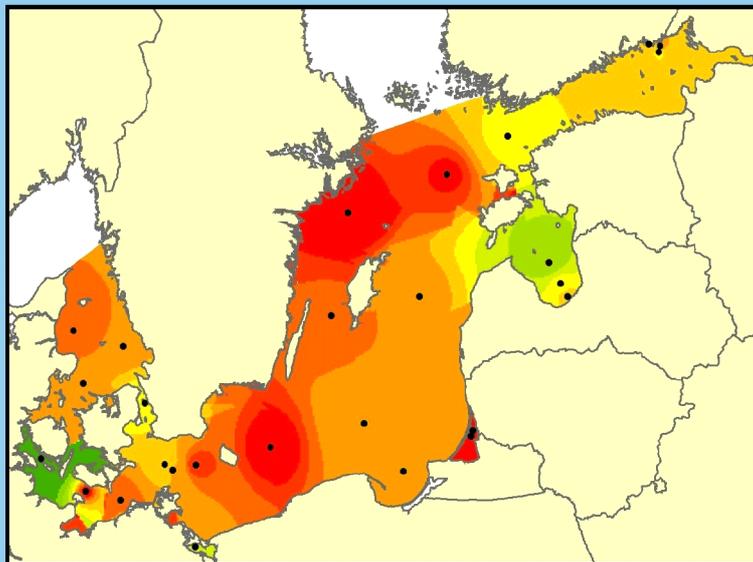


UNIVERSITÄT ROSTOCK



**Darstellung und Analyse räumlicher Verteilungen
des Phytoplanktons in der Ostsee
vor dem Hintergrund
der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie**

Diplomarbeit



Ramona Thamm

Rostock 2004

Weiterbildendes Fernstudium Umweltschutz

UNIVERSITÄT ROSTOCK



**Darstellung und Analyse räumlicher Verteilungen
des Phytoplanktons in der Ostsee
vor dem Hintergrund
der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie**

Diplomarbeit

vorgelegt von: Ramona Thamm

geboren am: in:

Betreuer: PD Dr. Gerald Schernewski,
Dr. Norbert Wasmund

Universität Rostock

Wissenschaftliche Weiterbildung und Fernstudium

eingereicht am: Rostock, 22.11.2004

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	V
1 Einleitung und Zielsetzung	1
2 Untersuchungsgebiet und -methoden	4
2.1 Die Ostsee.....	4
2.2 Daten und Methodik	6
2.2.1 Datengrundlage	6
2.2.2 Räumliche Einschränkung.....	8
2.2.3 Untersuchungsjahre	8
2.2.4 Interpolationsmethodik.....	12
2.3 Die abiotischen Verhältnisse der Ostsee in den Untersuchungsjahren	16
2.4 Nährstoffdynamik und Phytoplankton-Sukzession im Jahresverlauf.....	18
3 Ergebnisse	20
3.1 Räumliche Verteilung der Phytoplankton-Biomasse.....	20
3.2 Räumliche Verteilung funktioneller Phytoplankton-Gruppen.....	23
3.3 Räumliche Verteilung von potenziellen Phytoplankton-Indikatoren	24
3.3.1 Phytoplankton-Gruppen	25
3.3.2 Phytoplankton-Arten	26
3.3.3 Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten und Diatomeen	28
3.3.4 Verhältnis Cyanobakterien und Chlorophyten	31
3.4 Vergleich mit den abiotischen Verhältnissen	32
3.4.1 Bathymetrie	32
3.4.2 Salinität.....	33
3.4.3 Temperatur	34
3.4.4 Anorganische Nährstoffe.....	34
3.5 Vergleich der Phytoplankton-Verteilung mit der Typologie der Ostsee	38
3.6 Vergleich der Phytoplankton-Verteilung mit dem Ökosystemmodell der Ostsee (ERGOM).....	40
4 Diskussion	46
4.1 Methodenkritik	46
4.1.1 Monitoring-Daten.....	46
4.1.2 Statistik.....	47
4.1.3 Interpolation	47
4.1.4 Anforderungen an das Monitoring	48
4.1.5 Auswahl der Untersuchungsjahre vor dem Hintergrund der Blaualgen-Problematik.....	49
4.2 Eignung des Phytoplanktons für die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie.....	52
4.2.1 Phytoplankton.....	52
4.2.2 Funktionelle Phytoplankton-Gruppen	52
4.2.3 Phytoplankton-Gruppen	53
4.2.4 Phytoplankton-Arten	54
4.2.5 Phytoplankton-Verhältnisse	54
4.2.6 Zusammenfassende Beurteilung der Eignung des Phytoplanktons.....	55
4.3 Eignung der Ostseetypologie für die Wiedergabe biologischer Parameter	56
4.4 Evaluierung der biotischen Parameter des Ökosystemmodells ERGOM.....	59
5 Zusammenfassung	61
Danksagung	62
Literaturverzeichnis	63
Anhang	67

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1: Die Ostsee mit den Anrainerstaaten, dem Einzugsgebiet und den Seegebieten (Quelle: HELCOM, verändert)	4
Abb. 2-2: Bathymetrie der Ostsee (TAUBER et al. 1995)	5
Abb. 2-3: Zeitliche Verteilung der Messwerte der Baltic Phytoplankton Database (Quelle: CHARM)	7
Abb. 2-4: Untersuchungsraum mit den CHARM- und HELCOM-Stationen	8
Abb. 2-5: Temperaturverhältnisse des Oberflächenwassers (0-10 m) der Bornholmsee, Linie: monatliche Mittelwerte, Balken: Abweichung vom langjährigen Monatsmittelwert über den dargestellten Zeitraum (Datenquelle: ERGOM – NEUMANN pers. Mittlg.)	9
Abb. 2-6: Temperaturverhältnisse des Oberflächenwassers (0-10 m) der Bornholmsee, Balken: Abweichung vom langjährigen Jahresmittelwert über den dargestellten Zeitraum (Datenquelle: ERGOM – NEUMANN pers. Mittlg.)	10
Abb. 2-7: Ergebnisse des Interpolationsverfahrens IDW mit identischen Parametern, durchgeführt in drei unterschiedlichen Softwarepaketen. In ArcView 3.3 wird die Barriere offensichtlich nicht ausreichend berücksichtigt (vgl. Lolland, Frisches Haff und Kurisches Haff). Bei der Interpolation mit Surfer tritt der „bull’s eye“-Effekt extrem stark hervor. Es wird das Ergebnis von ArcGIS 8.3 bevorzugt.	15
Abb. 3-1: Jährliche mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	20
Abb. 3-2: Saisonale mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	22
Abb. 3-3: Ciliat <i>Mesodinium rubrum</i> und Kieselalge <i>Skeletonema costatum</i> (Quelle: IOW-Fotogalerie pelagischer Mikroalgen, http://www.io-warnemuende.de/research/de_galerie.html)	26
Abb. 3-4: Mittlere Biomasse der Kieselalge <i>Skeletonema costatum</i> im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	27
Abb. 3-5: Mittlere Biomasse des Ciliaten <i>Mesodinium rubrum</i> im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	28
Abb. 3-6: Cyanobakterien mit Heterocysten und Diatomeen (Quelle: IOW-Fotogalerie pelagischer Mikroalgen, http://www.io-warnemuende.de/research/de_galerie.html)	29
Abb. 3-7: Das Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten zu Diatomeen im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	30
Abb. 3-8: Das Verhältnis Cyanobakterien zu Chlorophyten im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	31
Abb. 3-9: Jährliche mittlere Phytoplankton-Biomasse (oben) und jährliche mittlere Salinität (unten) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 19987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	33
Abb. 3-10: Mittlere Biomasse der Diatomeen im Frühjahr (März, April, Mai) (oben) und mittlere Silikat- Konzentration im Frühjahr (unten) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	35
Abb. 3-11: Gegenüberstellung der jährlichen mittleren Phytoplankton-Biomasse der Jahre 1987, 1990 und 1997 und der Ostseetypologie (Datenquelle: CHARM, HELCOM, SCHERNEWSKI & WIELGAT 2004)	40
Abb. 3-12: Jahresmittelwerte des Phytoplanktons im Oberflächenwasser (0-10m), interpoliert aus Messdaten (links) und simuliert mit dem Ostseemodell	

ERGOM (rechts) für die Jahre 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM, NEUMANN pers. Mittlg.)	41
Abb. 3-13: Sommerliche mittlere Biomasse der Cyanobakterien mit Heterocysten (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10m), interpoliert aus Messdaten (links) und simuliert mit dem Ostseemodell ERGOM (rechts) für die Jahre 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM, NEUMANN pers. Mittlg.)	43
Abb. 3-14: Mittlere Biomasse der Diatomeen im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10m), interpoliert aus Messdaten (links) und simuliert mit dem Ostseemodell ERGOM (rechts) für die Jahre 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM; ERGOM: NEUMANN pers. Mittlg.)	44
Abb. 4-1: Blaualgen-Matten in der Ostsee (Quelle: BOING 2004)	50
Abb. 4-2: Jährliche kumulative Verteilung von Akkumulationen stickstoff-fixierender Cyanobakterien (oben) und Interpolation aus Monitoring-Daten (unten) in der Ostsee 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	51

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Beteiligte Institute und Partner der Phytoplankton-Arbeitsgruppe des CHARM-Projektes	6
Tabelle 2-2:	Nach der Temperatur klassifizierte Jahre gegenüber der Anzahl der Phytoplankton-Messwerte	10
Tabelle 2-3:	Anzahl der verarbeiteten Datensätze (DS) in den Ausgangsdatenbanken und in der zusammengeführten Datenbank	12
Tabelle 2-4:	Ergebnisse der Analyse der Interpolationsmethoden mit den verschiedenen Software-Paketen	14
Tabelle 4-1:	Typische Phytoplankton-Verteilungen für alle untersuchten Gruppen, Indikatoren und Arten in den Seegebieten der Ostsee in den Untersuchungsjahren 1987, 1990 und 1997, fett hervorgehoben = zur räumlichen Abgrenzung gut geeignet, KG = Kattegat, BS = Beltsee, AS = Arkonasee, BHS = Bornholmsee, PB = Pommersche Bucht, SH = Stettiner Haff, DB = Danziger Bucht, GS = Gotlandsee, KH = Kurisches Haff, RM = Rigaer Meerbusen, FM = Finnischer Meerbusen, MÜ = Mündungsbereiche, - = kaum Vorkommen, o = unregelmäßiges Vorkommen, + = regelmäßiges Vorkommen mit mittlerer Biomasse, X = regelmäßiges Vorkommen mit hoher Biomasse	56

1 Einleitung und Zielsetzung

Die Ostsee zählt zu den marinen Ökosystemen, die weltweit am stärksten durch die verschiedensten menschlichen Aktivitäten beeinflusst wurden und werden. Aufgrund der starken Belastung durch Nähr- und Schadstoffe hat sie sich bereits sehr verändert (vgl. LOZÁN et al. 1996). Die zunehmende Verschmutzung der Ostsee und ihrer Küstengewässer durch Schadstofffrachten der Flüsse und durch Abwassereinleitungen wurde in den 1960-Jahren zu einem ernsthaften Problem (LÄÄNE 2001). Die deutlichen Veränderungen im Ökosystem führten in zunehmendem Maße zu ausführlichen Umweltbeobachtungen und wissenschaftlichen Untersuchungen der marinen Ökosystemprozesse. Durch diese zahlreichen Forschungsaktivitäten zählt die Ostsee heute zu den bestuntersuchten marinen Ökosystemen.

Zur Verbesserung des ökologischen Zustandes der Ostsee ist die Hinwendung zu großräumigen Managementansätzen dringend notwendig. In diesem Zusammenhang steht auch die Wissenschaft vor neuen Herausforderungen. Neben der Prozessforschung werden zunehmend Fragestellungen zum nachhaltigen Management untersucht. Mit der vorliegenden Arbeit soll ein Beitrag zu dieser umsetzungsorientierten Forschung geleistet werden.

Die Erkenntnis der besonderen Schutzwürdigkeit der Meeresumwelt des Ostseegebietes begründete 1974 die Helsinki-Kommission (HELCOM) an der inzwischen alle Ostseeanrainerstaaten und die EU beteiligt sind. Das Hauptanliegen, die Verringerung der Eutrophierung der Ostsee durch eine 50 %-ige Nährstoffreduzierung (HELCOM 1988), konnte bisher nicht erreicht werden. Der ökologische Zustand der Ostsee ist trotz positiver Entwicklungen der letzten Jahre noch besorgniserregend, vor allem wegen der hohen Algenproduktion infolge übermäßiger Nährstoffeinträge (HELCOM 1998). Für eine wirkungsvolle Durchsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation der Ostsee fehlten bisher verbindliche Instrumente.

Mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie¹ (WRRL) wurde erstmals ein Rahmengesetz etabliert, das einen guten ökologischen Zustand für alle europäischen Gewässer zum Ziel hat. Das gilt auch für die Küstengewässer der Ostsee. Jedoch ist die Begrenzung der WRRL auf 1 Seemeile von der Küste willkürlich und entspricht nicht den natürlichen Prozessen im marinen System. In dieser Hinsicht bleibt die WRRL hinter den Ansätzen der HELCOM, OSPAR² und der Europäischen Strategie der Meere³ zurück. Die Forderung aus der Wissenschaft besteht in einer Ausdehnung der WRRL auf die gesamte Ostsee. Im Gegensatz zum bisherigen Wasserrecht stellt die WRRL dennoch einen Meilenstein in Richtung eines effektiven Gewässerschutzes dar. So werden in der Richtlinie nicht nur die Gewässer (Oberflächengewässer und Grundwasser) selbst sondern auch deren Auenbereiche und Einzugsgebiete bis hin zu den Küstengewässern als Einheit betrachtet. Ebenfalls neu ist die Einbeziehung biologischer Parameter zur Charakterisierung der Gewässertypen. Bisher wurden Wasserkörper ausschließlich morphologisch und physikalisch-chemisch beurteilt. Die Richtlinie berücksichtigt damit stärker als bisher die ökologische Funktion der Gewässer als Lebensraum für unterschiedliche Pflanzen und Tiere und integriert damit auch Ziele des Naturschutzes.

¹ Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Europäische Union 2000)

² OSPAR - Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Nordatlantiks

³ Aus der aktuellen Arbeit der Europäischen Kommission: „Hin zu einer Strategie zum Schutz und zur Erhaltung der Meeresumwelt“ (KOM (2002) 539 endgültig)

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes der Küstengewässer fordert die WRRL die Verbreitung und Zusammensetzung der biologischen Komponenten Phytoplankton, sonstige Gewässerflora und benthische wirbellosen Fauna heranzuziehen (WRRL Anh. V1.1.4). Die Gewässertypologie basiert entsprechend der WRRL auf hydromorphologischen, chemischen und physikalisch-chemischen Komponenten. Diese abiotischen Parameter sollen die Lebensräume der Biozönose abbilden und bis zu einem gewissen Grad die räumliche Verteilung biologischer Komponenten widerspiegeln. Von den geforderten biologischen Qualitätskomponenten stehen für eine Analyse der räumlichen Verteilung in den Küstengewässern und in der offenen See jedoch nur Phytoplankton-Daten in ausreichendem Maße zur Verfügung. Innerhalb des EU-Projektes CHARM (Characterization of the Baltic Sea Ecosystem: Dynamics and Function of Coastal Types) wurde auf Grundlage der WRRL bereits eine Ostseetypologie erarbeitet (SCHERNEWSKI & WIELGAT 2004). Die räumliche Phytoplankton-Verteilung ermöglicht also eine Gegenüberstellung mit der Ostseetypologie in den Küstengewässern und in den Offenwasserbereichen.

In der vorliegenden Arbeit soll mit der Analyse der räumlichen Verteilung des Phytoplanktons und ihrem Vergleich mit der Ostseetypologie ein Beitrag zur Umsetzung der WRRL in der Ostsee geleistet werden. Aufgrund der hohen natürlichen räumlichen und zeitlichen Variabilität ist die Analyse der Phytoplankton-Verteilung sehr schwierig. Ebenso ist über raumzeitliche Phänomene in marinen Ökosystemen noch wenig bekannt.

Für die Darstellung der räumlichen Phytoplankton-Verteilung steht mit der Baltic Phytoplankton Database des CHARM-Projektes erstmals eine Grundlage für alle Küstengewässer der Ostsee zur Verfügung. Ergänzt mit den Daten aus dem Baltic Monitoring Program (BMP) der HELCOM sind räumliche Untersuchungen für die gesamte Ostsee möglich, sowohl für die Küstengewässer als auch für die offene See. Die Interpolation der räumlichen Verteilungen erfolgt mit einem Geo-Informationssystem (GIS). Zunächst sollen „klassische“ Parameter wie Phytoplankton-Biomasse, Chlorophyll-a und Nährstoffe interpoliert und deren Abhängigkeiten untereinander untersucht werden. Anschließend erfolgen differenzierte Untersuchungen mit funktionellen Phytoplankton-Gruppen, Phytoplankton-Arten und Phytoplankton-Indikatoren.

Die Innovation dieser Arbeit ist in der Nutzung von Monitoring-Daten für die Darstellung der räumlichen Phytoplankton-Verteilung für die gesamte Ostsee zu sehen. Bisherige Arbeiten konzentrierten sich auf begrenzte Regionen, untersuchten speziell die räumliche Verteilung der Blaualgen oder basierten vor allem auf Fernerkundungsdaten (WASMUND et al. 1999, KAHRU et al. 1994, SIEGEL et al. 2004). Eine differenzierte Untersuchung der Phytoplankton-Gruppen, -Arten und -Indikatoren hat in dieser Form bisher nicht stattgefunden.

Alternativ zur Auswertung von Monitoring-Daten werden heute räumliche und zeitliche Variabilitäten physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse mit Modellen untersucht. Speziell mit dem am Institut für Ostseeforschung Warnemünde entwickelten Ökosystemmodell der Ostsee (ERGOM) wurden bereits Simulationen zur Nährstoffreduktion (NEUMANN et al. 2002) und Experimente zur Definition von Referenzzuständen (SCHERNEWSKI & NEUMANN in press) durchgeführt.

Die Darstellung räumlicher Verteilungen aus Monitoring-Daten eröffnet die Möglichkeit diese mit den Verteilungsmustern des Modells ERGOM zu vergleichen und zu analysieren.

Zusammenfassend sollen in der vorliegenden Arbeit folgende Forschungsfragen behandelt werden:

- Sind Interpolationen auf der Basis von Daten des Phytoplankton-Monitorings methodisch möglich und sinnvoll? Welche Defizite zeigt die Datengrundlage und welche Anforderungen ergeben sich an das Monitoring im Sinne der WRRL?
- Sind aus der räumlichen Phytoplankton-Verteilung flächenhafte Abgrenzungen im Sinne der WRRL ableitbar?
- Findet sich die räumliche Verteilung des Phytoplanktons in der Ostseetypologie wieder?
- Wie gut gibt das Modell ERGOM die räumliche Verteilung des Phytoplanktons wieder?

Für die Beantwortung der oben genannten Fragen werden mit den derzeit bestmöglichen Monitoring-Daten die räumlichen Verteilungsmuster des Phytoplanktons, der Phytoplankton-Gruppen sowie ausgewählter Phytoplankton-Indikatoren und -Arten in der gesamten Ostsee untersucht.

2 Untersuchungsgebiet und -methoden

2.1 Die Ostsee

Die Ostsee ist ein Nebenmeer des Atlantischen Ozeans. Mit einer Fläche von 413 000 km², einem Wasservolumen von 21 600 km³ und einer mittleren Tiefe von 52 m ist sie das größte Brackwassermeer der Erde. Ihr Einzugsgebiet ist etwa viermal so groß wie ihre Wasserfläche (vgl. Abb. 2-1). Das Einzugsgebiet wird durch zahlreiche Fließgewässer in die Ostsee entwässert. Zu den größten Flüssen in der Reihenfolge ihres langjährigen mittleren Abflusses gehören Neva (Finnischer Meerbusen), Wisła (Danziger Bucht), Daugava (Rigaer Meerbusen), Nemunas (Kurisches Haff), Oder (Pommersche Bucht), Göta älv (Kattegat) und Kemijoki (Bottenwiek). Die beträchtliche Flusswasserzufuhr und die Niederschläge bewirken eine Richtung Nordsee orientierte Strömung mit ausströmendem salzarmen Oberflächenwasser und einströmendem salzreichen Tiefenwasser. Dabei ist der Ausstrom (ca. 950 km³/a) größer als der Einstrom (ca. 470 km³/a).

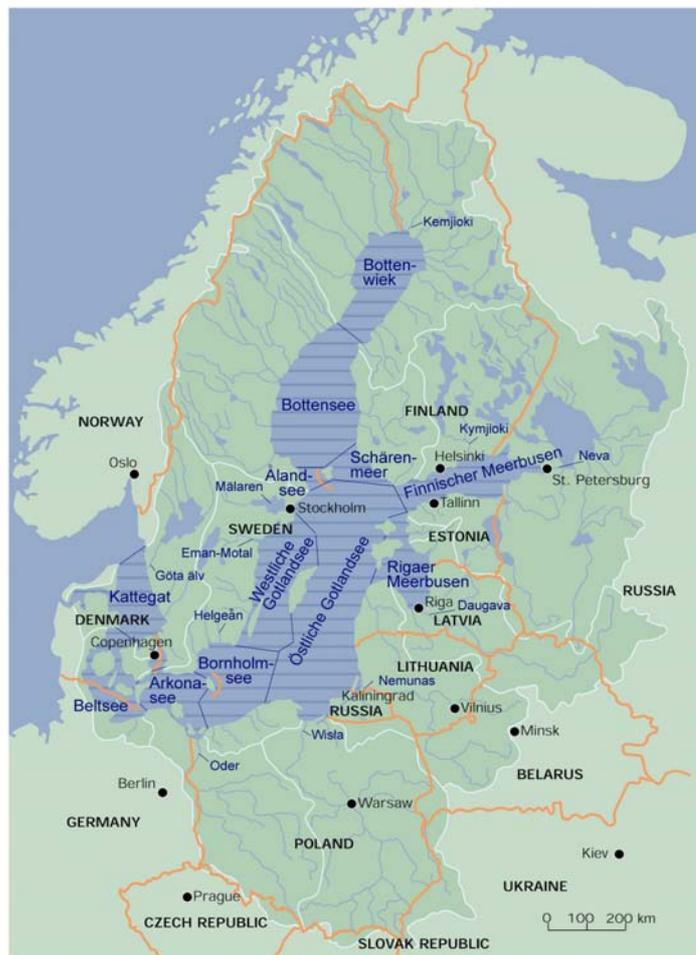


Abb. 2-1: Die Ostsee mit den Anrainerstaaten, dem Einzugsgebiet und den Seegebieten (Quelle: HELCOM, verändert)

Der Wasseraustausch zwischen Ostsee und Nordsee wird durch schmale Durchlässe stark eingeschränkt und vollzieht sich ausschließlich über die flachen Belte und den Sund. Dabei stellen die Darßer Schwelle zwischen der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst und der dänischen Insel Falster mit 18 m Tiefe und die Drogden-Schwelle zwischen Dänemark und Schweden mit 7 m Tiefe die letzten ent-

scheidenden Hindernisse für das Einströmen salz- und sauerstoffreichen Tiefenwassers in die Ostsee dar. Folgen dieses eingeschränkten Wasseraustausches sind lange Verweilzeiten des Ostseewassers, das im Mittel nur alle 25-35 Jahre ausgetauscht wird.

Die Bathymetrie der Ostsee wird durch weitgehend separate Teilbecken (z. B. Arkona-, Bornholm-, Gotland-Becken) unterschiedlicher Tiefe charakterisiert (vgl. Abb. 2-2). Die Becken sind durch Schwellen (z. B. Darßer-, Åland-Schwelle) voneinander getrennt. Dieses Bodenrelief wirkt sich in besonderer Weise auf die hydrographischen und ökologischen Verhältnisse aus. Die kaskadenartige Aneinanderreihung von Schwellen- und Beckenbereichen mit von West nach Ost zunehmender Tiefe bestimmt die Ausbreitung des von der Nordsee am Boden episodisch einströmenden salz- und sauerstoffreichen Tiefenwassers.

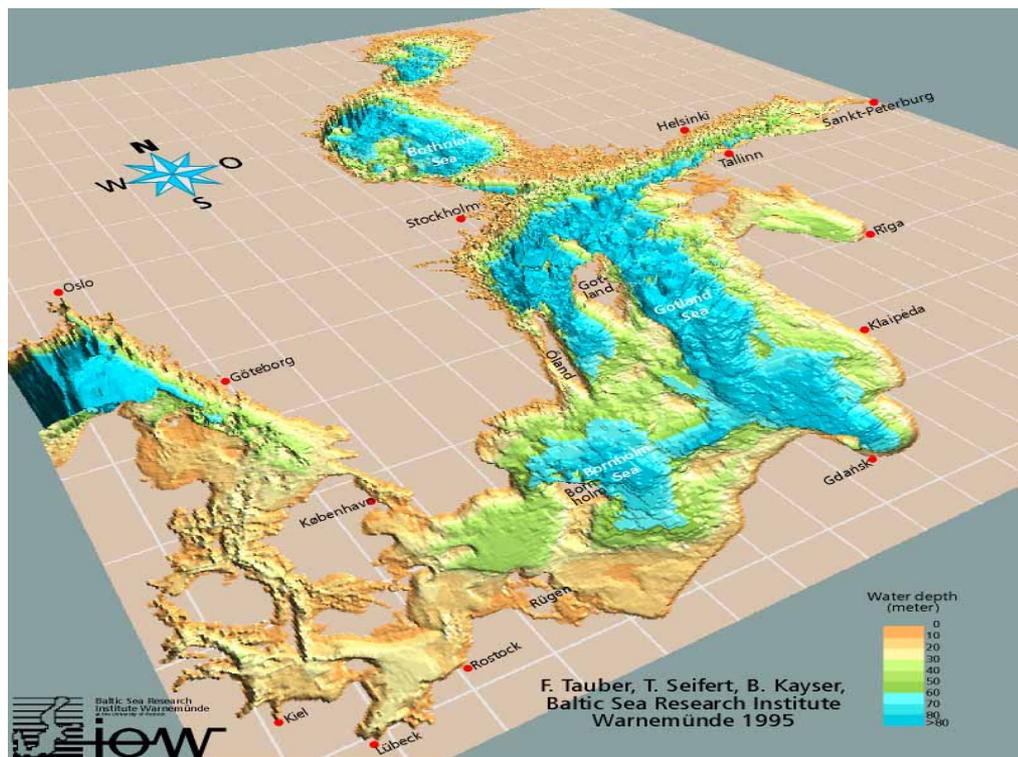


Abb. 2-2: Bathymetrie der Ostsee (TAUBER et al. 1995)

Die vertikale Schichtung der Ostsee ist durch eine stabile Dichtesprungschicht gekennzeichnet, die das schwerere salzreiche Tiefenwasser von dem leichteren salzarmen Oberflächenwasser trennt. Das hat zur Folge, dass das Tiefenwasser nur durch den horizontalen Zustrom effektiv erneuert werden kann. Dieser Zustrom ist jedoch durch die oben beschriebene Beckenstruktur der Ostsee eingeschränkt. In der Konsequenz entstehen im Tiefenwasser zeitweilig stagnierende Bedingungen. Das aus dem Oberflächenwasser absinkende, abgestorbene organische Material führt durch den biochemischen Abbau unterhalb der Sprungschicht zur Sauerstoff-Zehrung. Bei lang andauernder Stagnation kann ein sauerstofffreier Zustand entstehen, der mit der Bildung von lebensfeindlichem Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser einhergeht.

Die Bezeichnung der Seegebiete der eigentlichen Ostsee ist überwiegend auf die Beckenstruktur zurückzuführen. Sie setzt sich aus der Arkona- und Bornholmsee sowie der Östlichen und Westlichen Gotlandsee zusammen (vgl. Abb. 2-1 und Abb. 2-2).

2.2 Daten und Methodik

Auf der Basis von Monitoring-Daten wurde mit einem Geo-Informationssystem die räumliche Verteilung des Phytoplanktons interpoliert. In einem ersten Schritt wurden die räumlichen Verteilungen klassischer abiotischer Parameter und der Nährstoffe sowie der Chlorophyll-a-Konzentration und der Phytoplankton-Biomasse dargestellt. Diese Arbeiten dienen der Absicherung der Methodik und ermöglichen zudem die Analyse der grundlegenden Abhängigkeiten zwischen diesen Parametern. Im Gegensatz zu bereits vorhandenen räumlichen Verteilungen, wie sie z. B. am Department of Systems Ecology, Stockholm University entwickelt wurden, ist die räumliche Auflösung für die gesamte Ostsee weit höher. In einem weiteren Schritt wurde die Verteilung funktioneller Phytoplankton-Gruppen, möglicher Phytoplankton-Indikator-Arten und Phytoplankton-Indizes interpoliert. Die Ausprägung der Verteilungsmuster wurde analysiert und die Ergebnisse mit der Ostseetypologie und dem Ostseemodell ERGOM verglichen (vgl. Arbeitsplan Anhang A-1).

2.2.1 Datengrundlage

Das EU-Projekt CHARM (Characterization of the Baltic Sea Ecosystem: Dynamics and Function of Coastal Types) führt internationale Begleitforschung zur Umsetzung der WRRL in den Küstengewässern der Ostsee durch. Mit der Zusammenführung nationaler und internationaler Monitoring-Daten für die Küstengewässer der Ostsee ist durch die Phytoplankton-Arbeitsgruppe (Work package 2) die entscheidende Grundlage für die Durchführung der vorliegenden Arbeit geschaffen worden. Die beteiligten Institute der Projektpartner sind in Tabelle 2-1 aufgeführt.

Tabelle 2-1: Beteiligte Institute und Partner der Phytoplankton-Arbeitsgruppe des CHARM-Projektes

Land	Institut		verantwortliche Bearbeiter
EC, Italy	Joint Research Center, Institute of Environment and Sustainability, Ispra	JRC	Anna-Stiina Heiskanen (WP leader), Ana Cristina Cardoso
Denmark	National Environmental Research Institute	NERI	Peter Henriksen
Estonia	Estonian Marine Institute	EMI	Andres Jaanus
Finland	Finnish Environment Institute	SYKE	Pirkko Kauppila, L. Lepistö, Arjen Raateland
Germany	University of Rostock		Hendrik Schubert, Sigrid Sagert
Germany	Baltic Sea Research Institute, Warnemünde	IOW	Norbert Wasmund
Latvia	Institute of Aquatic Ecology, University of Latvia	IAE	Ingrida Purina, Iveta Ledaine
Lithuania	Coastal Research and Planning Institute, Klaipeda University	CORPI	Renata Pilkaityte, Zita Gasiunaite, Arturas Razinkovas
Lithuania	Centre of Marine Research, Klaipeda	CMR	Irina Olenina
Poland	Sea Fisheries Institute, Gdynia	MIR	Slavomira Gromisz, Zbigniew Witek, Elzbieta Niemkiewicz

Durch die Phytoplankton-Arbeitsgruppe wurden die nationalen und internationalen Phytoplankton-Daten begutachtet und qualitativ bewertet. Dazu wurden verschiedenste Metadaten zur räumlichen und zeitlichen Verteilung, zur Qualität der Laborauswertung sowie zur Verfügbarkeit abiotischer Parameter beurteilt (vgl. HEISKANEN & CARDOSO 2002, CHARM 2001). Eine umfangreiche Prüfung fand zur

taxonomischen Identifikation der Arten statt. Dadurch konnten die Artenlisten homogenisiert und Synonyme herausgefiltert werden. Als Ergebnis wurden die ausgewählten Phytoplankton-Daten in der Baltic Phytoplankton Database zusammengeführt. Mit dieser Phytoplankton-Datenbank ist eine übertragende Datengrundlage geschaffen worden, die ostseeweit detaillierte Phytoplankton-Daten (bis zur Artenebene) der Küstengewässer der letzten 20-30 Jahre, verknüpft mit physikalischen und chemischen (Nährstoff-) Daten, enthält. zusammensetzen

Die Baltic Phytoplankton Database besteht aus nationalen Monitoring-Daten der Länder Dänemark, Deutschland, Estland, Finnland, Lettland, Litauen und Polen. Schwedische Daten standen leider nicht zur Verfügung. Die zeitliche Analyse der Datenbank (vgl. Abb. 2-3) zeigt eine Zunahme der Anzahl der Stationen und Messwerte mit Beginn der 1980-er Jahre. Die abfallende Anzahl ab Ende der 1990-er Jahre resultiert aus der großen Zahl noch nicht freigegebener Daten.

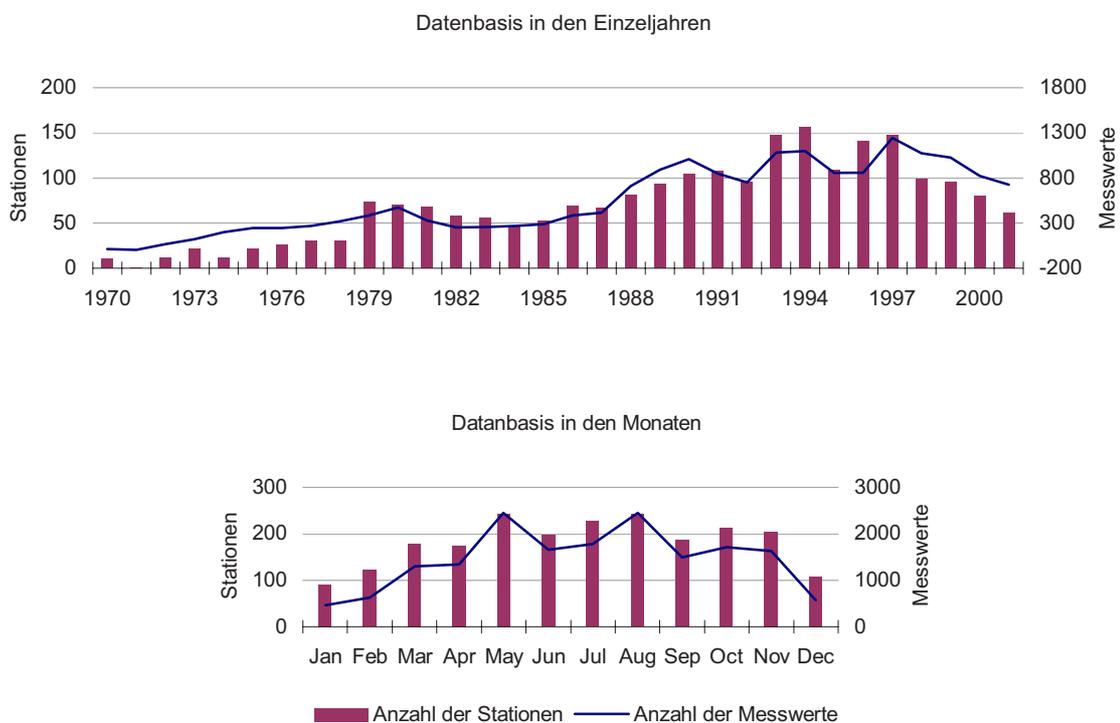


Abb. 2-3: Zeitliche Verteilung der Messwerte der Baltic Phytoplankton Database (Quelle: CHARM)

Die Analyse der räumlichen Verteilung der Daten (vgl. Abb. 2-4) offenbarte, dass die Stationen vorwiegend in den küstennahen Bereichen konzentriert sind. Für die Abdeckung der offenen Ostsee wurden deshalb Daten aus dem Baltic Monitoring Program (BMP) der HELCOM hinzugezogen, die der Datenbank des Institutes für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) entnommen wurden. Die marinen Umweltbeobachtungsdaten der HELCOM werden auf der Basis vereinbarter Richtlinien für das BMP gesammelt und sichern damit ebenfalls die Vergleichbarkeit der Daten.

Durch die Kombination der Baltic Phytoplankton Database mit den HELCOM-Daten konnte eine einmalige Datengrundlage geschaffen werden, die Phytoplankton-Daten sowohl im Küstebereich als auch in der offenen See umfasst. Andere Datenbanken, wie z. B. die schwedische Baltic Environmental Database, enthalten lediglich Chlorophyll-a-Konzentrationen und kaum Phytoplankton-Arten.

2.2.2 Räumliche Einschränkung

Der eigentlichen Arbeit ging eine umfangreiche Untersuchung hinsichtlich der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Messdaten voraus. Die erste Sichtung der Daten ergab, dass die Stationen der CHARM-Datenbank vorwiegend in Küstennähe gelegen sind. Die Stationen vor der schwedischen Küste fehlen komplett (Abb. 2-4). Aus diesem Grund wurde die Datenbasis mit Daten aus dem Baltic Monitoring Programm (BMP) der HELCOM ergänzt. So wurde eine Punktdichte erreicht mit der vom Kattegat bis zum Finnischen Meerbusen Interpolationen durchgeführt werden können. Der Untersuchungsraum erstreckt sich somit von West nach Ost über folgende Seegebiete: Kattegat, Beltsee, Arkonasee, Bornholmsee, Westliche und Östliche Gotlandsee, Rigaer und Finnischer Meerbusen (vgl. Abb. 2-4).

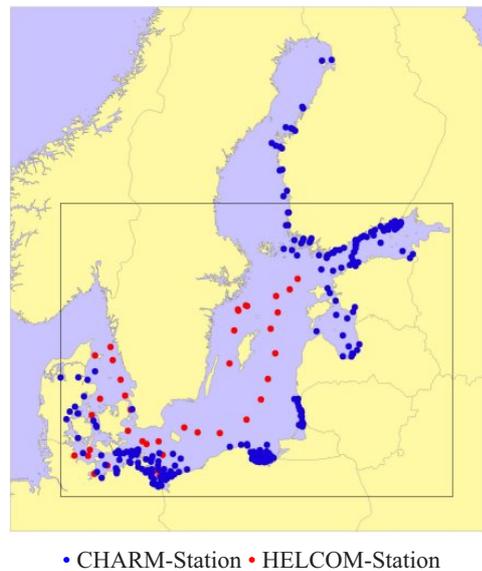


Abb. 2-4: Untersuchungsraum mit den CHARM- und HELCOM-Stationen

2.2.3 Untersuchungsjahre

In den räumlichen Darstellungen (Anhang B-1 bis 3) der jährlich zur Verfügung stehenden ostseeweiten Messdaten ist zu erkennen, dass die Datenbasis der 1970-er Jahre räumlich und zeitlich noch sehr dünn ist. In diesem Zeitraum fanden nur wenige nationale Messungen hinsichtlich des Phytoplanktons statt und das BMP der HELCOM ist noch nicht installiert. Ab 1979 nehmen die Messungen zu, das Baltic Monitoring Programm läuft an. Die Sichtung der Daten führte dazu, dass sich die Arbeit auf die 1980-er und 90-er Jahre konzentriert.

Auswahl der Untersuchungsjahre

Aus dem oben eingeschränkten Zeitraum wurden die Jahre 1987, 1990 und 1997 ausgewählt, in denen die räumliche Phytoplankton-Verteilung beispielhaft untersucht wurde.

Als Kriterium wurde die Temperatur ausgewählt, wodurch insbesondere die Temperaturabhängigkeit der sommerliche Blaualgen-Entwicklung berücksichtigt werden konnte. Mit der Auswahl von Jahren

mit einem jeweils kalten, warmen und normalen Sommer sollte eine besonders signifikante Untersuchung erreicht werden. Zur Vereinfachung werden im weiteren Text solche Jahre und Jahreszeiten als kalt bzw. warm definiert, die deutlich unter bzw. über dem langjährigen Mittelwert liegen. Jahre bzw. Jahreszeiten, die geringfügig um den langjährigen Mittelwert schwanken werden als normal bezeichnet. Die Vorgehensweise, die zur Auswahl der Beispieljahre geführt hat, soll im Folgenden dargelegt werden:

Die Abb. 2-5 zeigt die Temperaturverhältnisse des Oberflächenwassers der Bornholmsee für die Jahre 1980 bis 2003. Die Daten wurden dem Ökosystemmodell der Ostsee ERGOM entnommen, das die meteorologischen Daten des Wettervorhersagemodells HIRLAM des Deutschen Wetterdienstes enthält. Die Linie zeigt die monatlichen Mittelwerte, die grauen Balken kennzeichnen die Abweichung vom durchschnittlichen Monatsmittelwert über den dargestellten Zeitraum. Aus dem Jahresverlauf lassen sich die Jahre mit den höchsten, niedrigsten und durchschnittlichen sommerlichen Monatsmittelwerten ablesen. Spitzenwerte mit Monatsmitteltemperaturen ab 21,5 °C Wassertemperatur wurden jeweils im August der Jahre 1994 (21,7 °C), 1995 (21,5 °C) und 1997 (21,9 °C) erreicht. In kalten Sommern war die erreichte maximale Wassertemperatur sehr niedrig. Das betrifft die Jahre 1987 (17,2 °C), 1993 (16,4 °C) und 1998 (17,0 °C). Jahre mit normalen Sommern waren 1986 (20,2 °C), 1990 (20,3 °C) und 2001 (20,3 °C).

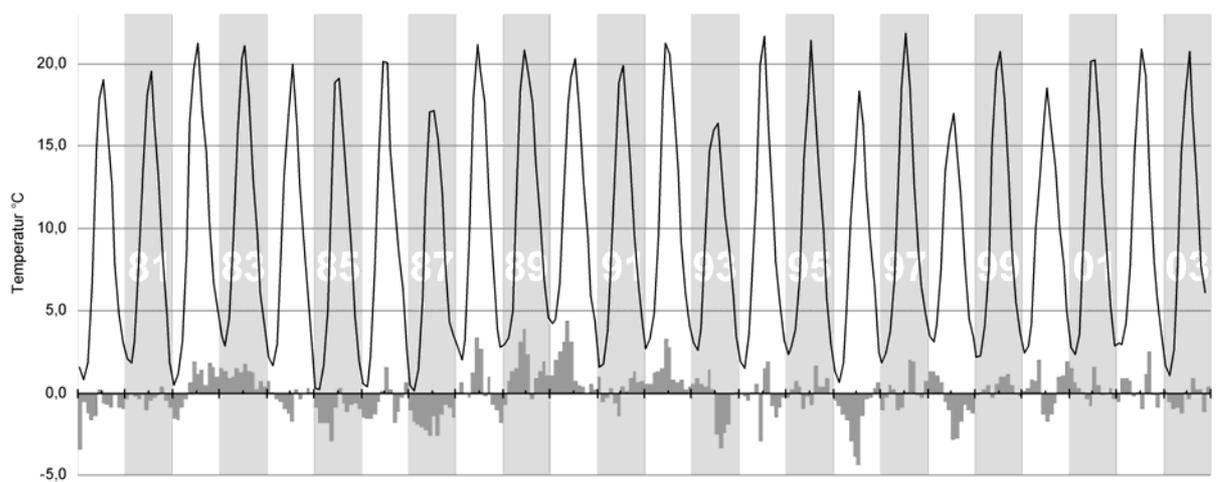


Abb. 2-5: Temperaturverhältnisse des Oberflächenwassers (0-10 m) der Bornholmsee, Linie: monatliche Mittelwerte, Balken: Abweichung vom langjährigen Monatsmittelwert über den dargestellten Zeitraum (Datenquelle: ERGOM – NEUMANN pers. Mittlg.)

