffeinträge den Abwärtstrend der Flussfrachten und führten zeitweilig sogar

zu einer gegenläufigen Entwicklung, wie zwischen 1999 und 2001 zu beobachten war. Derzeit besteht jedoch noch erheblicher Forschungsbedarf, um diese zusätzlichen Nährstoffquellen und ihre Bedeutung für den Eutrophierungsprozess in den Wattgewässern quantifizieren zu können. Auch die Auswirkungen einer klimabedingten Erhöhung der Wassertemperaturen auf das saisonale Nährstoffangebot als kausaler Faktor und die Schichtungseignisse als unterstützender Faktor der Eutrophierung sind zur Zeit nicht abschätzbar und bedürfen weiterer Forschungsarbeiten.

Die vorliegende Untersuchung bestätigt die im Rahmen von OSPAR (2003b; 2008) vorgenommene Einstufung der Küstengewässer der Deutschen Bucht als Eutrophierungsproblemgebiet. Ausgangspunkt der Klassifizierung sind dabei neben den zahlreich beobachteten Eutrophierungseffekten vor allem die in die Küstengewässer eingetragenen gelösten anorganischen Nährstoffe. Für eine umfassende Eutrophierungsbewertung sollten jedoch auch gelöste organische Nährstoffverbindungen berücksichtigt werden, da diese bislang eine weitgehend unbekannt, doch möglicherweise bedeutende Variable im Nährstoffangebot der Küstengewässer darstellen. Weiterer Forschungsbedarf besteht hier insbesondere in der Untersuchung der Bioverfügbarkeit.

Aus der Harmonisierung der OSPAR-Eutrophierungsbewertung mit den Kriterien der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ergibt sich für die Zukunft weiterer Handlungsbedarf zur Verringerung der Nährstoffeinträge, denn die EU-Richtlinie fordert das Erreichen eines „guten ökologischen Zustands“ der Küstengewässer bis 2015.

Literaturverzeichnis

ARGE Elbe, 2008: Gewässergütebericht der Elbe 2006, 96 S.

ASMUS, R., H. ASMUS, 1998: Bedeutung der Organismengemeinschaften für den benthopelagischen Stoffaustausch im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE & REISE (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer. Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer, Berlin.

BARLOW, R. G., Y. COLLOS, S. Y. MAESTRINI, S. ROY, 1990: Microphytobenthic pigments in a salt marsh pond determined by HPLC and spectrophotometry. *Marine Microbial Food Webs* 4 (1): 117-128.

BECKER, G., 2003: Physikalische Beschreibung der Nordsee. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.

BECKER, A., W. LAHMER (Hrsg.), 2004: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. Weißensee Verlag, 494 S.

BEDDIG, S., U. BROCKMANN, W. DANNECKER, D. KÖRNER, T. POHLMANN, W. PULS, G. RADACH, A. REBERS, H.-J. RICK, M. SCHATZMANN, H. SCHLÜNZEN, M. SCHULZ, 1997: Nitrogen Fluxes in the German Bight. *Mar. Poll. Bull.* 34 (6): 382-394.

BEHRENDT, H., P. HUBER, D. OPITZ, O. SCHMOLL, G. SCHOLZ, R. UEBE, 1999: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt Texte 75/99, Forschungsbericht 29625515, 288 S. (+Anlage).

BEHRENDT, H., M. BACH, R. KUNKEL, D. OPITZ, W.-G. PAGENKOPF, G. SCHOLZ, F. WENDLAND, 2003: Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. Umweltbundesamt Texte 82/03, Forschungsbericht 29922285, 201 S.

BENNEKOM, A. J. v., 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. *Neth. J. Sea Res.* 25: 75-87.

BERGEMANN, M., 2002: Betrachtungen zur Nitrat-Bilanzierung im Elbe-Einzugsgebiet auf der Basis von Immissionsdaten. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Texte/99Nitratbilanz.pdf>

BERGHAUS, H., 1838: Physikalischer Atlas. Sammlung von Karten, auf denen die hauptsächlichsten Erscheinungen der anorganischen und organischen Natur nach ihrer geographischen Verbreitung und Vertheilung bildlich dargestellt sind. Hrsg. H. M. ENZENSBERGER, Eichborn, Frankfurt am Main, 2004, 175 S.

BEUSEKOM, J. E. E. v., H. FOCK, F. DE JONG, S. DIEL-CHRISTIANSEN, B. CHRISTIANSEN, 2001: Wadden Sea specific eutrophication criteria. *Wadden Sea Ecosystem* No. 14. Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 116 p.

BEUSEKOM, J. E. E. v., U. BROCKMANN, M. ELBRÄCHTER, J. PÄTSCH, K. WILTSHIRE, 2003: Die Bedeutung und die Gefahr von Algenblüten in Wattenmeer und Nordsee. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.

BEUSEKOM, J. E. E. v., S. WEIGELT-KRENZ, P. MARTENS, 2008: Long-term variability of winter nitrate concentrations in the Northern Wadden Sea driven by freshwater discharge, decreasing riverine loads and denitrification. *Helgol. Mar. Res.* 62 (1): 49-57.

-
- BILLEN, G., J. GARNIER, C. DELIGNE, C. BILLEN, 1999: Estimates of early-industrial inputs of nutrients to river systems: implications for coastal eutrophication. *Sci. Total Env.* 243/44: 43-52.
- BIOCONSULT, 2006 : Fahrrinnenanpassung 1999-2000. Auswirkungen auf die wirbellose Bodentierwelt des Elbeästuars. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg, 32 S.
- BMU, 2008: Nationale Strategie für die nachhaltige Nutzung und den Schutz der Meere. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 68 S.
- BOALCH, G. T., D. S. HARBOUR, 1977: Unusual diatom off the coast of south-west England and it's effect on fishing. *Nature* 269: 687-688.
- BOECKEL, W. H. M. v., 1991: Ability of *Phaeocystis* sp. to grow on organic phosphates: direct measurement and prediction with the use of an inhibition constant. *J. Plankton Res.* 13: 959-970.
- BÖTTCHER, M., 2003: Schwarze Flecken und Flächen im Wattenmeer. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- BRANDT, K., 1927: Stickstoffverbindungen im Meere. *Wiss. Meeresunters.*, N.F. 20 (2): 201-292.
- BROCKMANN, U., B. HEYDEN, M. SCHÜTT, A. STARKE, D. TOPÇU, K. HESSE, N. LADWIG, H. LENHART, 2002: Assessment Criteria for Eutrophication Areas - Emphasis German Bight. Umweltbundesamt Texte 48/03, Forschungsbericht 29825233, 110 p. (+Figures).
- BROCKMANN, U., H. LENHART, H. SCHLÜNZEN, D. TOPÇU, 2003: Nährstoffe und Eutrophierung. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- BSH, 2008: <http://www.bsh.de>
- BUDÉUS, G., 1989: Frontal variability in the German Bight. In: ROS (ed.): *Topics in Marine Biology*. *Scient. Mar.* 52 (2-3): 175-185.
- BÜSSELBERG, D., 1984: Kartierung des Makrozoobenthos im Elbe-Urstromtal der Deutschen Bucht. Diplomarbeit, Universität Hohenheim, 92 S.
- CADÉE, G. C., 1984: Has input of organic matter into the western part of the Dutch Wadden Sea increased during the last decades? *Neth. Inst. Sea Res.* 10: 71-82.
- CADÉE, G. C., J. HEGEMAN, 1993 : Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). *Neth. J. Sea Res.* 31: 147-152.
- CHRISTENSEN, P. B. (ed.), 1998: *The Danish Environment: Has Action Improved its State?* Havforskning fra Miljøstyrelsen. Ministry of Environment and Energy. Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen, Denmark, 120 p.
- CHRISTENSEN, J. H., B. HEWITSON, A. BUSUIOC, A. CHEN, X. GAO, I. HELD, R. JONES, R. K. KOLLI, W.-T. KWON, R. LAPRISE, V. MAGAÑA RUEDA, L. MEARNES, C. G. MENÉNDEZ, J. RÄISÄNEN, A. RINKE, A. SARR, P. WHETTON, 2007: Regional Climate Projections. In: SOLOMON *et al.* (eds): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

-
- COLE, J. J., N. F. CARACAO, B. PEIERLS, 1991: Phytoplankton primary production in the tidal freshwater Hudson River, New York (USA). *Verh. Int. Ver. Limnol.* 24: 1715-1719.
- COLIJN, F., K.-J. HESSE, N. LADWIG, U. TILLMANN, 2002: Effects of the large-scale uncontrolled fertilisation process along the continental coastal North Sea. *Hydrobiologia* 484: 133-148.
- DETHLEFSEN, V., H. v. WESTERNHAGEN, 1983: Oxygen deficiency and its effects on bottom fauna in the eastern German Bight 1982. *ICES C. M.* 1983/L: 2.
- DIAZ, R. D., R. ROSENBERG, 2008: Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321: 926-929.
- DICK, S., U. H. BROCKMANN, J. E. E. v. BEUSEKOM, B. FABISZISKY, M. GEORGE, U. HENTSCHKE, K.-J. HESSE, B. MAYER, T. POHLMANN, K. POREMBA, K. SCHAUMANN, W. SCHÖNFELD, A. STARKE, U. TILLMANN, G. WEIDE, 1999: Exchange of matter and energy between the Wadden Sea and the coastal waters of the German Bight - Estimations based on numerical simulations and field measurements. *Dt. Hydrogr. Z.* 51 (2/3): 181-219.
- DOERFFER, R., V. AMANN, 1984: The development of the horizontal distribution of a North Sea phytoplankton bloom. Special meeting on causes, dynamics and effects of exceptional marine blooms and related events. ICES, Copenhagen, 4-5 October 1984.
- DÖRJES, J., 1968: Das Makrobenthos. In: REINECK *et al.* (Hrsg.): *Sedimentologie, Faunenzonierung und Faziesabfolge vor der Ostküste der inneren Deutschen Bucht*. *Senckenbergiana Lethaea* 49: 261-309.
- DREBES, G., 1974: *Marines Phytoplankton. Eine Auswahl der Helgoländer Planktonalgen (Diatomeen, Peridineen)*. Thieme, Stuttgart, 186 S.
- ELBRÄCHTER, M., J. RAHMEL, M. HANSLIK, 1994: *Phaeocystis* im Wattenmeer. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): *Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten*. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin, Oxford.
- FGG Elbe, 2009: Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Nährstoffe. 22 S.
- FISHER, T. R., P. R. CARLSON, R. T. BARBER, 1982: Carbon and nitrogen primary productivity in three North Carolina estuaries. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 15: 621-644.
- FISHER, T. R., L. W. J. HARDING, D. W. STANLEY, L. G. WARD, 1988: Phytoplankton, nutrients and turbidity in the Chesapeake, Delaware and Hudson estuaries. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 27: 61-93.
- FREY, H., 1990: Stratification during periods of oxygen deficiency in the German Bight during the summers from 1981 to 1983: A comparison with the long-term variation in stratification. *Meeresforschung Rep. Mar. Res.* 32: 306-328.
- GEHRKE, J., 1916: Über die Sauerstoffverhältnisse in der Nordsee. *Ann. Hydrogr. marit. Meteorol.* 44: 177-193.
- GERLACH, S. A., 1990: Nitrogen, Phosphorus, Plankton and Oxygen Deficiency in the German Bight and in Kiel Bay - final report on the project "Eutrophication of the North Sea and the Baltic Sea". *Kieler Meeresforschungen, Sonderheft 7*, 341 p.
- GÖBEL, J., 1991: Nordseebericht Nr. 7/91. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.