Zusätzlich zu den sommerlichen maximalen Monatsmittelwerten wurden bei den ausgewählten Jahren die Abweichung der Jahresmitteltemperatur vom langjährigen Jahresmittelwert herangezogen (vgl. Abb. 2-6). Dadurch wird deutlich, dass Jahre mit warmen Sommern nicht zwangsläufig warme Jahre sind. Die winterlichen Temperaturverhältnisse beeinflussen entscheidend den Jahresmittelwert. In dem betrachteten Zeitraum sind 1987 das kälteste, 1990 das wärmste und 1997 ein durchschnittliches Jahr.

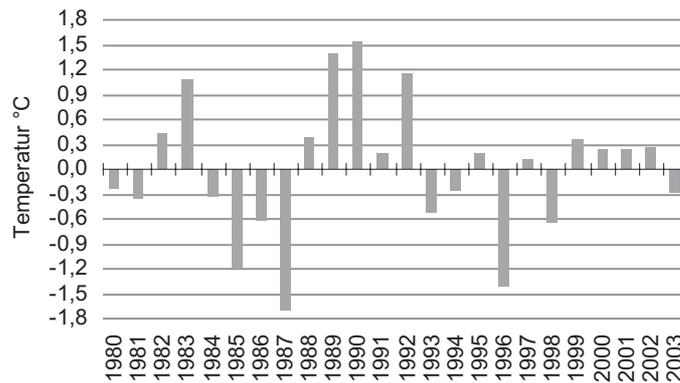


Abb. 2-6: Temperaturverhältnisse des Oberflächenwassers (0-10 m) der Bornholmsee, Balken: Abweichung vom langjährigen Jahresmittelwert über den dargestellten Zeitraum (Datenquelle: ERGOM – NEUMANN pers. Mittlg.)

Die mittleren Wassertemperaturen der Frühjahrs- und Sommersaison wurden ebenfalls bestimmt und den Abweichungen vom langjährigen Mittel gegenübergestellt (Tabelle 2-2). Dadurch ist eine allgemeine Einschätzung der Temperaturverhältnisse innerhalb der Saison möglich.

Letztendlich wurden noch die in den einzelnen Jahren zur Verfügung stehenden Messwerte hinzugezogen, um aus den vorausgewählten Jahren, das Jahr mit der bestmöglichen Datenlage zu ermitteln. Das Jahr 1987 wurde trotz ungünstiger Datensituation ausgewählt, da es sich hierbei um ein außergewöhnlich kaltes Jahr mit ganzjährig negativen Abweichungen vom Monatsmittel handelt. Die einzelnen Parameter, die zur endgültigen Festlegung der Untersuchungsjahre führten, sind in Tabelle 2-2 zusammengefasst und die ausschlaggebenden Werte hervorgehoben.

Tabelle 2-2: Nach der Temperatur klassifizierte Jahre gegenüber der Anzahl der Phytoplankton-Messwerte

Klassifizierung			Jahr	Monatsmittel	Mitteltemperatur		Abweichung vom langjährigen Mittel		Anzahl der Messwerte
Frühjahr	Sommer	Jahr		Maximaltemperatur im Sommer [°C]	Frühjahr (MAM) [°C]	Sommer (JJAS) [°C]	Frühjahr [°C]	Sommer [°C]	
normal	warm	normal	1994	21,7	4,6	17,3	0,1	-0,1	1099
			1995	21,5	4,6	17,7	0,1	0,3	856
			1997	21,9	4,4	18,2	-0,1	0,8	1244
warm	normal	warm	1986	20,1	3,3	17,4	-1,2	0,0	890
			1990	20,3	7,9	18,6	3,3	1,2	1008
			2001	20,3	4,5	17,7	0,0	0,3	725
kalt	kalt	kalt	1987	17,2	2,4	15,4	-2,1	-2,0	415
			1993	16,4	5,3	15,4	0,8	-2,0	1081
			1998	17,0	4,9	15,3	-0,4	-2,1	-0,6

Festlegung der Saison

„Erfahrungsgemäß kommen im gesamten Untersuchungsgebiet jährlich drei Blüten vor (Frühjahrsblüte, Sommerblüte, Herbstblüte), die aber aufgrund des immer noch zu weitabständigen Probenahme-rhythmus nur selten zum Zeitpunkt ihrer maximalen Ausprägung angetroffen werden“ (WASMUND et al. 1998a). Aufgrund dessen erscheint es im Rahmen dieser Arbeit sinnvoller, die mittlere Biomasse innerhalb einer Saison zu betrachten, wobei sich die Saisons an der Phytoplankton-Entwicklung orientieren und sich in Frühjahrs-, Sommer- und Herbstsaison aufteilen. Der Beginn und der Verlauf einer jeden Saison ist in den verschiedenen Seegebieten unterschiedlich und sowohl von der Erwärmung des Oberflächenwassers als auch von ausreichenden Lichtverhältnissen abhängig. Der Erwärmung des Wasserkörpers folgend wandern die Saisons gleichermaßen von West nach Ost und von Süd nach Nord durch die Ostsee.

Für die Untersuchung wurde aus der zeitlichen Dynamik des Algenwachstums das Zeitfenster für die Arkona- und Bornholmsee herausgegriffen und für dieses die Frühjahrs- und Sommersaison bestimmt. Nach HELCOM (1996) ist die Frühjahrssaison im Seegebiet Kattegat und Beltsee von Februar bis April und die Sommersaison für Mai bis August definiert. In der eigentliche Ostsee findet die Frühjahrssaison von März bis Mai und die Sommersaison von Juni bis September statt. Als Grenze zwischen den Seegebieten gilt die Darßer Schwelle.

Im Folgenden soll geprüft werden, ob die Saisondefinitionen der HELCOM für die Arkona- und Bornholmsee für die geplante Untersuchung ausreichend sind.

Eine Grundvoraussetzung für das Einsetzen des Algenwachstums ist eine stabilisierte Wassersäule. Nach der Temperaturhypothese von WASMUND et al. (2000) dauert die Erwärmung des Oberflächenwasser nach einem kalten Winter länger als nach einem milden Winter. In einem kalten Winter fällt die Temperatur des Oberflächenwassers unter die Temperatur des Dichtemaximums des Wassers (2,3 bis 2,4 °C für die südliche Ostsee). Nach einem kalten Winter kommt es infolgedessen bei einer Erwärmung des Oberflächenwassers zu einer Zirkulation bis zur permanenten Dichtesprungschicht (Pyknokline). Diese Zirkulation dauert an bis die Temperaturen des Wasserkörpers oberhalb der Pyknokline homogenisiert sind. Durch weitere Erwärmung setzt eine erste schwache Stabilisierung der oberen Wasserschicht als Beginn der thermoklinen Schichtung ein. Damit ist eine Voraussetzung für den Start der Frühjahrsblüte erreicht. Wie lang dieser Erwärmungsprozess dauert ist abhängig von der Tiefenlage der Dichtesprungschicht (Arkonasee 30-40 m, Bornholmsee 50-60 m (WASMUND et al. (2000)). Eine größere Wassersäule oberhalb der Pyknokline braucht entsprechend länger für die Erwärmung. Nach einem milden Winter ist das Oberflächenwasser nicht kälter als die Temperatur des Dichtemaximums. Dadurch ist die Wassersäule oberhalb der Pyknokline noch stabil und es besteht bereits eine Temperaturschichtung mit dem wärmsten Wasser an der Oberfläche. Nach dem milden Winter wird nur die vergleichsweise geringmächtige Wassersäule erwärmt. Das bedeutet die Frühjahrsblüte beginnt sobald die Lichtverhältnisse ausreichen.

Die seit den 1990-er Jahren zunehmend milden Winter führten zu der Vermutung, dass eine Tendenz zu einer Vorverlegung der Frühjahrsblüte in der eigentlichen Ostsee besteht (WASMUND pers. Mittlg.). Aufgrund dessen wurde die Datenbank auf erste erhöhte Biomassen in der Arkona- und Bornholmsee geprüft. Es wurden keine Werte vor Anfang März gefunden. Daraus wurde geschlussfolgert, dass innerhalb des ausgewählten Seegebietes keine signifikante Algenentwicklung im Februar zu erwarten ist. Zumeist lassen die meteorologischen und hydrographischen Bedingungen keine Blüte im Februar zu. Voraussetzungen dafür wären ein milder Winter, ausreichende Lichteinstrahlung und schwache

Windverhältnisse. Die frühesten Wachstumsschübe der Algen wurden bisher in der ersten Märzhälfte in der Arkonasee beobachtet.

Aus der Interpretation der zahlreichen Daten und Auswertungen wurde für die Arkona- und Bornholmsee die Frühjahrssaison von März bis Mai festgelegt und die Sommersaison von Juni bis September. Damit stimmt die Frühjahrs- und Sommersaison mit der Saisondefinition der HELCOM für die eigentliche Ostsee überein.

2.2.4 Interpolationsmethodik

Statistik

Die Verarbeitung der Datenbanken sowie die statistischen Berechnungen erfolgten mit dem Geo-Informationssystem (GIS) ArcView 3.3. Ein entscheidender Vorteil in der Nutzung eines GIS besteht neben der komfortablen Datenbankverarbeitung in der Möglichkeit, Probleme und Fragestellungen sofort räumlich verorten und damit besser prüfen und bewerten zu können.

Zur Reduzierung des Rechenaufwandes mit den großen Datenmengen der Baltic Phytoplankton Database und den Daten des BMP wurden zunächst die Daten auf die Untersuchungsjahre 1987, 1990 und 1997 eingeschränkt. Die abiotischen Parameter wurden getrennt von den Artendaten verarbeitet. Die Verbindung zwischen der Abiotik-Datenbank und der Arten-Datenbank wurde über Schlüsselfelder gesichert. Die verarbeitete Datenmenge und deren Zusammensetzung geht aus Tabelle 2-3 hervor.

Tabelle 2-3: Anzahl der verarbeiteten Datensätze (DS) in den Ausgangsdatenbanken und in der zusammengeführten Datenbank

		Abiotik	Arten	Stationen
CHARM (Baltic Phytoplankton Database)	DS insgesamt	14 365	309 881	
	DS 1987, 1990, 1997	2 032	45 077	
HELCOM (BMP)	DS insgesamt	25 269	74 128	
	DS 1987, 1990, 1997	2 327	13 445	
Gesamt-Datenbank	DS 1987, 1990, 1997 ohne doppelte Stationen und Messwerte, auf 0-10 m Tiefe gemittelt	4 004	45 964	304 (176 innerhalb 1 sm nach WRRL)

Die kombinierte Datengrundlage hatte zur Folge, dass zum einen Stationen nicht einheitlich bezeichnet waren und zum anderen teilweise doppelt in den verschiedenen Datenbanken vorlagen. Es gab Stationsnamen der CHARM-Datenbank, der HELCOM (BMP), nationale Bezeichnungen und Bezeichnungen der Terminfahrten. Für die statistische Auswertung waren jedoch unbedingt einheitliche Namen erforderlich. Für die Vereinheitlichung der Stationsbezeichnungen wurde hierarchisch vorgegangen. In der Reihenfolge CHARM-Station, BMP-Station, nationale Station, Terminfahrtstation wurden die Bezeichnungen umgearbeitet. Die Stationen von Sonderterminfahrten hatten meist keine Bezeichnung. Diese wurden über eine räumliche Analyse in einem 500m Puffer entweder bereits vorhandenen Stationen (CHARM, BMP) zugeordnet oder durch eine Kodierung eindeutig bezeichnet. Dop-

pelte Messwerte wurden über eine räumliche und zeitliche Analyse unter Einbeziehung der Messtiefe ermittelt und entfernt. Die Überprüfung der Stationen hatte den Vorteil, dass dabei Fehler bei Bezeichnungen und Koordinaten aufgedeckt und korrigiert werden konnten. Fehlerhafte Daten wurden entfernt.

Für die Untersuchung wurden generell nur Messwerte aus 0-10 m Wassertiefe berücksichtigt. Die a-biotischen und Chlorophyll-a-Messwerte wurden über die Wassersäule gemittelt. Die Phytoplankton-Biomasse der einzelnen Arten wurde aufsummiert.

Die Kalkulation der jährlichen und saisonalen Mittelwerte erfolgte zum Ausgleich der variablen zeitlichen Verteilung der Messwerte jeweils über Monat/ Quartal/ Jahr bzw. Monat/ Saison.

Interpolationsverfahren

Interpolationsverfahren bieten die Möglichkeit aus unregelmäßig verteilt, punktuell vorliegenden Messdaten eine kontinuierliche Flächendarstellung zu entwickeln. Für die Erstellung solcher Flächen werden durch Interpolation auf einem mehr oder weniger dichten Gitternetz (Grid) Zwischenwerte berechnet. So können Daten verdichtet, aber auch zufällige Messwerte geglättet werden. Das Interpolationsverfahren hat einen großen Einfluss auf die Qualität der Ergebnisse. Das optimale Verfahren gibt es jedoch nicht. Abhängig von den Ausgangsdaten und der Zielrichtung eignen sich unterschiedliche Verfahren. Je größer die Dichte der Ausgangsdaten, desto ähnlicher werden die Ergebnisse der unterschiedlichen Verfahren.

In einer umfangreichen Testphase wurde für die vorliegende Problemstellung das geeignete Interpolationsverfahren mit den zur Verfügung stehenden unterschiedlichen Software-Paketen ermittelt. Dafür wurden wesentliche Anforderungen formuliert. Das Interpolationsverfahren sollte:

- mit einem GIS-kompatiblen Datenformat erfolgen,
- ein exakter Interpolator sein
(d. h. an den Stationen stimmen die gemessenen Werte mit dem interpolierten Wert überein),
- Inseln und Küstenlinien als Barriere verwenden,
- außerhalb der Punkteverteilung extrapolieren können,
- eine Auflösung von 1 000 m Zellgröße verarbeiten
- und dabei mit einer vertretbaren Rechenzeit auskommen.

Ein oft empfohlenes Interpolationsverfahren ist das Kriging, das in vielen Fällen zu bestangepassten Oberflächen führt. Die Besonderheit dieses geostatistischen Verfahrens besteht darin, dass der eigentlichen Interpolation eine räumliche Analyse (Variogramm-Analyse) der Messpunkte vorausgeht. Auf diese Weise ist das Verfahren sehr flexibel und kann sehr gut an die Datenlage angepasst werden. Das Variogramm bietet die Möglichkeit, die mit wachsendem Abstand zunehmende Variabilität zwischen den Messungen abzuschätzen. Die im Variogramm ermittelte räumliche Abhängigkeit wird bei der Gewichtung der Messwerte während der Interpolation berücksichtigt. Das Kriging-Verfahren ist jedoch nicht geeignet, wenn die Datenbasis zu dünn ist bzw. die Punktverteilung sehr unregelmäßig ist. In solchen Fällen kann keine angemessene Qualität der Variogramme und somit keine statistisch abgesicherte Regionalisierung erreicht werden. Nach ausführlichen Tests mit verschiedenen Kriging-Verfahren musste festgestellt werden, dass für diese Methode die vorliegende Datengrundlage mit 40-180 Messpunkten bei einer sehr unregelmäßigen Streuung nicht ausreichend ist.

Tabelle 2-4: Ergebnisse der Analyse der Interpolationsmethoden mit den verschiedenen Software-Paketen

Software	Tool	Interpolationsmethode	Vorteil	Nachteil	Verwendbar für die Aufgabenstellung
ArcGIS 8.3 (ESRI)	Geostatistical Analyst	Kriging		- Barrieren nicht nutzbar	nein
		IDW		- Barrieren nicht nutzbar - „bull’s-eye“ Effekt	nein
	Spatial Analyst	Kriging		- Barrieren nicht nutzbar	nein
		IDW	Barriere nutzbar	- „bull’s-eye“ Effekt	ja
		Spline		- Barrieren nicht nutzbar	nein
Surfer7 (Golden Software)		Kriging	Barriere nutzbar	- Datengrundlage nicht ausreichend - bei Export in SHP-Format gehen Attribute verloren	nein
		IDW	Barriere nutzbar	- „bull’s-eye“ Effekt - bei Export in SHP-Format gehen Attribute verloren	nein
ArcView GIS 3.3 (ESRI)	Kriging Interpolator	Kriging	Barriere nutzbar	- Datengrundlage nicht ausreichend - Variogramme sind kaum zu beeinflussen	nein
	Spatial Analyst	IDW	Barriere nutzbar	- Barriere wird scheinbar nicht ausreichend berücksichtigt - „bull’s-eye“ Effekt	nein
		Spline		- Barrieren nicht nutzbar	nein
	3D-Analyst	TIN	Barriere nutzbar	- durch zahlreiche Konvertierungsschritte nicht praktikabel	nein

In Tabelle 2-4 sind die Untersuchungsergebnisse der verschiedenen Interpolationsverfahren dargestellt. Auf die detaillierte Vorstellung der einzelnen Methode wird hier verzichtet und auf die einschlägige Fachliteratur verwiesen: AKIN & SIEMENS (1988), ESRI (1996), GOLDEN SOFTWARE (1999), SCHAFMEISTER (1999), LEE & WING-SHUN WONG (2001). Im Folgenden wird das bevorzugte Interpolationsverfahren kurz erläutert.

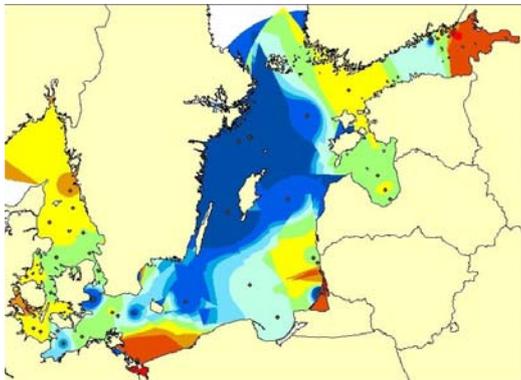
Als einzig einsetzbare Interpolationsmethode hat sich die IDW-Methode (Inverse Distance Weighted) mit der Erweiterung Spatial Analyst des ArcGIS 8.3 (ESRI) erwiesen (vgl. Abb. 2-7). Bei diesem Verfahren werden die Messpunkte in Abhängigkeit ihrer Entfernung zu dem jeweils zu berechnenden Gitterpunkt gewichtet. Ein Exponent bestimmt, wie stark der Gewichtungsfaktor mit der Entfernung abnimmt. Je größer die Wichtung (Power), desto weniger Einfluss haben weiter entfernt liegende Messwerte auf die Berechnung des Gitterpunktes. Ein charakteristisches Merkmal der IDW-Methode

ist die Ausbildung von so genannten „Bull’s-eye“ in der Umgebung der Messpunkte. Das Verfahren zeichnet sich allerdings durch eine sehr schnelle Berechnung aus.

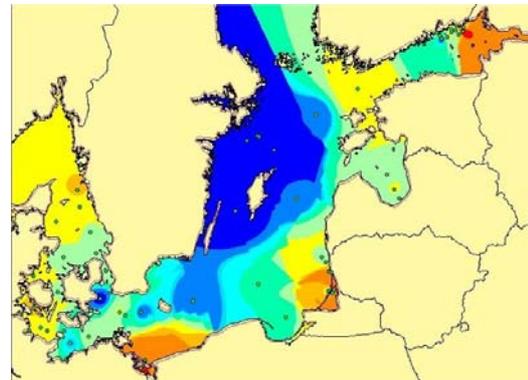
Die Interpolationen aller abiotischen und biotischen räumlichen Verteilungen wurden mit den gleichen Interpolationsparametern durchgeführt:

- 4 Nachbarpunkte
- Power 3
- Suchradius 400 000 m
- Inseln und Küstenlinie als Barriere

Zur Absicherung der Interpolationsmethodik wurden die Ergebnisse der räumlichen Verteilung der Nährstoffe aufgrund ihrer geringeren natürlicheren Variabilität fachlich überprüft und als plausibel eingeschätzt. Die Visualisierung der Ergebnisse erfolgte ebenfalls mit ArcGIS 8.3.



ArcGIS 8.3, Spatial Analyst



ArcView 3.3, Spatial Analyst

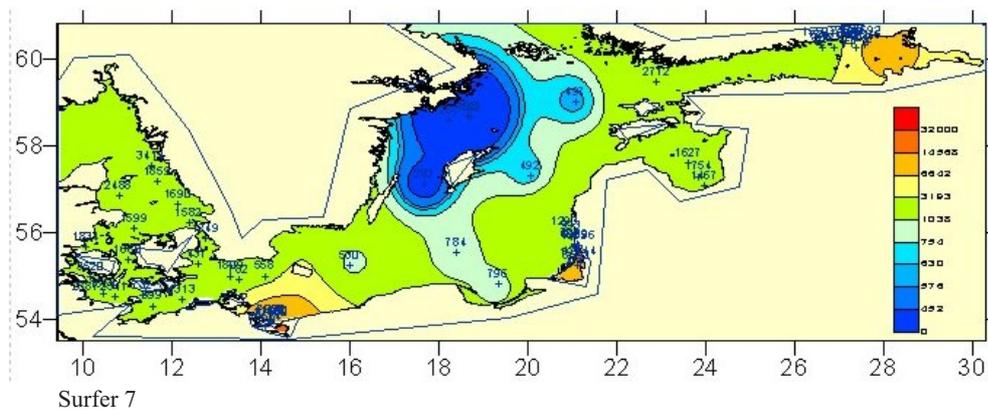


Abb. 2-7: Ergebnisse des Interpolationsverfahrens IDW mit identischen Parametern, durchgeführt in drei unterschiedlichen Softwarepaketen. In ArcView 3.3 wird die Barriere offensichtlich nicht ausreichend berücksichtigt (vgl. Lolland, Frisches Haff und Kurisches Haff). Bei der Interpolation mit Surfer tritt der „bull’s eye“-Effekt extrem stark hervor. Es wird das Ergebnis von ArcGIS 8.3 bevorzugt.

2.3 Die abiotischen Verhältnisse der Ostsee in den Untersuchungsjahren

Das Jahr 1987

Die Ergebnisse des hydrographisch-chemischen Monitorings sind ausführlich bei NEHRING & FRANKE (1988) dargestellt. Im Folgenden wird ein kurzer Abriss zur besseren Einordnung der Ergebnisse gegeben.

Der Winter 1986/87 war der dritte strenge Winter in Folge und gehört bis dahin zu den 12 kältesten des 20. Jahrhunderts (NEHRING & FRANKE 1988). Zwei ausgeprägte Kälteperioden, im Januar und von Ende Februar bis Mitte März, bewirkten eine lang anhaltende, großflächige Eisbedeckung der Ostsee. Damit gehört der Winter 1986/87 nach dem Grad der Eisbedeckung zu den eisreichsten des Jahrhunderts. Auch das Frühjahr und der Sommer waren zu kalt. Über der gesamten Ostsee wurden bis September die langjährigen Mittelwerte der Lufttemperaturen unterschritten. Die Sonnenscheindauer im Jahr 1987 lag ebenfalls unter dem langjährigen Erwartungswert. Die kurzen Hochsommerperioden im Juli konnten die niedrigen Temperaturverhältnisse nicht kompensieren. Die Monate August und September waren ebenfalls zu kalt und zum Teil sehr niederschlagsreich. Der Sommer 1987 ist bis dahin der viertkälteste seit 1947 (NEHRING & FRANKE 1988). Die Lufttemperaturen im Herbst entsprachen den mittleren Bedingungen.

Wegen des ungünstigen Witterungscharakters und des geringen Strahlungsangebotes erwärmte sich die Ostsee nur langsam. Demzufolge war im Mai die Temperatursprungschicht in der eigentlichen Ostsee nur schwach ausgebildet. Die Temperaturen in der sehr flachen Deckschicht erreichten im Juli nur 12-14 °C. Der Gradient der sommerlichen Temperatursprungschicht war schwächer ausgebildet als in anderen Jahren. Das im Winter 1986/87 entstandene Wärmedefizit im Oberflächenwasser war erst im November weitgehend abgebaut.

Der Salzgehalt in der Oberflächenschicht unterschied sich nur geringfügig von den Mittelwerten. Im Trend ging die Salzkonzentration aber deutlich zurück. Es wurde kein Einstrom salzhaltigen Wassers registriert. Damit blieb seit nunmehr 11 Jahren ein größerer Salzwassereinbruch aus und die stagnierenden Bedingungen in den zentralen Ostseebecken setzten sich fort. Lediglich im westlichen Gotlandbecken fand zwischen Februar und Mai eine Erneuerung des Tiefenwassers statt. Die Entwicklung der Sauerstoff-Verhältnisse im Oberflächenwasser entsprach den Erwartungen. Nach der Frühjahrsblüte wurden eine Sauerstoff-Sättigung von 110-125 % erreicht.

Die winterliche Phosphat- und Nitrat-Akkumulation in der Oberflächenschicht erreichte hohe Beträge und ordnete sich in den positiven Nährstofftrend ein. Nur im Bereich der Mecklenburger Bucht war der Phosphat-Gehalt im Vergleich zu den Vorjahren deutlich geringer. Auf der Oderbank und östlich von Rügen wurden im Mai extrem hohe Nitrat-Konzentrationen beobachtet, während die Phosphat-Konzentration an der analytischen Nachweisgrenze lag. Ursache waren Winde aus nördlichen Richtungen, die in dieser relativ flachen Region zum Anstau von Oderwasser führten.

Das Jahr 1990

Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und eigentlichen Ostsee im Jahr 1990 sind ausführlich bei NEHRING (1991a) dargestellt. Im Folgenden werden diese für das notwendige Verständnis der Ergebnisse kurz zusammengefasst.

Der Winter 1989/90 war der dritte milde Winter in Folge und wird als der zweitmildeste seit 1946/47 (NEHRING 1991a) für die meteorologische Station Warnemünde charakterisiert. Infolge des milden Winters kühlte sich die Ostsee verhältnismäßig wenig ab. Die niedrigsten Wassertemperaturen in der Oberflächenschicht der westlichen Ostsee wurden im Februar mit 4-4,2 °C erreicht. Dem milden Winter folgte ein warmes Frühjahr, so dass Ende März die Wassertemperaturen bereits auf 5-6 °C angestiegen waren. Der Sommer wird als normal bezeichnet, wobei der August überdurchschnittlich warm war. Die Monate Juli und September waren jedoch zu kühl. Die Temperaturen in der Oberflächenschicht entsprachen im Sommer und im Herbst den jahreszeitlichen Erwartungswerten. Das Jahr 1990 war überwiegend sonnenscheinreich und trocken. Der August war durch ein besonders hohes Niederschlagsdefizit gekennzeichnet. Dagegen waren der September und der November niederschlagsreich.

Die mittleren Salzkonzentrationen in der Oberflächenschicht der westlichen Ostsee liegen im Februar deutlich über denen der Vorjahre, im südöstlichen Gotlandbecken jedoch darunter. Im weiteren Jahresverlauf wurden negative Abweichungen vom jahreszeitlichen Erwartungswert festgestellt. In der Oderbucht wurden ganzjährig relativ hohe Salzgehalte ermittelt. Auch im Jahr 1990 erfolgte kein Salzwassereintrich. Damit dauerte die Stagnationsperiode im Tiefenwasser der eigentlichen Ostsee seit 1977 an. Infolge seines niedrigen Salzgehalts wird das Tiefenwasser der zentralen Ostseebecken zunehmend durch advektive Prozesse und vertikale Vermischung beeinflusst.

Ogleich die im Herbst einsetzende Nitrifikation im Winter abgeschlossen sein sollte, wurden im Februar 1990 hohe Konzentrationen von Ammonium, Nitrit und Nitrat in der Oberflächenschicht der westlichen Ostsee und z. T. auch im Arkonabecken gemessen. Die unvollständige Nitrifikation wird als Hinweis für eine relativ starke Belastung mit organischem Material gewertet. In der eigentlichen Ostsee war dagegen die Nitrifikation weitgehend beendet. Die Phosphat-Konzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht der westlichen und eigentlichen Ostsee lagen über denen der Vorjahre. Sie ordnen sich in den positiven Gesamttrend ein. Die relativ niedrigen Nährstoffkonzentrationen sowie der relativ hohe Salzgehalt in der Oderbucht stehen im Einklang mit dem Niederschlagsdefizit des Jahres 1990 und lassen auf einen verringerten Flusswassereintrich schließen.

Das Jahr 1997

Die Ergebnisse des hydrographisch-chemischen Monitorings sind ausführlich bei MATTHÄUS et al. (1998) dargestellt. Im Folgenden wird ein kurzer Abriss zur besseren Einordnung der Ergebnisse gegeben.

Der Winter 1996/97 entsprach dem langjährigen Mittel und wird für die westliche und eigentliche Ostsee als mäßig charakterisiert. Die Monate Dezember und Januar waren kälter und die Monate Februar und März wärmer als im Durchschnitt. Das Frühjahr blieb kühl, wodurch sich das Wasser nur langsam erwärmte. Infolgedessen begann die thermische Schichtung relativ spät Mitte Mai. Im Juni begann die Wärmeperiode, die im August extreme Werte erreichte. Der Sommer 1997 wurde bis dahin als der heißeste Sommer seit 1890 angesehen. Die außergewöhnlich hohen Lufttemperaturen, verbunden mit intensiver Sonneneinstrahlung, führten in der westlichen und eigentlichen Ostsee im August zu Temperaturen von bis zu 23 °C an der Oberfläche. Der Herbst war zu kühl im Vergleich zum langjährigen Mittel.

Starke Winde mit Tagesmitteln > 10 m/s vornehmlich aus westlichen Richtungen wurden im Februar und Ende März/ Anfang April gemessen. Von Ende Juni bis Anfang August herrschte schwachwindiges Wetter, vorwiegend aus östlichen Richtungen. Im September und Anfang Oktober traten Stürme

mit Tagesmitteln bis 17,3 m/s über der westlichen und mittleren Ostsee auf. Die Sturmereignisse im September transportierten salzreiches Wasser mit mehr als 17 PSU im Bereich des Oberflächenwassers der Darßer Schwelle in die Ostsee. Weitere kleinere Einstromereignisse fanden von Januar bis März statt und ein stärkeres im April. In der euphotischen Zone wurden im August Sauerstoff-Sättigungswerte von 110 % gemessen.

Bei den winterlichen anorganischen Nährstoffkonzentrationen setzt sich der abnehmende Trend fort. Der Rückgang ist bei Phosphat ausgeprägter als bei Stickstoff. In den landseitig beeinflussten Gebieten der Lübecker Bucht und der Oderbucht liegen die Konzentrationen deutlich höher. Im Jahresverlauf geht die Nährstoffkonzentration zurück, ab März im Arkona- und Bornholmbecken und ab April im östlichen Gotlandbecken. Im August beginnt die Akkumulation von Nitrit und Ammonium in den Tiefenbereichen 50-70 m oberhalb der Salzgehaltssprungschicht, möglicherweise aufgrund eines verstärkten Mineralisationsgeschehens. Im weiteren Jahresverlauf dehnt sich dieser Bereich unter Abnahme der Konzentrationen beider Nährstoffe bis zum Oberflächenwasser aus.

Im Juli/ August wurde ein Hochwasser der Oder durch extreme Regenfälle im Einzugsgebiet ausgelöst. Die Auswirkungen des Sommerhochwassers der Oder blieben im wesentlichen auf die Pommersee Bucht beschränkt. Die gemessenen Konzentrationen der meisten anorganischen Nährstoffe entsprachen der Größenordnung des verstärkten Oderausstroms im Frühjahr. Deutlich erhöhte Konzentrationen wurden für Silikat sowie für organische Kohlenstoff und anorganische Stickstoff-Verbindungen gefunden. Langzeitwirkungen aufgrund des erhöhten Nährstoffeintrags durch das Sommerhochwasser der Oder sind nicht zu erwarten.

2.4 Nährstoffdynamik und Phytoplankton-Sukzession im Jahresverlauf

Nährstoffe

Als Nährstoffe gelten im allgemeinen solche anorganischen Verbindungen, die für die Phytoplankton-Entwicklung unerlässlich sind. Zu den wichtigsten Nährstoffen in der Ostsee gehören vor allem die anorganischen Stickstoff-Verbindungen Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2) und Ammonium (NH_4) sowie die Phosphor-Verbindung Phosphat (PO_4). Sie begrenzen die Phytoplankton-Entwicklung. Gelöstes Silikat (SiO_4) ist nur für die Kieselalgen von Bedeutung, das diese zur Skelettbildung benötigen.

Die Nährstoffkonzentrationen weisen im Oberflächenwasser der Ostsee einen ausgeprägten Jahresgang auf, der durch die Phytoplankton-Entwicklung bestimmt wird. Das Maximum wird im Winter erreicht, wenn sich die Nährstoffkonzentrationen infolge eines Gleichgewichts zwischen mikrobieller Mineralisation, geringer biologischer Aktivität und großem Vertikalaustausch auf hohem Niveau stabilisieren. Mit der einsetzenden Frühjahrsblüte des Phytoplanktons werden die anorganischen Nährstoffe in der euphotischen Schicht verbraucht. Die Konzentrationen der Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen sinken häufig bis an die analytische Nachweisgrenze ab und bleiben den ganzen Sommer über auf diesem niedrigen Niveau. Im Spätherbst steigen die Konzentrationen als Folge der fortschreitenden Mineralisation und der Durchmischung des Wasserkörpers wieder an. Im Vergleich ist die Silikat-Verarmung weniger stark ausgeprägt und wird lediglich im Kattegat und in der Beltsee zum limitierenden Faktor für die Kieselalgen (vgl. NEHRING & ÆRTEBJERG 1996).

Im Jahresverlauf folgt die Nährstoffverarmung in der euphotischen Schicht dem zeitlichen Verlauf der Phytoplankton-Entwicklung durch die Ostsee von West nach Ost und von Süd nach Nord. Die winterlichen Nährstoffkonzentrationen in der Oberflächenschicht sind in der eigentlichen Ostsee gering. Deutlich höhere Konzentrationen werden in Flachwassergebieten und Buchten, die großen Flussmündungen vorgelagert sind, sowie in den Bodden und Haffs beobachtet (NEHRING & ÆRTEBJERG 1996).

Das winterliche Meerwasser der Oberflächenschicht enthält Stickstoff und Phosphor im sogenannten „Redfield-Verhältnis“ 16:1. Durch Eutrophierungsprozesse ist dieses Verhältnis in der Ostsee gestört. Die eigentliche Ostsee ist durch ein niedriges N:P-Verhältnis gekennzeichnet. In diesem Bereich ist die Phytoplankton-Entwicklung stickstoff-limitiert. In den Küstengewässern steigt das N:P-Verhältnis infolge des hohen landseitigen Stickstoff-Eintrags an. Im Bottenwiek ist dagegen die Abweichung über dem Redfield-Verhältnis eine Folge des geringen fluvialen Phosphat-Eintrages (NEHRING & ÆRTEBJERG 1996). In diesen Gebieten, nahe der Küsten sowie in den nördlichen und östlichen Bereichen der Ostsee, wird die Primärproduktion durch Phosphat begrenzt.

Phytoplankton

Die Entwicklung der Biomasse verändert sich mit den Umweltbedingungen im Jahresverlauf. Günstige Wachstumsbedingungen führen zu plötzlichen Massenentwicklungen des Phytoplanktons. Solche hohen Biomassen, die als Blüten bezeichnet werden, treten typischerweise als Frühjahrs-, Sommer- und Herbstblüte auf. Hohe Phytoplankton-Massen verbrauchen relativ schnell die vorhandenen Nährstoffe und sind daher nur von kurzer Dauer (WASMUND et al. 2001).

Die Phytoplankton-Entwicklung setzt nach dem Winter bei ausreichenden Lichtverhältnissen und einer ersten Stabilisierung der Wassersäule ein. Die Kieselalgen (= Diatomeen) bilden erfahrungsgemäß die erste Blüte im Frühjahr aus. Die Kieselalgen-Blüte wird durch die Aufzehrung des Silikats und durch das Aussinken der Kieselalgen beendet. Den Kieselalgen folgt im Verlauf des Frühjahrs meist eine Dinoflagellaten-Blüte (vgl. LENZ 1996).

Bei ausreichend hohen Silikat-Konzentrationen kann es im Frühsommer zu einer kurzen zweiten Kieselalgen-Blüte kommen. Die Sommersituation ist aber am allgemeinen durch das Vorkommen von Dinoflagellaten und Blaualgen (= Cyanobakterien) gekennzeichnet. Sie profitieren von den steilen vertikalen Nährstoffgradienten, die sich als Folge der Nährstoffzehrung in der euphotischen Zone ausbilden. Da diese Algen kaum dem Grazing (Fraß durch Herbivore) unterliegen, können sie bis zum Verbrauch aller inneren und äußeren Nährstoffvorräte weiterwachsen. Wegen der steilen vertikalen Gradienten führen episodische Turbulenzen (durch Abkühlung oder Windenergie) zu einer Störung der bestehenden Schichtungen und damit zu einer Veränderung der Lebensbedingungen. Dadurch muss im Sommer mit abrupten Veränderungen der Biomasse gerechnet werden (vgl. SOMMER 1994, LENZ 1996).

Im Herbst dominieren Dinoflagellaten und Kieselalgen (LENZ 1996). Die Phytoplankton-Entwicklung wird durch die zunehmende Verschlechterung des Lichtangebotes beendet.

3 Ergebnisse

3.1 Räumliche Verteilung der Phytoplankton-Biomasse

Jährliche Biomasse

Die Abb. 3-1 zeigt die Verteilungsmuster der jährlichen Biomasse des Phytoplanktons in 0-10 m Wassertiefe für 1987, 1990 und 1997. Zusätzlich dargestellt sind in den Bildern die Stationen mit der Anzahl der Messungen innerhalb des betrachteten Zeitraums.

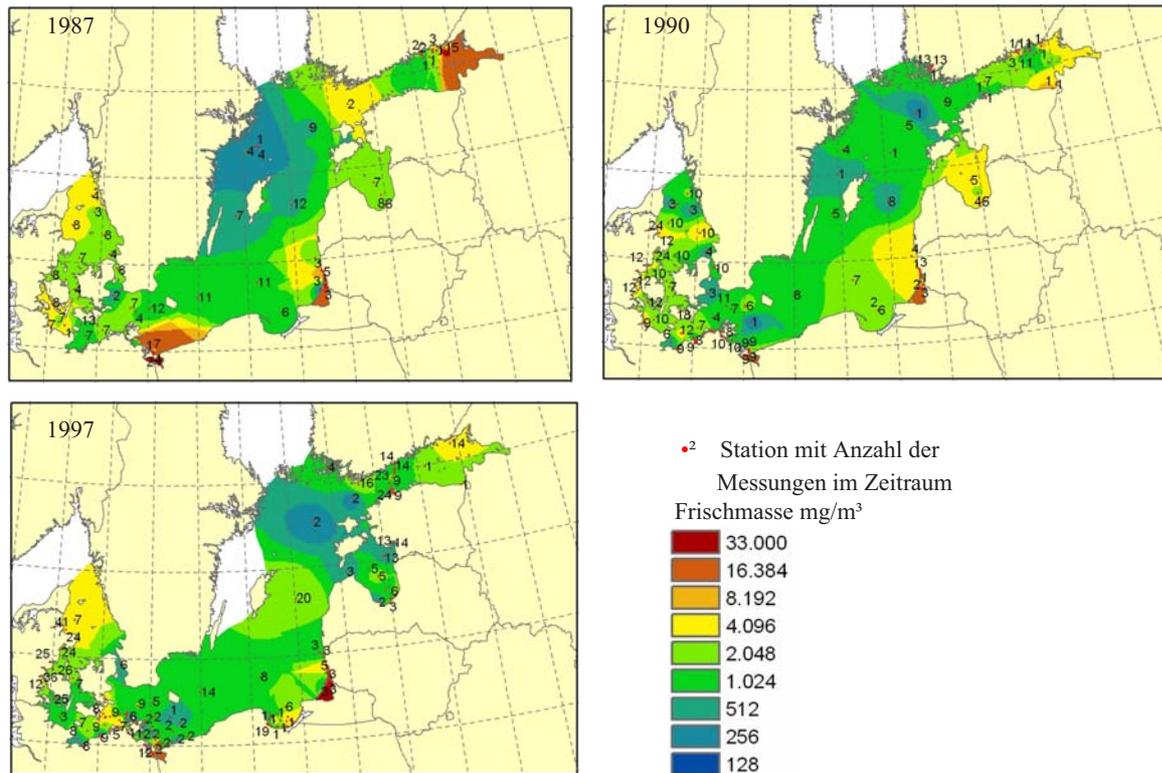


Abb. 3-1: Jährliche mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Für die Betrachtung der jährlichen Phytoplankton-Biomasse haben die unterschiedlichen Temperaturverhältnisse in den drei Untersuchungsjahren nur eine untergeordnete Bedeutung. Der temperaturbeeinflusste regional versetzte Beginn der Frühjahrsblüte lässt sich in der jährlichen Biomasse nicht wieder finden. Lediglich sehr hohe Biomassen im Sommer als Folge hoher Temperaturen können die Jahresmittelwerte leicht beeinflussen.

Die Verteilungsmuster zeigen starke Algenentwicklungen sowohl in den flachen Bodden und Buchten als auch in den Bereichen der Flussmündungen. Die sehr hohe Biomasse im Jahr 1987 in der Pommerischen Bucht darf aber nicht überbewertet werden. Wegen fehlender Messpunkte in der Bucht erzeugt die Interpolationsmethodik eine übertrieben große Ausdehnung. Geringere Biomassen sind in den Offenwasserbereichen der Arkona- und Bornholmsee sowie in der Gotlandsee anzutreffen. Damit spiegelt die räumliche Verteilung der Phytoplankton-Biomasse grundsätzlich die Nährstoffgradienten von der Küste in die offenen See wider.