-
- GRASSHOFF, K., M. EHRHARDT, K. KREMLING, 1999: Methods of seawater analysis. 3rd completely revised and extended edition. Wiley, 600 p.
- GROENEWOLD, S., M. BERGMAN, 2003: Auswirkungen der Fischerei auf das Bodenökosystem der Nordsee und Ansätze zur Verringerung von Schadwirkungen. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- HAGMEIER, A., 1925: Vorläufiger Bericht über die vorbereitenden Untersuchungen der Bodenfauna der Deutschen Bucht mit dem Petersen-Bodengreifer. Ber. dt. wiss. Komm. Meeresforsch., N.F. 1: 247-272.
- HAGMEIER, E., 1985: Mikroplankton in der Deutschen Bucht. Jahresbericht 1984 der Biologischen Anstalt Helgoland: 21-22.
- HAGMEIER, E., 1991: Mikroplankton in der Deutschen Bucht. Jahresbericht 1990 der Biologischen Anstalt Helgoland: 43.
- HAGMEIER, E., 1992a: Zum Ausreten der Kieselalge *Coscinodiscus wailesii* im Sommer 1991. Jahresbericht 1991 der Biologischen Anstalt Helgoland: 46.
- HAGMEIER, E., 1992b: Phytoplankton bei Helgoland im Sommer 1991. Jahresbericht 1991 der Biologischen Anstalt Helgoland: 45-46.
- HAGMEIER, E., W. HICKEL, P. MANGELSDORF, K. TREUTNER, 1995: Räumliche Ausbreitung von Mikroplankton-Populationen und Nährstoffen. Zweijahresbericht 1993/94 der Biologischen Anstalt Helgoland.
- HANSLIK, M., J. RAHMEL, M. BÄTJE, S. KNIERIEMEN, G. SCHNEIDER, S. DICK, 1998: Der Jahresgang blütenbildender und toxischer Algen an der niedersächsischen Küste seit 1982. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 102 04 248, 211 S.
- HERAKLIT, 2004: Fragmente. Hrsg. B. SNELL, Artemis & Winkler, Zürich, München, 54 S.
- HESSE, K.-J., 1988: Zur Ökologie des Phytoplanktons in Fronten und Wassermassen der Deutschen Bucht. Dissertation, Universität Kiel, 153 S.
- HESSE, K.-J., Z. L. LIU, K. SCHAUMANN, 1989: Phytoplankton and fronts in the German Bight. In: ROS (ed.): Topics in Marine Biology. Scient. Mar. 53 (2-3): 187-196.
- HESSE, K.-J., U. HENTSCHKE, U. H. BROCKMANN, 1992: A synoptic study of nutrient and phytoplankton characteristics in the German Wadden Sea with respect to coastal eutrophication. In: COLOMBO *et al.* (eds): Marine Eutrophication and Population Dynamics. Proc. 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara (Italy). Olsen & Olsen, Fredensborg: 45-53.
- HESSE, K.-J., U. TILLMANN, S. NEHRING, U. BROCKMANN, 1995: Factors controlling phytoplankton distribution in coastal waters of the German Bight (North Sea). In: ELEFThERIOU *et al.* (eds): Biology and Ecology of Shallow Coastal Waters. Olsen & Olsen, Fredensborg: 11-22.
- HICKEL, W., E. HAGMEIER, G. DREBES, 1971: *Gymnodinium* blooms in Helgoland Bight (North Sea) during August 1968. Helg. Wiss. Meeresunters. 22: 401-416.
- HICKEL, W., 1983: *Ceratium furca* - "red tide" in der Deutschen Bucht (August 1981). Jahresbericht 1982 der Biologischen Anstalt Helgoland: 28-30.
- HICKEL, W., E. BAUERFEIND, U. NIERMANN, H. V. WESTERNHAGEN, 1989: Oxygen deficiency in the south-eastern North Sea: Sources and biological effects. Ber. Biol. Anst. Helgol., 148 p.

-
- HICKEL, W., 1997: Räumliche Ausbreitung von Mikroplankton-Populationen und Nährstoffen. *Zweijahresbericht der Biologischen Anstalt Helgoland 1995/96*: 20-22.
- HICKEL, W., 1998: Temporal variability of micro- and nanoplankton in the German Bight. *ICES Journal of Marine Science* 55: 600-609.
- HØJERSLEV, N. K., 1978: Daylight measurements appropriate for photosynthetic studies in natural sea water. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 38 (2): 131-146.
- HØJERSLEV, N. K., 1986: Visibility of the sea with special reference to the Secchi disc. *Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers (SPIE), Ocean Optics VIII (637)*: 294-305.
- HÖPNER, T., H. MICHAELIS, 1994: Sogenannte „schwarze Flecken“ – ein Eutrophierungssymptom des Wattenmeeres. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): *Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten*. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin, Oxford.
- HUMBOLDT, A. V., 1845: *Kosmos. Entwurf einer physikalischen Weltbeschreibung*. Hrsg. H. M. ENZENSBERGER, Eichborn, Frankfurt am Main, 2004, 935 S.
- HURRELL, J. W., 1995: Decadal trends in the North Atlantic Oscillation and relationships to regional temperature and precipitation. *Science* 269: 676-679.
- IKSE, 2009: *Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Teil A, 116 S. (Entwurf Stand: 18.06.2009)*.
- JANSSEN, F., 2002: *Statistische Analyse mehrjähriger Variabilität der Hydrographie in Nord- und Ostsee. Möglichkeiten zur Validation und Korrektur systematischer Fehler eines regionalen Ozeanmodells. Dissertation, Universität Hamburg, 150 S.*
- JØRGENSEN, B. B., K. RICHARDSON (eds), 1996: *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies. American Geophysical Union, Washington, 272 p.*
- JONES, P. D., T. JONSSON, D. WHEELER, 1997: Extension to the North Atlantic Oscillation using early instrumental pressure observations from Gibraltar and South-West Iceland. *Int. J. Climatol.* 17: 1433-1450.
- JONGE, V. N. DE, W. V. RAAPHORST, 1995 : *Eutrophication of the Dutch Wadden Sea (western Europe), an estuarine area controlled by the River Rhine*. In: MCCOMB (ed.): *Eutrophic shallow estuaries and lagoons*. CRC Press, Boca Raton.
- KALLE, K., 1937: Nährstoff-Untersuchungen als hydrographisches Hilfsmittel zur Unterscheidung von Wasserkörpern. *Ann. Hydrogr. marit. Meteorol.* 65: 1-18.
- KASTLER, T., H. MICHAELIS, 1997: Der Rückgang der Seegrassbestände im niedersächsischen Wattenmeer. *Ber. Forsch.-Stelle Küste Norderney* 41: 119-139.
- KIRK, J. T. O., 1994: *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, 528 p.
- KÖHLER, W., G. SCHACHTEL, P. VOLESKE, 1996: *Biostatistik. Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler*. Springer, Berlin, 285 S.
- KRAUSE, G., G. BUDÉUS, D. GERDES, K. SCHAUMANN, K. HESSE, 1986: Frontal systems in the German Bight and their physical and biological effects. In: NIHOUL (ed.): *Marine Interfaces Ecohydrodynamics. Elsevier Ocean Ser.* 42: 119-140.

-
- KRÖNCKE, I., B. ZEISS, S. DAHMS, 1997: Makrofauna-Langzeitreihe im Inselvorfeld von Norderney. Umweltbundesamt, Abschlußbericht Forschungsvorhaben 202 04 270.
- KRÖNCKE, I., J. W. DIPPNER, H. HEYEN, B. ZEISS, 1998: Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 167: 25-36.
- KRÖNCKE, I., C. BERGFELD, 2001: Synthesis and new conception of North Sea Research (SYCON), Working Group 10: Review of the current knowledge on North Sea Benthos. *Berichte ZMK, Reihe Z 12*, 138 p.
- KRÖNCKE, I., G. WIEKING, 2003: Klimatisch bedingte Veränderungen im Benthos der Nordsee. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. *Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg.
- LADWIG, N., 1997a: Zur Intensitätsverteilung der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) in den Gewässern des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres. *Diplomarbeit*, Universität Kiel, 79 S.
- LADWIG, N., 1997b: Zur Intensitätsverteilung der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) in den Gewässern des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres. *Jahresbericht 1996 des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*: 17-19.
- LADWIG, N., K.-J. HESSE, 2001: Eutrophierungsbewertung für die Deutsche Bucht. *Jahresbericht 2000 des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*: 11-13.
- LADWIG, N., K.-J. HESSE, F. COLIJN, U. TILLMANN, 2003: Has the eutrophic state of German Wadden Sea waters changed over the past 10 years due to nutrient reduction? *ICES Marine Science Symposia* 219: 199-207.
- LALLI, C. M., T. R. PARSONS, 1993: *Biological Oceanography. An introduction*. Butterworth-Heinemann Ltd., Oxford, 301 p.
- LANCELOT, C., G. BILLEN, H. BARTH, 1991: The dynamics of *Phaeocystis* blooms in nutrient enriched coastal zones. *Commission of the European Communities. Water Pollution Res. Report 23*, 106 p.
- LENHART, H. J., T. POHLMANN, 1997: The ICES-boxes approach in relation to results of a North Sea circulation model. *Tellus* 49A: 139-160.
- LEEuw, G. DE, L. SPOKES, T. JICKELLS, C. A. SKJØTH, O. HERTEL, E. VIGNATI, S. TAMM, M. SCHULZ, L.-L. SØRENSEN, B. PEDERSEN, L. KLEIN, K. H. SCHLÜNZEN, 2003: Atmospheric nitrogen inputs into the North Sea: effect on productivity. *Cont. Shelf Res.* 23: 1743-1755.
- LORENZEN, C. J., 1967: Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.
- LOZÁN, J. L., H. KAUSCH, 2007: *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg, 303 S.
- MANTOURA, R. F. C., C. A. LLEWELLYN, 1983: The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reversed-phase high-performance liquid chromatography. *Analyt. Chim. Acta* 151: 297-314.
- MITTELSTAEDT, E., W. LANGE, C. BROCKMANN, K. C. SOETJE, 1983: *Die Strömungen in der Deutschen Bucht*. Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg, 141 S.