Im Kattegat variiert die Phytoplankton-Entwicklung räumlich und quantitativ stark. Hier sind vor allem sehr heterogene hydrographische und chemische Verhältnisse verantwortlich für die differenzierte räumliche Verteilung der Biomasse. In den Buchten und Mündungen sind sehr hohe Biomassen zu erkennen, die aus den landseitigen niederschlagsabhängigen Nährstoffzuflüssen resultieren.

Saisonale Biomasse

Wie in Abb. 3-2 zu sehen, sind jeweils die saisonalen Verteilungen der durchschnittlichen Biomasse der drei Untersuchungsjahre einander gegenübergestellt. Einzelne Blüten können bei der gemittelten saisonalen Biomasse nicht betrachtet werden. Gleichwohl beeinflussen die Blüten die Mittelwerte, wenn sie zum Zeitpunkt der Probenahme in ihrer maximalen Ausprägung angetroffen wurden. Bei der Interpretation der saisonalen Biomasseverteilung muss berücksichtigt werden, dass die Saisondefinition nur für die eigentliche Ostsee gilt. Kattegat und Beltsee sowie Rigaer und Finnischer Meerbusen sind in ihrer Saison jeweils angeschnitten und die dargestellten Mittelwerte für diese Seegebiete nicht saisonal-typisch. Die Verteilung der Biomasse im Frühjahr und Sommer zeigt den Jahresverlauf der Phytoplankton-Entwicklung.

Im **Frühjahr** aller drei Jahre werden infolge des unverbrauchten Nährstoffangebotes zumeist höhere Biomassen erreicht als im Sommer. Die höchsten Biomassen finden sich in den flachen Bodden und Buchten sowie im Bereich der Flussmündungen. Die 1987 fast bis vor Bornholm reichende Flussfahne der Oder darf nicht überbewertet werden und muss auf fehlende Stationen in der Pommerschen Bucht zurückgeführt werden. Wie auch die Jahre 1990 und 1997 zeigen, wird das nährstoffreiche Oderwasser bereits in der Pommerschen Bucht stark verdünnt. Diese starken Nährstoffgradienten spiegeln sich auch in der Verteilung der Biomasse wider. Hohe Biomassen werden im Frühjahr aller drei Jahre in der Danziger Bucht, im Kurischen Haff, im Rigaer und Finnischen Meerbusen beobachtet.

Die Phytoplankton-Entwicklung in der eigentlichen Ostsee findet infolge der niedrigeren Nährstoffkonzentrationen auf einem geringeren Niveau statt als vor den Küsten. Starke Algenentwicklungen werden eher punktuell angetroffen, wie im Frühjahr 1987 in der Arkonasee und 1997 im Bereich der Darßer Schwelle. Das könnte darauf hindeuten, dass bei Messfahrten das Maximum einer Blüte angetroffen wurde. Im Frühjahr 1997 wurde in der östlichen Gotlandsee offenbar ebenfalls das Maximum einer Frühjahrsblüte gemessen.

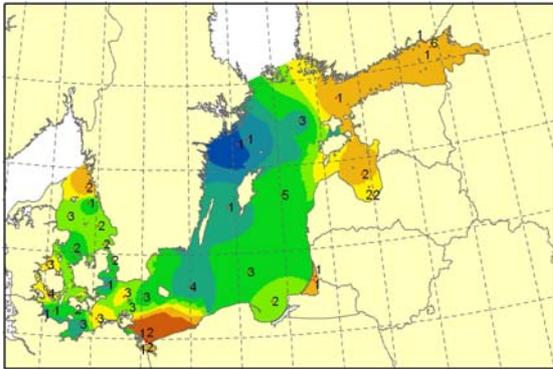
Die geringeren Biomassen im Kattegat und der Beltsee können auf fehlende Messwerte der früher einsetzenden Saison zurückgeführt werden.

Im **Sommer** sind die Biomassen nahe der Küsten als Folge der Phosphat-Limitierung geringer als im Frühjahr. Oder und Nemunas scheinen aber in den Sommern 1987 und 1997 ausreichend Nährstoffe, vor allem Phosphat nachzuliefern. Auffallend ist die extrem hohe Biomasse im Sommer 1987 im Bereich der Neva-Mündung, die sich so als Einzelereignis zunächst nicht erklären lässt.

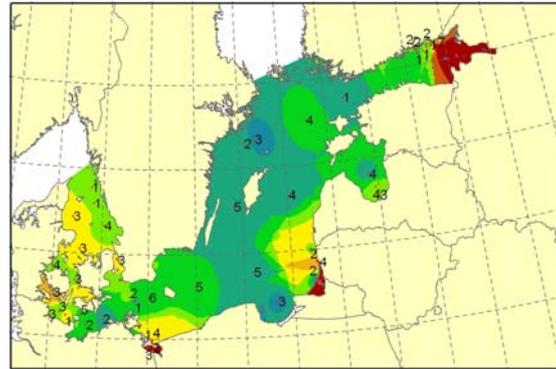
In der eigentlichen Ostsee sind die Unterschiede zwischen Frühjahr und Sommer geringer. In den warmen Sommermonaten 1990 und 1997 finden Dinoflagellaten und stickstoff-fixierende Blaualgen gute Bedingungen vor und sorgen für erhöhte Biomassen. In der Arkonasee werden in beiden Sommern sehr hohe Biomassen beobachtet. Im kalten Sommer 1987 scheint die Blaualgen-Entwicklung in der Gotlandsee dagegen gering.

Der September in den Jahren 1987 und 1990 war bereits recht kühl. Das deutet auf die bereits einsetzende Herbstsaison im Kattegat und der Beltsee hin und erklärt die dortigen hohen Biomassen infolge von Kieselalgen-Blüten. Die Herbstsaison beginnt in diesen Seegebieten laut HELCOM im September und wird in den hier gezeigten Darstellungen noch der Sommersaison zugeordnet.

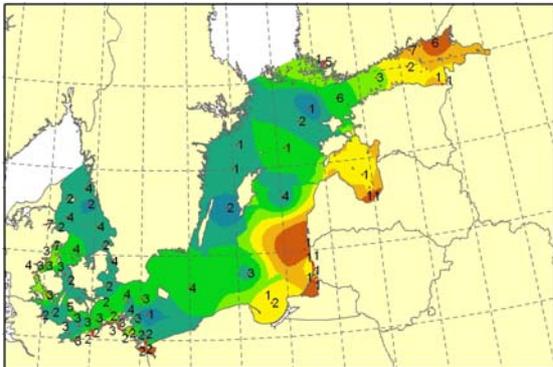
1987, März - Mai



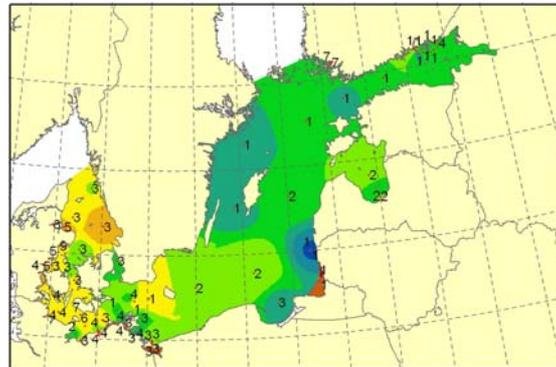
1987, Juni - September



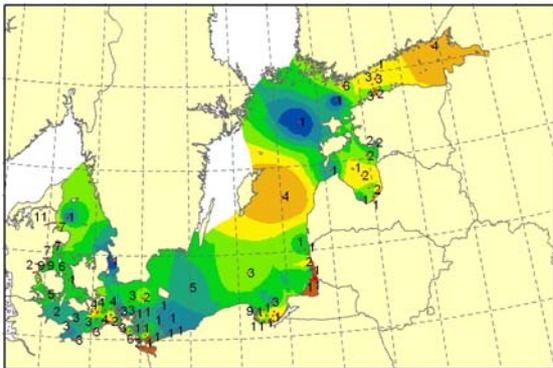
1990, März - Mai



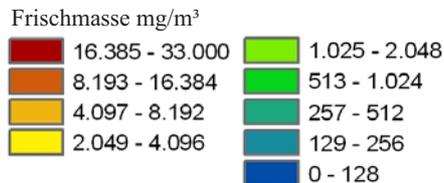
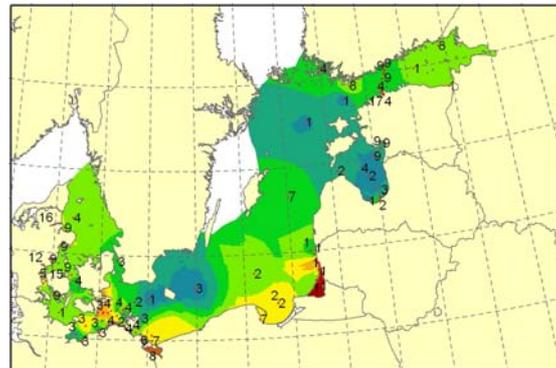
1990, Juni - September



1997, März - Mai



1997, Juni - September



•² Station mit Anzahl der Messungen im Zeitraum

Abb. 3-2: Saisonale mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Nach WASMUND (1998a) sind die Chlorophyll-a-Konzentration und die Frischmasse des Phytoplankton miteinander korreliert. Die jährliche und saisonale Verteilung der Chlorophyll-a-Konzentration entspricht demzufolge in etwa der Verteilung der Phytoplankton-Biomasse (vgl. Anhang B-7 bis 9).

3.2 Räumliche Verteilung funktioneller Phytoplankton-Gruppen

Als funktionelle Phytoplankton-Gruppe im ökologischen Sinn ist die Zusammenfassung verschiedener Einzelarten zu verstehen, die eine bestimmte Funktion im marinen Ökosystem ausübt. Eine solche Funktion kann beispielsweise die Aufnahme spezieller Nährstoffe sein. Die Gruppe der Kieselalgen benötigen Silikat für den Aufbau ihrer Schale oder die Gruppe bestimmter Blaualgen kann Stickstoff aus der Atmosphäre fixieren.

Das CHARM-Projekt zielt in einer Teilaufgabe des Work package 2 (Phytoplankton-Arbeitsgruppe) auf die Untersuchung funktioneller Phytoplankton-Gruppen ab. Dazu wurden bereits in der CHARM-Datenbank (Baltic Phytoplankton Database) die Phytoplankton-Arten jeweils einer funktionellen Gruppe zugeordnet. In dieser Arbeit wurde die räumliche Verteilung dieser funktionellen Gruppen für die Jahre 1987 und 1990 untersucht (vgl. Anhang B-26). Bei den von CHARM definierten funktionellen Gruppen handelt es sich um:

- Cyanobakterien mit Heterocysten,
- Arten der Süßwasser-Frühjahrsblüte,
- Arten der Frühjahrsblüte im marinen bzw. Brackwasser,
- ganzjährige Süßwasserarten,
- Arten der Herbstblüte,
- mixotrophe Arten und
- heterotrophe Arten.

Diese Gruppen werden zunächst hinsichtlich ihrer Funktion näher betrachtet.

Die Cyanobakterien mit Heterocysten sind eine klassische funktionelle Gruppe. Diese Untergruppe der Blaualgen können durch ein spezielles Enzym Stickstoff aus der Luft fixieren und sich dadurch in stickstoff-limitierten Gewässern gegenüber allen anderen Arten durchsetzen. Durch die N₂-Fixierung tragen sie zusätzlichen Stickstoff in das Gewässer ein. Sie besitzen dadurch eine Funktion im Stoffhaushalt der Ostsee und tragen zur Eutrophierung der Ostsee bei. Andererseits können sie durch ihre potenzielle Toxizität das Ökosystem beeinflussen und beim Vordringen in Küstenbereiche auch Nutztiere und Menschen gefährden (vgl. WASMUND 2002). Die stickstoff-fixierenden Cyanobakterien treten hauptsächlich im Sommer auf. Sie bilden Kolonien und werden bei ruhigem Wetter an der Wasseroberfläche als Algenmatten sichtbar.

Sowohl die Gruppen der Süßwasserarten (ganzjährig und Frühjahr) als auch die Gruppe der marinen bzw. Brackwasserarten stellen räumliche zusammengefasste Arten dar. Sie erfüllen keine von anderen Arten getrennte Funktion sondern haben sich an verschiedene Salzkonzentrationen angepasst. Sie treten räumlich in unterschiedlichen Bereichen auf, die Süßwasserarten konzentrieren sich in den Flussfahnen, und die marinen bzw. Brackwasserarten treten verstärkt in der offenen See auf (vgl. Anhang B-26).

Mit den Arten der Herbstblüte ist eine zeitliche Gruppe zusammengefasst worden. Süßwasserarten der Frühjahrsblüte gehören neben der räumlichen Gruppe auch zur zeitlichen Gruppe.

Mit den Gruppen der mixotrophen und heterotrophen Arten sind die Arten nach ihrem Ernährungsverhalten zusammengefasst worden. Heterotrophe Arten sind Bakterien, die morphologisch dem Phytoplankton zugeordnet sind. Sie ernähren sich von organischen Substanzen. Durch diese Ernährungswei-

se erfüllen sie eine Funktion im Ökosystem und können daher als funktionelle Gruppe verstanden werden. Sie treten in solchen Gewässern auf, die durch organisches Material belastet sind (Flussfahnen oder Abwassereinleiter). Mixotrophe Arten sind durch eine Mischversorgung gekennzeichnet. Sie können sich über die Photosynthese ernähren, aber auch wie Zooplankton organisches Material verwerten. Dabei ist allerdings kaum bekannt, unter welchen Umständen sie Photosynthese und/oder phagozytische Ernährung betreiben. Ferner steht nicht eindeutig fest, welche Arten dieser Gruppe im Einzelnen zuzuordnen sind. Damit sind die mixotrophen Arten als funktionelle Gruppe zu unspezifisch und werden hier nicht weiter untersucht.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass nur die Cyanobakterien mit Heterocysten und die heterotrophen Arten die Voraussetzung einer funktionellen Gruppe erfüllen.

Die nähere Prüfung der Gruppenzuordnung in der Baltic Phytoplankton Database ergab, dass die einzelnen Arten jeweils nur einer Gruppe zugeordnet worden (Tabelle Anhang A-5). Bei dieser Methodik konnte nicht berücksichtigt werden, dass viele Arten zu verschiedenen Gruppen gehören, ob nun funktionell, zeitlich oder räumlich. Die hier zusammengestellten Gruppen zeigen somit nicht das gesamte zugehörige Artenspektrum, sondern jeweils nur einen unscharfen Ausschnitt dessen. Die Priorität der Zuordnung kann ebenfalls nicht sicher nachvollzogen werden. Daraus ergeben sich methodische Defizite. Die Darstellung der räumlichen Verteilungen der von CHARM definierten Gruppen kann daher auch nur ansatzweise eine typische Verteilung zeigen (vgl. Anhang B-26).

Aufgrund der vermuteten unscharfen Abbildung der funktionellen Gruppe der heterotrophen Arten wird an dieser Stelle auf eine nähere Untersuchung ihrer räumlichen Verteilung verzichtet. Dennoch besitzt diese Gruppe das Potenzial für eine Indikatorfunktion für organisch belasteter Gewässer (vgl. Kapitel 4.2.1).

Der funktionellen Gruppe der Cyanobakterien mit Heterocysten wird wegen ihrer stickstoff-fixierenden Funktion eine erhöhte Priorität in der Forschung zugeschrieben. Daher ist zu erwarten, dass die Zuordnung der einzelnen Arten zu dieser Gruppe einen recht hohen Prozentsatz der tatsächlich zuzuordnenden Arten enthält. Aus diesem Grund wird diese funktionelle Gruppe als möglicher Indikator im Kapitel 3.3 ausführlicher untersucht.

3.3 Räumliche Verteilung von potenziellen Phytoplankton-Indikatoren

Da sich die Untersuchung der funktionellen Gruppen als wenig aussagekräftig erwiesen hat, wurden von den Planktologen des CHARM-Projektes Phytoplankton-Indikatoren vorgeschlagen, die in dieser Arbeit ebenfalls räumlich untersucht wurden. Bei den Phytoplankton-Indikatoren handelt es sich um:

- die Phytoplankton-Gruppen
 - Diatomeen
 - Cyanobakterien
 - Süßwasser Cyanobakterien
 - Dinoflagellaten
 - Flagellaten

- Phytoplankton-Arten
 - *Skeletonema costatum*
 - *Mesodinium rubrum*
- Phytoplankton-Verhältnis
 - Cyanobakterien zu Chlorophyta

Ergänzend dazu werden die Cyanobakterien mit Heterocysten und das Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten zu Diatomeen in diesem Kapitel untersucht.

3.3.1 Phytoplankton-Gruppen

Diatomeen (Kieselalgen)

Die Erfahrungen aus den Langzeittrends der Artenzusammensetzung bei WASMUND et al. (1998a) werden durch die räumliche Verteilung der Diatomeen im Frühjahr bestätigt (Abb. 3-7). Die Kieselalgen-Blüten treten verstärkt an der Küste auf und teilweise in den küstennahen offenen Seegebieten. In allen drei Untersuchungsjahren werden erhöhte Biomassen im Kattegat, in der Arkonasee sowie im Finnischen Meerbusen beobachtet, Blüten in der Gotlandsee hingegen nur 1987.

Cyanobakterien (Blaualgen)

Die Gruppe der **Cyanobakterien** (Anhang B-28) tritt in der gesamten Ostsee, mit Ausnahme im Kattegat, in Erscheinung. Das bestätigt, dass Cyanobakterien nur einen geringen Salzgehalt bis etwa 20 PSU (MARE 2001) tolerieren wie auch die Gegenüberstellung mit dem Salzgehalt des Oberflächenwassers zeigt (Anhang B-10 bis 12).

Die jährliche Verteilung der **Cyanobakterien mit Heterocysten** zeigt ein sehr fleckenhaftes Auftreten dieser Untergruppe. Aufgrund ihrer Abhängigkeit von ausreichend warmen Wassertemperaturen und ruhigem sonnigen Wetter treten sie ausschließlich im Sommer auf (Abb. 3-7). Sie stehen insbesondere wegen ihrer stickstoff-fixierenden Eigenschaften und ihrer Rolle bei der Eutrophierung im Mittelpunkt des wissenschaftlichen Interesses. Sie werden in den Kapitel 3.3.3 und 4.1.5 näher betrachtet.

Die Untergruppe der **Süßwasser Cyanobakterien** wurde ebenfalls untersucht. Für deren Definition wurden die Arten der Cyanobakterien in Abhängigkeit vom Salzgehalt gefiltert (Tabelle Anhang A-8). Die räumliche Verteilung dieser Süßwasser Cyanobakterien zeigt lediglich im Kurischen Haff und im Finnischen Meerbusen ein regelmäßiges Auftreten. Die räumliche Verteilung vor der deutschen Küste ist sehr ungleichmäßig und beschränkt sich nicht nur auf die Mündungsbereiche, wie zunächst vermutet wurde. Vielmehr wird deutlich, dass diese Süßwasserarten ein hohes Adaptionsvermögen besitzen und in salzreichere Seegebiete einwandern können.

Flagellaten

Die **Flagellaten** (Anhang B-29) werden in der gesamten Ostsee beobachtet. In der jährlichen Verteilung der gesamten Gruppe ist keine typisches Muster erkennbar.

Erst die **Dinoflagellaten**, die in der westlichen Ostsee meist die zweite Frühjahrsblüte und in der eigentlichen und nördlichen Ostsee die eigentliche Frühjahrsblüte ausbilden, zeigen deutlich, dass sie

vom Kattegat bis zur nördlichen Ostsee die typischen Vertreter sind. Im Stettiner Haff und Finnischen Meerbusen bilden sie regelmäßig hohe Biomassen aus. In manchen Jahren führen die günstigen Bedingungen in den Küstengewässern zu starken Dinoflagellaten-Blüten. Im Frühjahr 1997 wurde abweichend zu den anderen beiden Jahren in der östlichen Gotlandsee eine starke Dinoflagellaten-Blüte beobachtet. Die hohen Werte lassen vermuten, dass hier das Maximum einer Blüte angetroffen wurde.

3.3.2 Phytoplankton-Arten

Der Ciliat *Mesodinium rubrum* (Abb. 3-3) gehört morphologisch zum Zooplankton, wird aber aufgrund seiner photoautotrophen (Photosynthese) Ernährung dem Phytoplankton zugerechnet. Die Art *Mesodinium rubrum* ist nicht neu in der Ostsee, tritt aber seit den 90-er Jahren verstärkt in Erscheinung. Er kann ganzjährig vorkommen. In den letzten Jahren wurde er im Frühjahr und im Sommer mit erhöhten Biomassen beobachtet. Teilweise taucht er als dominante Art auf, wenn die Kieselalgen-Blüte ausfällt.

Die Kieselalge *Skeletonema costatum* (Abb. 3-3) gehört zu den dominierenden Arten der Kieselalgen-Blüte im Frühjahr. In Abb. 3-3 ist sehr gut das Silikat-Skelett der Kieselalgen erkennbar.

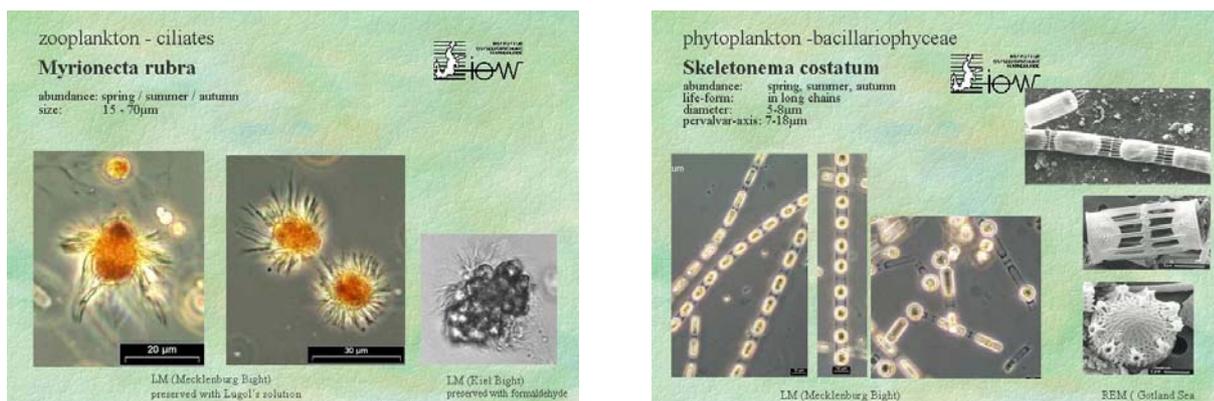


Abb. 3-3: Ciliat *Mesodinium rubrum* und Kieselalge *Skeletonema costatum* (Quelle: IOW-Fotogalerie pelagischer Mikroalgen, http://www.io-warnemuende.de/research/de_galerie.html)

Die Kieselalge *Skeletonema costatum* tritt vom Kattegat bis zum Finnischen Meerbusen in Erscheinung und ist eine typische Frühjahrsblütenart (Abb. 3-4). In den einzelnen Untersuchungsjahren stellt sie sich räumlich unterschiedlich dar. Im Frühjahr 1987 ist sie vorwiegend in der eigentlichen Ostsee zu finden. Im Kattegat und der Beltsee fand die Blüte bereits im Februar statt, wie sich aus der jährlichen Darstellung der Verteilung ableiten lässt. Im Frühjahr 1990 taucht *Skeletonema costatum* mit sehr hohen Biomassen im Kattegat, in der Arkonasee, in der Danziger Bucht und im Finnischen Meerbusen auf. Im Frühjahr 1997 werden höhere Biomassen im Kattegat und vorderen Finnischen Meerbusen beobachtet. Auffällig ist die geringe Biomasse in der östlichen Gotlandsee.

Im Sommer kommt es in der eigentlichen Ostsee vereinzelt zu einer zweiten Blüte. Die hohen Biomassen im Kattegat und der Beltsee müssen der bereits im September einsetzenden Herbstsaison zugeordnet werden. Die erhöhten Biomassen im Rigaer und Finnischen Meerbusen können noch aus der bis in den Juni hineinreichenden Frühjahrssaison stammen. Auffällig ist die sehr starke Blüte im Sommer 1997 in der Danziger Bucht.

Ableitend aus den drei Untersuchungsjahren kann festgestellt werden, dass die Kieselalge *Skeletonema costatum* im Kattegat und in der Beltsee, in der Arkona- und Bornholmsee sowie am Eingang des Finnischen Meerbusens regelmäßig vorkommt.

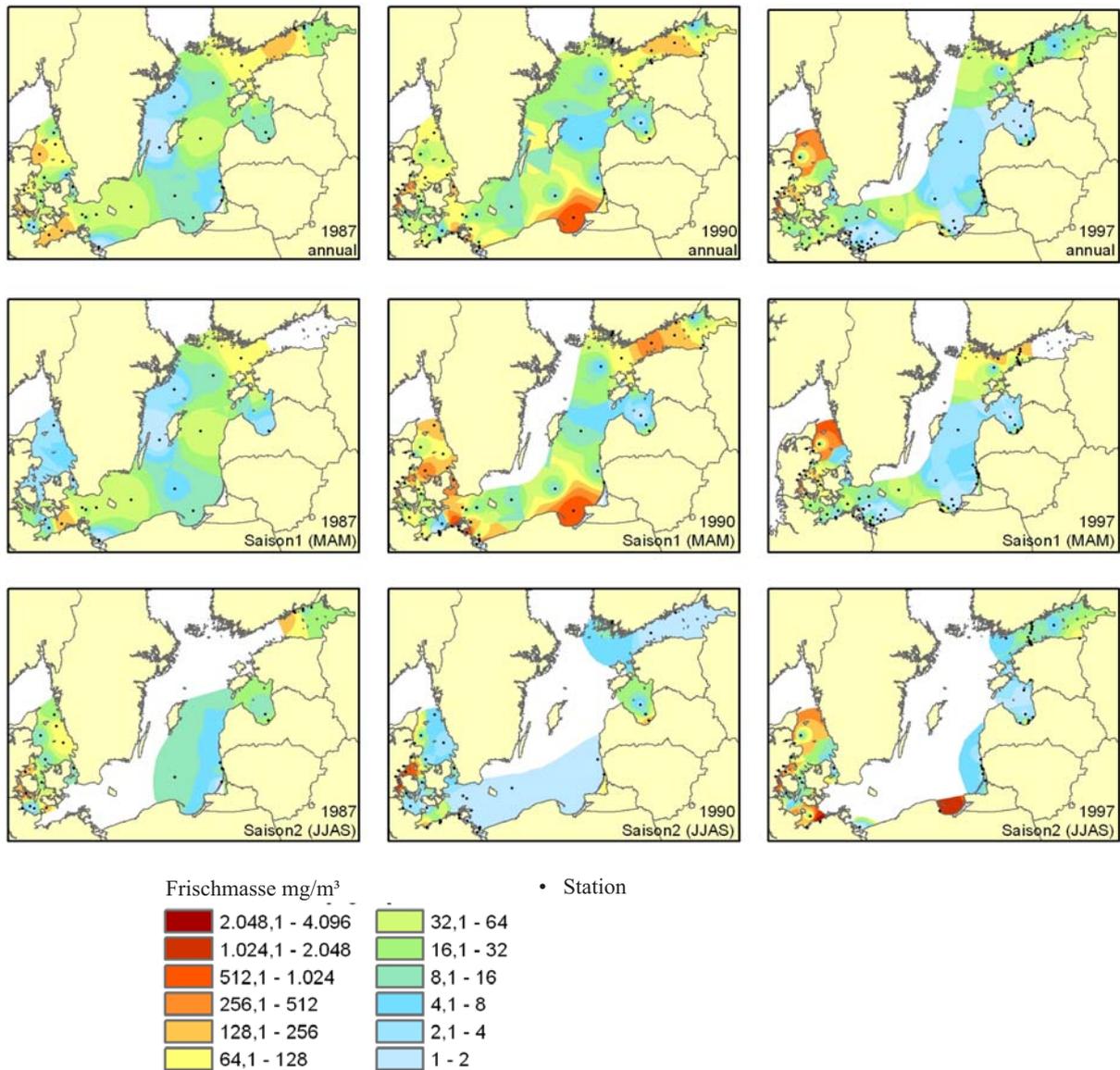


Abb. 3-4: Mittlere Biomasse der Kieselalge *Skeletonema costatum* im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

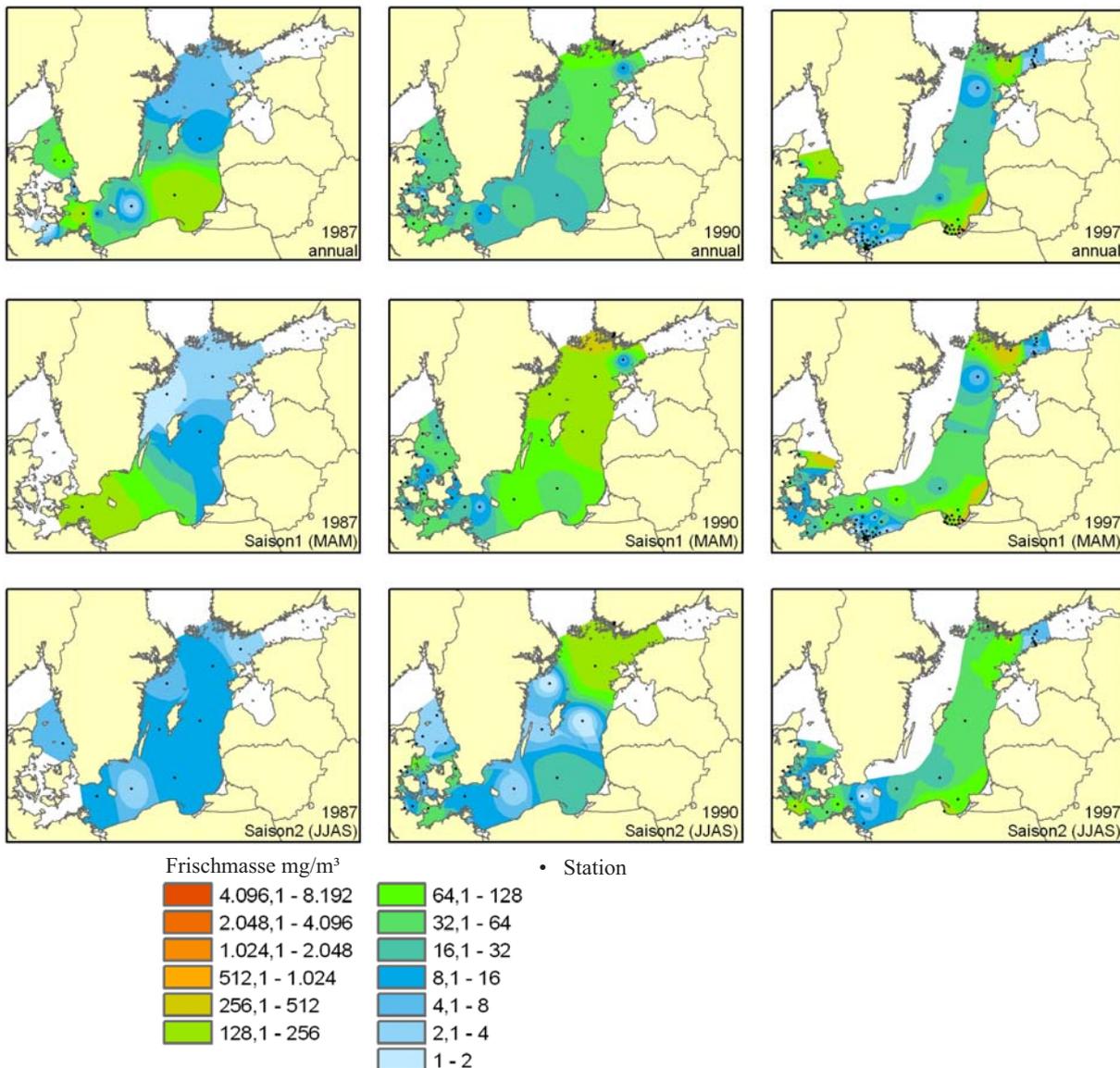


Abb. 3-5: Mittlere Biomasse des Ciliaten *Mesodinium rubrum* im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Der Ciliat *Mesodinium rubrum* kann in der gesamten Ostsee vom Kattegat bis zum Finnischen Meerbusen auftreten. Dabei ist in den drei Untersuchungsjahren keine typische räumliche Verteilung zu erkennen. Im Jahr 1987 wird die Art nur an insgesamt 12 Stationen gezählt und ist vor allem im Kattegat und in der südlichen Ostsee zu finden. In den Jahren 1990 und 1997 hat die Anzahl der Stationen, an denen der Ciliat gemessen wurde, deutlich zugenommen. Dabei wurde er mit erhöhten Biomassen auch in der Gotlandsee und am Eingang Finnischen Meerbusen beobachtet.

3.3.3 Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten und Diatomeen

Den stickstoff-fixierenden Cyanobakterien (Abb. 3-6) gilt aufgrund ihrer herausragenden Rolle, die sie im Stoffhaushalt der Ostsee spielen, ein besonderes Interesse. Langzeittrends und die Vorhersage von Blaualgen-Blüten werden schon seit längerem beobachtet und diskutiert.

Diatomeen (Kieselalgen) nutzen für den Aufbau einer stabilen Schale Silikat (Abb. 3-6). Dadurch sind sie schwerer als andere Phytoplankton-Arten. Um in der Schwebel zu bleiben brauchen sie turbulentes Wasser.

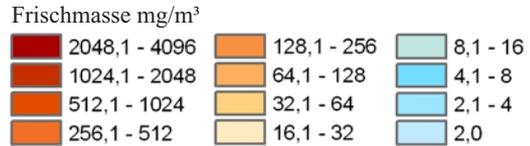
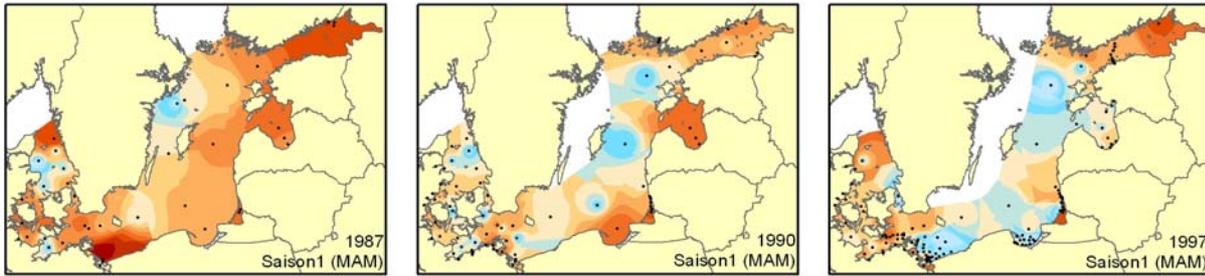


Abb. 3-6: Cyanobakterien mit Heterocysten und Diatomeen (Quelle: IOW-Fotogalerie pelagischer Mikroalgen, http://www.io-warnemuende.de/research/de_galerie.html)

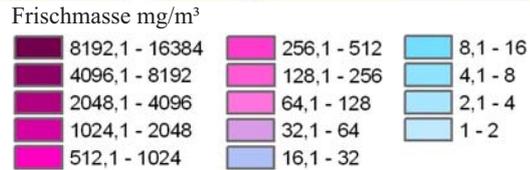
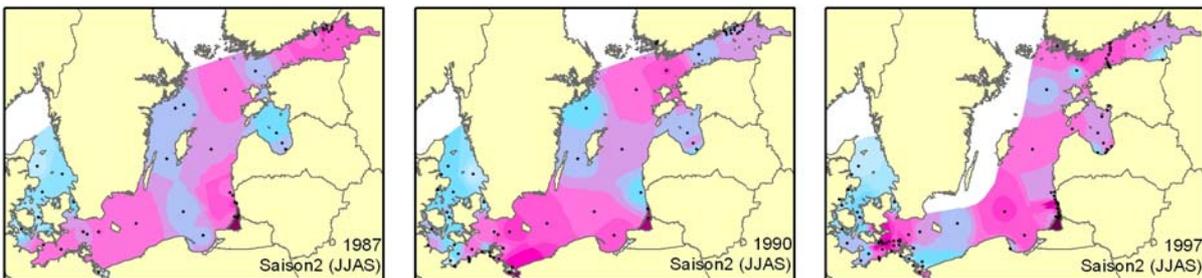
Von wissenschaftlicher Seite wurde auf das Verhältnis zwischen beiden Phytoplankton-Gruppen hingewiesen, wonach eine geringe Kieselalgen-Blüte im Frühjahr die Entstehung von Cyanobakterien im Sommer begünstigt. Bei starken Kieselalgen-Blüten hingegen treten die Cyanobakterien im Sommer weniger stark auf. Dieses Phänomen kann durch die nachhaltige Entfernung der Nährstoffe aus den oberen Wasserschichten als Folge des schnellen Absinkens der schweren Kieselalgen erklärt werden. Im Gegensatz zu anderen Algenblüten bleibt nach der Kieselalgen-Blüte in der eutrophen Zone kaum Zeit für die Remineralisierung der Nährstoffe. Die Cyanobakterien mit Heterocysten sind, durch ihre Fähigkeit Stickstoff aus der Luft zu fixieren, unabhängig vom gelösten Stickstoff und dadurch in stickstoff-limitierten Gewässern konkurrenzlos. Dennoch brauchen sie zum Wachstum neben Stickstoff auch Phosphor und können durch diesen limitiert werden.

Dies Abhängigkeit wird durch die räumliche Darstellung der Biomasse der beiden Phytoplankton-Gruppen gut wiedergegeben (Abb. 3-7). Im Frühjahr 1987 treten in der Arkonasee, in der östlichen Gotlandsee sowie im Rigaer und Finnischen Meerbusen sehr starke Diatomeen-Blüten auf. Im Frühjahr der Jahre 1990 und 1997 wurden höhere Biomassen der Kieselalgen im Kattegat und in den küstennahen Bereichen angetroffen. Die räumliche Verteilung der Cyanobakterien mit Heterocysten im Sommer zeigt eher eine Konzentration des Blütengeschehens auf die eigentliche Ostsee. Im Kattegat kommen Cyanobakterien wegen des hohen Salzgehaltes kaum vor. Die Biomassen der Cyanobakterien unterscheiden sich in den Sommern der drei Jahre jedoch weniger deutlich als erwartet. In allen Jahren treten im Kurischen Haff die Blaualgen massenhaft auf. Im Sommer 1987 werden erhöhte Biomassen in der südlichen Ostsee, vor der litauischen Küste sowie in der nördlichen Gotlandsee und im Finnischen Meerbusen beobachtet. Starke Blüten werden 1990 in der Arkonasee und in der Pommerschen Bucht angetroffen. Im Sommer 1997 konzentrieren sich die höchsten Biomassen in der westlichen Arkonasee und der südlichen Gotlandsee sowie im vorderen Finnischen Meerbusen. Die räumlichen Verteilungen der Diatomeen und Cyanobakterien decken sich annähernd mit den beobachteten Langzeit-trends in WASMUND et al. (1998a).

Diatomeen



Cyanobakterien mit Heterocysten



Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten (Saison 2) zu Diatomeen (Saison 1)

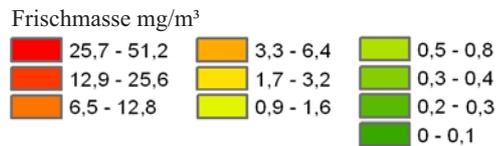
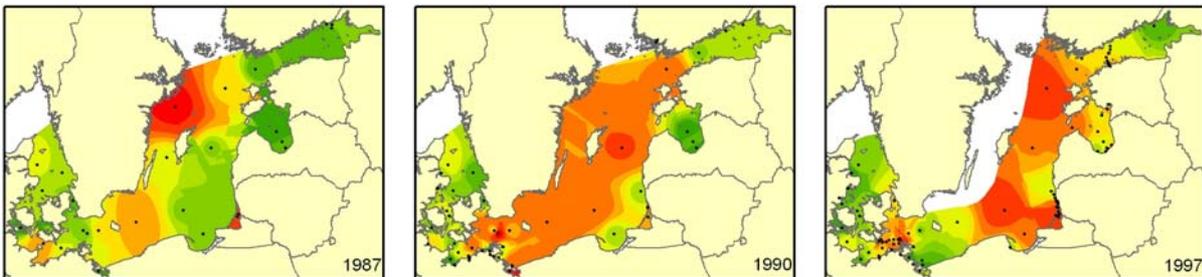


Abb. 3-7: Das Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten zu Diatomeen im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Die räumliche Darstellung des Verhältnisses Cyanobakterien mit Heterocysten und Diatomeen, hier auch als CD-Index bezeichnet, verdeutlicht die zeitliche Veränderung im Auftreten der Phytoplankton-Gruppen. 1987 sind der Kattegat, in der südlichen Gotlandsee sowie der Rigaer und der Finnische Meerbusen durch einen niedrigen Index gekennzeichnet. 1990 präsentiert die ganze eigentliche Ostsee einem hohen Index. 1997 ist der Index in der eigentlichen Ostsee zum Teil noch höher als 1990, mit Ausnahme der östlichen Arkona- und der Bornholmsee, wo niedrige Werte dargestellt sind.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass der Index in allen drei Jahren für den Kattegat sowie für den Rigaer und Finnischen Meerbusen eher niedrige Werte ausbildet. Die hohen Werte konzentrieren sich auf die eigentliche Ostsee.

3.3.4 Verhältnis Cyanobakterien und Chlorophyten

Auf Empfehlung der Planktologen des CHARM-Projektes wurde das Verhältnis Cyanobakterien zu Chlorophyten untersucht (Abb. 3-8). Chlorophyten sind Grünalgen, die nährstoffreiches Süßwasser bevorzugen. Sie konzentrieren sich räumlich auf die küstennahen, durch die Flussfahnen beeinflussten Gewässerbereiche. Die Cyanobakterien treten von der Beltsee bis zum Finnischen Meerbusen auf. Der Index zeigt niedrige Werte an, wo Cyanobakterien und Chlorophyten gleichermaßen vorkommen.

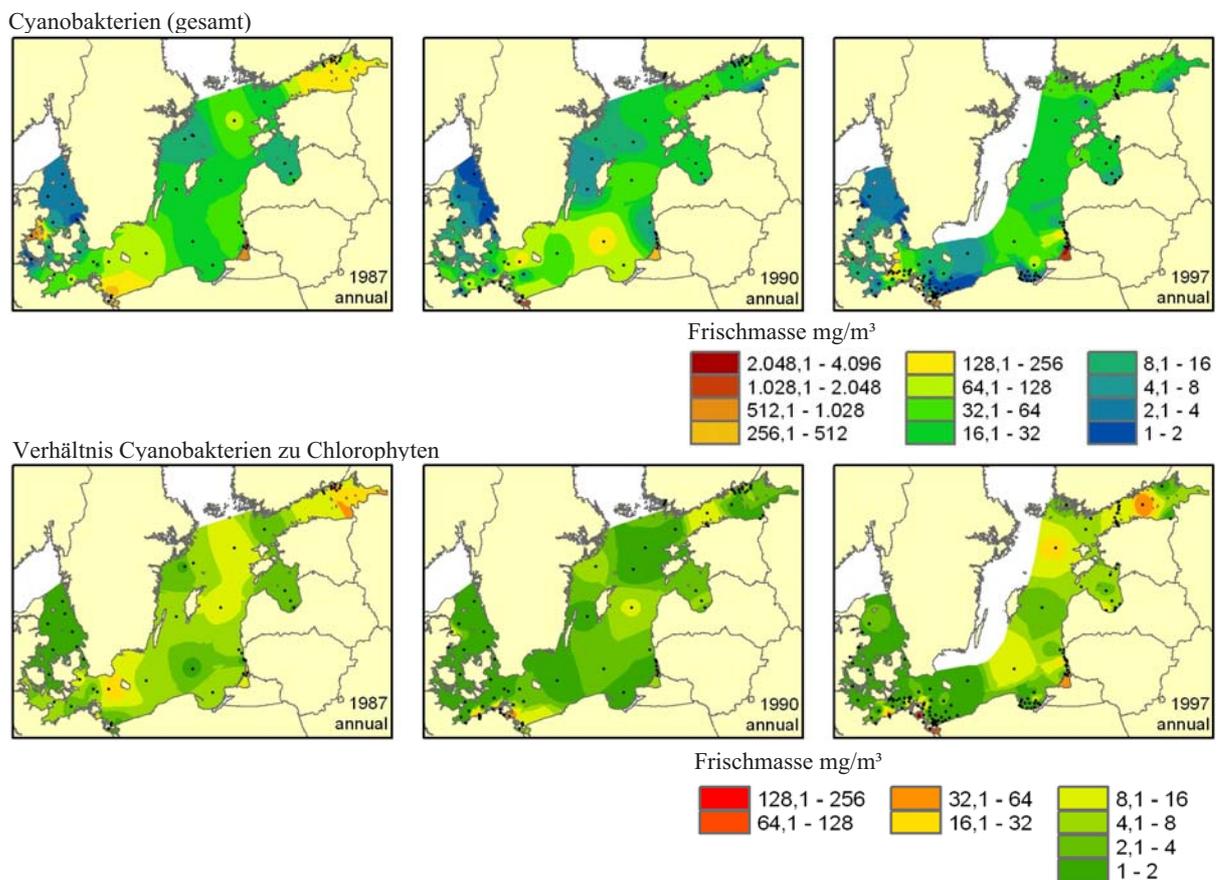


Abb. 3-8: Das Verhältnis Cyanobakterien zu Chlorophyten im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Da die Küstengewässer meist einen niedrigen Index anzeigen, sind Cyanobakterien in salzarmen eutrophierten Gewässern ebenfalls typisch. Steigt der Index in den Küstengewässern an, kann das meist auf eine erhöhte Biomasse der Cyanobakterien zurückgeführt werden. Die fleckenhaft erhöhten Indexwerte in der eigentlichen Ostsee und im Finnischen Meerbusen lassen sich mit erhöhten Biomassen der stickstoff-fixierenden Cyanobakterien erklären, die in diesen Seegebieten typisch sind.

Insgesamt zeigt der Index in allen drei Untersuchungsjahren ein sehr differenziertes Ergebnis. Nur der Kattegat und der Rigaer Meerbusen lassen sich wiederkehrend als, auf dieses Verhältnis, in etwa einheitlich reagierende Gewässerbereiche abgrenzen.

3.4 Vergleich mit den abiotischen Verhältnissen

Die räumliche Darstellung der abiotischen Verhältnisse der Oberflächenschicht der Ostsee aus Monitoring-Daten ist nicht neu und wurde bereits am schwedischen Institut für Systemökologie an der Universität Stockholm erfolgreich mit dem internetbasierten Data Assimilation System (DAS) zur Anwendung gebracht. Das System greift auf ostseeweite Daten der HELCOM und nationalen Monitoring-Programme zu, die in der Baltic Environmental Database (BED) zusammengeführt sind. DAS ermöglicht jedem Anwender die Interpolation abiotischer Parameter in beliebigen Zeiträumen und Gebieten der Ostsee sowie in 18 verschiedenen Wassertiefen. Das horizontale Grid, das die gesamte Ostsee inklusive Kattegatt abdeckt, hat eine Zellgröße von 5 sm (9 260 m). Für Teilbereiche der Ostsee sind auch höher aufgelöste Grids möglich (vgl. SOKOLOV et al. 1997).

Zur Absicherung der Interpolationsmethodik wurden dennoch die abiotischen Parameter aus der CHARM-Datenbank, ergänzt mit HELCOM-Daten, interpoliert. Damit wurde zum einen die gleiche Auflösung des Grids wie bei den Phytoplankton-Daten sichergestellt (1 000 m) und zum anderen eine ähnliche Verteilung der Stationen gewährleistet. Dadurch erhöht sich die räumliche Vergleichbarkeit der abiotischen und biotischen Parameter (vgl. Kapitel 4.1).

3.4.1 Bathymetrie

Die Gegenüberstellung der jährlichen mittleren Biomasseverteilung des Phytoplanktons (Anhang B-4) und der Bathymetrie (Abb. 2-2) bestätigt die Kenntnis, dass die höchsten Biomassen ($> 2\ 050\ \text{mg/m}^3$) vorwiegend in den flachen Bereichen (0-40 m) der Ostsee auftreten. Die flachen Bereiche sind durch die Nährstofffrachten stark eutrophiert. Mit größerer Tiefe und zunehmenden Abstand zur Mündung wird das Süßwasser stark verdünnt. Bei sehr tiefen Mündungsbereichen (z. B. Danziger Bucht) wird das Süßwasser besonders schnell verdünnt und die Gradienten vom Fluss zur offenen See sind nur sehr kleinräumig ausgebildet. Die Flussfahnen sind durch Salz- und Nährstoffgradienten und hohe Turbulenzen gekennzeichnet. Dadurch ergeben sich günstige Wachstumsbedingungen für das Phytoplankton. Das verdeutlichen die Gradienten der Biomasse (Anhang B-4) und der Chlorophyll-a-Konzentration (Anhang B-7).

Dieses Situation zeichnet sich ab im nördlichen Kattegat und an der dänischen Küste, im Bereich der Darßer Schwelle, in der Pommerschen Bucht, vor der litauischen Küste bei Klaipeda, im Rigaer sowie im Finnischen Meerbusen. Hinzu kommen die geschlossenen Küstengewässer wie das Stettiner und das Kurische Haff.

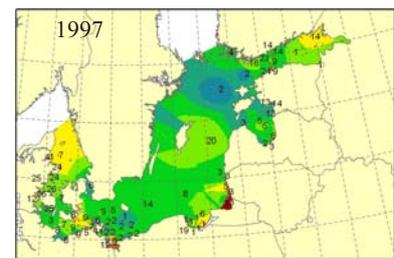
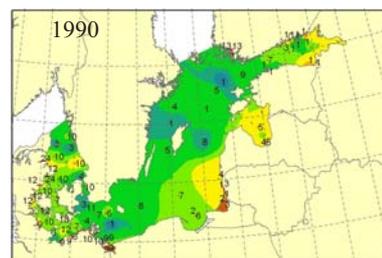
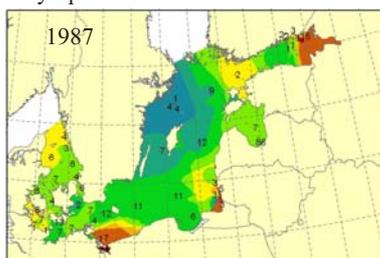
3.4.2 Salinität

Anhang B-10 bis 12

In den Bildern der jährlichen mittleren Salinität des Oberflächenwassers (0-10 m) wird der Süßwasser- ausstrom der großen Flüsse in die Ostsee deutlich (Abb. 3-9). In den Flussmündungsgebieten Pommer- sche Bucht (Oder), Danziger Bucht (Wisła), Kurisches Haff (Nemunas), Rigaer (Daugava) und Finni- scher Meerbusen (Kymijoki und Neva) vermischt sich das Süßwasser der Flüsse mit dem Salzwasser der Ostsee. Die Flussfahnen sind in den Bereichen von 0,1-5 PSU bzw. 5,1-7 PSU zu erkennen (Abb. 3-9).

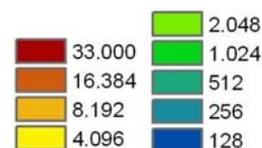
Der Wasserausstrom der Flüsse ist durch eine höhere **Phytoplankton-Biomasse** und eine höhere Chlorophyll-a-Konzentration charakterisiert als in der offenen Ostsee (vgl. WASMUND et al. 1999). Die erhöhte Biomasse kann jedoch nicht allein dem niedrigen Salzgehalt zugeordnet werden. Es ist vielmehr zu berücksichtigen, dass der Salzgradient in den Flussfahnen zusätzlich durch Nährstoffgra- dienten überlagert ist, die die Phytoplankton-Entwicklung begünstigen. Im Offenwasser der Ostsee ist keine Abhängigkeit der Phytoplankton-Biomasse vom Salzgehalt zu erkennen. Wie bereits WASMUND et al. (1999) feststellt, beeinflusst der Salzgehalt vielmehr die Artenzusammensetzung als die Primär- produktion des Phytoplankton.

Phytoplankton

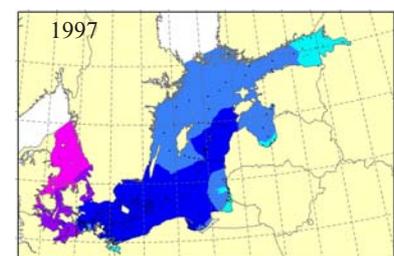
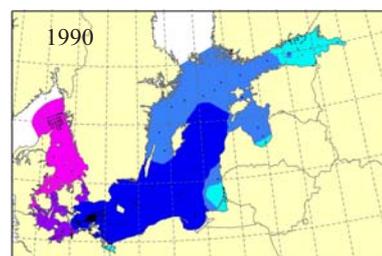
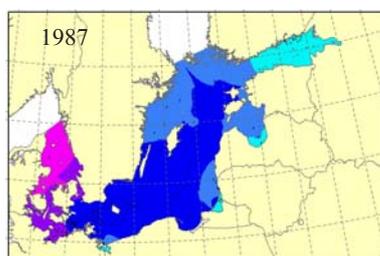


• Station mit Anzahl der Messungen im Zeitraum

Frischmasse mg/m³



Salinität



• Station

Abb. 3-9: Jährliche mittlere Phytoplankton-Biomasse (oben) und jährliche mittlere Salinität (unten) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 19987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Eine Abhängigkeit der **Kieselalgen** vom Salzgehalt ist nicht zu erkennen (Abb. 3-7 und Anhang B-11). Die **Cyanobakterien** dagegen tolerieren einen Salzgehalt von 0,1 bis etwa 18 PSU (Anhang B-10 und B-28). Die Süßwasser Cyanobakterien bevorzugen zwar die Küstenbereiche, können sich aber an salzreicheres Wasser anpassen und sich bis in die zentralen Seegebiete ausbreiten. Die stickstoff-fixierenden Cyanobakterien bevorzugen einen Salzgehalt von 3,8 bis 11,5 PSU (WASMUND 1997). Die **Flagellaten** und speziell die Dinoflagellaten sind in der gesamten Ostsee verbreitet und nicht an einen bestimmten Salzgehalt gebunden (Anhang B-29).

Die untersuchten Arten *Mesodinium rubrum* (Abb. 3-4) und *Skeletonema costatum* (Abb. 3-5) zeigen keine typische Abhängigkeit vom Salzgehalt.

3.4.3 Temperatur

Anhang B-13 bis 15

Im Frühjahr sind die Küstengewässer wärmer aber auch nährstoffreicher als die offene Ostsee. Daraus ergeben sich Entwicklungsvorteile für das Phytoplankton. Das spiegelt sich in der Verteilung der Biomasse in allen drei Untersuchungsjahren wider. Im weiteren Jahresverlauf fällt der Einfluss der Temperatur hinter die Bedeutung der limitierenden Nährstoffe zurück. Lediglich im Sommer gewinnen die Temperaturverhältnisse des Oberflächenwassers noch einmal Bedeutung für die Entwicklung der Cyanobakterien, die Temperaturen $> 16\text{ °C}$ (WASMUND 1997) bevorzugen. Das verdeutlichen auch die räumlichen Verteilung der Cyanobakterien der Sommer 1987, 1990 und 1997 (Abb. 3-7).

3.4.4 Anorganische Nährstoffe

In diesem Kapitel wird die räumliche Verteilung der Phytoplankton-Biomasse den Verteilungsmustern der Nährstoffe gegenübergestellt. Es wird analysiert, inwieweit sich das Phytoplankton an bestimmten Nährstoffverhältnissen orientiert, um daraus anschließend Ansätze für die Abgrenzung von verschiedenen Oberflächenwasserkörpern zu erhalten.

Eine genaue Analyse der Korrelation von Biomasse und Nährstoffkonzentrationen kann mit dieser Arbeit nicht geleistet werden. Dafür müssen Zeitreihen untersucht werden. Die Analyse von Quartalsmittelwerten soll zeigen, ob großräumig typische Verteilungsmuster zu finden sind.

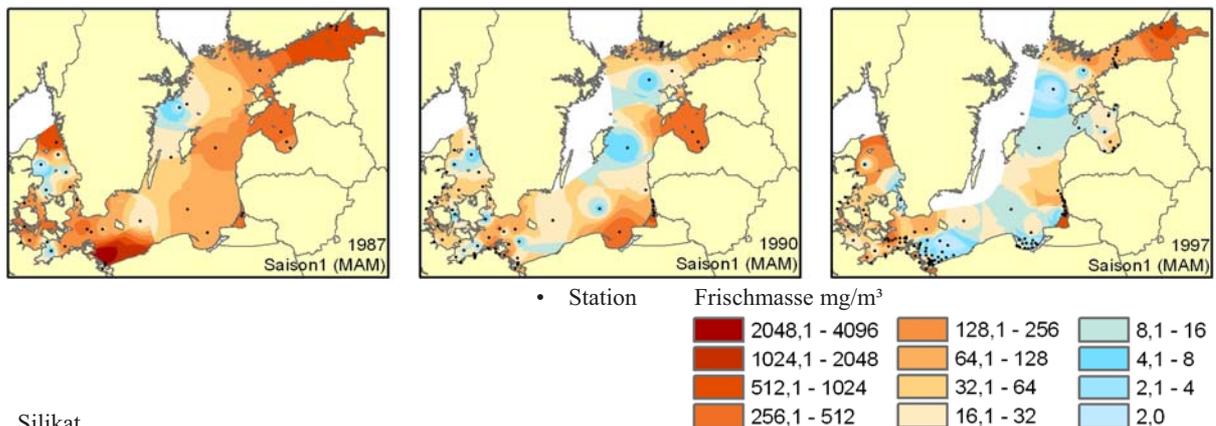
Die Untersuchungen konzentrieren sich auf die anorganischen Nährstoffe Ammonium (NH_4), Nitrat (NO_3) und Nitrit (NO_2), die zu Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN) zusammengefasst wurden sowie auf Phosphat (PO_4) und Silikat (SiO). Der folgende Vergleich der Primärproduktion des Phytoplanktons mit den Nährstoffverhältnissen erfolgt in der Reihenfolge der jahreszeitlichen Limitierung.

Silikat (SiO)

Anhang B-16 bis 18

Silikat wird während der Kieselalgen-Blüte im Frühjahr und im Herbst verbraucht. Da die Kieselalgen in der Regel das erste Blütenereignis im zeitigen Frühjahr ausbilden, kann die Silikat-Konzentration des Frühjahrs der Biomasse der **Kieselalgen** gegenübergestellt werden. Für die Jahre 1987 und 1990 stehen kaum Silikat-Daten zur Verfügung, so dass für die Gegenüberstellung nur das Jahr 1997 berücksichtigt werden kann (Abb. 3-10). Die Silikat-Verteilung im Frühjahr 1997 zeigt deutlich geringere Konzentrationen in der westlichen Ostsee sowie in den küstennahen Bereichen. Das deutet darauf hin, dass in diesen Gebieten eine Kieselalgen-Blüte stattgefunden hat. In Abb. 3-10 sind im Frühjahr Kieselalgen-Blüten in der westlichen Ostsee zu erkennen, deren räumliche Ausdehnung gut mit den geringen Silikat-Konzentrationen vom Kattegat bis in die westliche Arkonasee übereinstimmen. Ebenso können vor der litauischen Küste, im südlichen Rigaer Meerbusen sowie im Finnischen Meerbusen die geringen Silikat-Konzentrationen auf Kieselalgen-Blüten zurückgeführt werden.

Diatomeen



Silikat

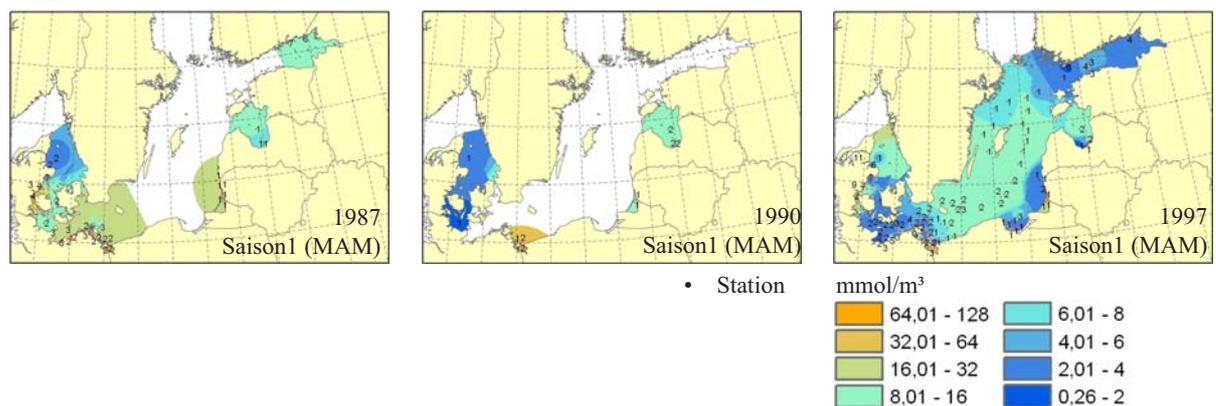


Abb. 3-10: Mittlere Biomasse der Diatomeen im Frühjahr (März, April, Mai) (oben) und mittlere Silikat-Konzentration im Frühjahr (unten) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Die hohen Silikat-Konzentrationen in der eigentlichen Ostsee bestätigen das Ausbleiben der Kieselalgen-Blüte in diesen Seegebieten. Dieser Umstand verdeutlicht sehr gut, dass das Vorhandensein von Silikat noch keine Garantie dafür ist, dass Kieselalgen-Blüten auch stattfinden werden.

Die Kieselalge *Skeletonema costatum* (Abb. 3-4) wurde 1997 dort angetroffen, wo ausreichend Silikat vorhanden war. Doch trotz hoher Silikat-Konzentrationen blieb sie in der eigentlichen Ostsee und im Rigaer Meerbusen aus.

Phosphat (PO₄)

Anhang B-19 bis 21

Bei der Betrachtung der Phosphat-Konzentrationen und der **Phytoplankton-Biomasse** (Anhang B-4 bis 6) ist zu erkennen, dass dort wo starke Blüten auftraten das Phosphat aufgebraucht wurde. Das wird besonders beim Vergleich der Frühjahrsverteilungen deutlich. Im Sommer ist die Phosphat-Konzentration in weiten Teilen der Ostsee bis an die Nachweisgrenze reduziert. Lediglich durch die Flüsse wird Phosphat nachgeliefert, was vor allem im Sommer 1997 während des Oderhochwassers in der Pommerschen Bucht deutlich wird. Auffällig sind 1990 die ganzjährig hohen Phosphat-Konzentrationen im Kattegat, die trotz starker Blüten nicht abgebaut werden. Im Finnischen Meerbusen ist ebenfalls trotz starker Blüten Phosphat vorhanden, was auf eine hohe Phosphat-Last der dort einmündenden Flüsse schließen lässt.

Für die Gegenüberstellung der Phosphat-Verhältnisse mit den einzelnen Phytoplankton-Gruppen können nur die saisonalen Verteilungen berücksichtigt werden. Aus den jährlichen Mittelwerten lassen sich keine Beziehungen zu den Phosphat-Konzentrationen erkennen, da der Einfluss des innerjährlichen Nährstoffkreislaufes nicht beurteilt werden kann. Die **Kieselalgen-** (Abb. 3-7) und Phosphat-Verteilungen zeigen keine ausreichende Korrelation. Das kann jedoch dadurch verursacht sein, dass für den Saisonmittelwert des Nährstoffs teilweise nur ein Messwert zur Verfügung stand. Stammt dieser aus dem Saisonende zeigt er bereits die limitierte Situation nach der Blüte an. Werden beim Vergleich nur die Phosphat-Werte mit >1 Messwert berücksichtigt, wird bereits deutlicher, dass die Kieselalgen-Blüten sich auf die Bereiche mit erhöhten Phosphat-Werten konzentrieren. Das gilt natürlich ebenso für die Kieselalge *Skeletonema costatum* (Abb. 3-4). Die stickstoff-fixierenden **Cyanobakterien** (Abb. 3-7) werden durch ihre besonderen Eigenschaften einzig durch Phosphat limitiert. Es zeigt sich, dass die Cyanobakterien dort beobachtet wurden, wo im Sommer noch Phosphat vorhanden ist. Sie können aber auch Phosphat in ihren Zellen speichern und dadurch in bereits phosphat-limitierten Gewässerbereichen vorkommen. Mit den günstigen Phosphat-Verhältnissen lassen sich die Blaualgen-Blüten 1987 vor der litauischen Küste und im Finnischen Meerbusen, 1990 in der Pommerschen Bucht sowie 1997 in der Arkonasee und im Finnischen Meerbusen erklären. Die **Dinoflagellaten** (Anhang B-29) im Frühjahr profitieren vor allem von dem fast unverbrauchten Nährstoffpool nach einer kleinen Kieselalgen-Blüte. Sie nutzen aber auch die erhöhten Phosphat-Konzentrationen in den Flussfahnen. In diesen Bereichen sind noch ausreichend Nährstoffe vorhanden und sie können starke Blüten ausbilden. Der Ciliat *Mesodinium rubrum* (Abb. 3-5) zeigt keine Abhängigkeit von den Phosphat-Konzentrationen. Er taucht bei erhöhten Phosphat-Werten auf, aber auch bei kaum nachweisbaren Konzentrationen, wo er das remineralisierte Phosphat nutzt.

Stickstoff (DIN)

Anhang B-22 bis 24

Bei der Betrachtung der Stickstoff-Konzentrationen werden die Flussfahnen als ganzjährige Haupteintragsquellen deutlich. Entsprechend steht in den Mündungsbereichen ausreichend Stickstoff zur Verfügung, sogar relativ unabhängig von der Stärke der Blüten des **Phytoplanktons** (Anhang B-4 bis 6). In der eigentlichen Ostsee sind die Stickstoff-Konzentrationen deutlich geringer und werden durch die Blüten schnell aufgebraucht. Auffällig sind die hohen Stickstoff-Konzentrationen der Jahre 1990 und 1997 in der westlichen Arkonasee und im Kattegat. In diesen Seegebieten war die Primärproduktion im Frühjahr deutlich geringer als im Sommer, so dass selbst im Sommer der Stickstoff nicht vollständig aufgebraucht wurde. Im Rigaer Meerbusen fanden starke Blüten statt, obwohl dort nur geringe Stickstoff-Konzentrationen angezeigt werden. Das deutet darauf hin, dass die Stickstoff-Messungen aus dem Saisonende stammen, nachdem der Nährstoff durch die Blüten aufgezehrt war.

Die Frühjahrsblüte der **Kieselalgen** (Abb. 3-7) entwickelt besonders hohe Biomassen in Bereichen, in denen neben Silikat auch Stickstoff vorhanden ist. Das ist zu erkennen 1987 in der Pommerschen Bucht und im Finnischen Meerbusen, 1990 in der westlichen Ostsee, in der Danziger Bucht und im Finnischen Meerbusen sowie 1997 in der westlichen Ostsee, vor der litauischen Küste und im Finnischen Meerbusen. Die allgemeinen Aussagen zu den Kieselalgen treffen insbesondere auch für die Kieselalge *Skeletonema costatum* (Abb. 3-4) zu. Die hohen Biomassen in der Danziger Bucht im Sommer 1997 (Anhang B-6) deuten im Vergleich mit den Stickstoff-Verhältnissen auf eine **Blaualgen-Blüte** hin (Abb. 3-7). Dort herrscht Stickstoff-Mangel. Im Gegensatz dazu sind die Blüten in der Pommerschen Bucht nicht auf Blaualgen zurückzuführen. Hier sind im Sommer noch ausreichend Nährstoffe für andere Arten vorhanden. In der eigentlichen Ostsee werden die geringen Stickstoff-Konzentrationen schnell zum limitierenden Faktor für die Algenentwicklung. Daraus resultiert letztendlich der Vorteil für die Cyanobakterien mit Heterocysten, die den Stickstoff aus der Luft nutzen. Die räumliche Verteilung der Cyanobakterien (Abb. 3-7) zeigt, dass sie vor allem in den limitierten Bereichen der Ostsee auftauchen. Abweichend davon wurden Cyanobakterien 1987 im Finnischen Meerbusen und 1997 in der westlichen Arkonasee trotz Stickstoff-Vorkommen beobachtet. Die hohen Biomassen der **Dinoflagellaten** (Anhang B-29) im Frühjahr konzentrieren sich in den Bereichen mit hohen Stickstoff-Konzentrationen. Dort wo weniger Stickstoff vorhanden ist, profitieren sie von ihrer hohen Beweglichkeit und versorgen sich in tieferen Schichten mit dem Nährstoff. Eine Abhängigkeit des Ciliaten *Mesodinium rubrum* (Abb. 3-5) von den Stickstoff-Konzentrationen wird aus der räumlichen Verteilung nicht deutlich. Da er frei beweglich ist, kann er Stickstoff auch aus tieferen Wasserschichten nutzen. Folglich ist er relativ unabhängig von der oberflächennahen Stickstoff-Konzentration und hat somit einen Vorteil gegenüber anderen Arten.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass hohe Phytoplankton-Biomassen in den Bereichen mit hohen Nährstoff-Konzentrationen typisch sind. Das betrifft in erster Linie die Mündungsbereiche und die küstennahen Gewässer sowie Kattegat, Beltsee, Rigaer und Finnischer Meerbusen. Dort findet das Phytoplankton durch den landseitigen Nährstoffeintrag und bei ausreichenden Lichtverhältnissen günstige Wachstumsbedingungen vor. In der offenen See sind die Nährstoff-Konzentrationen deutlich niedriger. In diesen Bereichen wird die Höhe der Biomasse in erster Linie durch die Nährstoffe limitiert. Daneben sind für das Phytoplankton-Wachstum in der offenen See die Lichtverhältnisse, die Schichtung des Oberflächenwassers, Turbulenzen und im Sommer die Temperaturverhältnisse entscheidend.

Stickstoff / Phosphor–Verhältnis (N:P)

Anhang B-25

Über das N:P-Verhältnis wird traditionell die Nährstoffsituation im marinen Ökosystem beurteilt. Die räumlichen Verteilungsmuster des winterlichen N:P-Verhältnisses im Oberflächenwasser der Ostsee geben die typische Situation gut wieder. Die eigentliche Ostsee ist geprägt durch ein Stickstoff-Defizit. Das bei NEHRING & ÆRTEBJERG (1996) erwähnte Verhältnis von 7-9:1 ist auch in der interpolierten Verteilung erkennbar. Durch die hohen landseitigen Nährstoffeinträge liegt das N:P-Verhältnis in den Mündungs- und Küstenbereichen über dem Redfield-Verhältnis von 16:1.

Die Gegenüberstellung mit den Verteilungsmustern des Phytoplanktons verdeutlicht die Abhängigkeit der Primärproduktion vom Stickstoff-Anteil im Wasser. In den küstennahen Gewässern mit den hohen Nährstofffrachten entwickeln sich höhere Biomassen als in der eigentlichen Ostsee.

Die Abhängigkeit einer hohen Blaualgen-Entwicklung im Sommer von einem geringen N:P-Verhältnis im Winter wird durch die Verteilungsmuster kaum deutlich.

3.5 Vergleich der Phytoplankton-Verteilung mit der Typologie der Ostsee

Ostseetypologie

Für die Umsetzung der WRRL müssen die Gewässer in Typen ähnlicher Charakteristik klassifiziert werden. Die Basis dafür sind physikalische Parameter. Diese Klassifizierung der Gewässer wird Typologie genannt und ist die Grundlage für alle weiteren Aktivitäten gemäß der WRRL (Bewertung, Management und Monitoring). In der Verantwortung der einzelnen Länder entstehen unabhängige nationale Typologien. Damit ist zu befürchten, dass Typen an den Ländergrenzen nicht zusammenpassen und ähnliche Wasserkörper unterschiedlichen Typen zugeordnet werden. Mit der Definition der Ostsee als eine Ökoregion (WRRL) wird eine ostseeweite räumliche Vergleichbarkeit der Küstengewässer angestrebt, was durch unterschiedliche nationale Typologien erschwert wird. Ebenso problematisch ist die Begrenzung der Küstengewässer auf 1 Seemeile von der Basislinie. Eine solch willkürliche Trennung der Küstengewässer von der offenen See weicht in jeder Hinsicht von morphologischen, physikalischen und biologischen Parametern ab. Es ist kaum möglich in diesem Streifen künstlich beschnittener Gewässertypen ökologisch umfassend Referenzzustände, Klassifizierungen der Gewässerqualität und Monitoring zu etablieren. Vor diesem Hintergrund wurde innerhalb des EU-Projektes CHARM (Characterization of the Baltic Sea Ecosystem: Dynamics and Function of Coastal Types) eine Ostseetypologie entwickelt (vgl. SCHERNEWSKI & WIELGAT 2004).

Die Ostseetypologie hat zum Ziel, das komplexe Ökosystem der Ostsee zu vereinfachen und dadurch räumliche Analysen und Vergleiche zu ermöglichen. Weiterhin soll diese Typologie als übergeordnete Klassifizierung der Ostsee angesehen werden, in welche sich die differenzierteren nationalen Typologien leicht integrieren lassen. Um die Akzeptanz als übergeordnete Typologie zu erhöhen, orientiert sich die Methodik an den Vorgaben der WRRL. Letztendlich basiert die Ostseetypologie auf den Parametern Salinität, Wassertiefe und Wasseraustauschzeit (vgl. SCHERNEWSKI & WIELGAT 2004).

Die Ostseetypologie unterscheidet sich dahingehend von der WRRL, dass sie sich nicht auf den künstlichen Gewässerstreifen von einer Seemeile beschränkt sondern die gesamte Ostsee abdeckt. Ferner baut sie auf wenigen vorgegebenen Parametern auf und ist dadurch stark vereinfacht. Auf diese Weise lässt die Ostseetypologie genügend Raum für die nationalen Typologien und kann dadurch ihre Akzeptanz erhöhen.

Die Typologie basiert entsprechend der WRRL auf rein physikalischen Parametern, die geeignet sind typische marine Lebensräume gegeneinander abzugrenzen. Inwieweit diese Lebensräume tatsächlich widerspiegelt werden, lässt sich nur mit biologischen Daten vergleichen. Ein Vergleich der nationalen Typologie mit Phytoplankton-Daten ist nur schwer möglich, da nicht in allen Bereichen des schmalen Küstengewässerstreifens Messstationen vorhanden sind. An dieser Stelle wird die künstliche räumliche Begrenzung der WRRL erneut deutlich. Eine sinnvoller räumlicher Vergleich der Gewässertypen der Ostsee mit der Phytoplankton-Verteilung ist erst mit der Ostseetypologie möglich. Dabei soll geprüft werden, ob die Ostseetypologie die biologische Komponenten ausreichend widerspiegelt. Eine weitere Differenzierung der Ostseetypologie bzw. die Ausgrenzung von Oberflächenwasserkörpern auf Grundlage der Phytoplankton-Verteilung wird im Kapitel 4.3 diskutiert.

Ostseetypologie und Phytoplankton

Bei der Betrachtung der Verteilungen der jährlichen mittleren Biomasse (Abb. 3-11) ist zu erkennen, dass die Typen der oligohalinen Offenwasserbereiche und der oligohalinen geschlossenen Gewässer sehr gut zur räumlichen Verteilung des Phytoplanktons passen. Der Finnische und Rigaer Meerbusen stellen durch ihre morphologische und physikalisch-chemische Struktur einen eigenen Lebensraum dar. Das Gleiche gilt für das Stettiner und das Kurische Haff. Im Kattegat spiegelt sich die sehr differenzierte abiotische und biotische Situation sowohl in der Typologie als auch in der Verteilung der Biomasse wider. Die Einteilung der eigentliche Ostsee in einen Typ erscheint sinnvoll, da sich die Phytoplankton-Biomasse hier ebenfalls sehr großräumig entwickelt. Die hohen Phytoplankton-Biomassen in den Mündungsbereichen der großen Flüsse müssen für die Abgrenzung der Wasserkörper berücksichtigt werden. Das betrifft vor allem die Pommersche Bucht, die Küste vor Klaipeda sowie die Neva-Mündung.

Auch bei der Betrachtung der Phytoplankton-Gruppen Diatomeen, Flagellaten und Cyanobakterien (Abb. 3-7, Anhang B-28, B-29) können die Typen der Ostseetypologie den räumlichen Verteilungsmustern zugeordnet werden. Zusätzlich heben sich durch die einzelnen Phytoplankton-Gruppen die Arkona- und Bornholmsee sowie die Danziger Bucht räumlich von der Ostseetypologie ab. Inwieweit diese zusätzlichen Räume weitere Typen erfordern oder als Wasserkörper gelten, wird in Kapitel 4.3 diskutiert.

Die untersuchten Phytoplankton-Arten *Skeletonema costatum* (Abb. 3-4) und *Mesodinium rubrum*, (Abb. 3-5) ordnen sich weniger deutlich in die Ostseetypologie ein. Das mag daran liegen, dass Einzelarten nur einen relativ kleinen Ausschnitt der Phytoplankton-Gemeinschaft darstellen.

Von den untersuchten Verhältnissen Cyanobakterien mit Heterocysten zu Diatomeen (CD-Index) (Abb. 3-7) und Cyanobakterien zu Chlorophyten (CC-Index) (Abb. 3-8) lässt sich nur der CD-Index den Typen der Ostseetypologie zuordnen. Der CC-Index ist zu undifferenziert als dass sich ihm eindeutig Gewässertypen zuordnen ließen.

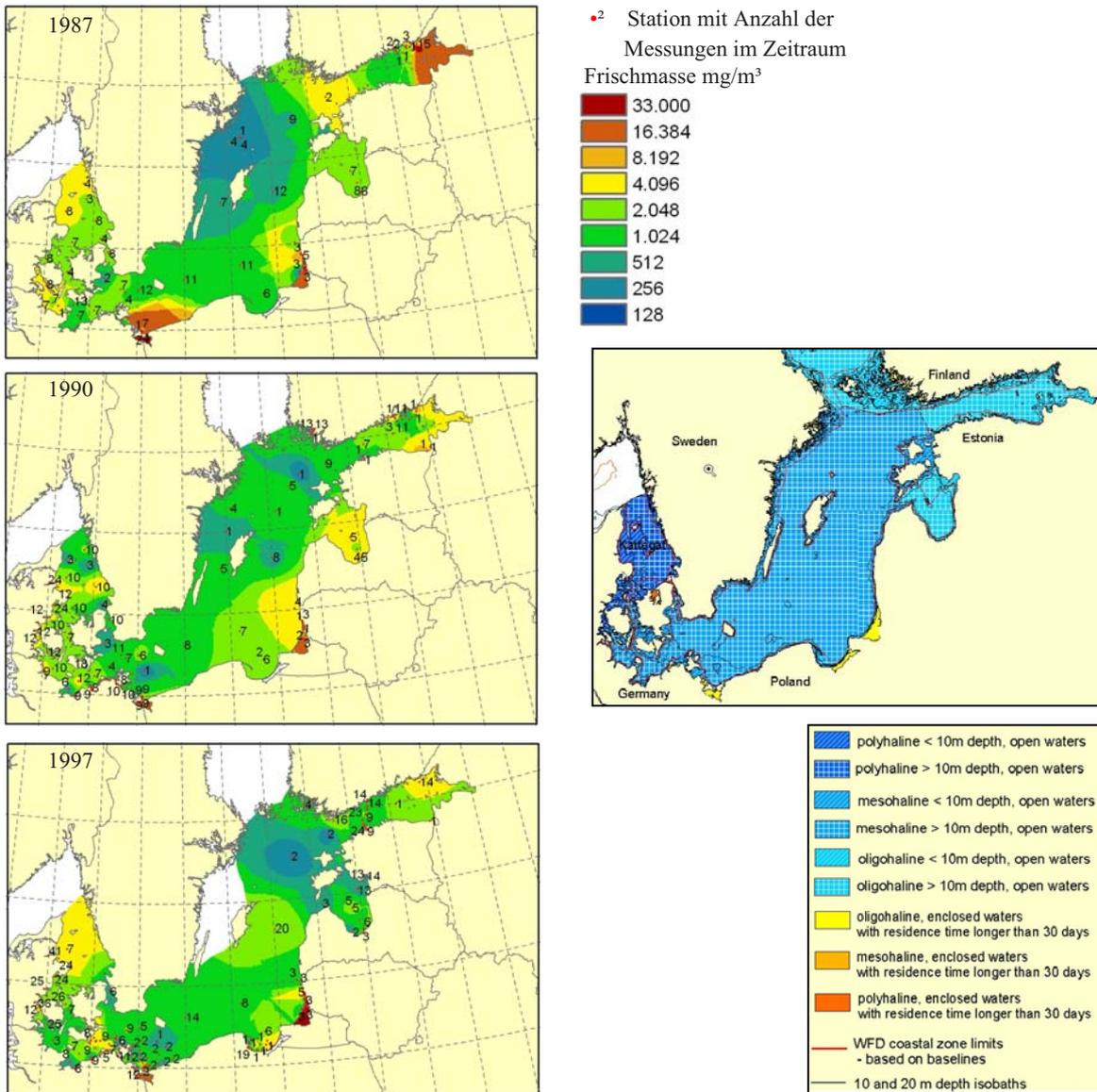


Abb. 3-11: Gegenüberstellung der jährlichen mittleren Phytoplankton-Biomasse der Jahre 1987, 1990 und 1997 und der Ostseetypologie (Datenquelle: CHARM, HELCOM, SCHERNEWSKI & WIELGAT 2004)

3.6 Vergleich der Phytoplankton-Verteilung mit dem Ökosystemmodell der Ostsee (ERGOM)

Bei dem Ökosystemmodell ERGOM handelt es sich um ein dreidimensionales Strömungsmodell für die gesamte Ostsee, das mit einem ökologischen Modell gekoppelt ist. In das Strömungsmodell MOM3 (Modular Ocean Model) der Ostsee wurde ein Ökosystemmodell, basierend auf einem Neun-Komponenten-Modell, integriert (NEUMANN et al. 2000). Das Modell wird durch reale atmosphärische Kräfte sowie Nährstoffeinträge aus den Flüssen und der Atmosphäre angetrieben. Das Ökosystemmodell wurde bereits mehrfach validiert. Der Zeitraum von 11 Jahren, 1980-1990, wurde mit dem Modell simuliert und anschließend mit realen Messdaten verglichen. Die Modellergebnisse geben die Realität sehr gut wieder (vgl. NEUMANN et al. 2002). Dennoch findet eine ständige Weiterentwicklung des Modells statt.

Das dreidimensionale gekoppelte Modell ERGOM entspricht dem heutigen Stand der Technik und ist ein wertvolles Werkzeug zur Verbesserung unseres Verständnisses für die dynamischen physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse im Ökosystem der Ostsee. Aktuell wird das Modell für verschiedene Studien und Prognosen eingesetzt, wie z. B. zur Abschätzung der Konsequenzen der Nährstoffreduktion auf das Ökosystem der Ostsee (NEUMANN et al. 2002) oder zur Simulation des Zustandes der Ostsee vor 100 Jahren (SCHERNEWSKI & NEUMANN in press).

Ein ostseeweiter räumlicher Vergleich der Verteilungsmuster des Phytoplanktons mit dem Modell hat bisher nicht stattgefunden. Diese Lücke füllt diese Arbeit und leistet damit einen wichtigen Beitrag zu seiner Weiterentwicklung.

Die Berechnung der Modell-Biomasse des Phytoplanktons erfolgt über die Umrechnung von Stickstoff- in Kohlenstoff-Einheiten. Dazu wird das Redfield-Verhältnis mit dem molaren C:N-Quotienten 106:16 zugrunde gelegt. Die Berechnung der Modell-Frischmasse des Phytoplanktons erfolgt über den Kohlenstoffanteil der Trockenmasse und die Berücksichtigung eines Wasseranteils von 80 %.