-
- MOAL, J., V. MARTIN-JEZEQUEL, R. P. HARRIS, J.-F. SAMAIN, S. A. POULET, 1987: Inter-specific and intraspecific variability of the chemical composition of marine phytoplankton. *Oceanologica Acta* 10 (3): 339-346.
- MÜLLER-NAVARRA, S. H., N. LADWIG, 1997: Über Wassertemperaturen an deutschen Küsten. *Die Küste* 59: 1-26.
- NEHRING, S., K.-J. HESSE, U. TILLMANN, 1995: The German Wadden Sea: A problem area for nuisance blooms? In: LASSUS *et al.* (eds): *Harmful Marine Algal Blooms*. Lavoisier.
- NIERMANN, U., 1990: Oxygen deficiency in the south eastern North Sea in summer 1989. *ICES C. M.* 1990, 18 p.
- NIERMANN, U., E. BAUERFEIND, 1990: Ursachen und Auswirkungen von Sauerstoffmangel. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): *Warnsignale aus der Nordsee: Wissenschaftliche Fakten*. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- NIXON, S. W., 1995: Coastal Marine Eutrophication: A Definition, Social Causes, And Future Concerns. *Ophelia* 41: 199-219.
- NORDDEUTSCHES KLIMABÜRO, 2009: <http://www.norddeutsches-klimabuero.de>
- NORTH SEA TASK FORCE, 1993: North Sea Quality Status Report 1993. Oslo and Paris Commissions, London. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- OSBORN T. J., 2004: Simulating the winter North Atlantic Oscillation: the role of internal variability and greenhouse gas forcing. *Clim. Dyn.* 22: 605-623.
- OSBORN T. J., 2006: Recent variations in the winter North Atlantic Oscillation. *Weather* 61: 353-355.
- OSPAR, 1994: Criteria for Eutrophication Problem Areas. EUT 1/2/4.
- OSPAR, 1997: Proposals for the quantification of assessment criteria. EUT (1) 97/3/3.
- OSPAR, 1998: The common procedure for the identification of the eutrophication status of the maritime area of the OSPAR convention. NEUT 98/5/1, annex 1, OSPAR Strategy to Combat Eutrophication.
- OSPAR, 2003a: Ministerial Meeting of the OSPAR Commission. Bremen Statement. Bremen, 25th June 2003. OSPAR 03/17/1-E, Annex 33.
- OSPAR, 2003b: Integrated Report 2003 on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area Based Upon the First Application of the Comprehensive Procedure. *Eutrophication Series*, 59 p.
- OSPAR, 2005: Ecological Quality Objectives for the Greater North Sea with Regard to Nutrients and Eutrophication Effects. *Eutrophication Series*, 33 p.
- OSPAR, 2008: Second Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. *Eutrophication Series*, 107 p.
- PARSONS, T. R., M. TAKAHASHI, 1973 : *Biological Oceanographic Processes*. Pergamon Press, New York, 186 p.
- PARSONS, T. R., Y. MAITA, C. M. LALLI, 1984: *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press, New York, 173 p.
- PEARSON, T. H., R. ROSENBERG, 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.

-
- PEARSON, T. H., 1980: Marine pollution effects of pulp and paper industry wastes. Helgoländer Meeresunters. 33: 340-365.
- PEETERS, J. C. H., H. A. HAAS, L. PEPPERZAK, L. P. M. J. WETSTEYN, 1991: Limiting factors for phytoplankton in the North Sea. Water Sci. Tech. 24: 261-267.
- PENNOCK, J. R., J. H. SHARP, 1986: Phytoplankton production in the Delaware Estuary: temporal and spatial variability. Mar. Ecol. Prog. Ser. 34: 143-155.
- PEPPERZAK, L., 2002: The wax and wane of *Phaeocystis globosa* blooms. Thesis, University of Groningen, 254 p.
- RACHOR, E., 1980: The inner German Bight - an ecologically sensitive area as indicated by the bottom fauna. Helgoländer Meeresunters. 33: 522-530.
- RACHOR, E., 1982: Indikatorarten für Umweltbelastungen im Meer. Decheniana - Beihefte 26: 128-137.
- RACHOR, E., H. ALBRECHT, 1983: Sauerstoffmangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh. 19: 209-227.
- RACHOR, E., 1990: Veränderungen der Bodenfauna. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee: Wissenschaftliche Fakten. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- RACHOR, E., A. SCHRÖDER, 2003: Auswirkungen auf das Makrozoobenthos – Nutznießer und Geschädigte der Eutrophierung. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.
- RADACH, G., W. SCHÖNFELD, H. LENHART, 1990: Nährstoffe in der Nordsee – Eutrophierung, Hypertrophierung und deren Auswirkungen. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee: Wissenschaftliche Fakten. Verlag Paul Parey, Berlin, Hamburg.
- RADEMAKER, M., M. RECKERMANN, U. TILLMANN, A. TILLMANN, F. COLIJN, W. ZEVENBOOM, P. HOUP, 1998: *Fibrocapsa japonica* and *Heterosigma akashiwo*: new observations. Harmful Algae News 17: 8-10.
- REDFIELD, A. C., B. H. KETCHUM, F. A. RICHARDS, 1963: The influence of organisms on the composition of sea-water. In: HILL (ed.): The Sea. Vol. 2. Wiley Interscience, New York.
- REISE, K. C., K. KOLBE, V. DE JONGE, 1994: Makroalgen und Seegrassbestände im Wattenmeer. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin, Oxford.
- REISE, K., 2004: Vorkommen von Grünalgen und Seegrass im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2003: Forschungsbericht im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.
- REISE, K., 2006: Vorkommen von Grünalgen und Seegrass im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2006: Forschungsbericht im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer.
- RENDELL, A. R., C. J. OTTLEY, T. D. JICKELLS, R. M. HARRISON, 1993: The atmospheric input of nitrogen species to the North Sea. Tellus 45B: 53-63.
- RICK, H.-J., C.-D. DÜRSELEN, 1995: Importance and abundance of the recently established species *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst in the German Bight. Helgoländer Meeresunters. 49: 355-374.

-
- RIEGMAN, R., A. A. M. NOORDELOOS, G. CADÉE, 1992: *Phaeocystis* blooms and eutrophication of the continental coastal zones of the North Sea. *Mar. Biol.* 112: 179-484.
- ROSENBERG, R., 1980: Effect of oxygen deficiency on benthic macrofauna in fjords. In: FREELAND (ed.): *Fjord oceanography*. Plenum Press, New York.
- SACHS, L., 1992: *Angewandte Statistik. Anwendungen statistischer Methoden*. Springer, Berlin, Heidelberg, 846 S.
- SALZWEDEL, H., E. RACHOR, D. GERDES, 1985: Benthic macrofauna communities in the German Bight. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 20: 199-267.
- SCHAUMANN, K., D. GERDES, K.-J. HESSE, 1988: Hydrographic and biological characteristics of a *Noctiluca scintillans* red tide in the German Bight, 1984. *Meeresforschung* 32 (2): 77-91.
- SCHLÜNZEN, K. H., 1994: Atmosphärische Einträge von Nähr- und Schadstoffen. In: LOZÁN *et al.* (Hrsg.): *Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten*. Blackwell-Wiss.-Verl., Berlin, Oxford.
- SCHRÖDER, A., 2003: Community dynamics and development of soft bottom macrozoobenthos in the German Bight (North Sea) 1969-2000. Thesis, University of Bremen, 181 p.
- SMEBD, 2009: The World Register of Marine Species. <http://www.marinespecies.org>
- SOMMER, U., 1994: *Planktologie*. Springer-Verlag, 274 S.
- SOMMER, U., 1998: *Biologische Meereskunde*. Springer-Verlag, 475 S.
- SRU, 1980: Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, 508 S.
- STATSOFT Inc., 1997: *STATISTICA für Windows. Computer-Programm-Handbuch*. Tulsa.
- STRICKLAND, J. D. H., T. R. PARSONS, 1968: *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167, 293 p.
- STRIPP, K., 1969: Die Assoziationen des Benthos in der Helgoländer Bucht. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 12: 95-141.
- THATJE, S., D. GERDES, 1997: The benthic macrofauna of the inner German Bight: Present and past. *Aech. Fish. Mar. Res.* 45 (2): 93-112.
- TILLMANN, U., K.-J. HESSE, F. COLIJN, 2000: Planktonic primary production in the German Wadden Sea. *J. Plankton Res.* 22 (7): 1253-1276.
- UHLIG, G., G. SAHLING, 1992: Long-term studies on *Noctiluca scintillans* in the German Bight population dynamics and red tide phenomena 1968-1988. *Neth. J. Sea Res.* 25 (1-2): 101-112.
- UHLIG, G., G. SAHLING, M. HANSLIK, 1995: Zur Populationsdynamik von *Noctiluca scintillans* in der südlichen Deutschen Bucht, 1988-1992. *Ber. Biol. Anst. Helgol.*, 32 S.
- VELDHUIS, M. J. W., 1987: The eco-physiology of the colonial algae *Phaeocystis pouchetii*. Thesis, University of Groningen, 127 p.
- VISBEK, M., 2008: <http://www.ldeo.columbia.edu/NAO>
- VOLLENWEIDER, R. A., R. MARCHETTI, R. VIVIANI (eds), 1992: *Marine coastal eutrophication. The response of marine transitional systems to human impact: Problems and*

perspectives for restoration. Proc. Int. Conf., Bologna (Italy), 21-24th March 1990. Sci. Tot. Environ., Suppl.: 1-1310.

WEIGELT, S. (Hrsg.), 2000: MURSIS Meeresumwelt-Reportssystem. Informationen aus Nord- und Ostsee. Jahresbericht 2000. Hamburg.

WEIGELT, S. (Hrsg.), 2008: MURSIS Meeresumwelt-Reportssystem. Nährstoffgehalte in der Deutschen Bucht (Januar und März). Bericht über die chemischen Verhältnisse in der Nordsee für den Zeitraum 01.01.2007 bis zum 31.12.2007. Hamburg.

WESTERNHAGEN, H. v., W. HICKEL, E. BAUERFEIND, U. NIERMANN, I. KRÖNCKE, 1986: Sources and effects of oxygen deficiencies in the south-eastern North Sea. *Ophelia* 26: 457-473.

WESTERNHAGEN, H. v., W. HICKEL, E. BAUERFEIND, U. NIERMANN, 1989: Sauerstoffzehrung im Bodenwasser der Deutschen Bucht. BMFT-Abschlußbericht MFU 05514, 76 S.

ZIEGELMEIER, E., 1978: Macrobenthos investigations in the eastern part of the German Bight from 1950 to 1974. *Rapp. P. - v. Réun. Cons. int. Explor. Mer* 172: 432-444.

ZEVENBOOM, W., 1994: Assessment of eutrophication and its effects in marine waters. *Dt. Hydrogr. Z. Suppl.* 1: 141-170.