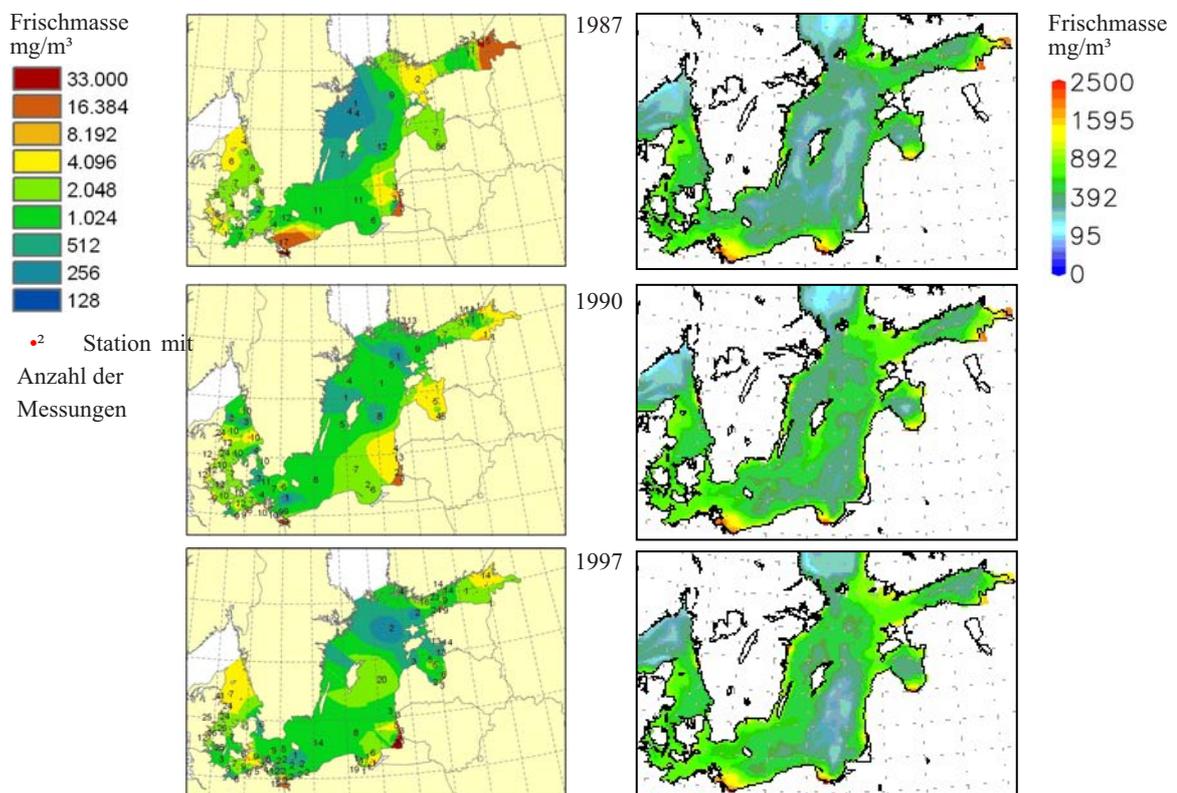


Abb. 3-12: Jahresmittelwerte des Phytoplanktons im Oberflächenwasser (0-10m), interpoliert aus Messdaten (links) und simuliert mit dem Ostseemodell ERGOM (rechts) für die Jahre 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM, NEUMANN pers. Mittlg.)

Bei der Betrachtung der **räumlichen Verteilung der Biomasse** fällt auf, dass die typische Phytoplankton-Situation in den Mündungsbereichen durch die gemessene und simulierte Biomasse gut wiedergegeben wird (Abb. 3-12). Die übertrieben große Ausdehnung der Biomasse in der Pommerschen Bucht im Jahr 1987 resultiert aus den fehlenden Messwerten in der Bucht und sollte nicht überbewertet werden. Deutliche Unterschiede in der Verteilung gibt es in der eigentlichen Ostsee. 1987 liegen in

der Bornholm- und südlichen Gotlandsee Messdaten zu 11 verschiedenen Zeitpunkten vor. Die dabei beobachteten hohen Biomassen sind im Modell nicht zu erkennen. Das Gleiche gilt 1990 für die südliche Gotlandsee und 1997 für die östliche Gotlandsee. In einigen Bereichen der Ostsee geben die beobachteten Daten eine geringere Biomasse als die simulierte wieder. Das ist vor allem dann der Fall, wenn Messdaten nur von ein oder zwei Terminen für den Jahresmittelwert zur Verfügung stehen. Beim Vergleich der Quantitäten der Biomasse kann festgestellt werden, dass die simulierten Werte generell unter den beobachteten Werten liegen. Damit unterschätzt das Modell die tatsächliche Phytoplankton-Konzentration.

Zu ähnlichen Ergebnissen führt der Vergleich der saisonalen Situation im Frühjahr (Anhang B-5 und 6). Außer in den Mündungsbereichen stimmen die Verteilungsmuster zwischen den interpolierten Beobachtungsdaten und simulierten Modelldaten kaum überein. Bei zu wenig Messdaten (1-2) ist die Biomasse gegenüber dem Modell entweder zu gering oder zu hoch (z. B. Frühjahr 1987 westliche Gotlandsee und Finnischer Meerbusen). Die starke Blüte im Frühjahr 1997 in der östlichen Gotlandsee findet sich ebenfalls nicht im Modell wieder.

In der Sommersaison (Anhang B-6) fällt auf, dass die simulierten Modellwerte die beobachteten Werte weniger stark unterschätzen als im Frühjahr. Dennoch wird der Vergleich der räumlichen Verteilungsmuster wiederum durch zu wenig gemessene Daten gestört.

Die Sommersverteilung der **stickstoff-fixierenden Cyanobakterien** (Abb. 3-13) zeigt besonders im Jahr 1987 klare Unterschiede zu den simulierten Ergebnissen. Abweichungen sind vor der litauischen Küste und im Finnischen Meerbusen zu erkennen. In diesen Bereichen wurden hohe Cyanobakterien-Biomassen gemessen, die im Modell nicht wiedergegeben werden. Die beobachteten Biomassen in der Arkona- und Bornholmsee sowie in der nördlichen Gotlandsee entsprechen in etwa denen des Modells. Die Biomassen in der Mecklenburger Bucht werden hingegen vom Modell unterschätzt. Die sehr geringen beobachteten Biomassen in der westlichen Gotlandsee könnten Folge zu weniger Messdaten oder verpasster Blüten sein. Die Situation im Sommer 1990 stimmt recht gut zwischen den gemessenen und simulierten Daten überein. Dabei ähneln sich nicht nur die Verteilungsmuster sondern auch die Quantitäten der Biomassen. Lediglich die gemessenen Werte sind geringer, was auf verfehlte Blüten zurückgeführt werden kann. Auffällig ist die Blüte in der Danziger Bucht, die vom Modell nicht abgebildet wird. Auch im Jahr 1997 wird die dortige Blüte nicht simuliert. Die Beobachtungsdaten geben 1997 generell ein sehr fleckenhaftes Bild wieder, obwohl 1997 als das Jahr mit extremen Blaualgen-Blüten bekannt ist (KAHRU et al. 2000, SIEGEL & GERTH 2000). Spitzenwerte wurden vor allem in der Arkonasse und in der südlichen Gotlandsee gemessen. Die Bereiche mit geringen Biomassen, können durchaus auf die sehr hohe räumliche Dynamik der Blaualgen-Blüten zurückgeführt werden, wodurch bei den Stationsmessungen Blüten bereits um 100 m verpasst werden können. Die Spitzenwerte werden im Modell unterschätzt. Ansonsten stimmen die gemessenen Biomassen mit den simulierten gut überein.

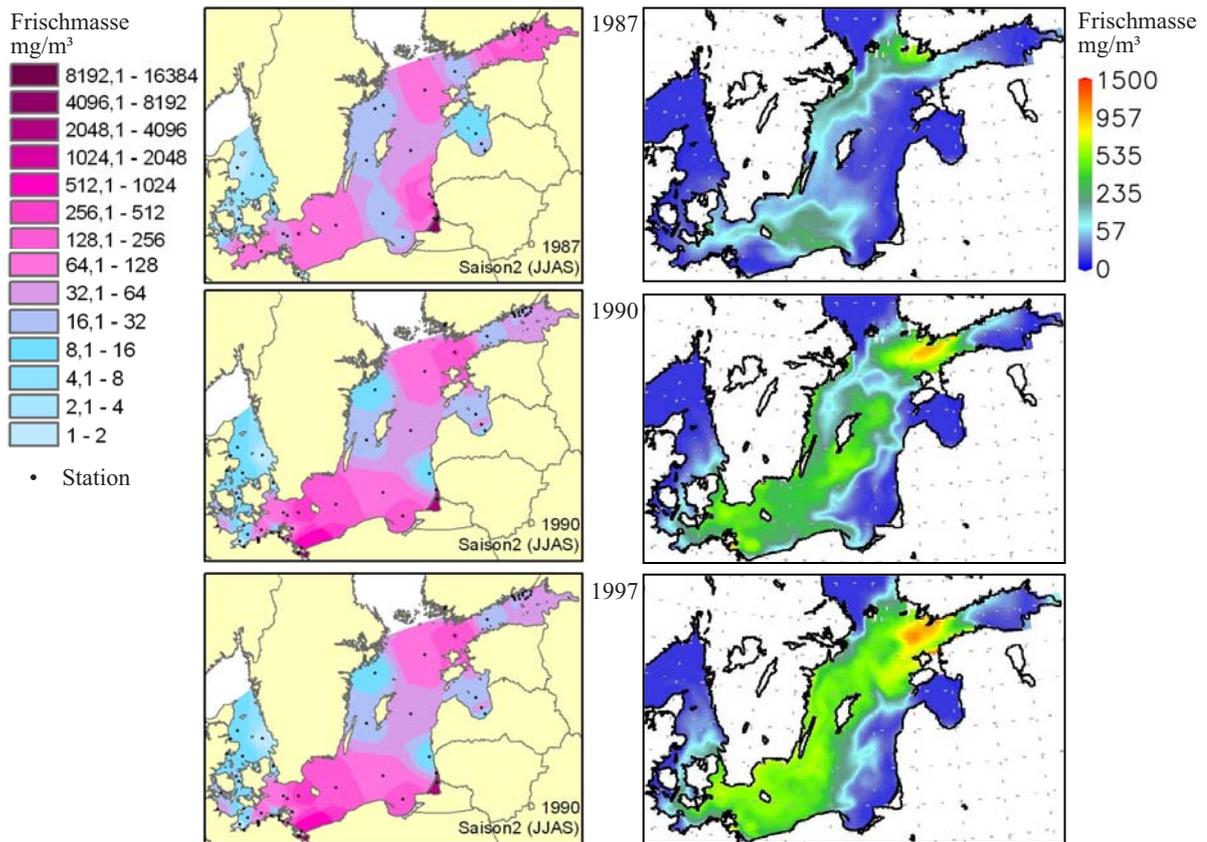


Abb. 3-13: Sommerliche mittlere Biomasse der Cyanobakterien mit Heterocysten (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10m), interpoliert aus Messdaten (links) und simuliert mit dem Ostseemodell ERGOM (rechts) für die Jahre 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM, NEUMANN pers. Mittlg.)

Die räumliche Verteilung der **Diatomeen** im Frühjahr (Abb. 3-14) wird im allgemeinen gut vom Modell simuliert. Wie in den Messdaten konzentrieren sich die Kieselalgen in den Küstenbereichen. Die abnehmende Tendenz der Kieselalgen in der östlichen Gotlandsee über die drei Untersuchungsjahre wird ebenfalls deutlich. Die in den linken Bildern von der Küste in die östliche Gotlandsee hineinreichenden erhöhten Biomassen resultieren aus der Interpolationsmethodik und sollten nicht als reale räumliche Verteilung der Kieselalgen angesehen werden. Die simulierte Höhe der Biomassen stimmt in etwa mit den gemessenen Daten überein. Die Situation im Kattegat wird vom Modell ebenfalls gut abgebildet. Die unterschiedlichen Biomassen in jedem Jahr treffen die beobachtete Situation. Die hohen Biomassen 1997 im nördlichen Kattegat sind auf die Interpolation zurückzuführen. Als reale Größe ist die Biomasse direkt am Messpunkt anzusehen. Deutliche Abweichungen zwischen Modell und gemessenen Daten gibt es 1987 im hinteren Bereich des Finnischen Meerbusens. Die dort gefundene Blüte wird vom Modell nicht erfasst. Ferner zeigt die Rigaer Bucht im Frühjahr 1997 geringere beobachtete Biomassen als im Modell.

Die gute Übereinstimmung zwischen Messdaten und Modell bei den Diatomeen ist überraschend. Gerade bei dieser Algengruppe wird die Frischmasse wegen der großen Vakuolen überschätzt. Das Modell berechnet die Frischmasse aus Stickstoff und Kohlenstoff und kann dabei die Vakuolen nicht berücksichtigen. Das ließ eine Unterschätzung der Modellbiomasse erwarten.

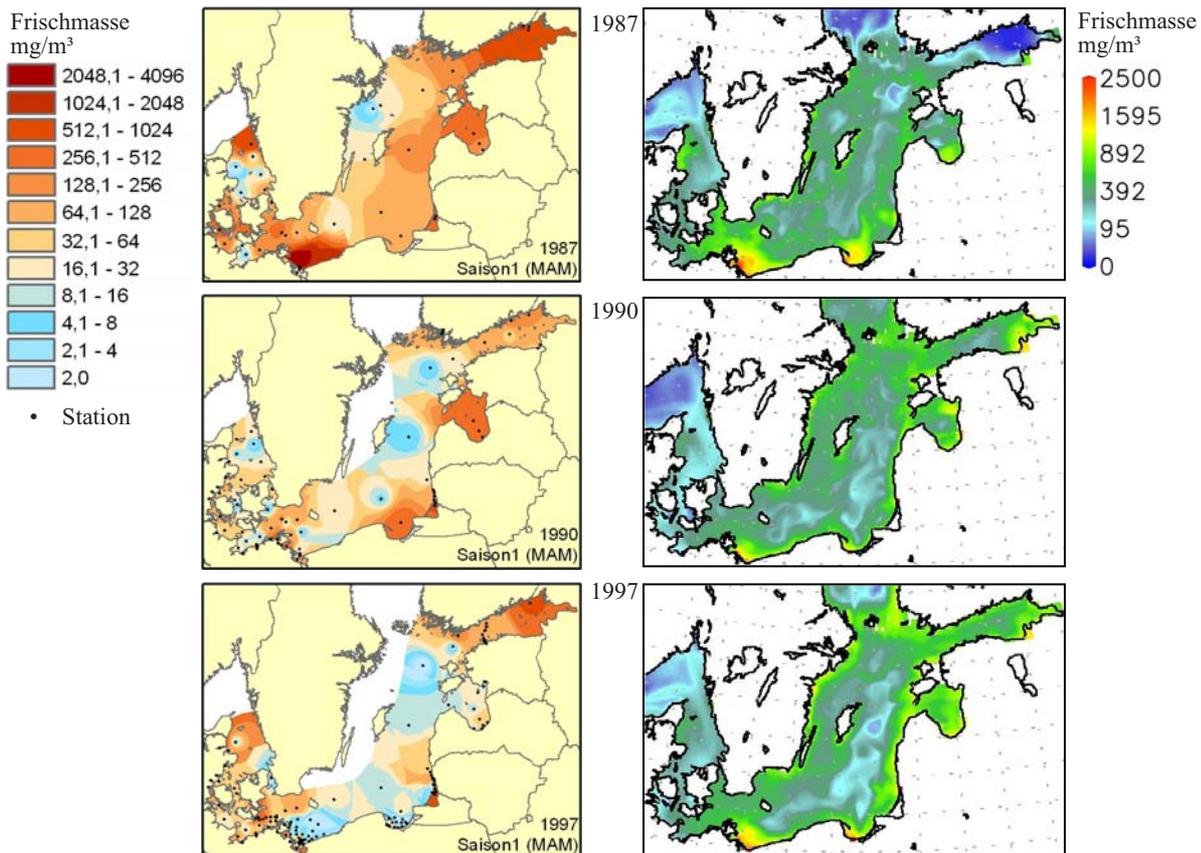


Abb. 3-14: Mittlere Biomasse der Diatomeen im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10m), interpoliert aus Messdaten (links) und simuliert mit dem Ostseemodell ERGOM (rechts) für die Jahre 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM; ERGOM: NEUMANN pers. Mittlg.)

Die **Phosphat-Konzentrationen** werden im Modell gut wiedergegeben (Anhang B-37 bis 39). Die Interpolation der Beobachtungswerte zeigt häufig eine ähnliche Verteilung (Anhang B-19 bis 21). Deutliche Abweichungen treten ganzjährig bei den Phosphat-Konzentrationen im Finnischen Meerbusen auf. Das Modell simuliert hier erheblich höhere Werte. Die geringeren Konzentrationen bei den Beobachtungsdaten, können aber auf die dünne räumliche Verteilung der Stationen zurückgeführt werden. Ebenfalls höher simulierte Konzentrationen als beobachtet sind in der eigentlichen Ostsee im Frühjahr 1997 sowie in den Sommern 1987 und 1997 zu sehen. Im Kattegat dagegen werden 1990 die beobachteten hohen Jahresmittelwerte im Modell unterschätzt.

Die jährlichen **Stickstoff-Konzentrationen** zeigen eine gute Übereinstimmungen zwischen den simulierten (Anhang B-40 bis 42) und beobachteten (Anhang B-22 bis 24) Daten. Eine starke Abweichung zeigt lediglich der Rigaer Meerbusen, wo nicht annähernd die simulierten sehr hohen Konzentrationen beobachtet wurden. Außerdem zeigt die simulierte Frühjahrssituation in der eigentlichen Ostsee leicht überschätzte Werte. Die beobachteten hohen Stickstoff-Konzentrationen 1990 und 1997 in der westlichen Arkonasee werden im Modell nicht wiedergegeben.

Das **N:P-Verhältnis** der Interpolation (Anhang B-25) entspricht in der eigentlichen Ostsee in etwa dem des Modells (Anhang B-43). Auch im Kattegat stimmen die Werte gut überein. Das beobachtete hohe Verhältnis in der Beltsee und in der westlichen Arkonasee wird vom Modell jedoch unterschätzt. Fehlenden Messdaten vor der litauischen Küste sowie im Rigaer und Finnischen Meerbusen lassen keinen Vergleich zu.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Verteilungsmuster des Phytoplanktons mit den Modellergebnissen gut übereinstimmen. Abweichungen ergeben sich häufig durch wenig repräsentative Messwerte. Die Nährstoffverteilungen zwischen Modell und Messwerten passen ebenfalls gut zueinander. Die hier festgestellten Abweichungen ähneln denen der Studie, bei der modellierte und beobachtete Werte an bestimmten Messstationen im Zeitraum von 1980 bis 1990 gegenübergestellt wurden (vgl. NEUMANN et al. 2002).

4 Diskussion

4.1 Methodenkritik

4.1.1 Monitoring-Daten

Die Problematik des klassischen Phytoplankton-Monitorings durch Terminfahrten ist bekannt und wurde bereits mehrfach in der Literatur angesprochen. Das Monitoring-Programm in der Ostsee wird von der HELCOM organisiert und bindet alle Vertragsstaaten ein. Dadurch wird versucht alle Seegebiete räumlich und zeitlich ausreichend zu beobachten. Die einzelnen Länder sind für die Beprobung der vorgegebenen Stationen zu festgelegten Terminen verantwortlich und tragen die Kosten. Das Monitoring wird in der Regel so geplant, dass mindestens einmal pro Saison Fahrten in die Seegebiete stattfinden. Die Terminfahrten des IOW beispielsweise konzentrieren sich auf die Seegebiete von der Mecklenburger Bucht bis in die Gotlandsee. Für eine höhere zeitliche Auflösung werden die Stationen auf der Hin- und Rückfahrt beprobt. Weiterhin werden auf Fahrten anderer Projekte ausgewählte Stationen zusätzlich beprobt. Dennoch ist der Probennahme-Rhythmus für die vollständige Erfassung der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität der Phytoplankton-Entwicklung im Jahres- und saisonalen Verlauf zu selten und zu weitabständig. Die Phytoplankton-Blüten werden infolgedessen in unterschiedlichen Entwicklungsstadien und selten zum Zeitpunkt ihrer maximalen Ausprägung angetroffen. Das erschwert den absoluten Vergleich der Daten hinsichtlich Vorkommen und Ausprägung der Algenblüten in den einzelnen Seegebieten. Für die Auswertung werden meist zusätzlich die Nährstoff-Konzentrationen hinzugezogen, die Aufschluss darüber geben, ob eine Blüte bereits stattgefunden hat oder nicht.

Mit der Bestimmung und Auszählung der Arten sowie der Berechnung ihrer Biomasse sind weitere Unsicherheiten verbunden, die eine Vergleichbarkeit der Daten erschweren. Die HELCOM hat 1988 verbindliche Methodenvorschriften erlassen, an die sich alle am Monitoring beteiligten Institute zu halten haben. Ferner finden jährlich Workshops und Interkalibrierungen statt. Für weitere Einzelheiten sei hier auf die entsprechenden HELCOM Reports verwiesen. Die Erfahrungen aus der Praxis zeigen jedoch, dass wegen der ausgesprochen subjektiven Komponente bei der Zählung der Phytoplankton-Proben die Ergebnisse zwischen den verschiedenen Bearbeitern sehr unterschiedlich sein können. Am IOW wird dieser Unsicherheitsfaktor dadurch minimiert, dass die Monitoring-Proben seit Jahren von dem selben Bearbeiter bestimmt werden. Die Bestimmung der Biomasse aus der Frischmasse der gezählten Arten ist ebenfalls mit Unsicherheiten behaftet. So ist z. B. die Frischmasse der Diatomeen durch große Vakuolen der Diatomeen-Zellen übertrieben und erschwert den Vergleich mit der Biomasse anderer Arten. Trendaussagen lassen sich daher mit der Phytoplankton-Frischmasse eher auf der Basis der Phytoplankton-Gruppen ableiten. Für Trenduntersuchungen der gesamten Phytoplankton-Gemeinschaft werden die Chlorophyll-a-Konzentrationen genutzt, die recht exakt ermittelt werden können.

Die Vergleichbarkeit der CHARM-Daten mit den HELCOM-Daten muss trotz der qualitativen Auswahl durch die Phytoplankton-Arbeitsgruppe des CHARM-Projektes kritisch gesehen werden. Es kann nicht garantiert werden, dass alle nationalen Küstendaten nach einheitliche Methoden bestimmt wurden. Vor allem bei den Phytoplankton-Daten ist mit Unterschieden bei der Artenbestimmung zu rechnen. Das betrifft vor allem solche Arten, die in den einzelnen Küstengewässern weniger häufig vorkommen und dadurch entweder übersehen oder nicht richtig erkannt werden. Dennoch wurden für die CHARM-Datenbank enorme Anstrengungen unternommen, die ostseeweiten Küstendaten ver-

gleichbar zu machen. Dazu zählt der nicht unerhebliche Aufwand, alle Arten gleichermaßen zu benennen. Dafür wurde den Arten ein taxonomischer Code zugeordnet und Synonyme bereinigt.

Trotz der dargestellten Kritik bietet die hier verwendete Datenbank die derzeit höchst mögliche Qualität für Phytoplankton-Monitoring-Daten.

4.1.2 Statistik

Für die Berechnung der Mittelwerte wurde das arithmetische Mittel gebildet. Bei einer hohen Streuung der Daten erreicht erfahrungsgemäß der Median stabilere Werte, weil Ausreißer nicht berücksichtigt werden. Das verwendete Programm ArcViewGIS 3.3 bietet jedoch keine Berechnungsmöglichkeit für den Median an, so dass nur die Nutzung des arithmetischen Mittels blieb. Dennoch wurde die Variante auf ein Statistikprogramm auszuweichen verworfen, da die Verwendung des GIS entscheidende Vorteile bei der räumlichen Interpretation einzelner Datensätze bot, die die Aufbereitung der kombinierten Datenmenge erst ermöglichte.

Die Mittelwertberechnung erfolgte jeweils über die Monats- und Quartalsmittelwerte zum Jahresmittelwert bzw. über die Monatsmittelwerte zum Saisonmittelwert. Über diesen Weg konnte die hohe zeitliche Varianz der Probenahmeterminale etwas ausgeglichen werden. Als problematisch erweist sich diese Methode, wenn nur ein Wert (z. B. innerhalb einer Saison) vorliegt. Dann steht der entsprechende Monatswert stellvertretend für die gesamte Saison, er kann nur mit sich selbst gemittelt werden. Noch gravierender wird das Problem, wenn nur ein einziger Jahreswert vorliegt. Dann kommt es zu erheblichen Abweichungen innerhalb der Interpolation. Das wird beispielsweise erkennbar, wenn die Ergebnisse in einem Gebiet extrem niedrige Werte aufweisen, aber erfahrungsgemäß höhere Werte vorliegen müssten. Bei regelmäßig gemessenen Parametern tritt dieses Phänomen in den Hintergrund. Deutlicher werden solche Fälle bei der Betrachtung einzelner Arten oder Artengruppen, wenn die Datenlage dünner war. Zur Erleichterung der Interpretation wurden die Stationen mit der Anzahl der Messtermine gekennzeichnet. Bei den Arten und Artengruppen wurde darauf verzichtet, da der Aufwand aus datenbank-technischen Gründen ungleich höher war.

Die saisonale räumliche Verteilung der interpolierten abiotischen und biotischen Parameter ist ebenfalls kritisch zu betrachten. Die festgelegte Frühjahrs- und Sommersaison gilt nur für die Seegebiete der eigentlichen Ostsee. In der westlichen Ostsee und im Finnischen Meerbusen startet die Saison bis zu einem Monat früher bzw. später. Die dargestellte räumliche Verteilung entspricht also nicht dem typischen Saisongeschehen in diesen Seegebieten und sollte auch nicht dahingehend interpretiert werden. Dennoch können die Verteilungsmuster Auskunft über das Entwicklungsgeschehen in dem festgelegten Zeitraum geben.

4.1.3 Interpolation

Die Interpolationsergebnisse wurden hinsichtlich ihrer Plausibilität geprüft. Dazu wurden vor allem die Nährstoffdaten herangezogen, die weniger variabel als die biologischen Parameter und daher für eine Prüfung der Ergebnisse gut geeignet sind. Schon der Vergleich mit dem Model ERGOM zeigte, dass typische Ausprägungen gut wiedergegeben wurden. Für die Absicherung mit realen Daten wurde das Data Assimilation System (DAS) genutzt, mit dem für die gleichen Zeiträume wesentliche abioti-

sche Parameter interpoliert wurden (Anhang B-44). Auch der Vergleich mit diesen Bildern bestätigte die Plausibilität der angewendeten Interpolationsmethodik. Abweichungen zum DAS wurden der ungleichen Datengrundlage und der unterschiedlichen Verteilung der Stationen zugeordnet.

Sehr kritisch sind die Ergebnisse vor der schwedischen Küste infolge fehlender Daten zu sehen. Wie an der Südküste sichtbar wird, können die Küstenwerte die Interpolation stark beeinflussen. Es ist also davon auszugehen, dass das Geschehen vor der schwedischen Küste deutlich anders aussieht. Die Interpretation der Ergebnisse erfolgt jedoch sehr großräumig und beschränkt sich auf die Bereiche, in denen Daten vorliegen. Sind für ganze Seegebiete keine Daten vorhanden, wurden diese ausgeblendet. Auf der Ebene der Phytoplankton-Arten kann jedoch nicht unterschieden werden, ob in den ausgeblendeten Bereichen keine Stationen liegen oder ob speziell die Art nicht gefunden wurde. Für detaillierte Analysen könnten aber die Karten der gesamten Phytoplankton-Biomasse hinzugezogen werden, da dort alle Stationen innerhalb eines Jahres oder der Saison zu erkennen sind. Problematisch sind ebenfalls die Ergebnisse der Extrapolation zu sehen. Besonders im nördlichen Kattegat entstehen dadurch häufig nicht plausible Verteilungen. Diese werden bei der Interpretation nicht betrachtet bzw. nur die Werte dicht um die Station berücksichtigt.

Die räumliche Interpretation der Ergebnisse muss also immer vor dem Hintergrund der Schwächen der Methodik erfolgen. Es ist zu berücksichtigen, dass die Interpolationsergebnisse nur ein statisches Abbild liefern können. Dynamische physikalische Prozesse, wie Strömungen entlang der Küsten, haben keinen Einfluss auf das Interpolationsergebnis. Das wird vor allem vor den Küsten deutlich. Bei starken Gradienten von der Küste in die offene See zwischen wenigen Messpunkten wirken die Küstendaten weiträumiger als in der Realität anzunehmen ist (vgl. Abb. 3-7).

Interpolationen: methodisch möglich und sinnvoll?

Insgesamt kann festgestellt werden, dass Interpolationen auf der Basis von Daten des Phytoplankton-Monitorings methodisch möglich und deren Analysen durchaus sinnvoll sind. Sie können räumliche Strukturen sichtbar machen und ermöglichen vergleichende und ergänzende Untersuchungen mit anderen bildgebenden Verfahren (Fernerkundung, Modelle). Darüber hinaus kommt der bildliche Ansatz dem menschlichen visuellen Denken entgegen. Die visuelle Abstraktion kann den Zugang zu komplexen Sachverhalten erleichtern und somit zu neuen Ideen beitragen.

4.1.4 Anforderungen an das Monitoring

Im Rahmen der HELCOM findet in der Ostsee eines der weltweit größten internationalen marinen Monitoring-Programme statt. Durch die Anstrengungen der HELCOM steht seit mehr als 20 Jahren eine lückenlose Datenreihe zur Verfügung. Mit dem wachsenden Verständnis für ökologische Prozesse in der Ostsee verändern sich jedoch auch die Anforderungen an Monitoring-Daten. Speziell die Maßgaben der WRRL und deren Einbindung biologischer Komponenten zeigen die Grenzen des klassischen Monitorings.

Innerhalb der WRRL nimmt das Monitoring eine zentrale Stellung ein. Die Bewertung der Gewässerqualität und die Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes erfolgt ebenso auf Grundlage von Monitoring-Daten wie die Erfolgskontrolle der eingeleiteten Maßnahmen. Damit werden verstärkt Zuverlässigkeit und Aussagegenauigkeit von den Monitoring-Daten gefordert. Doch gerade die hohe natürliche räumliche und zeitliche Variabilität des Phytoplanktons erschwert bereits

die Organisation des klassischen Monitorings. Ferner soll das Monitoring-Programm gewährleisten, dass anthropogene Veränderungen von der natürlichen Variabilität abgegrenzt werden können.

Wegen der Größe der Ostsee und aus Kostengründen wird es kaum durchsetzbar sein, die räumliche und zeitliche Frequenz des klassischen Monitorings zu erhöhen. Vielmehr ist die sinnvolle räumliche Verteilung der Stationen zu überprüfen. Die Phytoplankton-Verteilung charakterisiert die eigentliche Ostsee als recht homogenes Seegebiet. Zentrale Stationen innerhalb der einzelnen Becken dürften für die Beprobung ausreichen. Jedoch sollten die Probestermine überarbeitet und evtl. erhöht werden. Die Einrichtung von Dauermessstationen wäre beispielsweise eine Alternative zur Reduzierung der weiten Anfahrtswege.

Aufgrund der bekannten Grenzen des klassischen Monitorings werden zunehmend alternative Monitoring-Methoden getestet und miteinander verknüpft. Dazu zählen die Satellitenbilddauswertung, das automatische Messprogramm auf kommerziellen Schiffen Alg@line und Dauermessstationen.

Ein Monitoring-Programm, das den Anforderungen der WRRL gerecht werden soll, verknüpft und optimiert die Erfahrungen aus dem klassischen Monitoring und den Alternativprogrammen:

- weitere Anpassung der räumlichen und zeitlichen Frequenz des klassischen Monitorings an die natürliche Variabilität des Phytoplanktons
- Einrichtung von Dauermessstationen in weit entfernten Seegebieten
- Ausdehnung der automatischen Schiffsmessungen auf weitere Fährlinien
- Satellitenbilddauswertung
- zeitliche und räumliche Abstimmung der verschiedenen Beobachtungsmethoden

4.1.5 Auswahl der Untersuchungsjahre vor dem Hintergrund der Blaualgen-Problematik

Die Blaualgen-Entwicklung im Sommer 1997 gilt in der Ostsee als Extremereignis (KAHRU et al. 2000, SIEGEL & GERTH 2000). Der Sommer 1987 mit einer minimalen Blaualgen-Entwicklung wird als absoluter Gegensatz zum Sommer 1997 angesehen. Auch aus der Sicht der sommerlichen Temperaturverhältnisse handelt es sich um zwei absolut gegensätzliche Jahre. In dieser Arbeit wurde zur Verdeutlichung der extremen Unterschiede der beiden Jahre zusätzlich 1990 als ein Jahr mit einem durchschnittlichen Sommer ausgewählt. Die Auswertung der räumlichen Blaualgen-Verteilung der drei Untersuchungsjahre zeigt interessante Ergebnisse.

Die Gründe für das herausragende wissenschaftliche Interesse an den sommerlichen Blaualgen-Blüten in der Ostsee sollen zunächst kurz zusammengefasst werden.

Spektakuläre Massensterben von Haustieren (Enten, Hunden, Rindern), die das Wasser der Ostsee oder Strandtümpel getrunken haben (KANONEN & ELBRÄCHETER 1996) sowie die von Seglern gesichteten Algenmatten in der Ostsee haben in den letzten Jahren zu einem zunehmenden öffentlichen Bewusstsein für die Algenproblematik geführt. Auch in der Wissenschaft wird eine Ausbreitung und Zunahme stickstoff-fixierender Blaualgen-Blüten beobachtet (KAHRU et al. 1994). Die sommerlichen Blaualgen-Blüten tragen zusätzlich Stickstoff in die Ostsee ein und treiben dadurch die Eutrophierung an. Stickstoff-fixierende Cyanobakterien sind jedoch nicht neu in der Ostsee. Sedimentproben aus verschiedenen Teilen der Ostsee geben Rückschluss darauf, dass Cyanobakterien in der Ostsee seit 7 000-

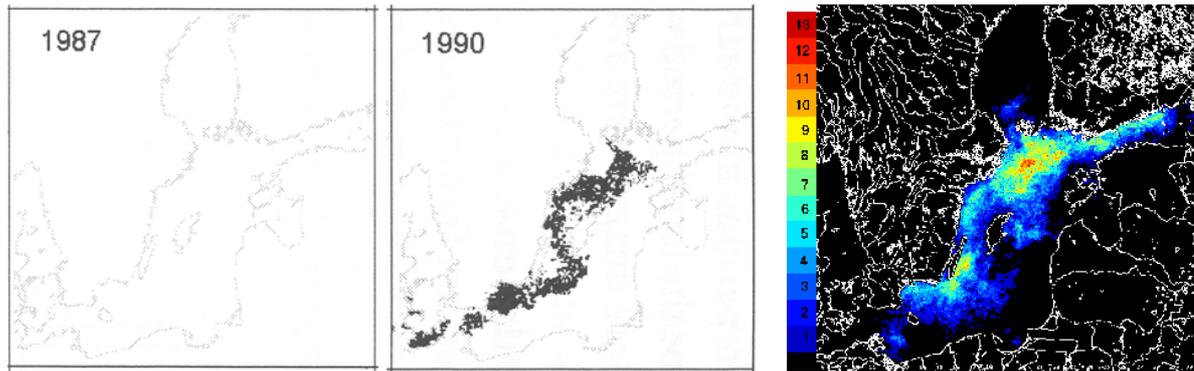
8 000 Jahren vorkommen. Große Blaualgen-Blüten in der Ostsee werden für die letzten 150 Jahren dokumentiert (FINNI et al. 2001, MARE 2001).

Für das Auftreten stickstoff-fixierender Blaualgen-Blüten sind Temperaturen $> 16\text{ °C}$, eine Globalstrahlung $> 120\text{ W/m}^2$, ein Salzgehalt von 3,8-11,5 PSU und Windgeschwindigkeiten $< 6\text{ m/s}$ Voraussetzung (WASMUND 1997). Diese Blaualgen sind damit ein Sommerphänomen. In den stickstoff-limierten Bereichen der eigentlichen Ostsee finden sie zudem ideale Bedingungen vor, da sie durch ihre Möglichkeit Stickstoff aus der Atmosphäre zu nutzen, konkurrenzlos gegenüber allen anderen Algenarten sind. Sie können somit bis zur Aufzehrung aller externen und internen Nährstoffvorräte weiterwachsen und bilden sehr hohe Biomassen aus. Blaualgen sind normalerweise nicht sichtbar bis sie bei besonders ruhigem Wetter an die Oberfläche treiben und Algenmatten ausbilden (Abb. 4-1). Erst dann werden sie als extreme Biomassen augenscheinlich. Cyanobakterien kommen aber auch in verschiedenen Tiefen vor und können dort erst durch Phytoplankton-Messungen erfasst werden.



Abb. 4-1: Blaualgen-Matten in der Ostsee (Quelle: BOING 2004)

Mit Hilfe von Satellitenbildern wird die Blaualgen-Entwicklung seit Jahren beobachtet und eine zunehmende Ausbreitung für die eigentliche Ostsee und den Finnischen Meerbusen dokumentiert (KAHRU et al. 1994). Mit Satellitenbildern können jedoch nur an der Oberfläche akkumulierte Blüten erfasst werden. Zudem wird die Satellitenbildauswertung durch Wolken und die Überfliegerungsrate des Satelliten eingeschränkt. Dadurch können Satelliten nur zeitliche Ausschnitte der Blütensituation liefern. Der visuell starke Eindruck der Blaualgen-Matten kann dazu führen, dass die Blütensituation überschätzt wird. Der Vergleich mit Messdaten bietet daher ein umfassendes Bild.



Jährliche kumulative Verteilung von Cyanobakterien-Akkumulationen in der Ostsee 1987 und 1990 (Quelle: Kahru & Brown 1997)

Anzahl der Tage erfasster Cyanobakterien-Blüten in der Ostsee von Juli bis August 1997, Image zusammengestellt von Kahru (Quelle: Clean Seas 1999)

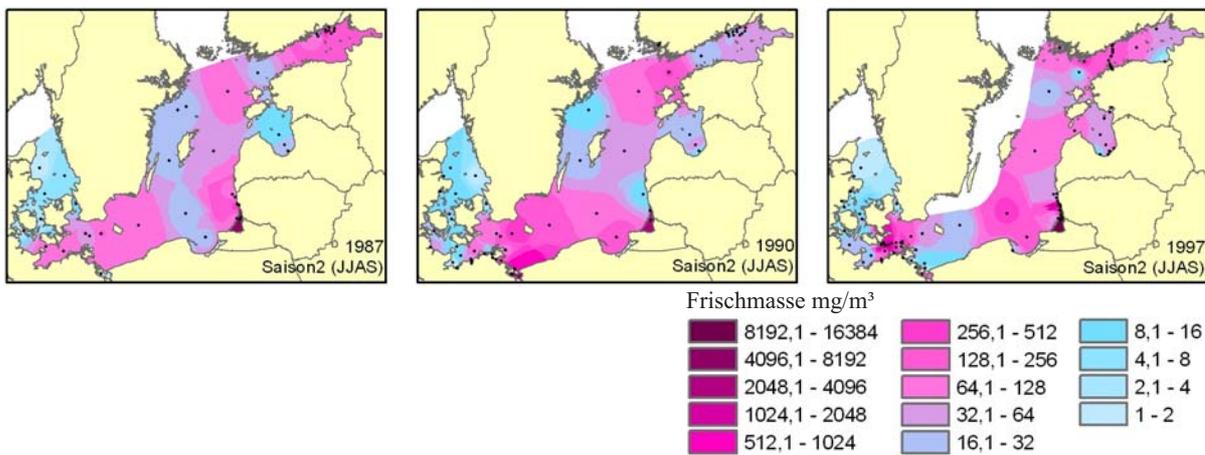


Abb. 4-2: Jährliche kumulative Verteilung von Akkumulationen stickstoff-fixierender Cyanobakterien (oben) und Interpolation aus Monitoring-Daten (unten) in der Ostsee 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Der Vergleich der Satellitenbilder mit den interpolierten Messdaten der stickstoff-fixierenden Cyanobakterien zeigt für 1987 in der eigentlichen Ostsee und im Finnischen Meerbusen Blüten, die durch die Satelliten nicht entdeckt wurden (Abb. 4-2). Infolge der Windverhältnisse haben sich die Algenblüten entweder nicht an der Oberfläche akkumuliert oder die Satelliten lieferten wegen der ungünstigen Wolkensituation keine auswertbaren Bilder. Auch im Sommer 1990 werden durch das Monitoring mehr Blaualgen-Blüten registriert als durch die Satellitenbilder wiedergegeben. Im Sommer 1997 präsentieren die Satellitenbilder die größte Ausbreitung der Algenmatten. Die räumliche Verteilung der Messwerte zeigt ergänzend in der Arkonasee, in der Danziger Bucht und vor der litauischen Küste Blaualgen-Blüten an. Entsprechend den Satellitenbildern wird eine Ausbreitung der Blaualgen von 1987 bis 1997 deutlich. Eine solche zunehmende Ausbreitung ergibt sich aus den interpolierten Verteilungen nicht. Vielmehr werden sie regelmäßig in der gesamten eigentlichen Ostsee beobachtet. Eine deutliche Zunahme der Biomassen kann mit Hilfe der Messdaten auch nicht festgestellt werden. Die Cyanobakterien mit Heterocysten zeigen in den Sommern 1990 und 1997 ähnlich starke Biomassen. Der geringe Unterschied zwischen den Sommern 1990 und 1997 ist ebenfalls in den Langzeittrends bei WASMUND (1998a) zu erkennen.

Ferner zeigt die Gegenüberstellung von Monitoring-Daten und Satellitenbildern die Grenzen des Monitorings. Durch die Beprobung an festen Stationen können Blüten leicht verpasst werden. So z. B. 1997 in der nördlichen Gotlandsee, dort wurden per Satellit an 9 Tagen Blaualgen registriert, aber nur geringe Biomassen gemessen. Die Verdriftung der Blaualgen durch Wind und Strömung erschwert ihre Probennahme, sie können räumlich leicht um 100 m verfehlt werden.

Abschließend kann festgestellt werden, dass Blaualgen-Blüten sowohl in durchschnittlichen als auch in heißen Sommern mit ähnlicher Ausbreitung und Intensität auftreten. Die sommerlich erreichten Spitzentemperaturen beeinflussen das Wachstum weniger als angenommen. Vielmehr sind ausreichende Wassertemperaturen ($> 16\text{ °C}$) und ein niedriges N:P-Verhältnis ausschlaggebend. Für den starken visuellen Eindruck der Blaualgen-Matten sind ruhiges und sonniges Wetter verantwortlich. Erst dadurch akkumulieren die Algen an der Oberfläche und werden zu spektakulären Ereignissen.

4.2 Eignung des Phytoplanktons für die Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie

4.2.1 Phytoplankton

Die räumliche Verteilung der gesamten Phytoplankton-Biomasse zeigt die typischen Muster hoher Biomassen in den Mündungsbereichen und niedrigerer Biomassen in der eigentlichen Ostsee. In allen drei Untersuchungsjahren lassen sich die Mündungsbereiche sowie das Stettiner und Kurische Haff als Gewässer mit regelmäßig sehr hohen Biomassen abgrenzen. In der Arkonasee und die Bornholmsee ist das Phytoplankton meist mit mittleren Biomassen anzutreffen. Wegen der hohen räumlichen Heterogenität der Phytoplankton-Biomasse und der zeitlichen Sukzession der verschiedenen Phytoplankton-Gruppen ist es kaum möglich, weitere Seegebiete zu identifizieren. Aussagefähiger sind die Phytoplankton-Gruppen und -Arten.

4.2.2 Funktionelle Phytoplankton-Gruppen

Wie die Auswertung in Kapitel 3.2 gezeigt hat sind von den vorgestellten Gruppen nur die Cyanobakterien mit Heterocysten und die heterotrophen Arten als funktionelle Gruppen geeignet. Aufgrund der Methodik der Zuordnung der Arten zu den funktionellen Gruppen ist zu vermuten, dass die Gruppen nicht das gesamte Artenspektrum wiedergeben.

Heterotrophe Arten

Aus oben genanntem Grund kann nicht abschließend beurteilt werden, ob die Gruppe der Heterotrophen Arten als Indikator sinnvoll ist. Infolge der heterotrophen Ernährungsweise dieser Arten wird erwartet, dass diese Artengruppe sich vor allem auf organisch belastete Gewässern konzentriert. Damit könnte sie eine wichtige Indikatorfunktion im Sinne der WRRL erfüllen. Zur abschließenden Klärung ist die Zuordnung aller in diese Kategorie fallenden Arten sicherzustellen und eine räumliche Untersuchung durchzuführen.

Cyanobakterien mit Heterocysten

Die Gruppe der Cyanobakterien mit Heterocysten erfährt wegen ihrer Stickstoff-Zufuhr in das Ökosystem der Ostsee ein erhöhtes wissenschaftliches Interesse. Das lässt den Schluss zu, dass die Zuord-

nung der Arten zu dieser Gruppe bereits recht vollständig ist. Auch die Nummerierung der funktionellen Gruppen in der Baltic Phytoplankton Database kann als Abfolge der Priorität interpretiert werden (vgl. Tabelle in Anhang A-6).

Die Darstellung der räumlichen Verteilung der Cyanobakterien mit Heterocysten (Abb. 3-7) verdeutlicht deren starke räumliche Heterogenität. Wie in den Abbildungen zu sehen ist, können kaum typische Räume ausgegrenzt werden. Die fleckenhafte Verteilung lässt sich nur zu der recht allgemeinen Aussage zusammenfassen, dass stickstoff-fixierende Cyanobakterien in der eigentlichen Ostsee und im Finnischen Meerbusen mit großer Wahrscheinlichkeit auftreten. Das wird auch durch Untersuchungen mit Satellitenbilddaten bestätigt (vgl. KAHRU 1994).

Für präzise Aussagen reicht die Auswertung von Monitoring-Daten nicht aus. Die stickstoff-fixierenden Cyanobakterien sind abhängig von Salzgehalt, Strahlungsenergie, Temperaturverhältnissen des Oberflächenwassers und von Turbulenzen (WASMUND 1997). Infolgedessen kann sich ihre Biomasse im Oberflächenwasser, z. B. durch episodische Windereignisse, extrem schnell verändern. Damit ist eine gute räumliche Erfassung durch Probenahmen kaum möglich. Die Auswertung von Satellitenbilddaten kann die räumliche Verteilung der Cyanobakterien ebenfalls nicht vollständig erfassen. Bereits durch den Überfliegerhythmus sowie durch die Wolkenbedeckung wird diese Methode eingeschränkt. Mit Satellitenbildern können ferner nur aufgetriebene Oberflächenblüten abgebildet werden. Die eigentliche Blaualgen-Blüte findet jedoch statt bevor sich die Algen an der Wasseroberfläche ansammeln (KAHRU 1997). Die in der oberen Wassersäule vertikal verteilten Biomassen können wiederum nur durch direkte Probenahmen erfasst werden.

Wie auch schon KANONEN & LEPPÄNEN (1997) festgestellt haben, können durch die Kombination verschiedener Monitoring-Strategien genauere Aussagen zur tatsächlichen räumlichen Abgrenzung der Blaualgen-Blüten erwartet werden.

4.2.3 Phytoplankton-Gruppen

Diatomeen (Kieselalgen)

Die Untersuchung der Diatomeen beschränkt sich auf die Frühjahrssaison. Für diesen Zeitraum werden der Kattegat, die Arkonasee und der Finnische Meerbusen sowie die küstennahen Gewässer räumlich als Bereiche mit regelmäßig vorkommenden Kieselalgen-Blüten unterschieden. Die östliche Gotlandsee lässt sich als Raum ohne Kieselalgen-Blüte abgrenzen. Die erhöhten Biomassen 1987 in der Gotlandsee können als Ausnahme angesehen werden. Wie die Langzeittrends bei WASMUND et al. (2001) zeigen, treten die Kieselalgen in diesen Seegebieten kaum in Erscheinung.

Cyanobakterien

Die Gruppe der Cyanobakterien lässt sich nur sehr großräumig ausgrenzen. In erster Linie orientieren sie sich an einem Salzgehalt < 20 PSU (MARE 2001) und sind daher von der Beltsee bis zum Finnischen Meerbusen anzutreffen. In den drei Untersuchungsjahren treten die Cyanobakterien mit Heterocysten regelmäßig in der Arkonasee, im Stettiner und Kurische Haff sowie im Finnische Meerbusen auf. Mit Hilfe der Süßwasser Cyanobakterien können ebenfalls das Stettiner und Kurische Haff sowie der Finnische Meerbusen durch regelmäßiges Vorkommen von den anderen Seegebieten unterschieden

den werden (vgl. Anhang B-28). Die starke räumliche Variabilität der Cyanobakterien mit Heterocysten wird bereits in Kapitel 4.2.2 diskutiert.

Flagellaten

Die Flagellaten sind eine typische Artengruppe in der gesamten Ostsee. Wie im Anhang B-29 zu sehen ist, treten sie auch in ihrer Biomasseverteilung relativ gleichmäßig auf. Erhöhte Biomassen werden nur vereinzelt und ohne typisches Verteilungsmuster beobachtet. Mit regelmäßig mittleren Biomassen sind die Flagellaten im Kattegat, in der Bornholmsee sowie in den Mündungsbereichen vertreten. Mit der Phytoplankton-Gruppe der Flagellaten lassen sich nur schwer typische Bereiche abgrenzen. Lediglich die Dinoflagellaten heben im Frühjahr das Stettiner Haff und den Finnische Meerbusen durch wiederkehrend erhöhte Biomassen von den anderen Seegebieten ab.

4.2.4 Phytoplankton-Arten

Skeletonema costatum

Die räumliche Verteilung der Kieselalge *Skeletonema costatum* stellt sich sehr fleckenhaft dar. Bei großzügiger Betrachtung der kleinräumigen Variabilität können der Kattegat, die Beltsee, die Arkona- und Bornholmsee sowie der Finnische Meerbusen als Seegebiete mit regelmäßig erhöhten Biomassen identifiziert werden. Dennoch ist die Art zur räumlichen Abgrenzung wenig geeignet.

Mesodinium rubrum

Der Ciliat *Mesodinium rubrum* ist für die räumliche Abgrenzung typischer Verbreitungsgebiete kaum geeignet. Generell kann er ostseeweit vorkommen. In den drei Untersuchungsjahren ist aber keine typische räumliche Verteilung zu erkennen.

4.2.5 Phytoplankton-Verhältnisse

Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten zu Diatomeen (CD-Index):

Der CD-Index kennzeichnet den Kattegat, die Rigaer Bucht und den Finnischen Meerbusen mit niedrigen Werten (grün) sowie die eigentliche Ostsee mit hohen Werten (rot) (Abb. 3-7). Damit lassen sich die genannten Seegebiete großräumig gut gegeneinander abgrenzen.

Bei Betrachtung der drei Untersuchungsjahre als zeitlichen Trend kann vermutet werden, dass die Diatomeen in der eigentlichen Ostsee abnehmen und die Cyanobakterien zunehmen. Diese Abhängigkeit sollte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Ferner ist zu berücksichtigen, dass durch die Probenahme verpasste Blüten das Verhältnis erheblich beeinflusst wird. Das wird bereits im Jahr 1987 deutlich. Die sehr geringe Diatomeen-Biomasse in der westlichen Gotlandsee, die mit hoher Wahrscheinlichkeit aus einem nicht repräsentativen Mittelwert resultiert, erzeugt einen extrem hohen Index. Dieses Beispiel zeigt, wie sensibel solche Verhältnisse bei etwas höherem Zähler (Cyanobakterien) und sehr niedrigem Nenner (Diatomeen) reagieren.

Verhältnis Cyanobakterien zu Chlorophyten (CC-Index):

Dieser Index hat räumlich wenig Aussagekraft. Lediglich der Kattegat und der Rigaer Meerbusen reagieren in allen drei Untersuchungsjahren in etwa gleicher Weise auf dieses Verhältnis. Deutlich wiederkehrende Unterschiede bzw. typische Verteilungsmuster werden durch dieses Verhältnis nicht angezeigt. Damit ist er als Indikator unter räumlichen Gesichtspunkten nicht geeignet.

4.2.6 Zusammenfassende Beurteilung der Eignung des Phytoplanktons

Das Phytoplankton ist aufgrund seiner natürlichen Variabilität nur schwer räumlich zu erfassen. Diese Variabilität beeinflusst die Messdaten und mindert deren statistische Aussagekraft. Infolgedessen können auf der Basis von Monitoring-Daten nur allgemeine räumliche Aussagen getroffen werden.

Das Ergebnis der beiden untersuchten Arten *Skeletonema costatum* und *Mesodinium rubrum* zeigt, dass sie kaum geeignet sind, um Seegebiete räumlich eindeutig abzugrenzen. Das mag vor allem daran liegen, dass Einzelarten einen zu kleinen Ausschnitt im Gesamtspektrum des Phytoplanktons darstellen. Die begrenzte Eignung resultiert aber auch aus der Methodik des Monitorings, da die Genauigkeit der Auszählung das Ergebnis der räumlichen Verteilung extrem beeinflussen kann. Statistisch sicherer für räumliche Untersuchungen sind daher größere Artengruppen.

Von den untersuchten Phytoplankton-Indikatoren sind die folgend aufgeführten zur Abgrenzung von Oberflächewasserkörpern geeignet (vgl. Tabelle 4-1):

- Kieselalgen (Frühjahr)
- Cyanobakterien
- Cyanobakterien mit Heterocysten (Sommer)
- Süßwasser Cyanobakterien
- Dinoflagellaten (Frühjahr)
- CD-Index

Die funktionelle Gruppe der heterotrophen Arten besitzt ebenfalls das Potenzial zur Anzeige typischer räumlicher Muster und sollte näher untersucht werden.

Mit Hilfe der Phytoplankton-Indikatoren können Seegebiete als unterschiedliche Lebensräume ausgegrenzt werden. Seegebiete, in denen Phytoplankton regelmäßig mit erhöhten Biomassen vorkommt, sind (vgl. Tabelle 4-1):

- Kattegat
- Stettiner Haff
- Kurisches Haff
- Rigaer Meerbusen
- Finnischer Meerbusen
- Mündungsbereiche

Tabelle 4-1: Typische Phytoplankton-Verteilungen für alle untersuchten Gruppen, Indikatoren und Arten in den Seegebieten der Ostsee in den Untersuchungsjahren 1987, 1990 und 1997, fett hervorgehoben = zur räumlichen Abgrenzung gut geeignet, KG = Kattegat, BS = Beltsee, AS = Arkonasee, BHS = Bornholmsee, PB = Pommersche Bucht, SH = Stettiner Haff, DB = Danziger Bucht, GS = Gotlandsee, KH = Kurisches Haff, RM = Rigaer Meerbusen, FM = Finnischer Meerbusen, MÜ = Mündungsbereiche, - = kaum Vorkommen, o = unregelmäßiges Vorkommen, + = regelmäßiges Vorkommen mit mittlerer Biomasse, X = regelmäßiges Vorkommen mit hoher Biomasse

	KG	BS	AS	BHS	PB	SH	DB	GS	KH	RM	FM	MÜ
Phytoplankton	o	o	+	+	o	X	+	o	X	o	o	X
Indikatoren:												
Kieselalgen (Frühjahr)	X	o	+	o	o	+	o	-	X	o	X	+
Cyanobakterien	-	o	o	o	o	X	o	o	X	o	o	o
Cyanobakterien mit Heterocysten (Sommer)	-	o	+	o	o	o	o	o	X	o	X	o
Süßwasser Cyanobakterien	-	o	o	o	o	X	o	o	X	o	X	o
Flagellaten	+	o	o	+	o	+						
Dinoflagellaten (Frühjahr)	o	o	+	+	o	X	o	o	o	X	X	o
Sonstige Flagellaten	o	o	o	o	o	o	+	o	+	o	o	o
<i>Skeletonema costatum</i>	+	+	+	+	o	-	o	o	-	o	+	o
<i>Mesodinium rubrum</i>	o	o	o	o	o	-	o	o	o	o	o	-
CD-Index	-	o	X	o	-	-						
CC-Index	-	o	-	o	o							

Seegebiete, in denen im Unterschied zu anderen Seegebieten regelmäßig mittlere Phytoplankton-Biomassen auftreten, sind (vgl. Tabelle 4-1):

- Beltsee
- Arkonasee
- Bornholmsee
- Pommersche Bucht
- Danziger Bucht

4.3 Eignung der Ostseetypologie für die Wiedergabe biologischer Parameter

Für die Validierung der Ostseetypologie mit biologischen Parametern ist innerhalb der Oberflächengewässer nur das Phytoplankton geeignet. Wie bereits in Kapitel 3.5 erläutert, wird mit der Ostseetypologie eine übergeordnete Klassifizierung angestrebt, in die sich einerseits die nationalen Typologien der Küstengewässer einordnen sollten und die andererseits großräumige Vergleiche und Analysen ermöglicht. Aus den untersuchten Phytoplankton-Verteilungen können ebenfalls nur großräumige Aussagen abgeleitet werden. Vor diesem Hintergrund ist die Gegenüberstellung der Ostseetypologie mit den Phytoplankton-Verteilungen durchaus sinnvoll.

Wie aus den Ergebnissen der Gegenüberstellung (Kapitel 3.5) deutlich wird, lassen sich allgemeine Verteilungsmuster des Phytoplanktons gut in die Ostseetypologie einordnen. Die Trennung der Küstenbereiche des Kattegat sowie des Rigaer und des Finnischen Meerbusens in separate Typen spiegelt sich auch in der Phytoplankton-Verteilung wider.

Eine getrennte Betrachtung der Pommerschen und Danziger Bucht vom oligohalinen Typ des Offengewässers > 10 m Tiefe, der die eigentlichen Ostsee umfasst, empfiehlt sich aufgrund der dort typischen hohen Phytoplankton-Biomassen. Mit den in Kapitel 4.2.6 extrahierten Phytoplankton-Indikatoren können weitere Seegebiete ausgegrenzt werden. Das betrifft neben der Pommerschen und Danziger Bucht die Beltsee, Arkonasee und Bornholmsee sowie generell die Mündungsbereiche.

Für eine zusätzliche Ausgrenzung der genannten Seegebiete im Sinne der WRRL, ist zu prüfen, ob diese Seegebiete als zusätzliche Gewässertypen oder als Oberflächenwasserkörper zu betrachten sind. Nach dem Konzept der Typologie müssen sich die Typen durch physikalischen Parametern unterscheiden und dadurch abgrenzbare Lebensräume kennzeichnen. Mit dem Konzept der Wasserkörper werden anthropogene Veränderungen auf der Basis chemischer Parameter innerhalb eines Typs berücksichtigt (vgl. VINCENT et al. 2002). Im Folgenden werden die herausgearbeiteten Seegebiete

- Pommersche Bucht
- Danziger Bucht
- Beltsee
- Arkonasee
- Bornholmsee
- Mündungsbereiche

auf ihre Berücksichtigung als Gewässertyp bzw. Wasserkörper diskutiert.

Die hohe Primärproduktion in der **Pommersche Bucht** ist eindeutig auf die hohen Nährstofffrachten der Oder zurückzuführen. Das spiegelt sich auch in den räumlichen Verteilungsmustern der Nährstoffe wider. Demzufolge ist die Pommersche Bucht als anthropogen veränderter Oberflächenwasserkörper zu bewerten.

Die **Danziger Bucht** lässt sich nicht eindeutig als Gewässertyp bzw. Wasserkörper einordnen. In die Danziger Bucht mündet die Wisła, die entsprechend ihrer jährlichen Abflussmenge zu dem zweitgrößten Fluss im Einzugsgebiet der Ostsee gehört. Trotz der hohen Nährstofffrachten des Flusses zeigen die Verteilungsmuster der Nährstoffe kaum erhöhte Konzentrationen. Dieser Umstand ist vor allem auf das etwa 100 m tiefe Becken der Danziger Bucht zurückzuführen. Dadurch wird das Flusswasser schnell verdünnt und die Flussfahne mit dem Nährstoffgradienten ist sehr kurz. Die im Vergleich zur eigentlichen Ostsee kaum unterscheidbare chemische Situation in der Danziger Bucht, spricht gegen die Betrachtung als Wasserkörper. Vielmehr bleibt zu prüfen, inwieweit sie physikalisch als Gewässertyp von der eigentlichen Ostsee getrennt werden kann.

Die **Beltsee** ist häufig von erhöhten Nährstoffkonzentrationen betroffen. Diese resultieren aus dem landwirtschaftlich stark geprägten landseitigen Abfluss. Damit ergibt sich die Forderung, die Beltsee als getrennten Wasserkörper für die weitere Verfahrensweise der WRRL zu berücksichtigen.

Die Nährstoff- und Phytoplankton-Situation in der Arkonasee erfordert eine Unterscheidung der westlichen und zentralen Arkonasee. Die **westliche Arkonasee** ist durch erhöhte Nährstoffkonzentrationen und ein erhöhtes N:P-Verhältnis gekennzeichnet. Entsprechend zeigt die Phytoplankton-Biomasse bis zu den Ebenen der Gruppen und Arten eine meist höhere Entwicklung in der westlichen Arkonasee. Aufgrund der starken anthropogenen Beeinflussung der westlichen Arkonasee wird empfohlen sie als Wasserkörper zu berücksichtigen.

Die getrennte Betrachtung der westlichen und zentralen Arkonasee wird ebenfalls in den jährlichen Zustandseinschätzungen von WASMUND et al. (1998a, 1999, 2001) verfolgt. WASMUND et al. (2001) schätzt ferner die Unterschiede zwischen zentraler Arkonasee und Bornholmsee als sehr gering ein. Deren Betrachtung als einheitliches Seegebiet wurde bereits im Jahr 2000 durch die HELCOM berücksichtigt und dort als „südliche eigentliche Ostsee“ bezeichnet (vgl. HELCOM 2004).

Die Nährstoffverhältnisse in der **zentralen Arkonasee und Bornholmsee** unterscheiden sich kaum. Die Nährstoff-Konzentrationen sind niedrig und mit denen der Gotlandsee vergleichbar. Infolgedessen gelten sie nach dem Wasserkörper-Konzept der WRRL als kaum anthropogen beeinflusst. Die südliche eigentliche Ostsee lässt sich folglich nicht als extra Wasserkörper von der eigentlichen Ostsee trennen. Dennoch zeigt die Phytoplankton-Biomasse Unterschiede in diesen Seegebieten (vgl. Tabelle 4-1). Es bleibt zu prüfen, inwieweit sich diese Seegebiete als zusätzliche Gewässertypen abgrenzen lassen.

Die im allgemeinen hohen Phytoplankton-Biomassen in den Mündungsbereichen der großen Flüsse müssen für die Abgrenzung der Wasserkörper berücksichtigt werden. Diese räumliche Ausprägung ist auf die hohen Nährstofffrachten zurückzuführen und erfüllt das Konzept der Wasserkörper der WRRL. Das betrifft neben der Pommersche Bucht vor allem die Küste vor Klaipeda sowie die Neva-Mündung.

Auf der Grundlage dieser Arbeit sollten die oben diskutierten Seegebiete folgendermaßen nach dem Konzept der WRRL berücksichtigt werden:

- als Gewässertyp
 - zentrale Arkonasee und Bornholmsee
 - Danziger Bucht
- als Oberflächenwasserkörper
 - Beltsee
 - westliche Arkonasee
 - Pommersche Bucht
 - Küste vor Klaipeda
 - Neva-Mündung

Die Integration der zentralen Arkonasee, Bornholmsee und Danziger Bucht in die Ostseetypologie erfordert eine Überarbeitung bzw. Erweiterung des Klassifizierungskonzepts der Gewässertypen. Mit Hilfe der Gewässertiefe lassen sich das Becken der zentralen Arkonasee (bis 60 m) und das Bornholmbecken (bis 80 m) leicht abgrenzen (vgl. Abb. 2-2). Das hat allerdings den Nebeneffekt, dass in der gesamten eigentlichen Ostsee der Festlandssockel bis 60 m bzw. bis 80 m als Gewässertyp erscheint. Die Einführung der 100 m Tiefe als zusätzliche Klasse für die Danziger Bucht ist problematisch, da auch Teile des Gotlandbeckens separiert werden. Es muss untersucht werden, ob mit Hilfe der Salinität eine klare Ausgrenzung der vorgeschlagenen Seegebiete erfolgen kann.

Inwieweit diese mögliche Verfeinerung der Ostseetypologie die Einordnung nationaler Küstentypologien zulässt, müsste erneut geprüft werden.

4.4 Evaluierung der biotischen Parameter des Ökosystemmodells ERGOM

Ökosystem-Modelle versuchen auf mathematischem Weg die Realität zu beschreiben. Sie können jedoch nur ein vereinfachtes Abbild der Wirklichkeit darstellen. Dennoch sind sie ein wichtiges Bindeglied zwischen Beobachtungen in der Natur und im Labor. Ihnen kommen gerade zur Untersuchung von Prozessen und deren Wechselwirkungen sowie als Simulationswerkzeuge zur Untersuchung der Auswirkungen von Änderungen oder Störungen des Systems eine besondere Bedeutung zu. Damit leisten sie einen wichtigen Beitrag für das Verständnis von ökologischen Systemen.

Die Qualität ökologischer Modelle wird häufig durch die Schritte Verifikation, Sensitivitätsanalyse, Validierung und Kalibrierung eingeschätzt. Bei der Verifikation und Sensitivitätsanalyse wird die innere und äußere Logik des Modells geprüft. Beispielsweise, ob es über längere Zeit stabil läuft und wie empfindlich es auf Änderungen von Parametern usw. reagiert. Bei der Validierung wird getestet, wie gut die Modellergebnisse die gemessenen Daten widerspiegeln. Bei der Kalibrierung wird versucht, die Modellergebnisse den realen Daten bestmöglich anzupassen. Meist ist die Entwicklung eines Modells ein iterativer Prozess, bei dem diese Schritte immer wieder durchlaufen werden (FENNEL 1998).

Die Validierung und Kalibrierung als Prüfmechanismus für die Güte ökologischer Modelle wird in der Literatur kontrovers diskutiert. Die Anpassung des Modells („tuning“) an gemessene Datensätze durch willkürliche Veränderungen der Modellparameter könnte dazu führen, dass das Modell seine Allgemeingültigkeit verliert. Ökologische Modelle sollen vor allem zum Verständnis realer Prozesse beitragen und Gesetzmäßigkeiten des Ökologischen Systems wiedergeben. Vor diesem Hintergrund werden die Übereinstimmungen der räumlichen Verteilungen und die Simulation realer Phänomene diskutiert. Dabei werden insbesondere die biotischen Parameter berücksichtigt.

Der Diskussion soll noch einmal kurz die Problematik des Vergleichs der räumlichen Verteilung der Daten mit den Modellergebnissen vorangestellt werden (vgl. Kapitel 4.1). Die räumliche Verteilung der Monitoring-Daten kann die Realität nur grob abbilden. Daten von Stationen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten beprobt oder unterschiedlich oft beprobt wurden, erzeugen ein fleckenhaftes Bild. Das wird besonders in der eigentlichen Ostsee deutlich. Starke Unterschiede zwischen Modell und Daten ergeben sich ferner aus einer zu geringen Zahl von Messwerten, welche die Mittelwerte stark beeinflussen. Ebenso kann das zweidimensionale Interpolationsverfahren nur einen statischen Zustand abbilden. Dieses statische Abbild mit einem dynamischen System zu vergleichen, birgt ebenfalls Probleme. Aus diesen Gründen können bei der Gegenüberstellung der räumlichen Verteilungen der Daten und des Modells nur großräumige Verteilungsmuster beurteilt werden.

Die räumliche Verteilung der **Phytoplankton-Biomasse** wird vom Modell recht gut wiedergegeben. Die Unterschiede zwischen den hohen Biomassen in den Mündungsbereichen und den gleichmäßig verteilten Biomassen in der eigentlichen Ostsee sind deutlich erkennbar. Generell unterschätzt das Modell jedoch die Höhe der Biomassen. Dabei werden die Sommerwerte weniger stark unterschätzt als die Frühjahrswerte.

Der Vergleich der Artengruppen zeigt im allgemeinen ebenfalls gute Übereinstimmungen. Die Verteilung der **Cyanobakterien** in der Sommersaison wird im Modell gut abgebildet. Die interpolierten großflächigen Muster 1987 in der westlichen Ostsee können durchaus auf zu weitabständige Proben zurückgeführt werden. Direkt an den Stationen stimmt die Situation gut mit dem Modell überein. Im Modell wird jedoch die Blütensituation in der Danziger Bucht, die auch aus der Literatur (PLIŃSKI &

JÓŹWIAK 1999): bekannt ist, unterschätzt. Die Modellergebnisse passen dagegen gut zu den Satellitenauswertungen von KAHRU (1997). Die Unterschiede zwischen gemessenen Daten und Satellitenbilddaten werden in Kapitel 4.1.5 diskutiert.

Die räumlichen Verteilungsmuster der Diatomeen in Interpolation und Modell stimmen gut überein. Neben den typischen räumlichen Ausprägungen zeichnet sich auch der abnehmende Trend der Diatomeen in der Gotlandsee ab. Die Diatomeen-Blüte 1987 im hinteren Finnischen Meerbusen wird im Modell nicht abgebildet. Zur Beurteilung dieser Abweichung muss die Datenlage genauer geprüft werden. Der Datenpunkt kann ein Einzelwert sein, der den Saisonmittelwert extrem überhöht. Auch die 1997 geringen beobachteten Biomassen im Rigaer Meerbusen können aus einer nicht repräsentativen Datenlage resultieren.

Generell kann festgestellt werden, dass das Modell die Entwicklung der Biomasse im Jahresverlauf als auch die Verteilung der Phytoplankton-Gruppen, Diatomeen und Cyanobakterien, gut wiedergibt. Bei einzelnen Abweichungen (z. B. Danziger Bucht) bleibt zu prüfen inwieweit sie einmalige und damit schlecht modellierbare Ereignisse darstellen oder ob eine typische Situation im Modell unterschätzt wird.

5 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden erstmals räumliche Phytoplankton-Verteilungen auf der Grundlage bestmöglicher Monitoring-Daten ostseeweit untersucht. Die Besonderheit liegt in der räumlichen Darstellung der Phytoplankton-Gruppen sowie ausgewählter Indikatoren und Arten. Die räumliche und zeitliche Dynamik des Phytoplanktons wird durch die Berechnung jährlicher und saisonaler Mittelwerte zusammengefasst und für die Jahre 1987, 1990 und 1997 dargestellt. Sowohl zur Absicherung der Interpolationsmethodik als auch zum Vergleich der Verteilungsmuster mit dem Phytoplankton werden ebenfalls Temperatur, Salinität und Nährstoffe dargestellt. Die räumlichen Verteilungsmuster des Phytoplanktons sowie seiner Gruppen, Indikatoren und Arten werden detailliert analysiert. Dabei werden typische räumliche Verteilungen identifiziert und deren Abhängigkeit von abiotischen Faktoren überprüft. Auf dieser Grundlage werden die Verteilungsmuster des Phytoplanktons hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit für die WRRL geprüft und bewertet. Ferner eröffnete die räumliche Phytoplankton-Verteilung die Möglichkeit sowohl die Ostseetypologie als auch das Ostseemodell erstmals mit einer räumlichen biologischen Komponente zu validieren. Letztendlich werden die Defizite der Monitoring-Daten als Grundlage für räumliche Untersuchungen erörtert und Vorschläge zur Optimierung des Monitoring-Programms im Sinne der WRRL formuliert.

Aufgrund der Datenlage und der Interpolationsmethodik können die Verteilungsmuster des Phytoplanktons nur großräumig betrachtet werden. Zusätzlich erschwert die hohe räumliche und zeitliche Variabilität des Phytoplanktons die räumliche Auswertung. Dennoch lassen sich einige Seegebiete durch typische Verteilungsmuster des Phytoplanktons ausgrenzen.

Die Gegenüberstellung der Ostseetypologie mit der Phytoplankton-Verteilung zeigt generell eine gute Übereinstimmung der morphologisch, chemisch-physikalisch definierten Gewässertypen mit der biologischen Komponente. Zusätzlich identifizierte Seegebiete werden entsprechend dem Konzept der WRRL hinsichtlich ihrer Berücksichtigung als Gewässertyp oder Oberflächenwasserkörper analysiert. Im Ergebnis werden drei Seegebiete als zusätzliche Gewässertypen empfohlen. Inwieweit deren Integration den Zielen der Ostseetypologie nicht entgegensteht muss eingehend geprüft werden.

Die Überprüfung des Ostseemodells ERGOM mit der räumlichen Verteilung des Phytoplanktons der Phytoplankton-Gruppen ergibt eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse. Damit ist das Modell gut geeignet auch biologische Prozesse zu simulieren. Für die Unterstützung der Umsetzung der WRRL ist das Modell daher ein wichtiges Werkzeug mit dem Managementszenarien simuliert werden können.

Die Anforderungen der WRRL, auch biologische Komponenten räumlich zu analysieren, offenbart die Grenzen des klassischen Monitorings. Die räumliche Verteilung der Stationen und die Frequenz der Beprobung schränken die räumliche Auswertung ein. Zukünftig müssen zur Erfassung der natürlichen Variabilität und deren Abgrenzung vom anthropogenen Einfluss verschiedene Monitoring-Strategien sinnvoll miteinander gekoppelt und angepasst werden.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt PD Dr. Gerald Schernewski, der durch sein Engagement mein Interesse am Integrierten Küstenzonenmanagement geweckt hat. Mit seiner Idee zu dieser Arbeit konnte ich idealerweise meine langjährige Berufserfahrung mit Geo-Informationssystemen mit einer komplexen fachlichen Fragestellung verbinden. Durch sein stetes Interesse an dieser Arbeit sowie durch die zahlreichen anregenden und kritischen Diskussionen stand er mir hilfreich zur Seite.

Ebenso möchte ich Dr. Norbert Wasmund für seine stetigen Bemühungen danken, die mir zunächst fremde Welt des Phytoplanktons nahe zu bringen. Aus den vielen Gesprächen mit ihm und aus seiner kritischen Beurteilung meiner Ergebnisse konnte ich immer wieder Ansätze und Ideen für die Weiterführung dieser Arbeit schöpfen.

Mein Dank gilt auch Dr. Thomas Neumann für die gute Zusammenarbeit und die immer schnelle Lieferung der Modellergebnisse, die ich für meine Arbeit brauchte.

Weiterhin gilt meine Dank der Phytoplankton-Arbeitsgruppe des CHARM-Projektes. Erst durch deren Arbeit wurde die Datengrundlage und damit die Voraussetzung für diese Arbeit geschaffen.

Außerdem möchte ich mich bei den Mitarbeitern des Institutes für Ostseeforschung Warnemünde für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung danken.

Mein herzlicher Dank gilt letztendlich Torsten für seine Geduld und kritische Durchsicht meiner Texte sowie Helga für die abschließende Korrektur.

Literaturverzeichnis

- AKIN H, SIEMENS H (1988): *Praktische Geostatistik: Eine Einführung für den Bergbau*. Springer, Berlin [u. a.]
- ARMSTRONG M (1998): *Basic linear geostatistic*. Springer, Berlin [u. a.]
- BAHRENBERG G, GIESE E, NIPPER J (1992): *Statistische Methoden in der Geographie, Band 2: Multivariate Statistik*. 2. Auflage. Teubner, Stuttgart
- BAILEY TC, GATRELL AC (1995): *Interactive spatial data analysis*. Longman Scientific & Technical, Harlow
- BARTELME N (2000): *Geoinformatik: Modelle, Strukturen, Funktionen*. 3. erw. u. aktualisierte Auflage. Springer, Berlin [u. a.]
- BILL R, ZEHNER ML (2001): *Lexikon der Geoinformatik*. Wichmann, Heidelberg
- BOING (2004): *Baltic On-Line Interactive Geographical and Environmental Information Service*. <http://jolly.fimr.fi/index.html>
- BREMAN J (eds.) (2002): *Marine Geography: GIS for the oceans and seas*. ESRI Press, Redlands Calif.
- CHARM (2001): Annex 1 - Description of work. http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Miljoe-tilstand/3_vand/4_Charm/charm_main.htm, 26.10.2003
- CLEAN SEAS (1999): *The Clean Seas Project: Final report*. <http://www.satobsys.co.uk/CSeas/report.html>, 20.08.2004
- CIS WORKING GROUP 2.4 (2002): *Guidance on typology, reference conditions and classification systems FOR transitional and coastal waters*. http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/fr/ressources/documents/guide_eaux-transition-cotieres.pdf, 26.10.2003
- DAVIS JC (eds.) (1986): *Statistics and data analysis in geology*. Wiley, New York
- ESRI (1996): *ArcView Spatial Analyst: advanced spatial analysing using raster and vector data; using the ArcView spatial analyst*. ESRI Press, Redlands Californian
- FENNEL K (1998): *Ein gekoppeltes, dreidimensionales Modell der Nährstoff- und Planktondynamik für die westliche Ostsee*. In: *Meereswiss. Berichte*, No. 30, Institut für Ostseeforschung, Warnemünde
- FINNI T, KANONEN K, OLSONEN R, WALLSTRÖM K (2001): *The History of Cyanobacterial Blooms in the Baltic Sea*. In: *Ambio* Vol. 30 No. 4-5
- FOTHERINGHAM S, ROGERSON P (eds.) (2002): *Spatial Analysis and GIS*. Taylor & Francis, London [u. a.]
- GOLDEN SOFTWARE (1999): *Surfer7: User's Guide*. Golden Software. Golden Colorado
- HELCOM (1988): *Declaration on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area (15 February 1988)*
- HELCOM (1990): *Second periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988; Background document*. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 35 B. HELCOM, HELSINKI
- HELCOM (1996): *Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-1993; Background document*. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 64 B. HELCOM, HELSINKI
- HELCOM (1998): *Communique of the Ministerial Session on 26 March 1998*.
- HELCOM (2001): *Fourth periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-1993; Background document*. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 82 B. HELCOM, HELSINKI
- HELCOM (2004): *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM*. <http://www.helcom.fi/Monas/CombineManual2/PartC/CFrame.htm>
- KAHRU M (1997): *Using Satellites to Monitor Large-Scale Environmental Change: A Case Study of Cyanobacteria Blooms in the Baltic Sea*. In: *Monitoring algal blooms: New techniques for detecting large-scale environmental change*. Springer, Berlin [u. a.]
- KAHRU M, HORSTMANN U, RUD O (1994): *Satellite Detection of Increased Cyanobacteria Blooms in the Baltic Sea: Natural Fluctuation or Ecosystem Change?* In: *Ambio*, Vol. 23, No. 8
- KAHRU M, LEPPÄNEN JM, RUD O, SAVCHUK OP (2000): *Cyanobacteria blooms in the Gulf of Finland triggered by saltwater inflow into the Baltic Sea*. In: *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 207

- KANONEN K, ELBRÄCHETER M (1996): Toxische Plankton-Blüten. In: Warnsignale aus der Ostsee: Wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin
- KANONEN K, LEPPÄNEN JM (1997): Patchiness, Scale and Controlling Mechanisms of Cyanobacterial Blooms in the Baltic Sea: Application of Multiscale Research Strategy. In: Monitoring algal blooms: New techniques for detecting large-scale environmental change. Springer, Berlin [u. a.]
- KoBio (2003): Koordination Biologische Bewertung. <http://www.uni-essen.de/kobio/home.htm>, 26.10.2003
- KOM (2002) 539 endgültig: Europäische Kommission: Hin zu einer Strategie zum Schutz der und zur Erhaltung der Meeresumwelt. Mitteilung der Kommission an den Rat und an das Europäische Parlament. Brüssel, 2. Oktober 2002
- LÄÄNE A (2001): Protection of the Baltic Sea: The Role of the Baltic Marine Environment Protection Commission. In: *Ambio*, Vol. 30, No. 4-5
- LEE J, WING-SHUN WONG D (2001): Statistical analysis with ArcView GIS. Wiley & Sons, New York [u. a.]
- LENZ J (1996): Phytoplankton. In: *Meereskunde der Ostsee*. 2. Auflage. Springer, Berlin [u. a.]
- LONGLEY P, BATTY M (eds.) (1996): Spatial analysis: modelling a in GIS environment. GeoInformation International, Cambridge
- LOZÁN JL, LAMPE R, MATTHÄUS W, RACHOR E, RUMOHR H, VON WESTERNHAGEN H (Hrsg.) (1996): Warnsignale aus der Ostsee: Wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin
- MATTHÄUS W, NAUSCH G, LASS HU, NAGEL K, SIEGEL H (1998): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1997. In: *Meereswissenschaftliche Berichte*, No. 29, Institut für Ostseeforschung, Warnemünde
- MARE (2001): Nitrogen fixation in the Baltic Sea: Brief guide for environmental managers. Report 1. www.mare.su.se, 18.08.2004
- NEUMANN T (2000): Towards a 3D-ecosystem model of the Baltic Sea. In: *Journal of Marine Systems*, No. 25: S. 405-419
- NEUMANN T, FENNEL W, KREMP C (2002): Experimental simulation with an ecosystem model of the Baltic Sea: A nutrient load reduction experiment. In: *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 16, No. 3: S. 7-19
- NEHRING D (1991a): Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee im Jahre 1990. In: *Fischereiforschung*, 29 (1990): S. 5-16
- NEHRING D, ÆRTEBJERG G (1996): Verteilungsmuster und Bilanzen anorganischer Nährstoffe sowie Eutrophierung. In: Warnsignale aus der Ostsee: Wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin
- NEHRING D, FRANCKE E (1988): Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee im Jahre 1987. In: *Fischereiforschung*, 26 (1988): S. 43-52
- NEHRING D, MATTHÄUS W (1991b): Current trends in hydrographic and chemical parameters and eutrophication in the Baltic Sea. In: *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, No. 76, S. 297-316
- PANKOW H (1990): Ostsee-Algenflora. Fischer, Jena
- PLIŃSKI M, JÓZWIAK T (1999): Temperature an N:P ratio as factors causing blooms of blue-green algae in the Gulf of Gdańsk. In: *Oceanologia*, No. 41
- RHEINHEIMER G (Hrsg.) (1996): *Meereskunde der Ostsee*. 2. Auflage. Springer, Berlin [u. a.]
- RICHTLINIE 2000/60EG: Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften. <http://europa.eu.int/comm/environment/water/index.html>, 06.07.2004
- SCHAFMEISTER MT (1999): Geostatistik für die hydrogeologische Praxis. Springer, Berlin [u. a.]
- SCHERNEWSKI G, NEUMANN T (in press): The trophic state of the Baltic Sea a century ago? A model simulation study. In: *Journal of Marine Systems*
- SCHERNEWSKI G, SCHIEWER U (eds.) (2002): *Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management*. Springer, Berlin [u. a.]
- SCHERNEWSKI G, WIELGAT M (2004): Towards a typology for the Baltic Sea. In: *Costline Reports 2*
- SCHINKE H (1996): Zu den Ursachen von Salzwassereintrüben in die Ostsee. In: *Meereswissenschaftliche Berichte*, No. 12, Institut für Ostseeforschung, Warnemünde