Anhang

Tab. I: Standardabweichungen aus Stichprobenziehungen der Datenreihen

Station	Parameter	Grundgesamtheit	Stichprobe	Differenz
List	G [J/cm ²]	129,85	142,33	12,48
Atlantik	NAOi [-]	0,34	0,34	0,00
Potsdam	Nd [mm]	5,05	5,39	0,33
Elbe	Q [m ³ /s]	80,63	79,21	-1,42
	NH ₄ [μM]	3,65	4,05	0,40
	NH ₄ -N [t/d]	2,99	2,87	-0,12
	NO ₂ [μM]	0,55	0,55	0,01
	NO ₂ -N [t/d]	0,28	0,24	-0,04
	NO ₃ [μM]	15,34	17,59	2,25
	NO ₃ -N [t/d]	38,88	34,47	-4,41
	DIN [μM]	16,78	15,32	-1,46
	DIN [t/d]	40,61	34,77	-5,83
	TN [μM]	16,71	15,05	-1,66
	TN [t/d]	45,21	45,11	-0,10
	PO ₄ [μM]	0,19	0,19	0,00
	PO ₄ -P [t/d]	0,42	0,51	0,08
	PO ₄ [μM]	0,34	0,39	0,05
	TP [t/d]	1,13	0,95	-0,18
	Si [μM]	13,96	15,60	1,63
Si [t/d]	45,11	47,72	2,61	
Weser	Q [m ³ /s]	43,62	44,49	0,87
	NH ₄ [μM]	1,99	2,24	0,25
	NH ₄ -N [t/d]	0,90	0,92	0,01
	NO ₂ [μM]	0,28	0,28	0,00
	NO ₂ -N [t/d]	0,21	0,25	0,04
	NO ₃ [μM]	15,85	13,27	-2,57
	NO ₃ -N [t/d]	21,85	22,87	1,02
	DIN [μM]	16,71	17,80	1,09
	DIN [t/d]	22,64	18,86	-3,78
	PO ₄ [μM]	0,23	0,22	-0,01
	PO ₄ -P [t/d]	0,25	0,20	-0,05
	TP [μM]	0,39	0,35	-0,04
	TP [t/d]	0,90	1,03	0,13
Büsum	T [°C]	1,19	1,21	0,02
	S [-]	0,52	0,54	0,01
	NH ₄ [μM]	0,54	0,63	0,09
	NO ₂ [μM]	0,27	0,30	0,03
	NO ₃ [μM]	5,94	7,09	1,15
	DIN [μM]	6,20	6,32	0,12
	PO ₄ [μM]	0,17	0,18	0,01
	Si [μM]	4,34	4,07	-0,26
	SD [m]	0,06	0,08	0,02
	PAR [mol/m ²]	0,67	0,77	0,10
CHL [μg/l]	1,04	1,05	0,00	
Helgoland	T [°C]	0,91	0,78	-0,13
	S [-]	0,18	0,18	0,00
	NH ₄ [μM]	0,24	0,21	-0,03
	NO ₂ [μM]	0,11	0,12	0,01
	NO ₃ [μM]	3,85	3,47	-0,39
	DIN [μM]	3,90	3,44	-0,46
	PO ₄ [μM]	0,07	0,06	0,00
	Si [μM]	0,99	1,01	0,02
	DIA [μg/l]	12,88	14,09	1,21
	FLAG [μg/l]	8,32	8,58	0,26
PPC [μg/l]	15,93	13,39	-2,54	

Tab. II: Korrelationskoeffizienten nach PEARSON für die Monatsmittelwerte der analysierten Zeitreihen (Fettdruck: signifikante Korrelation bei $\alpha = 0,05$)

Station	Parameter	List	Atlantik	Potsdam	Elbe 1991-2005						
		G	NAOi	Nd	Q	NH ₄	NH ₄ -N	NO ₂	NO ₂ -N	NO ₃	NO ₃ -N
		[J/cm ²]	[-]	[mm]	[m ³ /s]	[μ M]	[t/d]	[μ M]	[t/d]	[μ M]	[t/d]
List	G [J/cm ²]	1	-0,13	0,13	-0,21	-0,32	-0,43	0,46	0,22	-0,51	-0,31
Atlantik	NAOi [-]	-0,13	1	0,08	0,15	0,17	0,27	-0,04	0,16	0,24	0,20
Potsdam	Nd [mm]	0,13	0,08	1	0,11	-0,11	-0,03	0,13	0,34	-0,19	0,01
Elbe	Q [m ³ /s]	-0,21	0,15	0,11	1	-0,10	0,41	-0,49	0,47	0,55	0,96
	NH ₄ [μ M]	-0,32	0,17	-0,11	-0,10	1	0,80	-0,05	-0,05	0,34	0,01
	NH ₄ -N [t/d]	-0,43	0,27	-0,03	0,41	0,80	1	-0,27	0,24	0,62	0,51
	NO ₂ [μ M]	0,46	-0,04	0,13	-0,49	-0,05	-0,27	1	0,42	-0,35	-0,45
	NO ₂ -N [t/d]	0,22	0,16	0,34	0,47	-0,05	0,24	0,42	1	0,22	0,46
	NO ₃ [μ M]	-0,51	0,24	-0,19	0,55	0,34	0,62	-0,35	0,22	1	0,72
	NO ₃ -N [t/d]	-0,31	0,20	0,01	0,96	0,01	0,51	-0,45	0,46	0,72	1
	DIN [μ M]	-0,52	0,25	-0,19	0,47	0,53	0,74	-0,29	0,20	0,98	0,65
	DIN [t/d]	-0,32	0,22	0,01	0,95	0,07	0,56	-0,45	0,47	0,74	1,00
	TN [μ M]	-0,46	0,24	-0,17	0,45	0,50	0,70	-0,26	0,25	0,96	0,63
	TN [t/d]	-0,29	0,21	0,03	0,96	0,04	0,53	-0,45	0,49	0,72	1,00
	PO ₄ [μ M]	-0,25	0,06	0,04	-0,42	0,20	-0,04	0,51	0,05	0,02	-0,35
	PO ₄ -P [t/d]	-0,45	0,19	0,16	0,71	0,08	0,47	-0,25	0,46	0,51	0,68
	TP [μ M]	-0,12	0,06	-0,02	-0,46	0,17	-0,08	0,34	-0,09	-0,01	-0,37
TP [t/d]	-0,27	0,21	0,11	0,88	-0,01	0,47	-0,44	0,48	0,63	0,88	
Si [μ M]	-0,87	0,12	-0,15	0,46	0,31	0,55	-0,60	0,02	0,76	0,54	
Si [t/d]	-0,56	0,19	-0,01	0,89	0,10	0,66	-0,47	0,45	0,74	0,91	
Weser	Q [m ³ /s]	-0,45	0,35	0,21	0,73	0,10	0,50	-0,40	0,35	0,54	0,76
	NH ₄ [μ M]	-0,23	-0,09	-0,17	-0,03	0,51	0,49	-0,09	-0,08	0,33	0,07
	NH ₄ -N [t/d]	-0,47	0,20	0,00	0,37	0,48	0,73	-0,28	0,15	0,57	0,48
	NO ₂ [μ M]	-0,39	0,07	-0,13	0,16	0,42	0,45	-0,18	0,05	0,56	0,28
	NO ₂ -N [t/d]	-0,50	0,35	0,07	0,52	0,33	0,62	-0,29	0,29	0,62	0,61
	NO ₃ [μ M]	-0,66	0,19	-0,13	0,31	0,43	0,58	-0,27	0,08	0,78	0,46
	NO ₃ -N [t/d]	-0,53	0,38	0,16	0,67	0,20	0,58	-0,37	0,33	0,63	0,73
	DIN [μ M]	-0,66	0,17	-0,14	0,30	0,48	0,61	-0,28	0,06	0,79	0,45
	DIN [t/d]	-0,54	0,37	0,15	0,66	0,21	0,59	-0,37	0,33	0,64	0,73
	PO ₄ [μ M]	-0,10	0,04	0,06	-0,38	0,17	-0,04	0,52	0,09	-0,03	-0,31
	PO ₄ -P [t/d]	-0,52	0,36	0,28	0,41	0,29	0,52	-0,14	0,31	0,46	0,47
	TP [μ M]	-0,08	0,16	0,16	-0,19	0,28	0,19	0,35	0,20	0,18	-0,11
	TP [t/d]	-0,43	0,38	0,26	0,47	0,23	0,50	-0,22	0,31	0,47	0,52
Büsum	T [°C]	0,82	-0,17	0,26	-0,41	-0,45	-0,62	0,61	0,20	-0,75	-0,54
	S [-]	0,19	-0,15	-0,04	-0,57	0,15	-0,16	0,39	-0,18	-0,28	-0,55
	NH ₄ [μ M]	-0,57	0,03	-0,07	0,18	0,24	0,36	-0,17	0,00	0,27	0,27
	NO ₂ [μ M]	-0,68	0,05	-0,23	0,01	0,11	0,12	-0,25	-0,18	0,28	0,09
	NO ₃ [μ M]	-0,53	0,23	-0,17	0,67	0,14	0,45	-0,57	0,03	0,67	0,73
	DIN [μ M]	-0,58	0,23	-0,18	0,66	0,16	0,47	-0,57	0,02	0,67	0,73
	PO ₄ [μ M]	-0,12	-0,09	0,04	-0,22	-0,23	-0,28	0,20	-0,07	-0,39	-0,27
	Si [μ M]	-0,72	0,21	-0,15	0,60	0,20	0,49	-0,45	0,08	0,63	0,68
	SD [m]	0,61	-0,15	0,16	-0,38	-0,18	-0,36	0,52	0,14	-0,48	-0,44
	PAR [mol/m ²]	0,94	-0,09	0,20	-0,31	-0,25	-0,39	0,57	0,21	-0,57	-0,40
	CHL [μ g/l]	0,60	-0,13	0,09	0,01	-0,23	-0,25	0,07	0,09	-0,19	-0,06
Helgoland	T [°C]	0,50	-0,26	0,20	-0,50	-0,48	-0,69	0,59	0,05	-0,81	-0,62
	S [-]	-0,32	0,07	-0,13	-0,40	0,38	0,18	0,18	-0,20	-0,04	-0,33
	NH ₄ [μ M]	-0,17	-0,05	0,04	-0,04	0,03	0,04	0,05	0,10	0,22	0,04
	NO ₂ [μ M]	-0,53	0,08	-0,09	0,32	0,24	0,42	-0,37	-0,05	0,38	0,34
	NO ₃ [μ M]	-0,03	0,15	-0,04	0,54	0,09	0,34	-0,28	0,26	0,59	0,63
	DIN [μ M]	-0,07	0,14	-0,04	0,54	0,10	0,36	-0,29	0,26	0,61	0,63
	PO ₄ [μ M]	-0,71	0,06	-0,11	0,13	0,07	0,15	-0,30	-0,18	0,33	0,21
	Si [μ M]	-0,44	0,21	-0,12	0,31	0,32	0,47	-0,14	0,23	0,65	0,46
	DIA [μ g/l]	0,41	-0,18	-0,02	-0,06	-0,10	-0,12	0,05	-0,07	-0,21	-0,11
	FLAG [μ g/l]	0,34	0,06	0,25	-0,14	-0,18	-0,23	0,31	0,25	-0,42	-0,21
	PPC [μ g/l]	0,51	-0,11	0,11	-0,12	-0,17	-0,21	0,20	0,07	-0,38	-0,19