- SCHRÖDER W, VETTER L, FRÄNZLE O (Hrsg.) (1994): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Vieweg, Braunschweig [u. a.]
- SIEGEL H, GERTH M (2000): Remote-sensing studies of the exceptional summer of 1997 in the Baltic Sea: The warmest August of the century, the Oder flood, and phytoplankton blooms. Elsevier oceanography series. Amsterdam [u. a.]. Vol. 63, pp. 239-255
- SIEGEL H, GERTH M, NEUMANN T, DOERFFER R (1999): Case studies on phytoplankton blooms in coastal and open waters of the Baltic Sea using Coastal Zone Scanner data, In: International Journal of Remote Sensing, Vol. 20, No. 7: S. 1249-1264
- SIEGEL H, GERTH M, OHDE T (2004): Dynamic features along the German Baltic Sea coast: contribution to coastal monitoring. In: International Journal of Remote Sensing, Vol. 25, No. 7-8: S. 1403-1408
- SOKOLOV A, ANDREJEV O, WULFF F, MEDINA MR (1997): The Data Assimilation System for Data Analysis in the Baltic Sea. System Ecology Contributions, No. 3, Stockholm University
- SOMMER U (1994): Planktologie. Springer, Berlin [u. a.]
- SOMMER U (1998): Biologische Meereskunde. Springer, Berlin [u. a.]
- SWAN ARH, SANDILANDS MH (1995): Introduction to geological data analysis. Blackwell Science, Oxford
- WACKERNAGEL H (1998): Multivariate geostatistic. 2. überarbeitete Auflage. Springer, Berlin [u. a.]
- WASMUND N (1997): Occurrence of Cyanobacterial Blooms in the Baltic Sea in Relation to Environmental Conditions. In: Int. Revue ges. Hydrobiol. Vol. 82: S. 169-184
- WASMUND N (2002): Harmful Algal Blooms in Coastal Waters of the South-Eastern Baltic Sea. In: Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management. Springer, Berlin [u. a.]
- WASMUND N, ALHEIT J, POLLEHNE F, SIEGEL H, ZETTLER ML (1998a): Ergebnisse des Biologischen Monitorings der Ostsee im Jahre 1997 im Vergleich mit den bisherigen Untersuchungen. In: Meereswissenschaftliche Berichte, No. 32, Institut für Ostseeforschung, Warnemünde
- WASMUND N, NAUSCH G, MATTHÄUS W (1998b): Phytoplankton spring blooms in the southern Baltic Sea – spatiotemporal development and long-term trends. In: Journal of plankton research, 20, S. 1099-1117
- WASMUND N, NAUSCH G, POSTEL L, WITEK Z, ZALEWSKI M, GROMISZ S, LYSIK-PASTUSZAK E, OLENINA I, KAVOLYTE R, JASINSKAITE A, MÜLLER-KARULIS B, IKAUNIECE A, ANDRUSHAITIS A, OJAVEER H, KALLASTE K, JAANUS A (2000): Trophic status of coastal and open areas of the south-eastern Baltic Sea based on nutrient and phytoplankton data from 1993-1997. In: Meereswissenschaftliche Berichte, No. 38, Institut für Ostseeforschung, Warnemünde
- WASMUND N, POLLEHNE F, POSTEL L, SIEGEL H, ZETTLER ML (2001): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2000. In: Meereswissenschaftliche Berichte, No. 46, Institut für Ostseeforschung, Warnemünde
- WASMUND N, UHLIG S (2003): Phytoplankton trends in the Baltic Sea. In: ICES Journal of Marine Science, Vol. 60: S. 177-186
- WASMUND N, ZALEWSKI M, BUSCH S (1999): Phytoplankton in large river plumes in the Baltic Sea. In: ICES Journal of Marine Science, Vol. 56: S. 23-32
- WULFF F, BONSDORFF E, GREN IM, JOHANSSON S, STIGEBRANDT A (2001): Giving Advice on Cost Effective Measures for a Cleaner Baltic Sea: A Challenge for Science. In: Ambio, Vol. 30, No. 4-5
- VINCENT C, HEINRICH H, EDWARDS A, NYGAARD K, HAYTHORNTHWITE J (2002): Guidance on Typology, Reference Conditions and Classification Systems for Transitional and Coastal Waters, CIS Working Group 2.4 (Coast), Final draft

Anhang

Anhangsverzeichnis

Anhang A: Übersichten und Tabellen

Anhang A- 1: Arbeitsplan	73
Anhang A-2: CHARM-Stationen im Untersuchungsraum mit Koordinaten in Dezimalgrad (Quelle: CHARM)	74
Anhang A-3: HELCOM-Stationen im Untersuchungsraum mit Koordinaten in Dezimalgrad (Quelle: HELCOM)	77
Anhang A-4: IOW-Monitoring-Stationen im Untersuchungsraum mit Koordinaten in Dezimalgrad (Quelle: IOW)	78
Anhang A-5: Baltic Phytoplankton Database: Phytoplankton-Arten in den Jahren 1987, 1990 und 1997 mit taxonomischer, funktionaler und morphologischer Zuordnung (Quelle: CHARM)	79
Anhang A-6: Baltic Phytoplankton Database: Codierungsschlüssel der Phytoplankton-Arten (Quelle: CHARM)	95
Anhang A-7: Taxonomischer Code und untersuchte Artengruppen (Quelle: CHARM)	95
Anhang A-8: Cyanobakterien und Salzgehalt zur Definition der Gruppe der Frischwasser Cyanobakterien (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	96

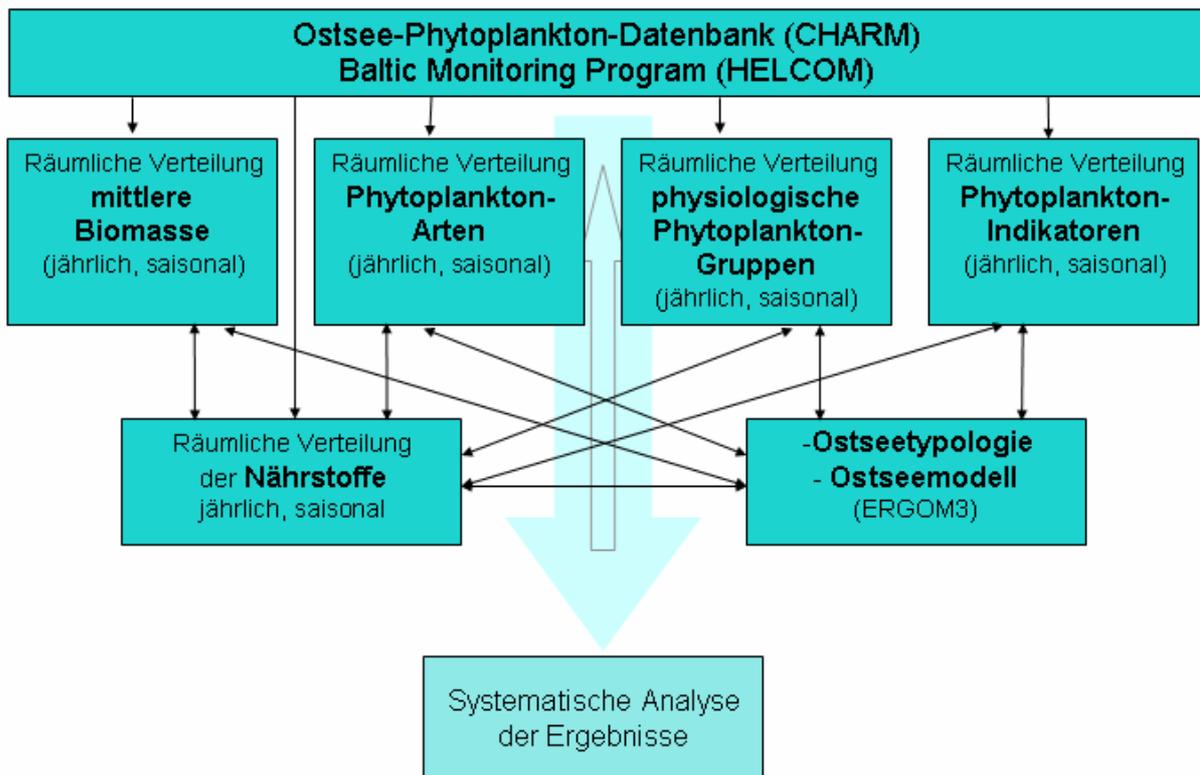
Anhang B: Karten

Anhang B-1: Räumliche Verteilung der Stationen in den 70-er Jahren (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	99
Anhang B-2: Räumliche Verteilung der Stationen in den 80-er Jahren (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	100
Anhang B-3: Räumliche Verteilung der Stationen in den 90-er Jahren (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	101
Anhang B-4: Phytoplankton - Mittlere jährliche Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	102
Anhang B-5: Phytoplankton - Mittlere Biomasse im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	103
Anhang B-6: Phytoplankton - Mittlere Biomasse im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	104
Anhang B-7: Chlorophyll-a - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	105
Anhang B-8: Chlorophyll-a - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	106
Anhang B-9: Chlorophyll-a - Mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	107
Anhang B-10: Salinität - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	108

Anhang B-11: Salinität - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	109
Anhang B-12: Salinität - Mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	110
Anhang B-13: Temperatur - Jahresmittel im Oberflächenwassers (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	111
Anhang B-14: Temperatur - Mittelwerte im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	112
Anhang B-15: Temperatur - Mittelwerte im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	113
Anhang B-16: Silikat - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	114
Anhang B-17: Silikat - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	115
Anhang B-18: Silikat - Jährliche mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	116
Anhang B-19: Phosphat - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	117
Anhang B-20: Phosphat - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	118
Anhang B-21: Phosphat - Mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	119
Anhang B-22: DIN - Jährliche mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	120
Anhang B-23: DIN - Mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	121
Anhang B-24: DIN - Mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	122
Anhang B-25: DIN/PO4 - Mittlere Konzentration im Winter (Januar, Februar) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	123
Anhang B-26: Funktionelle Gruppen - Mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächen wasser (0-10 m) in den Jahren 1987 und 197 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	124
Anhang B-27: Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten zu Diatomeen- Mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	125
Anhang B-28: Cyanobakterien - Mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	126

Anhang B-29: Flagellaten - Mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)	127
Anhang B-30: ERGOM: Phytoplankton - Jährliche mittlere Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	128
Anhang B-31: ERGOM: Phytoplankton - Mittlere Biomasse im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	129
Anhang B-32: ERGOM: Phytoplankton - Mittlere Biomasse im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	130
Anhang B-33: ERGOM: Diatomeen - Jährliche mittlere Biomasse im Oberflächenwasser (0-10m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	131
Anhang B-34: ERGOM: Diatomeen - Mittlere Biomasse im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	132
Anhang B-35: ERGOM: Diatomeen - Mittlere Biomasse im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	133
Anhang B-36: ERGOM: Stickstoff-fixierende Cyanobakterien - Mittlere Biomasse im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	134
Anhang B-37: ERGOM: Phosphat - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	135
Anhang B-38: ERGOM: Phosphat - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	136
Anhang B-39: ERGOM: Phosphat - Mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	137
Anhang B-40: ERGOM: DIN - Jährliche mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	138
Anhang B-41: ERGOM: DIN - Mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	139
Anhang B-42: ERGOM: DIN - Mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	140
Anhang B-43: ERGOM: D/P - Mittlere Konzentration im Winter (Januar, Februar) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)	141
Anhang B-44: DAS: Jährliche Phosphat-Konzentration (oben) und DIN-Konzentration (unten) im Jahr 1987 im Oberflächenwasser (0-2,5 m), kleine Bilder: Stationsverteilung; interpoliert mit dem Data Assimilation System (DAS) basierend auf der Baltic Environmental Database (BED), (Quelle: Department of System Ecology, Stockholm University)	142

Anhang A: Übersichten und Tabellen



Anhang A- 1: Arbeitsplan

Anhang A-2: CHARM-Stationen im Untersuchungsraum mit Koordinaten in Dezimalgrad (Quelle: CHARM)

CHARM-Stationen					
STATION	Latitude	Longitude	STATION	Latitude	Longitude
D-170006	56,155333	10,320000	F-AS-Nau 2361 Seili intens	60,255500	21,956700
D-190004	56,610000	10,443300	F-AS-Pala 115 Tryholm it	60,314033	22,509100
D-3350	55,493333	9,530000	F-AS-Pala 120 Paimionlaht X/5	60,253833	22,430700
D-409	56,856667	10,791700	F-AS-Piik 110 Aaviikins kaakk	60,357200	22,556600
D-4273	55,705000	9,670000	F-AS-Raum 385 Järvil luot	61,127167	21,426800
D-431	55,866667	12,750000	F-AS-Raum 395 Rounakari	61,127767	21,374500
D-439	55,336667	11,033300	F-AS-Rym 390 Pakin länt X/1	60,362367	21,592100
D-5503	56,662733	9,973700	F-AS-Turm 220 Rajakari	60,377483	22,105800
D-5790	55,851667	9,908300	F-AS-Turm 225 Airismaa it X/3	60,311983	22,049300
D-6100014	55,676667	10,063300	F-AS-Uki 170 Sundinkar lä	60,783933	21,317900
D-6300043	54,998333	10,161700	F-AS-Uki 185 Putsaar it	60,786400	21,206500
D-6700053	55,508333	10,863300	F-GF-Suomenl Ahvenkosk Kyvy-9	60,409117	26,493200
D-6870	55,674383	10,090400	F-GF-Suomenl Ängsön Kyvy-1	60,343317	26,593500
D-939	55,376667	11,000000	F-GF-Suomenl Einonkari Kyvy-4	60,436667	27,136600
E-114	57,816667	22,283300	F-GF-Suomenl Haapas Kyvy-11	60,250100	27,250100
E-125	58,200000	23,400000	F-GF-Suomenl Huovari Kyvy-8A	60,388267	27,658200
E-2	59,536667	24,691700	F-GF-Suomenl Itäkari Kyvy-6	60,286567	27,385200
E-3	59,536667	24,956700	F-GF-Suomenl Kirkonmaa Kyvy-5	60,361667	27,111800
E-38	59,408333	27,786700	F-GF-Suomenl Limppu Kyvy-7	60,334883	27,577000
E-57a	59,450000	24,785000	F-GF-Suomenl Pitkäv Kyvy-10	60,271717	26,633400
E-F1	59,965000	26,340000	F-GF-Suomenl Pyöts Kyvy-13	60,476783	27,341600
E-F3	59,838333	24,838300	F-GF-Suomenl Rankki Kyvy-2	60,375050	26,898300
E-G1	57,616667	23,616700	F-GF-Suomenl Ristis Kyvy-3	60,281800	26,896600
E-H1	59,483333	22,900000	F-GF-Suomenl Ulkoluoto Kyvy-8	60,420067	27,652000
E-K2	58,066667	23,953300	F-GF-Suomenl Velperk Kyvy-12	60,388400	27,292100
E-K21	58,216667	24,308300	F-GF-UUS-10 Itä-Villinki 36	60,149450	25,144200
E-K5	58,340000	24,430000	F-GF-UUS-15 Porvoo 55	60,182750	25,638400
E-N12	59,633333	27,450000	F-GF-UUS-18 Sandöfjärden 155	59,896483	23,606600
E-N8	59,493333	27,976700	F-GF-UUS-20 Korsfjärden 75	59,954900	23,806200
E-V15	58,816667	23,216700	F-GF-UUS-21 Stenkläppholmen	60,299517	25,919600
E-V35	58,583333	23,466700	F-GF-UUS-22 Kejvsalö 90	60,337350	26,149000
E-V5	58,950000	23,116700	F-GF-UUS-23 Längden	59,776633	23,266200
E-WQ1	60,154000	25,001000	F-GF-UUS-25 Hanko länt.selkä	59,875000	22,870200
E-WQ10	59,558333	24,715800	F-GF-UUS-26 Älgö etelä	59,857567	23,380800
E-WQ11	59,483333	24,775000	F-GF-UUS-27 Nothamn luode	59,890767	23,685300
E-WQ12	59,406667	23,525000	F-GF-UUS-28 Bågaskär	59,943733	24,034700
E-WQ13	59,458333	24,000000	F-GF-UUS-29 Sipoonselkä	60,200150	25,337800
E-WQ14	59,497500	24,480000	F-GF-UUS-30 Kitö kaakko 57	60,228350	25,479400
E-WQ2	60,133333	24,982300	F-GF-UUS-31 Morumshällarna	60,194350	26,027500
E-WQ3	60,033333	24,988300	F-GF-UUS-5 Långskär 138	59,817183	23,278900
E-WQ4	59,955833	24,940000	F-GF-UUS-9 Upinniemi 139	59,987833	24,293100
E-WQ5	60,033333	24,958300	G-010	54,570000	11,333300
E-WQ6	59,933333	24,933300	G-012	54,315000	11,550000
E-WQ7	59,833333	24,800000	G-030	54,723333	12,783300
E-WQ8	59,715833	24,641700	G-046	54,466667	12,216700
E-WQ9	59,615833	24,675000	G-360	54,600000	10,450000
F-AS-Korp 110 Gyltö	60,094100	21,401700	G-DB6	54,395000	12,750000
F-AS-Korp 175 Nötö loun X/4	59,937500	21,661400	G-GB19	54,206667	13,566700
F-AS-Kuml 155 Kihti X/2	60,150000	20,950000	G-GB7	54,206667	13,653300

CHARM-Stationen					
STATION	Latitude	Longitude	STATION	Latitude	Longitude
G-GB9	54,153333	13,726700	G-WB3	53,950000	11,408300
G-GOAP10	54,179667	13,771500	LA-101A	57,166667	23,638900
G-GOAP19	54,200833	13,585200	LA-119	57,500000	23,416700
G-GOAP20	54,119500	13,771500	LA-121	57,027767	23,027800
G-GOAP3	54,144333	13,483300	LA-162	57,527767	24,666700
G-GOAP42	54,029000	13,771500	LA-163	57,277767	24,416700
G-GOAP48	53,961000	13,888500	LA-165	57,138883	24,027800
G-GOAP5	54,148833	13,612800	LA-167	57,027767	23,527800
G-GOAP6	54,172833	13,668300	LA-170	57,083333	23,805500
G-GOAP7	54,200333	13,681500	Lt-Bs-1	56,028333	21,016700
G-GOAP74	53,849333	13,822700	Lt-Bs-1B	56,028333	20,833300
G-GOAP8	54,181500	13,720200	Lt-Bs-2	55,925000	20,975000
G-GOAP9	54,153500	13,735500	Lt-Bs-3	55,816667	21,016700
G-GOAPJ	53,792333	14,238200	Lt-Bs-4	55,735000	21,050000
G-GOAPK	53,849667	14,193800	Lt-Bs-5	55,718333	21,061700
G-GOAPM	53,813000	14,106700	Lt-Bs-6	55,558333	21,078300
G-GOAPO	53,759667	14,091300	Lt-Bs-7	55,311667	20,956700
G-GOAPP	53,813000	14,003500	Lt-Cl-1	55,725000	21,095000
G-GOAPQ	53,824500	13,901000	Lt-Cl-10	55,298333	21,013300
G-HRO1	54,426538	12,692900	Lt-Cl-12	55,333333	21,170000
G-HRO10	54,770773	13,099000	Lt-Cl-14	55,260000	21,106700
G-HRO11	54,708619	13,090200	Lt-Cl-2	55,695000	21,131700
G-HRO2	54,587553	12,782500	Lt-Cl-3	55,650000	21,136700
G-HRO3	54,655173	12,034500	Lt-Cl-5	55,531667	21,126700
G-HRO4	54,714145	12,144100	Lt-Cl-8	55,416667	21,120000
G-HRO5	54,629900	12,220300	P-1	54,235000	15,453300
G-HRO6	54,655854	12,250200	P-10	54,663333	14,780000
G-HRO7	54,652323	12,420700	P-101	54,535000	18,603300
G-HRO8	54,697439	12,541300	P-104	54,581667	18,790000
G-HRO9	54,735934	13,015000	P-111	54,376667	18,928300
G-KB90	54,401667	13,105000	P-112	54,480000	18,671700
G-KHM	53,825000	14,100000	P-114	54,405000	19,000000
G-O11	54,535000	13,770000	P-115	54,510000	19,521700
G-O22	54,110000	11,175000	P-116	54,651667	19,293300
G-O5	54,231667	12,066700	P-117	54,465000	19,611700
G-O9	54,623333	13,028300	P-124	54,645000	18,706700
G-OB1	53,938333	14,225000	P-125	54,666667	18,676700
G-OB2	53,963333	14,230000	P-127	54,625000	18,575000
G-OB3	53,986667	14,236700	P-129	54,621667	18,626700
G-OB4	54,006667	14,233300	P-13	54,338333	14,876700
G-P42	54,023333	13,760000	P-137	54,841667	18,375000
G-RB10	54,506667	13,490000	P-157	54,600000	18,840000
G-S23	54,238333	13,308300	P-16	54,105000	14,851700
G-S66	54,288333	13,128300	P-18	54,041667	14,716700
G-UW2	54,098333	12,111700	P-19	54,183333	14,675000
G-UW3	54,116667	12,096700	P-25	54,083333	14,516700
G-UW4	54,166667	12,100000	P-27	54,066667	14,428300
G-UW5	54,191667	12,090000	P-29	53,950000	14,425000
G-UW6	54,166667	12,133300	P-31	54,000000	14,341700

CHARM-Stationen		
STATION	Latitude	Longitude
P-33	54,083333	14,333300
P-35	54,053333	14,258300
P-36	54,531667	19,458300
P-37	54,605000	19,396700
P-38	53,948333	14,263300
P-4	54,533333	15,155000
P-40	54,393333	19,338300
P-41	54,011667	14,203300
P-42	54,510000	19,333300
P-45	54,366667	19,148300
P-47	54,243333	14,365000
P-48	54,511667	19,205000
P-49	54,226667	14,106700
P-52	54,388333	18,961700
P-53	54,233333	13,783300
P-54	54,526667	19,078300
P-55	54,341667	14,066700
P-57	54,390000	18,800000
P-58	54,455000	14,083300
P-6	54,170000	15,066700
P-60	54,530000	18,965000
P-61	54,441667	13,726700
P-63	54,591667	13,795000
P-63a	54,425000	18,710000
P-64	54,471667	18,791700
P-65	54,526667	18,866700
P-66	54,563333	18,920000
P-67	54,678333	14,128300
P-70	54,566667	18,620000
P-71	54,580000	18,661700
P-74	54,700000	18,971700
P-78	54,490000	18,715000
P-79	54,466667	18,625000
P-81	54,433333	18,933300
P-85	54,375000	19,245000
P-86	54,416667	19,415000
P-88	54,670000	19,000000
P-97	54,435000	19,461700
P-BMPK/14=B13	54,066667	14,250000
P-BMPK/59=B15	54,066667	14,691700
P-BMPK/60=SW3	53,948333	14,263300
P-BMPK/61=SK	53,983333	14,500000
P-BMPL/1=P1=G2	54,833333	19,333300
P-BMPL/5=ZP6	54,656667	18,521700
P-BMPL/6=P110	54,505000	19,113300
P-BMPL/8=K	54,408333	19,441700
P-BMPL/9=ZN2	54,383333	18,958300
P-KO	54,493333	18,591700
P-R4	54,883333	18,370000
P-Z	54,875000	18,083300

Anhang A-3: HELCOM-Stationen im Untersuchungsraum mit Koordinaten in Dezimalgrad
(Quelle: HELCOM)

HELCOM-Stationen					
STATION	Latitude	Longitude	STATION	Latitude	Longitude
5	54,2317	12,0667	BMP K5	54,9250	13,5000
9	54,6233	13,0283	BMP K57	54,2373	14,0677
11	54,5350	13,7700	BMP K58	54,0727	14,1560
22	54,1100	11,1750	BMP K6	55,2717	12,5750
23	54,0500	11,0500	BMP K7	55,0000	13,3000
131	54,4417	13,7267	BMP K8	54,7233	12,7833
133	54,2033	13,9050	BMP L1	54,8333	19,3333
160	54,2333	14,0667	BMP M1	54,4667	12,2167
162	54,1333	14,2000	BMP M2	54,3150	11,5500
200	55,3833	15,3333	BMP M2A	54,3000	11,6500
222	55,2167	17,0667	BMP N1	54,5700	11,3333
240	58,0167	17,9833	BMP N2	54,5333	10,7017
250	56,0833	19,1667	BMP N3	54,6000	10,4500
260	56,6333	19,5833	BMP N4	54,7000	10,7667
280	59,3000	21,5667	BMP P1	55,3767	11,0000
282	58,8833	20,3167	BMP P2	55,6557	10,7617
284	58,5500	18,2500	BMP Q1	55,8508	12,6687
285	58,4333	20,3333	BMP Q2	55,8667	12,7500
286	58,0000	19,9000	BMP R1	56,1133	11,1333
BMP H1	59,4833	22,9000	BMP R2	56,2333	12,3700
BMP H2	59,0333	21,0833	BMP R3	56,6667	12,1167
BMP H3	58,5833	18,2333	BMP R4	56,8567	10,7917
BMP I1	57,1167	17,6667	BMP R5	57,2933	10,7417
BMP J1	57,3200	20,0500	BMP R6	57,1917	11,6667
BMP K1	55,5550	18,4000	BMP R7	57,5500	11,5250
BMP K2	55,2500	15,9833	GAUSS7	54,5167	10,0500
BMP K3	54,6333	14,2833	LL22A	58,6667	18,7333
BMP K4	55,0000	14,0833	LL22B	58,6833	18,6667

Anhang A-4: IOW-Monitoring-Stationen im Untersuchungsraum mit Koordinaten in Dezimalgrad
(Quelle: IOW)

IOW-Monitoring					
STATION	Latitude	Longitude	STATION	Latitude	Longitude
001	54,003117	14,140350	TF0121	54,706650	13,943417
004	54,055017	14,261383	TF0130	54,384383	13,925833
005	54,053333	14,346167	TF0131	54,441667	13,726700
006	54,053433	14,445700	TF0132	54,346067	13,844083
007	54,053783	14,446950	TF0133	54,203300	13,905000
008	54,009267	14,515000	TF0140	55,463683	14,712633
009	53,983483	14,533050	TF0150	54,609933	14,038700
010	53,957000	14,261200	TF0152	54,633333	14,283333
011	54,125333	13,854033	TF0160	54,239150	14,063483
012	54,142383	13,898067	TF0161	54,051717	14,258983
013	54,161500	13,948500	TF0162	54,140000	14,186667
014	54,183383	13,989883	TF0163	54,200000	14,500000
015	54,200083	14,040667	TF0164	54,110817	14,108667
016	54,226667	14,106700	TF0165	54,010417	14,200400
017	54,234000	14,217000	TF0200	55,383167	15,330250
018	54,234083	14,299900	TF0202	54,699883	15,246767
019	54,234067	14,382933	TF0212	55,301667	15,796667
020	54,233317	14,444567	TF0213	55,250067	15,979767
021	54,233717	14,480800	TF0214	55,159067	15,655117
022	54,233000	14,556017	TF0220	55,495400	15,996350
023	54,234350	14,639983	TF0222	55,214750	17,064533
024	54,233717	14,723467	TF0233a	54,864333	19,283933
025	54,196433	14,778583	TF0240	58,004167	17,992233
026	54,150167	14,799800	TF0242	57,716767	17,364217
027	54,117083	14,831683	TF0245	57,128067	17,644617
13B	57,397317	19,435450	TF0250	56,091267	19,163400
14B	57,360917	19,734400	TF0255	55,633333	18,595000
16B	57,294367	20,362650	TF0256	55,326183	18,246633
17B	57,263883	20,648983	TF0259	55,555000	18,400000
18B	57,213750	20,930033	TF0260a	56,634833	19,575000
KA1	54,666367	13,508683	TF0270	57,612600	20,155200
no named			TF0271b	57,292800	20,052583
TF0001	54,702200	12,703483	TF0272	57,075917	19,820733
TF0010b	54,551567	11,300017	TF0280	59,300000	21,560000
TF0011	54,412833	11,612917	TF0281a	59,051233	21,099633
TF0012	54,315000	11,550000	TF0282	58,893217	20,308533
TF0020	54,187000	11,461917	TF0283	58,797367	19,089067
TF0021	54,154233	11,291883	TF0284	58,594783	18,230300
TF0022	54,110000	11,175000	TF0285	58,440000	20,330033
TF0023	54,056817	11,052900	TF0286	57,990567	19,888283
TF0030	54,723333	12,783300	TF0301	59,838333	24,838300
TF0033	54,605300	12,329833	TF0305	59,483333	22,900000
TF0041	54,406667	12,061667	TF0352	56,231667	12,365000
TF0044	54,215000	12,085000	TF0360	54,600000	10,450000
TF0046a	54,466667	12,216700	TF0361	54,661317	10,759900
TF0069	55,000000	13,300000	TF0800	54,051400	14,344950
TF0102	55,152367	13,939483	TF0983	54,126633	14,175033
TF0103	55,063333	13,988333	TF0984	54,074650	14,043217
TF0109	55,000000	14,063333	TF0987	54,090050	14,079967
TF0111	54,887417	13,965683	TFO11	54,535000	13,770000
TF0113	54,925000	13,500000	TFO5	54,231667	12,066700
TF0116	54,790300	13,488433	TFO9	54,623333	13,028300
TF0120	54,722017	13,701067	TFOB4	54,013483	14,175067

Anhang A-5: Baltic Phytoplankton Database: Phytoplankton-Arten in den Jahren 1987, 1990 und 1997 mit taxonomischer, funktionaler und morphologischer Zuordnung (Quelle: CHARM)

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Aphanocapsa sp.	119	1	1,01000	0	8	2
Aphanocapsa delicatissima	55	1	1,01010	0	8	1
Aphanocapsa holsatica	4	1	1,01020	5	8	1
Aphanocapsa incerta	14	1	1,01030	5	8	1
Aphanothece sp.	32	1	1,02000	0	8	2
Aphanothece clathrata	38	1	1,02020	0	8	2
Aphanothece nidulans	1	1	1,02060	0	8	2
Chroococcus sp.	7	1	1,03000	0	8	0
Chroococcus dispersus	2	1	1,03030	5	8	2
Chroococcus limneticus	27	1	1,03040	5	8	3
Chroococcus microscopicus	17	1	1,03050	0	8	1
Chroococcus minutus	3	1	1,03060	5	8	3
Chroococcus turgidus	8	1	1,03070	0	8	4
Coelomoron pusillum	98	1	1,04010	0	8	2
Coelosphaerium sp.	4	1	1,05000	0	8	0
Coelosphaerium kuetzingianum	39	1	1,05010	5	8	2
Cyanodictyon sp.	18	1	1,06000	0	8	1
Cyanodictyon imperfectum	3	1	1,06010	5	8	1
Cyanodictyon reticulatum	36	1	1,06030	0	8	1
Cyanonephron styloides	1	1	1,07010	5	8	2
Gloeocapsa sp.	1	1	1,08000	5	8	0
Gomphosphaeria sp.	37	1	1,09000	0	8	2
Gomphosphaeria aponina	9	1	1,09010	5	8	3
Lemmermanniella sp.	47	1	1,10000	5	8	2
Lemmermanniella pallida	36	1	1,10010	5	8	2
Lemmermanniella parva	6	1	1,10030	5	8	1
Merismopedia sp.	5	1	1,11000	5	8	0
Merismopedia glauca	8	1	1,11010	5	7	2
Merismopedia punctata	185	1	1,11030	5	8	2
Merismopedia tenuissima	132	1	1,11040	5	8	1
Merismopedia warmingiana	145	1	1,11050	5	8	1
Microcystis sp.	86	1	1,12000	0	8	2
Microcystis aeruginosa	63	1	1,12010	5	7	2
Microcystis flos-aquae	4	1	1,12020	5	7	2
Microcystis ichthyoblabe	1	1	1,12050	5	8	2
Microcystis viridis	21	1	1,12060	5	8	2
Microcystis wesenbergii	24	1	1,12070	5	7	2
Snowella sp.	255	1	1,15000	0	8	2
Snowella lacustris	172	1	1,15020	0	8	2
Snowella litoralis	18	1	1,15030	0	8	2
Snowella septentrionalis	30	1	1,15040	0	8	2
Synechococcus sp.	8	1	1,16000	0	1	1
Woronichinia sp.	121	1	1,17000	0	8	2
Woronichinia compacta	404	1	1,17010	0	8	2
Woronichinia naegeliana	42	1	1,17020	5	8	2
Woronichia elorantae	1	1	1,17030	0	8	2
Chroococcales	59	1	1,35000	0	0	0
Chroococcales/small colonies with mucilage	53	1	1,35000	0	8	0
Chroococcales/small colonies with mucilage/size1	31	1	1,35000	0	8	1
Chroococcales/small colonies with mucilage/size2	2	1	1,35000	0	8	2
GOMPHOSPHAERIOIDEAE	41	1	1,35020	0	8	2
Anabaena cf. variabilis	9	1	1,40000	1	5	2
Anabaena sp.	216	1	1,40000	1	5	0
Anabaena affinis	1	1	1,40010	1	5	2

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Anabaena circinalis	1	1	1,40030	1	5	3
Anabaena crassa	3	1	1,40050	1	5	0
Anabaena cylindrica	13	1	1,40060	1	5	2
Anabaena flos-aquae	37	1	1,40070	1	5	3
Anabaena inaequalis	15	1	1,40100	1	5	2
Anabaena lemmermannii	35	1	1,40110	1	5	3
Anabaena scheremetievii	7	1	1,40120	1	5	3
Anabaena spiroides	44	1	1,40140	1	5	3
Anabaena torulosa	6	1	1,40160	1	5	2
Anabaena variabilis	1	1	1,40170	1	5	2
Anabaena planctonica	1	1	1,40190	1	5	0
Anabaenopsis sp.	1	1	1,41000	1	5	2
Anabaenopsis elenkinii	25	1	1,41010	1	5	2
Aphanizomenon sp.	35	1	1,42000	1	5	3
Aphanizomenon 'baltica'	290	1	1,42010	1	5	3
Aphanizomenon flos-aquae	502	1	1,42020	1	5	3
Aphanizomenon gracile	28	1	1,42030	1	5	3
Aphanizomenon issatschenkoi	10	1	1,42040	1	5	3
Nodularia spumigena	256	1	1,44030	1	5	3
NOSTOCALES	6	1	1,49000	1	5	0
Achroonema sp.	24	1	1,50000	8	5	2
Achroonema lentum	6	1	1,50010	8	5	2
Limnothrix sp.	4	1	1,51000	5	5	3
Limnothrix planctonica	74	1	1,51010	5	5	3
Limnothrix redekei	68	1	1,51020	5	5	3
Lyngbya sp.	3	1	1,52000	0	5	2
Oscillatoria sp.	29	1	1,53000	0	5	0
Oscillatoria limosa	2	1	1,53030	5	5	4
Phormidium sp.	35	1	1,54000	0	5	0
Phormidium tenue	3	1	1,54040	5	5	2
Planktolyngbya sp.	16	1	1,55000	0	5	0
Planktolyngbya contorta	121	1	1,55010	5	5	2
Planktolyngbya limnetica	28	1	1,55020	5	5	2
Planktolyngbya subtilis	18	1	1,55030	5	5	2
Planktothrix agardhii	131	1	1,56010	0	5	2
Pseudanabaena sp.	4	1	1,57000	5	5	2
Pseudanabaena limnetica	287	1	1,57010	5	5	2
Pseudanabaena mucicola	1	1	1,57020	5	5	2
Romeria sp.	34	1	1,58000	0	5	2
Spirulina major	1	1	1,59010	0	5	2
Spirulina subsalsa	8	1	1,59020	0	5	2
Oscillatoria tenuis	1	1	1,60010	0	5	0
filamentous cyanobacteria 1	12	1	1,80000	5	5	3
filamentous cyanobacteria 2	7	1	1,80000	1	5	3
filamentous cyanobacteria 3	21	1	1,80000	0	5	0
Cyanobakteria n.d.	133	1	1,90000	0	0	0
Actinocyclus sp.	1	4	4,01000	6	1	6
Actinocyclus normanii	64	4	4,01010	0	1	6
Actinocyclus normanii f. subsalsa	2	4	4,01020	0	1	6
Actinocyclus octonarius	196	4	4,01040	6	1	6
Actinocyclus octonarius v. crassus	1	4	4,01050	0	1	6
Actinocyclus octonarius v. octonarius	9	4	4,01060	0	1	6
Actinocyclus octonarius v. tenellus	2	4	4,01070	0	1	6
Attheya decora	3	4	4,03010	0	1	5
Attheya septentrionalis	126	4	4,03020	0	1	3
Aulacoseira sp.	8	4	4,04000	0	5	0
Aulacoseira ambigua	7	4	4,04010	0	5	0
Aulacoseira granulata var. angustissima	16	4	4,04020	5	5	2

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	89	4	4,04030	5	5	4
<i>Aulacoseira islandica</i>	51	4	4,04040	5	5	4
<i>Aulacoseira italica</i>	43	4	4,04050	5	5	4
<i>Aulacoseira distans</i>	2	4	4,04060	0	5	4
<i>Bacteriastrium hyalinum</i>	1	4	4,05010	0	5	5
<i>Cerataulina pelagica</i>	211	4	4,09010	6	5	4
<i>Chaetoceros</i> cf. <i>Cinctum</i> ; <i>holsaticus</i> ; <i>pseudocritinum</i> ; <i>wighamii</i> ; <i>curvisetus</i> ; <i>debilis</i> ; <i>diadema</i> ; <i>debilis</i> ; <i>lauderi</i> ; <i>teres</i>	46	4	4,10000	0	5	4
<i>Chaetoceros socialis/radians</i>	39	4	4,10000	0	5	3
<i>Chaetoceros</i> sp.	337	4	4,10000	0	0	0
<i>Chaetoceros</i> sp. <i>solitäre</i>	27	4	4,10000	0	1	3
<i>Chaetoceros</i> , <i>phaeoceros</i> -group	13	4	4,10000	0	5	0
<i>Chaetoceros affinis</i>	91	4	4,10010	0	5	4
<i>Chaetoceros anastomosans</i>	14	4	4,10020	0	5	4
<i>Chaetoceros borealis</i>	35	4	4,10030	0	5	5
<i>Chaetoceros brevis</i>	28	4	4,10040	0	5	5
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	10	4	4,10050	0	1	4
<i>Chaetoceros ceratosporus</i>	111	4	4,10060	0	1	4
<i>Chaetoceros compressus</i>	73	4	4,10070	0	5	4
<i>Chaetoceros constrictus</i>	44	4	4,10080	0	5	4
<i>Chaetoceros coronatus</i>	5	4	4,10100	0	5	4
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	103	4	4,10130	0	5	4
<i>Chaetoceros danicus</i>	327	4	4,10140	0	1	4
<i>Chaetoceros debilis</i>	84	4	4,10150	4	5	4
<i>Chaetoceros decipiens</i>	92	4	4,10160	0	5	5
<i>Chaetoceros densus</i>	16	4	4,10170	0	5	4
<i>Chaetoceros diadema</i>	52	4	4,10180	4	5	5
<i>Chaetoceros didymus</i>	53	4	4,10190	0	5	4
<i>Chaetoceros eibonii</i>	18	4	4,10200	0	5	5
<i>Chaetoceros gracilis</i>	15	4	4,10240	0	1	3
<i>Chaetoceros holsaticus</i>	85	4	4,10250	0	5	4
<i>Chaetoceros lacinosus</i>	78	4	4,10270	0	5	4
<i>Chaetoceros lauderi</i>	1	4	4,10280	0	5	4
<i>Chaetoceros lorenzianus</i>	3	4	4,10290	0	5	4
<i>Chaetoceros minimus</i>	8	4	4,10299	0	5	0
<i>Rhizosolenia minima</i>	12	4	4,10300	0	4	5
<i>Chaetoceros muelleri</i>	17	4	4,10309	0	1	4
<i>Chaetoceros perpusillus</i>	2	4	4,10319	0	5	3
<i>Chaetoceros pseudocritinus</i>	8	4	4,10339	0	5	4
<i>Chaetoceros radians</i>	47	4	4,10349	0	5	3
<i>Chaetoceros seiracanthus</i>	4	4	4,10379	0	5	4
<i>Chaetoceros similis</i>	126	4	4,10399	0	5	4
<i>Chaetoceros simplex</i>	21	4	4,10409	0	1	4
<i>Chaetoceros socialis</i>	99	4	4,10419	0	5	3
<i>Chaetoceros subtilis</i>	103	4	4,10430	0	5	3
<i>Chaetoceros thronsdennii</i>	13	4	4,10460	0	4	4
<i>Chaetoceros wighamii</i>	304	4	4,10480	4	5	4
<i>Coscinodiscus</i> sp.	106	4	4,12000	0	1	6
<i>Coscinodiscus asteromphalus</i>	3	4	4,12010	0	1	6
<i>Coscinodiscus centralis</i>	1	4	4,12020	0	1	0
<i>Coscinodiscus concinnus</i>	22	4	4,12040	0	1	6
<i>Coscinodiscus granii</i>	116	4	4,12050	6	1	6
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	41	4	4,12070	0	1	6
<i>Coscinodiscus rothii</i>	41	4	4,12080	0	1	6
<i>Cyclotella</i> sp.	81	4	4,13000	0	1	0
<i>Cyclotella caspia</i>	85	4	4,13010	0	1	3
<i>Cyclotella radiosa</i>	29	4	4,13030	0	1	4
<i>Cyclotella glomerata</i>	2	4	4,13040	0	1	3