Tab. II: Fortsetzung

Station	Parameter	Elbe 1991-2005									
		DIN [μM]	DIN [t/d]	TN [μM]	TN [t/d]	PO ₄ [μM]	PO ₄ -P [t/d]	TP [μM]	TP [t/d]	Si [μM]	Si [t/d]
List	G [J/cm ²]	-0,52	-0,32	-0,46	-0,29	-0,25	-0,45	-0,12	-0,27	-0,87	-0,56
Atlantik	NAOi [-]	0,25	0,22	0,24	0,21	0,06	0,19	0,06	0,21	0,12	0,19
Potsdam	Nd [mm]	-0,19	0,01	-0,17	0,03	0,04	0,16	-0,02	0,11	-0,15	-0,01
Elbe	Q [m ³ /s]	0,47	0,95	0,45	0,96	-0,42	0,71	-0,46	0,88	0,46	0,89
	NH ₄ [μM]	0,53	0,07	0,50	0,04	0,20	0,08	0,17	-0,01	0,31	0,10
	NH ₄ -N [t/d]	0,74	0,56	0,70	0,53	-0,04	0,47	-0,08	0,47	0,55	0,66
	NO ₂ [μM]	-0,29	-0,45	-0,26	-0,45	0,51	-0,25	0,34	-0,44	-0,60	-0,47
	NO ₂ -N [t/d]	0,20	0,47	0,25	0,49	0,05	0,46	-0,09	0,48	0,02	0,45
	NO ₃ [μM]	0,98	0,74	0,96	0,72	0,02	0,51	-0,01	0,63	0,76	0,74
	NO ₃ -N [t/d]	0,65	1,00	0,63	1,00	-0,35	0,68	-0,37	0,88	0,54	0,91
	DIN [μM]	1	0,68	0,98	0,65	0,08	0,48	0,04	0,56	0,76	0,71
	DIN [t/d]	0,68	1	0,65	1,00	-0,34	0,69	-0,36	0,88	0,55	0,91
	TN [μM]	0,98	0,65	1	0,64	0,08	0,46	0,06	0,55	0,71	0,67
	TN [t/d]	0,65	1,00	0,64	1	-0,36	0,68	-0,38	0,89	0,53	0,90
	PO ₄ [μM]	0,08	-0,34	0,08	-0,36	1	0,22	0,65	-0,25	0,31	-0,04
	PO ₄ -P [t/d]	0,48	0,69	0,46	0,68	0,22	1	-0,10	0,72	0,64	0,86
	TP [μM]	0,04	-0,36	0,06	-0,38	0,65	-0,10	1	-0,08	0,05	-0,27
TP [t/d]	0,56	0,88	0,55	0,89	-0,25	0,72	-0,08	1	0,52	0,84	
Si [μM]	0,76	0,55	0,71	0,53	0,31	0,64	0,05	0,52	1	0,75	
Si [t/d]	0,71	0,91	0,67	0,90	-0,04	0,86	-0,27	0,84	0,75	1	
Weser	Q [m ³ /s]	0,50	0,77	0,48	0,76	-0,21	0,62	-0,30	0,68	0,55	0,80
	NH ₄ [μM]	0,41	0,11	0,37	0,09	0,05	0,06	0,01	0,00	0,28	0,10
	NH ₄ -N [t/d]	0,62	0,51	0,58	0,49	-0,04	0,41	-0,13	0,39	0,53	0,52
	NO ₂ [μM]	0,59	0,30	0,57	0,28	0,14	0,26	0,04	0,22	0,48	0,33
	NO ₂ -N [t/d]	0,63	0,63	0,60	0,61	-0,01	0,52	-0,14	0,52	0,57	0,66
	NO ₃ [μM]	0,80	0,48	0,78	0,46	0,21	0,46	0,16	0,43	0,77	0,63
	NO ₃ -N [t/d]	0,61	0,75	0,58	0,74	-0,11	0,62	-0,20	0,66	0,62	0,81
	DIN [μM]	0,81	0,48	0,79	0,45	0,21	0,45	0,15	0,41	0,77	0,61
	DIN [t/d]	0,62	0,75	0,59	0,74	-0,11	0,62	-0,20	0,65	0,63	0,81
	PO ₄ [μM]	0,02	-0,30	0,06	-0,31	0,71	0,00	0,55	-0,25	0,07	-0,13
	PO ₄ -P [t/d]	0,48	0,49	0,48	0,48	0,18	0,55	0,03	0,45	0,54	0,63
	TP [μM]	0,24	-0,09	0,31	-0,08	0,50	0,11	0,33	-0,09	0,16	0,04
TP [t/d]	0,47	0,54	0,48	0,54	0,00	0,51	-0,13	0,47	0,50	0,63	
Büsum	T [°C]	-0,76	-0,56	-0,69	-0,53	0,01	-0,42	0,02	-0,44	-0,84	-0,65
	S [-]	-0,21	-0,54	-0,22	-0,54	0,36	-0,31	0,43	-0,44	-0,26	-0,47
	NH ₄ [μM]	0,30	0,29	0,25	0,26	0,17	0,33	0,07	0,19	0,47	0,45
	NO ₂ [μM]	0,27	0,10	0,24	0,08	0,24	0,17	0,12	0,04	0,51	0,21
	NO ₃ [μM]	0,62	0,73	0,56	0,71	-0,25	0,51	-0,27	0,60	0,67	0,74
	DIN [μM]	0,63	0,73	0,57	0,71	-0,21	0,52	-0,25	0,59	0,70	0,76
	PO ₄ [μM]	-0,40	-0,28	-0,40	-0,28	0,21	-0,04	0,08	-0,23	-0,02	-0,08
	Si [μM]	0,60	0,68	0,53	0,66	-0,01	0,63	-0,16	0,56	0,80	0,81
	SD [m]	-0,48	-0,44	-0,41	-0,41	0,05	-0,34	0,13	-0,33	-0,62	-0,55
	PAR [mol/m ²]	-0,56	-0,40	-0,48	-0,37	-0,24	-0,43	-0,09	-0,33	-0,83	-0,59
CHL [μg/l]	-0,22	-0,08	-0,15	-0,04	-0,35	-0,30	-0,17	-0,04	-0,46	-0,30	
Helgoland	T [°C]	-0,82	-0,64	-0,78	-0,62	0,26	-0,32	0,21	-0,49	-0,68	-0,60
	S [-]	0,06	-0,31	0,03	-0,34	0,44	0,00	0,27	-0,34	0,10	-0,13
	NH ₄ [μM]	0,21	0,04	0,23	0,03	0,25	0,09	0,14	0,04	0,11	0,02
	NO ₂ [μM]	0,39	0,36	0,35	0,35	-0,04	0,36	-0,13	0,30	0,57	0,48
	NO ₃ [μM]	0,54	0,63	0,55	0,63	-0,33	0,16	-0,21	0,52	0,21	0,40
	DIN [μM]	0,56	0,63	0,58	0,63	-0,31	0,18	-0,20	0,53	0,24	0,41
	PO ₄ [μM]	0,30	0,21	0,26	0,19	0,13	0,23	0,16	0,19	0,52	0,32
	Si [μM]	0,66	0,47	0,65	0,46	0,09	0,27	0,08	0,39	0,46	0,45
	DIA [μg/l]	-0,21	-0,12	-0,16	-0,09	-0,14	-0,30	0,03	-0,04	-0,24	-0,22
	FLAG [μg/l]	-0,40	-0,22	-0,39	-0,20	0,07	-0,13	0,22	-0,06	-0,49	-0,37
	PPC [μg/l]	-0,37	-0,20	-0,32	-0,17	-0,09	-0,31	0,13	-0,06	-0,37	-0,31

Tab. II: Fortsetzung

Station	Parameter	Weser 1991-2005												
		Q [m ³ /s]	NH ₄ [μM]	NH ₄ -N [t/d]	NO ₂ [μM]	NO ₂ -N [t/d]	NO ₃ [μM]	NO ₃ -N [t/d]	DIN [μM]	DIN [t/d]	PO ₄ [μM]	PO ₄ -P [t/d]	TP [μM]	TP [t/d]
List	G [J/cm ²]	-0,45	-0,23	-0,47	-0,39	-0,50	-0,66	-0,53	-0,66	-0,54	-0,10	-0,52	-0,08	-0,43
Atlantik	NAOi [-]	0,35	-0,09	0,20	0,07	0,35	0,19	0,38	0,17	0,37	0,04	0,36	0,16	0,38
Potsdam	Nd [mm]	0,21	-0,17	0,00	-0,13	0,07	-0,13	0,16	-0,14	0,15	0,06	0,28	0,16	0,26
Elbe	Q [m ³ /s]	0,73	-0,03	0,37	0,16	0,52	0,31	0,67	0,30	0,66	-0,38	0,41	-0,19	0,47
	NH ₄ [μM]	0,10	0,51	0,48	0,42	0,33	0,43	0,20	0,48	0,21	0,17	0,29	0,28	0,23
	NH ₄ -N [t/d]	0,50	0,49	0,73	0,45	0,62	0,58	0,58	0,61	0,59	-0,04	0,52	0,19	0,50
	NO ₂ [μM]	-0,40	-0,09	-0,28	-0,18	-0,29	-0,27	-0,37	-0,28	-0,37	0,52	-0,14	0,35	-0,22
	NO ₂ -N [t/d]	0,35	-0,08	0,15	0,05	0,29	0,08	0,33	0,06	0,33	0,09	0,31	0,20	0,31
	NO ₃ [μM]	0,54	0,33	0,57	0,56	0,62	0,78	0,63	0,79	0,64	-0,03	0,46	0,18	0,47
	NO ₃ -N [t/d]	0,76	0,07	0,48	0,28	0,61	0,46	0,73	0,45	0,73	-0,31	0,47	-0,11	0,52
	DIN [μM]	0,50	0,41	0,62	0,59	0,63	0,80	0,61	0,81	0,62	0,02	0,48	0,24	0,47
	DIN [t/d]	0,77	0,11	0,51	0,30	0,63	0,48	0,75	0,48	0,75	-0,30	0,49	-0,09	0,54
	TN [μM]	0,48	0,37	0,58	0,57	0,60	0,78	0,58	0,79	0,59	0,06	0,48	0,31	0,48
	TN [t/d]	0,76	0,09	0,49	0,28	0,61	0,46	0,74	0,45	0,74	-0,31	0,48	-0,08	0,54
	PO ₄ [μM]	-0,21	0,05	-0,04	0,14	-0,01	0,21	-0,11	0,21	-0,11	0,71	0,18	0,50	0,00
	PO ₄ -P [t/d]	0,62	0,06	0,41	0,26	0,52	0,46	0,62	0,45	0,62	0,00	0,55	0,11	0,51
	TP [μM]	-0,30	0,01	-0,13	0,04	-0,14	0,16	-0,20	0,15	-0,20	0,55	0,03	0,33	-0,13
TP [t/d]	0,68	0,00	0,39	0,22	0,52	0,43	0,66	0,41	0,65	-0,25	0,45	-0,09	0,47	
Si [μM]	0,55	0,28	0,53	0,48	0,57	0,77	0,62	0,77	0,63	0,07	0,54	0,16	0,50	
Si [t/d]	0,80	0,10	0,52	0,33	0,66	0,63	0,81	0,61	0,81	-0,13	0,63	0,04	0,63	
Weser	Q [m ³ /s]	1	0,00	0,60	0,29	0,82	0,49	0,97	0,47	0,97	-0,24	0,83	0,07	0,88
	NH ₄ [μM]	0,00	1	0,73	0,48	0,21	0,29	0,08	0,41	0,10	0,07	0,12	0,25	0,11
	NH ₄ -N [t/d]	0,60	0,73	1	0,55	0,70	0,55	0,67	0,62	0,69	-0,02	0,65	0,30	0,66
	NO ₂ [μM]	0,29	0,48	0,55	1	0,72	0,62	0,38	0,66	0,40	-0,01	0,31	0,24	0,32
	NO ₂ -N [t/d]	0,82	0,21	0,70	0,72	1	0,62	0,85	0,63	0,86	-0,09	0,76	0,25	0,79
	NO ₃ [μM]	0,49	0,29	0,55	0,62	0,62	1	0,65	0,99	0,66	0,12	0,55	0,26	0,50
	NO ₃ -N [t/d]	0,97	0,08	0,67	0,38	0,85	0,65	1	0,64	1,00	-0,17	0,85	0,14	0,89
	DIN [μM]	0,47	0,41	0,62	0,66	0,63	0,99	0,64	1	0,64	0,12	0,54	0,28	0,49
	DIN [t/d]	0,97	0,10	0,69	0,40	0,86	0,66	1,00	0,64	1	-0,16	0,85	0,15	0,89
	PO ₄ [μM]	-0,24	0,07	-0,02	-0,01	-0,09	0,12	-0,17	0,12	-0,16	1	0,26	0,72	0,02
	PO ₄ -P [t/d]	0,83	0,12	0,65	0,31	0,76	0,55	0,85	0,54	0,85	0,26	1	0,49	0,92
TP [μM]	0,07	0,25	0,30	0,24	0,25	0,26	0,14	0,28	0,15	0,72	0,49	1	0,44	
TP [t/d]	0,88	0,11	0,66	0,32	0,79	0,50	0,89	0,49	0,89	0,02	0,92	0,44	1	
Büsum	T [°C]	-0,57	-0,40	-0,64	-0,53	-0,61	-0,74	-0,65	-0,75	-0,65	0,18	-0,49	0,04	-0,48
	S [-]	-0,56	0,32	-0,07	0,02	-0,35	-0,15	-0,49	-0,11	-0,48	0,31	-0,31	0,20	-0,36
	NH ₄ [μM]	0,35	0,15	0,38	0,22	0,41	0,36	0,41	0,37	0,41	0,16	0,43	0,07	0,32
	NO ₂ [μM]	0,17	0,13	0,23	0,30	0,28	0,45	0,25	0,45	0,25	0,15	0,28	0,05	0,19
	NO ₃ [μM]	0,69	0,13	0,44	0,28	0,54	0,51	0,67	0,50	0,67	-0,36	0,41	-0,19	0,47
	DIN [μM]	0,70	0,14	0,46	0,30	0,56	0,54	0,69	0,53	0,69	-0,33	0,44	-0,18	0,49
	PO ₄ [μM]	-0,22	-0,17	-0,23	-0,29	-0,26	-0,24	-0,23	-0,25	-0,23	0,39	-0,04	0,09	-0,18
	Si [μM]	0,70	0,15	0,50	0,30	0,59	0,56	0,71	0,55	0,71	-0,12	0,56	-0,06	0,53
	SD [m]	-0,55	-0,05	-0,36	-0,25	-0,48	-0,48	-0,56	-0,45	-0,55	0,25	-0,39	0,14	-0,41
	PAR [mol/m ²]	-0,52	-0,17	-0,44	-0,37	-0,53	-0,67	-0,58	-0,66	-0,58	-0,06	-0,51	-0,03	-0,45
CHL [μg/l]	-0,22	-0,10	-0,25	-0,10	-0,23	-0,30	-0,27	-0,29	-0,27	-0,21	-0,34	-0,07	-0,22	
Helgoland	T [°C]	-0,56	-0,38	-0,62	-0,48	-0,59	-0,64	-0,62	-0,66	-0,63	0,37	-0,37	0,07	-0,44
	S [-]	-0,15	0,22	0,14	0,11	-0,02	0,18	-0,08	0,20	-0,07	0,31	0,10	0,26	0,02
	NH ₄ [μM]	0,06	0,06	0,14	0,43	0,31	0,26	0,12	0,26	0,13	0,30	0,24	0,31	0,17
	NO ₂ [μM]	0,39	0,34	0,48	0,32	0,42	0,41	0,43	0,44	0,43	-0,11	0,33	0,05	0,34
	NO ₃ [μM]	0,47	0,10	0,37	0,36	0,48	0,41	0,49	0,40	0,49	-0,31	0,24	-0,08	0,33
	DIN [μM]	0,48	0,11	0,40	0,40	0,51	0,44	0,51	0,43	0,51	-0,29	0,27	-0,05	0,35
	PO ₄ [μM]	0,26	0,03	0,21	0,18	0,27	0,43	0,32	0,42	0,32	0,12	0,31	0,00	0,23
	Si [μM]	0,39	0,21	0,44	0,43	0,52	0,63	0,49	0,63	0,50	0,14	0,43	0,19	0,38
	DIA [μg/l]	-0,27	0,14	-0,12	-0,10	-0,26	-0,32	-0,30	-0,28	-0,30	-0,10	-0,36	0,00	-0,25
	FLAG [μg/l]	-0,20	-0,15	-0,23	-0,32	-0,28	-0,30	-0,22	-0,31	-0,23	0,09	-0,17	0,02	-0,18
	PPC [μg/l]	-0,32	0,04	-0,21	-0,25	-0,35	-0,41	-0,35	-0,38	-0,35	-0,05	-0,38	0,00	-0,29

Tab. II: Fortsetzung

Station	Parameter	Büsum 1991-2005										
		T [°C]	S [-]	NH ₄ [μM]	NO ₂ [μM]	NO ₃ [μM]	DIN [μM]	PO ₄ [μM]	Si [μM]	SD [m]	PAR [mol/m ²]	CHL [μg/l]
List	G [J/cm ²]	0,82	0,19	-0,57	-0,68	-0,53	-0,58	-0,12	-0,72	0,61	0,94	0,60
Atlantik	NAOi [-]	-0,17	-0,15	0,03	0,05	0,23	0,23	-0,09	0,21	-0,15	-0,09	-0,13
Potsdam	Nd [mm]	0,26	-0,04	-0,07	-0,23	-0,17	-0,18	0,04	-0,15	0,16	0,20	0,09
Elbe	Q [m ³ /s]	-0,41	-0,57	0,18	0,01	0,67	0,66	-0,22	0,60	-0,38	-0,31	0,01
	NH ₄ [μM]	-0,45	0,15	0,24	0,11	0,14	0,16	-0,23	0,20	-0,18	-0,25	-0,23
	NH ₄ -N [t/d]	-0,62	-0,16	0,36	0,12	0,45	0,47	-0,28	0,49	-0,36	-0,39	-0,25
	NO ₂ [μM]	0,61	0,39	-0,17	-0,25	-0,57	-0,57	0,20	-0,45	0,52	0,57	0,07
	NO ₂ -N [t/d]	0,20	-0,18	0,00	-0,18	0,03	0,02	-0,07	0,08	0,14	0,21	0,09
	NO ₃ [μM]	-0,75	-0,28	0,27	0,28	0,67	0,67	-0,39	0,63	-0,48	-0,57	-0,19
	NO ₃ -N [t/d]	-0,54	-0,55	0,27	0,09	0,73	0,73	-0,27	0,68	-0,44	-0,40	-0,06
	DIN [μM]	-0,76	-0,21	0,30	0,27	0,62	0,63	-0,40	0,60	-0,48	-0,56	-0,22
	DIN [t/d]	-0,56	-0,54	0,29	0,10	0,73	0,73	-0,28	0,68	-0,44	-0,40	-0,08
	TN [μM]	-0,69	-0,22	0,25	0,24	0,56	0,57	-0,40	0,53	-0,41	-0,48	-0,15
	TN [t/d]	-0,53	-0,54	0,26	0,08	0,71	0,71	-0,28	0,66	-0,41	-0,37	-0,04
	PO ₄ [μM]	0,01	0,36	0,17	0,24	-0,25	-0,21	0,21	-0,01	0,05	-0,24	-0,35
	PO ₄ -P [t/d]	-0,42	-0,31	0,33	0,17	0,51	0,52	-0,04	0,63	-0,34	-0,43	-0,30
	TP [μM]	0,02	0,43	0,07	0,12	-0,27	-0,25	0,08	-0,16	0,13	-0,09	-0,17
	TP [t/d]	-0,44	-0,44	0,19	0,04	0,60	0,59	-0,23	0,56	-0,33	-0,33	-0,04
Si [μM]	-0,84	-0,26	0,47	0,51	0,67	0,70	-0,02	0,80	-0,62	-0,83	-0,46	
Si [t/d]	-0,65	-0,47	0,45	0,21	0,74	0,76	-0,08	0,81	-0,55	-0,59	-0,30	
Weser	Q [m ³ /s]	-0,57	-0,56	0,35	0,17	0,69	0,70	-0,22	0,70	-0,55	-0,52	-0,22
	NH ₄ [μM]	-0,40	0,32	0,15	0,13	0,13	0,14	-0,17	0,15	-0,05	-0,17	-0,10
	NH ₄ -N [t/d]	-0,64	-0,07	0,38	0,23	0,44	0,46	-0,23	0,50	-0,36	-0,44	-0,25
	NO ₂ [μM]	-0,53	0,02	0,22	0,30	0,28	0,30	-0,29	0,30	-0,25	-0,37	-0,10
	NO ₂ -N [t/d]	-0,61	-0,35	0,41	0,28	0,54	0,56	-0,26	0,59	-0,48	-0,53	-0,23
	NO ₃ [μM]	-0,74	-0,15	0,36	0,45	0,51	0,54	-0,24	0,56	-0,48	-0,67	-0,30
	NO ₃ -N [t/d]	-0,65	-0,49	0,41	0,25	0,67	0,69	-0,23	0,71	-0,56	-0,58	-0,27
	DIN [μM]	-0,75	-0,11	0,37	0,45	0,50	0,53	-0,25	0,55	-0,45	-0,66	-0,29
	DIN [t/d]	-0,65	-0,48	0,41	0,25	0,67	0,69	-0,23	0,71	-0,55	-0,58	-0,27
	PO ₄ [μM]	0,18	0,31	0,16	0,15	-0,36	-0,33	0,39	-0,12	0,25	-0,06	-0,21
	PO ₄ -P [t/d]	-0,49	-0,31	0,43	0,28	0,41	0,44	-0,04	0,56	-0,39	-0,51	-0,34
	TP [μM]	0,04	0,20	0,07	0,05	-0,19	-0,18	0,09	-0,06	0,14	-0,03	-0,07
TP [t/d]	-0,48	-0,36	0,32	0,19	0,47	0,49	-0,18	0,53	-0,41	-0,45	-0,22	
Büsum	T [°C]	1	0,26	-0,47	-0,47	-0,74	-0,77	0,29	-0,76	0,68	0,83	-0,22
	S [-]	0,26	1	-0,16	-0,12	-0,54	-0,54	-0,01	-0,45	0,41	0,28	0,06
	NH ₄ [μM]	-0,47	-0,16	1	0,49	0,28	0,37	0,25	0,56	-0,43	-0,60	-0,54
	NO ₂ [μM]	-0,47	-0,12	0,49	1	0,26	0,34	0,24	0,43	-0,46	-0,67	-0,44
	NO ₃ [μM]	-0,74	-0,54	0,28	0,26	1	0,99	-0,26	0,83	-0,67	-0,63	-0,31
	DIN [μM]	-0,77	-0,54	0,37	0,34	0,99	1	-0,22	0,86	-0,70	-0,68	-0,36
	PO ₄ [μM]	0,29	-0,01	0,25	0,24	-0,26	-0,22	1	0,02	-0,02	-0,11	-0,27
	Si [μM]	-0,76	-0,45	0,56	0,43	0,83	0,86	0,02	1	-0,71	-0,77	-0,50
	SD [m]	0,68	0,41	-0,43	-0,46	-0,67	-0,70	-0,02	-0,71	1	0,81	0,47
	PAR [mol/m ²]	0,83	0,28	-0,60	-0,67	-0,63	-0,68	-0,11	-0,77	0,81	1	0,67
CHL [μg/l]	0,44	0,06	-0,54	-0,44	-0,31	-0,36	-0,27	-0,50	0,47	0,67	1	
Helgoland	T [°C]	0,87	0,31	-0,28	-0,19	-0,77	-0,77	0,54	-0,61	0,54	0,55	0,16
	S [-]	-0,15	0,37	0,18	0,24	-0,16	-0,13	0,12	-0,01	-0,09	-0,27	-0,32
	NH ₄ [μM]	-0,06	0,04	0,09	0,30	-0,12	-0,09	-0,03	-0,01	0,12	-0,03	-0,04
	NO ₂ [μM]	-0,54	-0,09	0,19	0,28	0,36	0,37	0,02	0,42	-0,39	-0,50	-0,20
	NO ₃ [μM]	-0,38	-0,40	0,08	0,03	0,48	0,47	-0,49	0,30	-0,23	-0,14	0,20
	DIN [μM]	-0,40	-0,39	0,09	0,07	0,48	0,46	-0,48	0,31	-0,23	-0,16	0,19
	PO ₄ [μM]	-0,51	-0,06	0,40	0,59	0,33	0,38	0,21	0,50	-0,39	-0,67	-0,53
	Si [μM]	-0,50	-0,13	0,29	0,40	0,35	0,38	-0,16	0,37	-0,18	-0,36	-0,33
	DIA [μg/l]	0,25	0,32	-0,29	-0,32	-0,26	-0,29	-0,15	-0,41	0,39	0,40	0,57
	FLAG [μg/l]	0,39	0,21	-0,23	-0,34	-0,36	-0,38	0,08	-0,34	0,32	0,39	0,10
	PPC [μg/l]	0,40	0,36	-0,35	-0,43	-0,39	-0,42	-0,09	-0,50	0,49	0,53	0,51

Tab. II: Fortsetzung

Station	Parameter	Helgoland 1991-2004								Helgoland 1991-97		
		T [°C]	S [-]	NH ₄ [μM]	NO ₂ [μM]	NO ₃ [μM]	DIN [μM]	PO ₄ [μM]	Si [μM]	DIA [μg/l]	FLAG [μg/l]	PPC [μg/l]
List	G [J/cm2]	0,50	-0,32	-0,17	-0,53	-0,03	-0,07	-0,71	-0,44	0,41	0,34	0,51
Atlantik	NAOi [-]	-0,26	0,07	-0,05	0,08	0,15	0,14	0,06	0,21	-0,18	0,06	-0,11
Potsdam	Nd [mm]	0,20	-0,13	0,04	-0,09	-0,04	-0,04	-0,11	-0,12	-0,02	0,25	0,11
Elbe	Q [m³/s]	-0,50	-0,40	-0,04	0,32	0,54	0,54	0,13	0,31	-0,06	-0,14	-0,12
	NH ₄ [μM]	-0,48	0,38	0,03	0,24	0,09	0,10	0,07	0,32	-0,10	-0,18	-0,17
	NH ₄ -N [t/d]	-0,69	0,18	0,04	0,42	0,34	0,36	0,15	0,47	-0,12	-0,23	-0,21
	NO ₂ [μM]	0,59	0,18	0,05	-0,37	-0,28	-0,29	-0,30	-0,14	0,05	0,31	0,20
	NO ₂ -N [t/d]	0,05	-0,20	0,10	-0,05	0,26	0,26	-0,18	0,23	-0,07	0,25	0,07
	NO ₃ [μM]	-0,81	-0,04	0,22	0,38	0,59	0,61	0,33	0,65	-0,21	-0,42	-0,38
	NO ₃ -N [t/d]	-0,62	-0,33	0,04	0,34	0,63	0,63	0,21	0,46	-0,11	-0,21	-0,19
	DIN [μM]	-0,82	0,06	0,21	0,39	0,54	0,56	0,30	0,66	-0,21	-0,40	-0,37
	DIN [t/d]	-0,64	-0,31	0,04	0,36	0,63	0,63	0,21	0,47	-0,12	-0,22	-0,20
	TN [μM]	-0,78	0,03	0,23	0,35	0,55	0,58	0,26	0,65	-0,16	-0,39	-0,32
	TN [t/d]	-0,62	-0,34	0,03	0,35	0,63	0,63	0,19	0,46	-0,09	-0,20	-0,17
	PO ₄ [μM]	0,26	0,44	0,25	-0,04	-0,33	-0,31	0,13	0,09	-0,14	0,07	-0,09
	PO ₄ -P [t/d]	-0,32	0,00	0,09	0,36	0,16	0,18	0,23	0,27	-0,30	-0,13	-0,31
	TP [μM]	0,21	0,27	0,14	-0,13	-0,21	-0,20	0,16	0,08	0,03	0,22	0,13
TP [t/d]	-0,49	-0,34	0,04	0,30	0,52	0,53	0,19	0,39	-0,04	-0,06	-0,06	
Si [μM]	-0,68	0,10	0,11	0,57	0,21	0,24	0,52	0,46	-0,24	-0,49	-0,37	
Si [t/d]	-0,60	-0,13	0,02	0,48	0,40	0,41	0,32	0,45	-0,22	-0,37	-0,31	
Weser	Q [m³/s]	-0,56	-0,15	0,06	0,39	0,47	0,48	0,26	0,39	-0,27	-0,20	-0,32
	NH ₄ [μM]	-0,38	0,22	0,06	0,34	0,10	0,11	0,03	0,21	0,14	-0,15	0,04
	NH ₄ -N [t/d]	-0,62	0,14	0,14	0,48	0,37	0,40	0,21	0,44	-0,12	-0,23	-0,21
	NO ₂ [μM]	-0,48	0,11	0,43	0,32	0,36	0,40	0,18	0,43	-0,10	-0,32	-0,25
	NO ₂ -N [t/d]	-0,59	-0,02	0,31	0,42	0,48	0,51	0,27	0,52	-0,26	-0,28	-0,35
	NO ₃ [μM]	-0,64	0,18	0,26	0,41	0,41	0,44	0,43	0,63	-0,32	-0,30	-0,41
	NO ₃ -N [t/d]	-0,62	-0,08	0,12	0,43	0,49	0,51	0,32	0,49	-0,30	-0,22	-0,35
	DIN [μM]	-0,66	0,20	0,26	0,44	0,40	0,43	0,42	0,63	-0,28	-0,31	-0,38
	DIN [t/d]	-0,63	-0,07	0,13	0,43	0,49	0,51	0,32	0,50	-0,30	-0,23	-0,35
	PO ₄ [μM]	0,37	0,31	0,30	-0,11	-0,31	-0,29	0,12	0,14	-0,10	0,09	-0,05
	PO ₄ -P [t/d]	-0,37	0,10	0,24	0,33	0,24	0,27	0,31	0,43	-0,36	-0,17	-0,38
TP [μM]	0,07	0,26	0,31	0,05	-0,08	-0,05	0,00	0,19	0,00	0,02	0,00	
TP [t/d]	-0,44	0,02	0,17	0,34	0,33	0,35	0,23	0,38	-0,25	-0,18	-0,29	
Büsum	T [°C]	0,87	-0,15	-0,06	-0,54	-0,38	-0,40	-0,51	-0,50	0,25	0,39	0,40
	S [-]	0,31	0,37	0,04	-0,09	-0,40	-0,39	-0,06	-0,13	0,32	0,21	0,36
	NH ₄ [μM]	-0,28	0,18	0,09	0,19	0,08	0,09	0,40	0,29	-0,29	-0,23	-0,35
	NO ₂ [μM]	-0,19	0,24	0,30	0,28	0,03	0,07	0,59	0,40	-0,32	-0,34	-0,43
	NO ₃ [μM]	-0,77	-0,16	-0,12	0,36	0,48	0,48	0,33	0,35	-0,26	-0,36	-0,39
	DIN [μM]	-0,77	-0,13	-0,09	0,37	0,47	0,46	0,38	0,38	-0,29	-0,38	-0,42
	PO ₄ [μM]	0,54	0,12	-0,03	0,02	-0,49	-0,48	0,21	-0,16	-0,15	0,08	-0,09
	Si [μM]	-0,61	-0,01	-0,01	0,42	0,30	0,31	0,50	0,37	-0,41	-0,34	-0,50
	SD [m]	0,54	-0,09	0,12	-0,39	-0,23	-0,23	-0,39	-0,18	0,39	0,32	0,49
	PAR [mol/m2]	0,55	-0,27	-0,03	-0,50	-0,14	-0,16	-0,67	-0,36	0,40	0,39	0,53
CHL [μg/l]	0,16	-0,32	-0,04	-0,20	0,20	0,19	-0,53	-0,33	0,57	0,10	0,51	
Helgoland	T [°C]	1	0,02	0,07	-0,43	-0,54	-0,54	-0,22	-0,42	0,05	0,37	0,23
	S [-]	0,02	1	0,03	0,16	-0,44	-0,42	0,10	-0,11	-0,25	-0,09	-0,25
	NH ₄ [μM]	0,07	0,03	1	0,00	0,19	0,27	0,27	0,48	-0,31	-0,27	-0,39
	NO ₂ [μM]	-0,43	0,16	0,00	1	0,11	0,15	0,42	0,26	-0,02	-0,33	-0,18
	NO ₃ [μM]	-0,54	-0,44	0,19	0,11	1	1,00	0,05	0,55	-0,01	-0,19	-0,10
	DIN [μM]	-0,54	-0,42	0,27	0,15	1,00	1	0,09	0,59	-0,03	-0,21	-0,13
	PO ₄ [μM]	-0,22	0,10	0,27	0,42	0,05	0,09	1	0,51	-0,44	-0,34	-0,53
	Si [μM]	-0,42	-0,11	0,48	0,26	0,55	0,59	0,51	1	-0,41	-0,19	-0,42
	DIA [μg/l]	0,05	-0,25	-0,31	-0,02	-0,01	-0,03	-0,44	-0,41	1	0,11	0,85
	FLAG [μg/l]	0,37	-0,09	-0,27	-0,33	-0,19	-0,21	-0,34	-0,19	0,11	1	0,61
	PPC [μg/l]	0,23	-0,25	-0,39	-0,18	-0,10	-0,13	-0,53	-0,42	0,85	0,61	1

Tab. III: Liste der erwähnten Arten (nach SMEBD, 2009)

Art
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (CASTRACANE) ROUND 1990
<i>Ceratium furca</i> (EHRENBERG 1834) CLAPARÈDE & LACHMANN 1859
<i>Ceratium fusus</i> (EHRENBERG 1834) DUJARDIN 1841
<i>Ceratium horridum</i> (CLEVE 1897) GRAN 1902
<i>Chattonella verruculosa</i> Y. HARA & CHIHARA 1994
<i>Coscinodiscus concinnus</i> W. SMITH 1856
<i>Coscinodiscus wailesii</i> GRAN & ANGST 1931
<i>Dinophysis acuminata</i> CLAPARÈDE & LACHMANN 1859
<i>Dinophysis norvegica</i> CLAPARÈDE & LACHMANN 1859
<i>Echinocardium cordatum</i> PENNANT 1777
<i>Eucampia zodiacus</i> EHRENBERG 1840
<i>Fibrocapsa japonica</i> TORIUMI & TAKANO 1973
<i>Guinardia delicatula</i> (CLEVE) HASLE 1996
<i>Gymnodinium chlorophorum</i> ELBRÄCHTER & SCHNEPF 1996
<i>Karenia mikimotoi</i> (MIYAKE & KOMINAMI <i>ex</i> ODA 1935) G. HANSEN & MOESTRUP 2000
<i>Myrionecta rubra</i> LOHMANN 1908
<i>Noctiluca scintillans</i> (MACARTNEY 1810) KOFOID 1920
<i>Odontella aurita</i> (LYNGBYE) C. A. AGARDH 1832
<i>Odontella sinensis</i> (GREVILLE) GRUNOW 1884
<i>Phaeocystis globosa</i> SCHERFFEL 1899
<i>Prorocentrum triestinum</i> SCHILLER 1918
<i>Pseudonitzschia pungens</i> (GRUNOW <i>ex</i> P. T. CLEVE 1897) HASLE 1993
<i>Triceratium favus</i> EHRENBERG 1840

Danksagung

Als erstes möchte ich den Referenten Prof. Dr. H. STERR und Prof. Dr. R. MAYERLE dafür danken, mir die Möglichkeit eröffnet zu haben, die vorliegende Arbeit anfertigen zu können und das Manuskript zu begutachten. Dr. K.-J. HESSE gilt mein besonderer Dank für die jahrelange Unterstützung meiner Arbeit, die zahllosen Diskussionen und Anregungen und die Hilfe bei der Erstellung des Manuskriptes. Ferner gilt mein Dank Herrn U. CLAUSSEN vom Umweltbundesamt für die finanzielle Förderung des Projektes zur Eutrophierungsbewertung der Deutschen Bucht sowie Dr. U. BROCKMANN von der Universität Hamburg für die kollegiale Zusammenarbeit während der Förderphase. An dieser Stelle auch ein herzliches Dankeschön an Dr. E. RACHOR vom Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung für die Unterstützung bei der Bewertung der Benthosentwicklung.

Für die freundliche Bereitstellung umfangreicher Datensätze möchte ich meinen Dank aussprechen an Herrn M. BERGEMANN von der Wassergütestelle Elbe, Drs. W. HICKEL und J. V. BEUSEKOM von der Biologischen Anstalt Helgoland bzw. dem Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Dr. J. GÖBEL vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein und Dr. M. HANSLIK vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Dank auch an die Herren F. NAST und K. MOTAMEDI für die Bereitstellung von Daten aus dem Deutschen Ozeanographischen Datenzentrum. Darüber hinaus konnten freundlicherweise auch Daten der Flussgebietsgemeinschaft Weser in die Arbeit einfließen, Herr D. NOGA vom Deutschen Wetterdienst in Offenbach stellte meteorologische Daten zusammen und Prof. Dr. F.-W. GERSTENGARBE vom Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung genehmigte dankenswerterweise die Nutzung der meteorologischen Daten der Säkularstation auf dem Telegrafenberg bei Potsdam. Ein Dank geht auch an Prof. Dr. P. JONES für die Erlaubnis, die Daten der Climate Research Unit der University of East Anglia in Norwich (U.K.) auszuwerten. Hier möchte ich auch Dr. M. VISBEK vom Leibniz-Institut für Meereswissenschaften IFM-GEOMAR in Kiel für die Genehmigung danken, Abbildungen über die Nordatlantische Oszillation nutzen zu dürfen. Ferner erteilte Frau L. PACE von der Food and Agriculture Organization in Rom die Erlaubnis für die Publikation der landwirtschaftlichen Produktionsdaten. Ein Dankeschön geht auch an Dr. U. TILLMANN vom Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung für die zur Verfügung gestellte Fotografie und die Überprüfung der Plankton-Taxonomie. Dr. G. FELDMAN vom Goddard Space Flight Center der National Aeronautics and Space Administration in Greenbelt, Maryland (USA) gebührt mein Dank für die Erlaubnis, SeaWiFS-Satellitenbilder publizieren zu dürfen und Dr. R. DOERFFER und Herrn H. KRASEMANN von der Gesellschaft für Kernenergieverwertung in Schiffbau und Schifffahrt sei gedankt für die freundliche Bereitstellung des Landsat7-Bildes. Überdies genehmigte Frau M. WOISIN-MICHELSSEN die Verwendung und Veröffentlichung von Seekartenausügen des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie und Frau A. BACONNAIS-ROSEZ vom Sekretariat der Oslo-Paris Kommission in London stellte eine Übersichtskarte des Konventionsgebietes zur Verfügung.

Zudem möchte ich allen Kollegen im Hause danken, die mich während meiner Arbeit unterstützt haben. Hier gilt mein besonderer Dank Frau B. EGGE, Herrn U. HANSEN und Frau D. KOCH für die unermüdliche Probennahme und Aufbereitung und für die zahlreichen Planktonfotografien sowie Dr. T. TISCHLER für das Korrekturlesen des Manuskriptes und Dr. K. VANSELOW für die Anregungen zur statistischen Auswertung der Daten. Einen besonderen Dank möchte ich Frau A. DÖHREN und Frau I. LADWIG für die Durchsicht des Manuskriptes und die Unterstützung während der Schreibphase aussprechen.

Vielen Dank Ihnen/Euch allen.

Eidesstattliche Erklärung

gem. § 9 der Promotionsordnung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel in der Fassung vom 12. Mai 2009

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass die vorliegende Arbeit unter Einhaltung der Regeln guter wissenschaftlicher Praxis der Deutschen Forschungsgemeinschaft entstanden ist und nach Inhalt und Form von mir in selbständiger Arbeit verfasst wurde. Die vorliegende Arbeit wurde weder ganz noch in Teilen an anderer Stelle für ein Prüfungsverfahren eingereicht. Auszüge wurden bereits durch die folgenden Publikationen veröffentlicht:

BROCKMANN, U., B. HEYDEN, M. SCHÜTT, A. STARKE, D. TOPÇU, K. HESSE, N. LADWIG, H. LENHART, 2002: Assessment criteria for eutrophication areas - emphasis German Bight. Umweltbundesamt Texte 48/03.

COLIJN, F., K.-J. HESSE, N. LADWIG, U. TILLMANN, 2002: Effects of the large-scale uncontrolled fertilisation process along the continental coastal North Sea. Hydrobiologia 484: 133-148.

LADWIG, N., 1997b: Zur Intensitätsverteilung der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) in den Gewässern des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres. Jahresbericht 1996 des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 17-19.

LADWIG, N., K.-J. HESSE, 2001: Eutrophierungsbewertung für die Deutsche Bucht. Jahresbericht 2000 des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 11-13.

LADWIG, N., K.-J. HESSE, U. BROCKMANN, 2002: Eutrophierungsbewertung für die Deutsche Bucht. Proc. 11. Symposium des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie „Aktuelle Probleme der Meeresumwelt“, Hamburg, Juni 2001: 33-50.

LADWIG, N., K.-J. HESSE, F. COLIJN, U. TILLMANN, 2003: Has the eutrophic state of German Wadden Sea waters changed over the past 10 years due to nutrient reduction? ICES Marine Science Symposia 219: 199-207.

Für die Verwendung der amtlichen Seekarte liegt eine schriftliche Erlaubnis des BSH vor. Das OSPAR-Sekretariat gestattete die Ablichtung einer Abbildung zum Konventionsgebiet. Der Abdruck der SeaWiFS-Satellitenbilder wurde von der NASA genehmigt. Die Landsat7-Aufnahme darf nach Absprache mit der GKSS gedruckt werden. Dr. U. TILLMANN stellte eine Planktonfotografie zur Verfügung. Dr. M. VISBEK erlaubte den Abdruck der NAO-Abbildungen und die CRU der University of East Anglia genehmigte die Verwendung der NAO-Daten. Weiterhin liegen schriftliche Genehmigungen für die Veröffentlichung der verwendeten Daten vom DOD, NLWKN, LLUR, DWD und PIK, sowie der ARGE Elbe, FGG Weser und der FAO vor.

gez. NORBERT LADWIG

Meldorf, den 22. November 2009