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>	3	4	4,13050	0	1	5
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	74	4	4,13060	0	1	5
<i>Cyclotella stelligera</i>	3	4	4,13070	0	1	5
<i>Cyclotella astraea</i>	1	4	4,13090	0	1	5
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	261	4	4,14010	0	5	6
<i>Detonula confervacea</i>	46	4	4,15010	0	5	4
<i>Ditylum brightwellii</i>	159	4	4,16010	0	1	5
<i>Eucampia zodiacus</i>	14	4	4,17010	0	5	5
<i>Guinardia delicatula</i>	271	4	4,18010	0	5	5
<i>Guinardia flaccida</i>	206	4	4,18020	0	5	6
<i>Lauderia annulata</i>	7	4	4,20010	0	5	5
<i>Lauderia borealis</i>	4	4	4,20020	0	5	0
<i>Leptocylindrus danicus</i>	184	4	4,22010	0	5	5
<i>Leptocylindrus mediterraneus</i>	1	4	4,22020	0	5	0
<i>Leptocylindrus minimus</i>	72	4	4,22030	0	5	5
<i>Lithodesmium undulatum</i>	5	4	4,23010	0	5	6
<i>Melosira</i> sp.	26	4	4,24000	0	5	0
<i>Melosira arctica</i>	66	4	4,24030	0	5	4
<i>Melosira moniliformis</i>	11	4	4,24170	0	5	5
<i>Melosira nummuloides</i>	28	4	4,24190	4	5	5
<i>Melosira varians</i>	19	4	4,24210	0	5	4
<i>Odontella aurita</i>	27	4	4,25010	0	5	5
<i>Paralia sulcata</i>	19	4	4,26010	0	5	4
<i>Porosira glacialis</i>	5	4	4,30010	0	5	5
<i>Proboscia alata</i>	237	4	4,31010	0	1	6
<i>Rhizosolenia</i> sp.	3	4	4,32000	0	1	6
<i>Rhizosolenia hebetata</i>	45	4	4,32010	0	4	6
<i>Rhizosolenia hebetata</i> f. <i>semispina</i>	14	4	4,32020	0	4	6
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	15	4	4,32030	0	1	6
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	6	4	4,32050	0	4	6
<i>Rhizosolenia pungens</i>	23	4	4,32060	0	4	6
<i>Rhizosolenia robusta</i>	1	4	4,32070	0	1	6
<i>Rhizosolenia setigera</i>	179	4	4,32080	0	4	6
<i>Rhizosolenia styliformis</i>	7	4	4,32090	0	1	6
<i>Rhizosolenia eriensis</i>	3	4	4,32100			
<i>Schroederella schroederi</i>	2	4	4,33010	0	5	0
<i>Skeletonema</i> sp.	1	4	4,34000	0	5	4
<i>Skeletonema costatum</i>	931	4	4,34010	4	5	4
<i>Skeletonema subsalsum</i>	126	4	4,34020	3	5	4
<i>Stephanodiscus</i> sp.	26	4	4,35000	0	1	0
<i>Stephanodiscus binderanus</i>	12	4	4,35010	0	1	0
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	184	4	4,35030	3	1	4
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	36	4	4,35040	0	1	5
<i>Stephanodiscus rotula</i>	63	4	4,35050	0	1	5
<i>Stephanopyxis turris</i>	1	4	4,36010	0	1	5
<i>Thalassiosira</i> sp.	178	4	4,37000	0	0	0
<i>Thalassiosira</i> sp./size 3	2	4	4,37000	0	0	3
<i>Thalassiosira</i> sp./size 5	89	4	4,37000	0	5	5
<i>Thalassiosira angulata</i>	45	4	4,37010	0	5	5
<i>Thalassiosira anguste-lineata</i>	53	4	4,37020	4	5	5
<i>Thalassiosira baltica</i>	227	4	4,37030	4	5	5
<i>Thalassiosira decipiens</i>	39	4	4,37050	0	5	5
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	23	4	4,37060	0	1	5
<i>Thalassiosira gravida</i>	6	4	4,37080	0	5	5
<i>Thalassiosira guillardii</i>	3	4	4,37090	0	0	3
<i>Thalassiosira lacustris</i>	4	4	4,37120	0	1	5
<i>Thalassiosira leptopus</i>	1	4	4,37130	0	0	6
<i>Thalassiosira levanderi</i>	177	4	4,37140	4	5	3

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
<i>Thalassiosira nana</i>	30	4	4,37150	0	0	3
<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	50	4	4,37160	0	5	5
<i>Thalassiosira oceanica</i>	2	4	4,37170	0	1	3
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	14	4	4,37180	0	0	2
<i>Thalassiosira punctigera</i>	19	4	4,37190	0	5	6
<i>Thalassiosira rotula</i>	32	4	4,37200	0	5	5
<i>Acanthoceras zachariasii</i>	2	4	4,39010	0	1	0
CENTRALES size 2	239	4	4,45000	0	1	2
CENTRALES size 3	194	4	4,45000	0	1	3
CENTRALES size 4	108	4	4,45000	0	1	4
Centrales, unbest.	25	4	4,45000	0	0	0
Eupodiscales	23	4	4,45000	0	0	0
small centric diatoms (<10 Åm)	1	4	4,45000	0	1	3
<i>Schroederella/Lauderia</i> sp.	7	4	4,45020	0	5	0
<i>Achnanthes</i> sp.	1	4	4,51000	0	1	4
<i>Achnanthes taeniata</i>	168	4	4,51030	4	5	4
<i>Amphiprora alata</i>	4	4	4,53010	0	1	6
<i>Amphiprora paludosa</i>	1	4	4,53030	0	1	6
<i>Amphora</i> sp.	3	4	4,54000	0	1	0
<i>Amphora ovalis</i>	24	4	4,54040	0	1	6
<i>Amphora spectabilis</i>	2	4	4,54060	0	1	6
<i>Asterionella</i> sp.	6	4	4,55000	0	6	6
<i>Asterionella formosa</i>	133	4	4,55010	5	6	6
<i>Asterionella glacialis</i>	7	4	4,56010	0	6	6
<i>Bacillaria paradoxa</i>	20	4	4,57010	0	5	6
<i>Caloneis amphibaena</i>	4	4	4,58010	0	1	5
<i>Campylodiscus clypeus</i>	1	4	4,59020	0	1	6
<i>Cocconeis</i> sp.	9	4	4,60000	0	1	0
<i>Cocconeis pediculus</i>	1	4	4,60010	0	1	5
<i>Cocconeis placentula</i>	9	4	4,60020	0	1	5
<i>Cocconeis scutellum</i>	4	4	4,60030	0	1	5
<i>Cylindrotheca closterium</i>	147	4	4,61010	0	1	6
<i>Cymatopleura</i> sp.	1	4	4,62000	0	1	6
<i>Cymatopleura solea</i>	17	4	4,62020	5	1	6
<i>Cymbella</i> sp.	3	4	4,63000	5	1	0
<i>Cymbella lanceolata</i>	1	4	4,63010	5	1	6
<i>Diatoma</i> sp.	2	4	4,64000	0	5	0
<i>Diatoma tenuis</i>	222	4	4,64010	3	5	6
<i>Diatoma vulgaris</i>	24	4	4,64020	3	5	5
<i>Diploneis</i> sp.	1	4	4,65000	0	1	0
<i>Diploneis didyma</i>	1	4	4,65010	0	1	5
<i>Diploneis ovalis</i>	1	4	4,65050	0	1	6
<i>Epithemia turgida</i>	1	4	4,66020	0	1	6
<i>Fragilaria</i> sp.	145	4	4,67000	0	1	0
<i>Fragilaria capucina</i>	6	4	4,67020	5	5	5
<i>Fragilaria crotonensis</i>	45	4	4,67040	0	5	6
<i>Fragilaria heidenii</i>	18	4	4,67060	0	5	5
<i>Fragilaria intermedia</i>	2	4	4,67070	5	1	5
<i>Fragilaria virescens</i>	25	4	4,67090	0	5	5
<i>Gomphonema</i> sp.	6	4	4,68000	0	1	0
<i>Grammatophora marina</i>	4	4	4,69010	0	1	5
<i>Gyrosigma</i> sp.	6	4	4,70000	0	1	6
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	2	4	4,70010	0	1	6
<i>Gyrosigma scalproides</i> var. <i>eximia</i>	1	4	4,70050	0	1	6
<i>Gyrosigma wansbeckii</i>	1	4	4,70090	0	1	6
<i>Licmophora</i> sp.	23	4	4,71000	0	6	0
<i>Licmophora abbreviata</i>	11	4	4,71010	0	1	5
<i>Licmophora gracilis</i> v. <i>anglica</i>	21	4	4,71020	0	6	6

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Licmophora juergensii	2	4	4,71030	0	6	6
Meridion circulare	41	4	4,73010	0	6	5
Navicula cf. radiosa	4	4	4,74000	0	1	6
Navicula sp.	115	4	4,74000	0	1	0
Navicula capitata var. capitata	4	4	4,74020	5	1	5
Navicula capitata var. hungarica	12	4	4,74030	5	1	5
Navicula cincta	2	4	4,74040	0	1	5
Navicula cryptocephala	12	4	4,74050	0	1	5
Navicula pusilla	3	4	4,74130	0	1	5
Navicula radiosa	1	4	4,74140	0	1	6
Navicula reinhardtii	2	4	4,74150	5	1	6
Navicula rhyngocephala	17	4	4,74160	0	1	5
Navicula sulcifera	1	4	4,74180	0	1	6
Navicula vanhoeffenii	17	4	4,74200	0	1	5
Navicula cuspidata	1	4	4,74240	0	1	6
Nitzschia sp.	194	4	4,75000	0	1	0
Nitzschia sp. size 5	44	4	4,75000	0	1	5
Nitzschia sp. size 6	7	4	4,75000	0	1	6
Nitzschia acicularis	197	4	4,75010	0	1	6
Nitzschia acicularis v. closteroides	10	4	4,75020	0	1	6
Nitzschia actinastroides	1	4	4,75040	0	1	0
Nitzschia capitellata	1	4	4,75060	0	1	5
Nitzschia circumscuta	1	4	4,75090	0	1	6
Nitzschia cylindrus	14	4	4,75120	0	1	4
Nitzschia frigida	8	4	4,75140	0	6	6
Nitzschia holsatica	3	4	4,75150	5	1	5
Nitzschia hungarica	1	4	4,75160	0	1	6
Nitzschia hybrida	1	4	4,75170	0	1	6
Nitzschia intermedia var. actinastroides	14	4	4,75190	0	1	5
Nitzschia linearis	1	4	4,75210	0	1	0
Nitzschia longissima	213	4	4,75220	0	1	6
Nitzschia longissima var. closterium	11	4	4,75230	0	1	6
Nitzschia palea	31	4	4,75240	0	1	5
Nitzschia punctata	1	4	4,75260	0	1	6
Nitzschia kuetzingiana	1	4	4,75290	0	1	4
Nitzschia reversa	1	4	4,75320	0	1	0
Nitzschia sigma	2	4	4,75330	0	1	6
Nitzschia sigmoidea	4	4	4,75340	0	1	6
Nitzschia subcohaerens	3	4	4,75360	0	1	4
Pinnularia major	1	4	4,77010	0	1	6
Pleurosigma sp.	1	4	4,78000	0	1	6
Pleurosigma strigosum	3	4	4,78020	0	1	6
Nitzschia seriata-group	143	4	4,79000	0	5	6
Pseudo-nitzschia delicatissima group	63	4	4,79000	0	1	6
Nitzschia delicatissima	22	4	4,79010	0	1	6
Pseudo-nitzschia delicatissima	21	4	4,79010	0	1	6
Nitzschia pseudodelicatissima	9	4	4,79020	0	0	6
Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima	8	4	4,79020	0	1	6
Nitzschia pungens	30	4	4,79030	6	5	6
Pseudo-nitzschia pungens	18	4	4,79030	6	5	6
Nitzschia seriata	33	4	4,79040	6	5	6
Pseudo-nitzschia seriata	10	4	4,79040	6	5	6
Rhoicosphenia sp.	1	4	4,81000	0	1	0
Rhoicosphenia abbreviata	33	4	4,81010	0	1	5
Striatella unipunctata	2	4	4,83010	0	5	6
Surirella sp.	15	4	4,84000	0	1	0
Surirella brebissonii	1	4	4,84010	5	1	5
Surirella capronii	2	4	4,84020	0	1	6

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Surirella crumena	5	4	4,84030	0	1	5
Surirella ovalis	3	4	4,84040	0	1	5
Surirella striatula	1	4	4,84060	0	1	6
Synedra sp.	51	4	4,85000	0	1	6
Synedra acus	133	4	4,85010	0	1	6
Synedra berolinensis	20	4	4,85020	5	6	5
Synedra pulchella	1	4	4,85070	0	1	6
Synedra ulna	68	4	4,85090	0	1	6
Tabellaria fenestrata	11	4	4,86010	5	6	6
Tabellaria flocculosa	4	4	4,86020	5	5	5
Thalassionema nitzschioides	378	4	4,87010	0	5	6
Thalassiothrix frauenfeldii	2	4	4,88010	0	0	0
Staurosirella pinnata	10	4	4,90010	0	5	4
Tabularia fasciculata	5	4	4,91010	0	5	6
Tabularia tabulata	29	4	4,91020	0	1	6
Staurosira construens	3	4	4,93010	5	5	4
Bacillariales	139	4	4,95000	0	0	0
PENNALES size 3	23	4	4,95000	0	1	3
PENNALES size 4	43	4	4,95000	0	1	4
PENNALES size 5	126	4	4,95000	0	1	5
PENNALES size 6	1	4	4,95000	0	1	6
Pennales. unbest.	13	4	4,95000			
Gyrosigma sp./Pleurosigma sp.	60	4	4,96000	0	1	6
Diatomophyceae	3	4	4,99000	0	0	0
Apedinella sp.	1	5	5,01000			
Apedinella spinifera	18	5	5,01010	8	4	3
Bicosoeca sp.	4	5	5,02000	0	2	3
Calycomonas sp.	5	5	5,03000	0	2	3
Calycomonas ovalis	15	5	5,03010	0	2	3
Chrysococcus sp.	4	5	5,05000	0	2	0
Chrysococcus rufescens	24	5	5,05030	0	2	3
Dinobryon ???	4	5	5,07000	0	2	0
Dinobryon sp.	104	5	5,07000	0	0	0
Dinobryon balticum	65	5	5,07020	0	6	5
Dinobryon bavaricum	2	5	5,07030	0	6	5
Dinobryon cylindricum	3	5	5,07060		6	
Dinobryon divergens	32	5	5,07070	0	6	5
Dinobryon facula	9	5	5,07080	0	0	0
Dinobryon faculiferum	76	5	5,07090	0	2	4
Dinobryon petiolatum	22	5	5,07090	0	2	5
Dinobryon sertularia	7	5	5,07110	0	6	5
Dinobryon sociale	1	5	5,07120	0	6	5
Dinobryon cyst	1	5	5,07900	0	0	0
Mallomonas sp.	8	5	5,09000	0	4	0
Mallomonas akroMittlgos	2	5	5,09010	0	4	5
Mallomonas caudata	1	5	5,09030	0	4	5
Mallomonas tonsurata	2	5	5,09050	0	4	5
Monas sp.	11	5	5,10000	0	2	0
Ochromonas sp.	28	5	5,11000	0	2	0
Ochromonas cosmopolitia	14	5	5,11020	0	2	0
Paraphysomonas sp.	17	5	5,13000	8	2	0
Pedinella sp.	5	5	5,14000	0	2	0
Pleurochrysis carterae	1	5	5,15010	0	2	0
Pseudopedinella sp.	107	5	5,16000	0	2	0
Pseudopedinella elastica	86	5	5,16010			
Pseudopedinella pyriforme	12	5	5,16020	0	2	3
Pseudopedinella tricostata	113	5	5,16030	0	2	2
Synura sp.	2	5	5,17000	5	6	5

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
<i>Synura uvella</i>	4	5	5,17010	5	6	5
<i>Uroglena</i> sp.	15	5	5,18000	0	6	0
<i>Chromulina</i> sp.	1	5	5,22000	0	2	0
<i>Chrysomonas</i> spec.	36	5	5,90020	0	2	0
Chrysophyceae	1	5	5,91000	0	2	0
Chrysococcaceae	18	5	5,91010	0	2	0
Pedinellales	3	5	5,92000	0	2	0
OCHROMONADALES	56	5	5,93010	0	2	0
<i>Centritractus belenophorus</i>	1	6	6,01010	0	4	5
<i>Centritractus belonophorus</i>	1	6	6,01010	0	4	5
<i>Goniochloris</i> sp.	2	6	6,03000	0	1	0
<i>Goniochloris fallax</i>	12	6	6,03010	5	1	5
<i>Goniochloris mutica</i>	4	6	6,03020	0	1	4
<i>Pseudostaurastrum limneticum</i>	5	6	6,05010	0	4	5
<i>Dictyocha fibula</i>	11	7	7,01010	0	4	5
<i>Distephanus speculum</i>	77	7	7,01020	0	4	5
<i>Dictyocha speculum</i>	155	7	7,01022	0	4	5
<i>Nannochloropsis</i> sp.	34	9	9,01000	0	6	1
<i>Gonyostomum semen</i>	1	10	10,02010	5	2	5
<i>Chrysochromulina</i> sp.	482	11	11,01000	7	2	0
<i>Chrysochromulina pringsheimii</i>	3	11	11,01070	7	4	4
<i>Isochrysis</i> sp.	5	11	11,03010	0	2	0
<i>Pavlova lutheri</i>	1	11	11,04010	0	2	3
<i>Phaeocystis</i> sp.	27	11	11,05000	0	7	3
<i>Phaeocystis pouchetii</i>	6	11	11,05010	0	7	3
<i>Prymnesium</i> sp.	8	11	11,06000	0	2	0
<i>Emiliana huxleyi</i>	3	11	11,21010	0	2	3
Prymnesiophyceae	4	11	11,90000	0	2	0
<i>Chroomonas</i> spec.	132	12	12,01000	0	2	0
<i>Chroomonas acuta</i>	57	12	12,01010	0	2	0
<i>Chroomonas baltica</i>	1	12	12,01020	0	2	4
<i>Cryptomonas</i> sp.	429	12	12,02000	7	2	5
<i>Cryptomonas erosa</i>	1	12	12,02020	7	2	5
<i>Cryptomonas ovata</i>	52	12	12,02040	7	2	5
<i>Cryptomonas pelagica</i>	8	12	12,02050	0	2	4
<i>Hemiselmis</i> sp.	145	12	12,03000	0	2	3
<i>Hemiselmis virescens</i>	229	12	12,03010	0	2	2
<i>Plagioselmis</i> sp.	1	12	12,06000		2	3
<i>Plagioselmis prolonga</i>	316	12	12,06010	0	2	3
<i>Rhodomonas</i> sp.	151	12	12,07000	7	2	0
<i>Rhodomonas baltica</i>	2	12	12,07010	7	2	5
<i>Rhodomonas lacustris</i>	216	12	12,07020	7	2	4
<i>Rhodomonas lacustris</i> v. <i>nannoplanctica</i>	8	12	12,07030	7	2	3
<i>Teleaulax</i> cf. <i>amphioxeia</i>	28	12	12,08000	0	2	4
<i>Teleaulax</i> sp.	275	12	12,08000	0	2	4
<i>Teleaulax acuta</i>	107	12	12,08010	0	2	4
<i>Teleaulax amphioxeia</i>	85	12	12,08020	0	2	4
Cryptomonadales	647	12	12,90000	0	2	0
<i>Amphidinium</i> sp.	114	13	13,01000	0	2	0
<i>Amphidinium carteri</i>	1	13	13,01010	0	2	5
<i>Amphidinium crassum</i>	277	13	13,01020	8	2	5
<i>Amphidinium longum</i>	22	13	13,01030	8	2	5
<i>Amphidinium sphenoides</i>	95	13	13,01080	8	2	5
<i>Cochlodinium</i> sp.	18	13	13,02000	0	2	0
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>vestificii</i>	5	13	13,03000	0	2	5
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>album</i>	19	13	13,03000	0	2	4
<i>Gymnodinium</i> sp.	358	13	13,03000	0	2	0
<i>Gymnodinium abbreviatum</i>	2	13	13,03010	0	2	6

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Gymnodinium albulum	53	13	13,03020	0	2	4
Gymnodinium arcticum	41	13	13,03030	0	2	4
Gymnodinium fuscum	1	13	13,03060	0	2	6
Gymnodinium helveticum	1	13	13,03070	0	2	5
Gymnodinium galatheanum	3	13	13,03080	0	2	4
Gymnodinium lacustre	1	13	13,03100	0	2	0
Gymnodinium lohmannii	69	13	13,03120	0	2	6
Gymnodinium mikimotoi	68	13	13,03130	0	2	5
Gymnodinium rhomboides	1	13	13,03160	0	2	5
Gymnodinium rubrum	9	13	13,03180	8	2	5
Gymnodinium sanguineum	13	13	13,03190	0	2	6
Gymnodinium simplex	84	13	13,03200	0	2	4
Gymnodinium heterostriatum	4	13	13,03210	0	2	0
Gymnodinium splendens	32	13	13,03230	0	2	6
Gymnodinium vestificii	117	13	13,03240	0	2	5
Gymnodinium (ht)	28	13	13,03900	8	2	0
Gyrodinium sp.	83	13	13,04000	0	2	0
Gyrodinium spirale/britannicum	7	13	13,04000	8	2	6
Gyrodinium fissum	14	13	13,04050	0	2	5
Gyrodinium fusiforme	54	13	13,04060	8	2	6
Gyrodinium glaucum	20	13	13,04080	8	2	5
Gyrodinium lachryma	1	13	13,04100	8	2	6
Gyrodinium pepo	1	13	13,04120	8	2	6
Gyrodinium spirale	198	13	13,04140	8	2	6
Katodinium sp.	23	13	13,06000	8	2	0
Katodinium fungiforme	26	13	13,06010	8	2	2
Katodinium glaucum	105	13	13,06020	8	2	2
Noctiluca scintillans	9	13	13,08010	8	1	6
Oxyrrhis marina	7	13	13,09010	8	2	5
Polykrikos schwartzii	44	13	13,10010	8	6	5
Torodinium sp.	11	13	13,11000	0	2	0
Torodinium robustum	8	13	13,11010	0	2	5
Dinophyceae, athekate	266	13	13,81000	0	2	0
small naked dinophyceae	5	13	13,81000	0	2	0
Gymnodinium/Gyrodinium sp.	73	13	13,82000	0	2	0
naked dinoflagellates Gymnodinium/Gyrodinium type 1	54	13	13,82000	0	2	5
naked dinoflagellates Gymnodinium/Gyrodinium type 2	132	13	13,82000	0	2	4
naked dinoflagellates Gymnodinium/Gyrodinium type 3	19	13	13,82000	0	2	3
naked dinoflagellates Gymnodinium/Gyrodinium type 4	77	13	13,82000	8	2	0
Alexandrium sp.	1	14	14,01000		2	0
Alexandrium ostensfeldii	11	14	14,01030	0	2	6
Alexandrium pseudogonyaulax	6	14	14,01050	0	2	0
Alexandrium tamarense	3	14	14,01070	0	2	5
Amphidiniopsis sp.	5	14	14,02000	0	2	0
Amylax triacantha	82	14	14,03010	0	2	6
Cachonina niei	1	14	14,04020	0	2	4
Ceratium sp.	52	14	14,05000	0	2	6
Ceratium arietinum	6	14	14,05010	0	2	6
Ceratium furca	127	14	14,05020	6	2	6
Ceratium fusus	199	14	14,05030	6	2	6
Ceratium hirundinella	2	14	14,05040	5	2	6
Ceratium horridum	14	14	14,05050	0	2	6
Ceratium lineatum	217	14	14,05070	0	2	6
Ceratium longipes	70	14	14,05080	0	2	6
Ceratium macroceros	30	14	14,05090	0	2	6
Ceratium trichoceros	9	14	14,05120	0	2	6

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Ceratium tripos	318	14	14,05130	6	2	6
Ceratium tripos f. truncata	16	14	14,05140	0	2	6
Cladopyxis sp.	3	14	14,06000	0	4	4
Cladopyxis claytonii	14	14	14,06010	0	4	4
Diplopsalis sp.	1	14	14,08000	8	2	0
Diplopsalis lenticula	13	14	14,08020	8	2	6
Diplopsalopsis sp.	1	14	14,09000	8	2	0
Diplopsalopsis bomba	11	14	14,09020	8	2	6
Helgolandinium sp.	1	14	14,11000	0	2	0
Fragilidium subglobosum	13	14	14,11010	0	2	6
Glenodinium sp.	65	14	14,12000	0	2	0
Glenodinium paululum	1	14	14,12040	0	2	5
Gonyaulax sp.	9	14	14,13000	0	2	0
Gonyaulax digitale	19	14	14,13010	0	2	6
Gonyaulax polyedra	5	14	14,13030	0	2	6
Gonyaulax spinifera	36	14	14,13060	0	2	5
Gonyaulax verior	33	14	14,13070	0	2	5
Heterocapsa rotundata/ H. minima	51	14	14,14000	0	2	4
Heterocapsa sp.	40	14	14,14000	0	2	0
Heterocapsa minima	4	14	14,14020	0	2	3
Heterocapsa rotundata	763	14	14,14030	0	2	4
Heterocapsa triquetra	356	14	14,14070	0	2	5
Oblea rotunda	71	14	14,16010	8	2	5
Oxytoxum sp.	4	14	14,17000	0	2	0
Peridiniella sp.	1	14	14,18000	4	5	5
Peridiniella catenata	246	14	14,18010	4	5	5
Peridiniopsis sp.	1	14	14,19000	0	2	0
Peridinium sp.	109	14	14,21000			
Peridinium inconspicuum	1	14	14,21040	0	2	5
Protoceratium reticulatum	34	14	14,22010	0	2	5
Peridinium cf. pellucidum	4	14	14,23000	0	2	5
Protoperidinium sp.	219	14	14,23000	8	2	0
Protoperidinium bipes	312	14	14,23020	8	2	5
Protoperidinium brevipes	180	14	14,23040	8	2	5
Protoperidinium cerasus	7	14	14,23050	8	2	5
Protoperidinium claudicans	5	14	14,23060	8	2	6
Protoperidinium conicoides	1	14	14,23070	8	2	6
Protoperidinium conicum	28	14	14,23080	8	2	6
Protoperidinium curtipes	1	14	14,23110	8	2	6
Protoperidinium curvipes	12	14	14,23120	8	2	5
Protoperidinium depressum	52	14	14,23160	8	2	6
Protoperidinium divergens	102	14	14,23170	8	2	6
Protoperidinium excentricum	6	14	14,23180	8	2	5
Protoperidinium granii	81	14	14,23190	8	2	6
Protoperidinium leonis	3	14	14,23200	8	2	6
Protoperidinium longispinum	10	14	14,23210	8	2	6
Protoperidinium mariebourae	2	14	14,23220	8	2	6
Protoperidinium minutum	2	14	14,23230	8	2	5
Protoperidinium oblongum	14	14	14,23250	8	2	6
Protoperidinium ovatum	4	14	14,23270	8	2	6
Protoperidinium pallidum	34	14	14,23280	8	2	6
Protoperidinium pellucidum	176	14	14,23300	8	2	5
Protoperidinium punctulatum	13	14	14,23320	8	2	6
Protoperidinium pyriforme	8	14	14,23330	8	2	6
Protoperidinium steinii	103	14	14,23350	8	2	6
Protoperidinium subinermis	2	14	14,23370	8	2	6
Protoperidinium thorianum	1	14	14,23380	8	2	6
Pyrophacus horologium	3	14	14,24010	0	2	6

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
<i>Sclerodinium calyptroglyphe</i>	3	14	14,25010	8	2	5
<i>Scrippsiella</i> sp.	5	14	14,26000	0	2	5
<i>Scrippsiella hangoei</i>	120	14	14,26020	0	2	5
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	65	14	14,26030	0	2	5
<i>Zygabikodinium pseudoblea</i>	10	14	14,27020	8	2	5
<i>Preperidinium meunieri</i>	8	14	14,28010	8	2	5
Dinophyceae, thecate	119	14	14,80000	0	2	0
Dinophyceae, thecate 2	71	14	14,80000	0	2	0
Dinophyceae, thecate size 5	76	14	14,80000	0	2	5
Peridiniaceae n.d.	38	14	14,80000	0	2	
<i>Diplopsalis</i> group	54	14	14,81000	8	2	0
<i>Diplopsalis</i> group size 5	29	14	14,81000	8	2	5
<i>Scrippsiella</i> group	6	14	14,81000	0	2	
<i>Peridinium</i> spec./ <i>Protoperidinium</i> spec./blasenf. Zellen	88	14	14,82000	0	2	0
<i>Dinophysis</i> sp.	16	15	15,01000	7	2	0
<i>Dinophysis acuminata</i>	448	15	15,01010	7	2	5
<i>Dinophysis acuta</i>	84	15	15,01020	7	2	6
<i>Dinophysis arctica</i>	2	15	15,01030	7	2	5
<i>Dinophysis baltica</i>	37	15	15,01040	7	2	5
<i>Dinophysis dens</i>	2	15	15,01050	7	2	5
<i>Dinophysis hastata</i>	2	15	15,01060	8	2	6
<i>Dinophysis norvegica</i>	356	15	15,01070	7	2	6
<i>Dinophysis ovum</i>	1	15	15,01080	7	2	6
<i>Dinophysis rotundata</i>	97	15	15,01090	8	2	5
<i>Dissodinium pseudolunula</i>	3	15	15,02010	0	1	6
<i>Mesoporos perforatus</i>	1	15	15,05010	0	2	4
<i>Prorocentrum</i> sp.	12	15	15,06000	0	2	0
<i>Prorocentrum balticum</i>	140	15	15,06010	0	2	4
<i>Prorocentrum compressum</i>	5	15	15,06020	0	2	4
<i>Prorocentrum micans</i>	244	15	15,06050	0	2	5
<i>Prorocentrum minimum</i>	313	15	15,06060	0	2	4
<i>Prorocentrum triestinum</i>	3	15	15,06070	0	2	5
Dinophyceae	280	15	15,80000	0	2	0
Dinophyceae cyst	70	15	15,81000	0	2	0
<i>Colacium</i> sp.	2	16	16,01000	5	2	0
<i>Colacium vesiculosum</i>	2	16	16,01010	5	2	5
<i>Euglena proxima</i>	3	16	16,02000	5	2	6
<i>Euglena acus</i>	7	16	16,02010	5	2	6
<i>Euglena</i> sp.	35	16	16,02030	5	2	0
<i>Euglena viridis</i>	3	16	16,02040	0	2	6
<i>Euglena sanguinea</i>	2	16	16,02050	5	2	6
<i>Eutreptia</i> sp.	56	16	16,03000	0	2	0
<i>Eutreptia lanowii</i>	48	16	16,03010	0	2	5
<i>Eutreptia viridis</i>	13	16	16,03030	0	2	5
<i>Eutreptiella</i> sp.	710	16	16,04000	0	2	5
<i>Eutreptiella braarudii</i>	7	16	16,04010	0	2	5
<i>Eutreptiella gymnastica</i>	19	16	16,04030	0	2	5
<i>Phacus</i> sp.	50	16	16,05000	5	2	0
<i>Phacus longicauda</i>	2	16	16,05010	5	2	5
<i>Phacus pyrum</i>	2	16	16,05030	5	2	6
<i>Pseudoperanema trichophorum</i>	17	16	16,06010	8	2	0
<i>Trachelomonas</i> sp.	53	16	16,07000	5	2	0
<i>Trachelomonas hispida</i>	4	16	16,07010	5	2	5
<i>Trachelomonas volvocina</i>	4	16	16,07040	5	2	4
Euglenophyceae	21	16	16,90000	5	2	0
<i>Eutreptia/Eutreptiella</i>	1	16	16,91000	0	2	5
<i>Actinastrum</i> sp.	5	17	17,01000	0	6	0
<i>Actinastrum hantzschii</i>	75	17	17,01010	5	6	4

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Ankistrodesmus sp.	35	17	17,02000	5	6	5
Ankistrodesmus falcatus	36	17	17,02020	5	6	5
Ankistrodesmus fusiformis	10	17	17,02030	5	6	5
Ankistrodesmus gracilis	13	17	17,02040	5	6	5
Ankistrodesmus Mittlgarkovae	1	17	17,02050	5	6	5
Ankyra lanceolata	2	17	17,03020	5	1	6
Botryococcus braunii	26	17	17,04010	5	8	3
Carteria sp.	104	17	17,05030	0	2	4
Characium sp.	1	17	17,06000	0	1	0
Chlamydocapsa sp.	21	17	17,07000	0	8	4
Chlamydomonas sp.	157	17	17,08000	0	2	3
Chlorella vulgaris	1	17	17,09010	5	1	3
Chlorogonium sp.	1	17	17,10000	0	2	6
Coccomyxa sp	13	17	17,12000	5	1	0
Choricystis coccoides	1	17	17,12010	5	1	1
Coelastrum astroideum	1	17	17,13010	5	6	4
Coelastrum cambricum	2	17	17,13020	5	6	4
Coelastrum microporum	129	17	17,13030	5	6	3
Coelastrum reticulatum	2	17	17,13040	5	6	3
Coelastrum sphaericum	6	17	17,13060	5	6	4
Crucigenia sp.	21	17	17,16000	5	6	3
Crucigenia fenestrata	5	17	17,16010	5	6	3
Crucigenia quadrata	90	17	17,16030	5	6	3
Crucigenia tetrapedia	40	17	17,16050	5	6	3
Crucigeniella sp.	6	17	17,17000	5	6	3
Crucigeniella rectangularis	22	17	17,17030	5	6	3
Dactylosphaerium jurisii	35	17	17,18010	5	8	2
Dictyosphaerium sp.	5	17	17,19000	0	8	3
Dictyosphaerium ehrenbergianum	49	17	17,19010	5	8	3
Dictyosphaerium elegans	1	17	17,19020	5	8	3
Dictyosphaerium pulchellum	175	17	17,19030	0	8	3
Dictyosphaerium subsolitarium	1	17	17,19050	0	8	2
Didymocystis sp.	3	17	17,20000	0	6	3
Dimorphococcus lunatus	1	17	17,21010	5	6	4
Eudorina sp.	1	17	17,23000	5	8	4
Eudorina elegans	16	17	17,23010	5	8	4
Golenkinia radiata	27	17	17,27010	5	4	4
Gonium pectorale	1	17	17,28010	0	8	4
Gonium sociale	4	17	17,28020	0	8	4
Kirchneriella sp.	35	17	17,30000	5	8	3
Kirchneriella contorta	12	17	17,30010	5	8	4
Kirchneriella irregularis	15	17	17,30020	5	8	3
Kirchneriella lunaris	40	17	17,30040	5	8	3
Kirchneriella obesa	34	17	17,30060	5	8	3
Lagerheimia sp.	2	17	17,32000	5	4	0
Lagerheimia chodatii	1	17	17,32010	5	4	3
Lagerheimia ciliata	23	17	17,32020	5	4	4
Lagerheimia citriformis	9	17	17,32030	5	4	4
Lagerheimia genevensis	55	17	17,32040	5	4	3
Lagerheimia longiseta	1	17	17,32050	5	4	3
Lagerheimia quadriseta	1	17	17,32070	5	4	3
Lagerheimia subsalsa	10	17	17,32090	5	4	3
Lagerheimia wratislaviensis	5	17	17,32100	5	4	3
Micractinium sp.	6	17	17,33000	5	6	3
Micractinium pusillum	59	17	17,33010	5	6	3
Monoraphidium sp.	21	17	17,34000	0	1	0
Monoraphidium arcuatum	2	17	17,34010	5	1	6
Monoraphidium contortum	883	17	17,34030	0	1	4

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Monoraphidium convolutum	120	17	17,34040	5	1	4
Monoraphidium dybowskii	2	17	17,34050	5	1	3
Monoraphidium griffithii	50	17	17,34060	5	1	6
Monoraphidium irregulare	1	17	17,34070	5	1	6
Monoraphidium Mittlgarkovae	67	17	17,34080	5	1	6
Monoraphidium minutum	44	17	17,34090	5	1	4
Monoraphidium mirabile	30	17	17,34100	0	1	6
Nephrochlamys sp.	2	17	17,36000	5	8	3
Oocystis sp.	309	17	17,38000	0	8	0
Oocystis borgei	163	17	17,38010	0	8	4
Oocystis elliptica	3	17	17,38030	5	8	4
Oocystis lacustris	165	17	17,38040	0	8	3
Oocystis marssonii	1	17	17,38050	5	8	4
Oocystis parva	10	17	17,38060	5	8	3
Oocystis pelagica	10	17	17,38070	0	8	4
Oocystis rhomboidea	5	17	17,38080	5	8	3
Oocystis solitaria	43	17	17,38090	5	8	4
Oocystis submarina	255	17	17,38110	0	8	4
Pandorina morum	37	17	17,39000	5	8	4
Paulschulzia tenera	1	17	17,40020	0	8	3
Pediastrum angulosum	8	17	17,41010	5	6	5
Pediastrum biradiatum	3	17	17,41020	5	6	4
Pediastrum boryanum	216	17	17,41030	5	6	4
Pediastrum duplex	98	17	17,41050	5	6	4
Pediastrum hexapodum	6	17	17,41060	5	6	0
Pediastrum integrum	2	17	17,41070	5	6	4
Pediastrum kawraiskyi	1	17	17,41080	5	6	5
Pediastrum simplex	1	17	17,41100	5	6	4
Pediastrum sp.	34	17	17,41110	5	6	0
Pediastrum tetras	28	17	17,41120	5	6	4
Phacotus lenticularis	1	17	17,41130	5	2	4
Planktonema sp.	15	17	17,42000	0	5	3
Planktonema lauterbornii	436	17	17,42010	0	5	3
Polytoma sp.	2	17	17,44000	0	2	0
Pseudosphaerocystis lacustris	7	17	17,45010	5	8	3
Pteromonas angulosa	3	17	17,46010	5	2	4
Scenedesmus sp.	397	17	17,49000	5	6	4
Scenedesmus aculeolatus	1	17	17,49010	0	6	4
Scenedesmus acuminatus	117	17	17,49020	5	6	5
Scenedesmus acutus	86	17	17,49040	5	6	4
Scenedesmus apiculatus	1	17	17,49050	5	6	4
Scenedesmus arcuatus	6	17	17,49060	5	6	4
Scenedesmus armatus	105	17	17,49070	5	6	4
Scenedesmus bicaudatus	23	17	17,49080	5	6	4
Scenedesmus bicellularis	6	17	17,49090	5	6	4
Scenedesmus acutiformis	3	17	17,49100	5	6	4
Scenedesmus brevispina	1	17	17,49120	5	6	4
Scenedesmus carinatus	2	17	17,49130	5	6	4
Scenedesmus communis	179	17	17,49150	5	6	4
Scenedesmus denticulatus	32	17	17,49170	5	6	4
Scenedesmus disciformis	5	17	17,49190	5	6	4
Scenedesmus ellipsoideus	1	17	17,49220	5	6	4
Scenedesmus ellipticus	32	17	17,49230	0	6	4
Scenedesmus falcatus	2	17	17,49240	5	6	5
Scenedesmus granulatus	3	17	17,49260	5	6	4
Scenedesmus gutwinskii	1	17	17,49270	5	6	3
Scenedesmus insignis	1	17	17,49290	5	6	4
Scenedesmus intermedius	42	17	17,49300	5	6	3

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Scenedesmus lefevrii	3	17	17,49310	5	6	4
Scenedesmus obliquus	15	17	17,49350	5	6	4
Scenedesmus obtusus	5	17	17,49360	5	6	4
Scenedesmus opoliensis	66	17	17,49370	5	6	4
Scenedesmus opoliensis v. carinatus	11	17	17,49380	5	6	4
Scenedesmus protuberans	1	17	17,49410	5	6	4
Scenedesmus sempervirens	50	17	17,49430	5	6	4
Scenedesmus serratus	11	17	17,49440	5	6	4
Scenedesmus sooi	11	17	17,49450	5	6	4
Scenedesmus spicatus	1	17	17,49470	5	6	4
Scenedesmus spinosus	23	17	17,49480	5	6	4
Scenedesmus subspicatus	4	17	17,49490	5	6	4
Schroederia setigera	37	17	17,50010	5	1	6
Selenastrum sp.	1	17	17,51000	5	6	0
Selenastrum gracile	1	17	17,51010	5	6	5
Siderocelis ornata	5	17	17,52010	5	1	3
Sphaerocystis sp.	2	17	17,54000	5	8	0
Sphaerocystis schroeteri	13	17	17,54020	5	8	3
Tetraedron caudatum	23	17	17,55010	5	1	4
Tetraedron incus	5	17	17,55040	5	1	4
Tetraedron minimum	131	17	17,55050	0	1	3
Tetraedron sp.	11	17	17,55070	5	1	0
Tetraedron triangulare	1	17	17,55080	5	1	3
Tetrastrum sp.	14	17	17,56000	0	6	2
Tetrastrum staurogeniaeforme	156	17	17,56030	0	6	2
Tetrastrum triangulare	76	17	17,56040	0	6	2
Treubaria setigera	2	17	17,57010	5	4	4
Treubaria triappendiculata	20	17	17,57020	5	4	4
Trochiscia sp.	1	17	17,58000	0	1	0
Geminella	1	17	17,70000	0	5	0
Volvocales	30	17	17,90000	0	2	0
Chlorococcales	25	17	17,92000	0	1	0
Chlorococcales size 2	11	17	17,92000	0	6	2
Chlorophyceae n.d.	15	17	17,94000	0	0	0
Palmella-Stadien	20	17	17,95000	0	8	0
Mantoniella sp.	1	18	18,03000	0	2	0
Mantoniella squamata	15	18	18,03010	0	2	2
Micromonas sp.	22	18	18,04000	0	2	0
Micromonas pusilla	15	18	18,04010	0	2	1
Nephroselmis sp.	8	18	18,05000	0	2	0
Nephroselmis minuta	13	18	18,05010	0	2	2
Nephroselmis pyriformis	6	18	18,05020	0	2	3
Pachysphaera sp.	7	18	18,06000	0	2	0
Pedinomonas sp.	2	18	18,07000	0	2	0
Pseudoscourfieldia marina	10	18	18,08010	0	2	2
Pyramidomonas sp.	21	18	18,10000	0	2	0
Pyramimonas cf. adriatica	93	18	18,11000	0	2	3
Pyramimonas cf. virginica	7	18	18,11000	0	2	2
Pyramimonas sp.	658	18	18,11000	0	2	0
Pyramimonas orientalis	3	18	18,11030	0	2	3
Pyramimonas virginica	36	18	18,11050	0	2	2
Scourfieldia sp.	1	18	18,12000	0	2	0
Tetraselmis sp.	2	18	18,13000	0	2	0
Tetraselmis cordiformis	56	18	18,13010	0	2	4
Prasinophyceae	91	18	18,90000	0	2	0
Pyramimonas/Tetraselmis sp.	16	18	18,92000	0	2	0
Elakatothrix sp.	2	19	19,01000	0	8	0
Elakatothrix biplex	2	19	19,01010	0	8	0

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Elakatothrix gelatinosa	20	19	19,01020	0	8	4
Elakatothrix genevensis	2	19	19,01030	0	8	5
Koliella sp.	2	19	19,02000	5	1	0
Koliella longiseta	16	19	19,02010	5	1	6
Koliella spiculiformis	10	19	19,02040	5	1	6
Koliella spiralis	1	19	19,02050	5	1	5
Stichococcus sp.	2	19	19,03000	0	5	0
Closterium sp.	50	20	20,01000	5	1	6
Closterium aciculare	31	20	20,01020	5	1	6
Closterium acutum v. variabile	18	20	20,01030	5	1	6
Closterium gracile	3	20	20,01050	5	1	6
Closterium acutum	9	20	20,01080	5	1	6
Closterium pronum	15	20	20,01100	5	1	6
Cosmarium sp.	11	20	20,02000	5	1	0
Cosmarium bioculatum	1	20	20,02010	5	1	4
Cosmarium humile	10	20	20,02040	5	1	4
Mougeotia sp.	23	20	20,03000	5	5	5
Staurastrum sp.	21	20	20,06000	5	4	5
Staurastrum gracile	1	20	20,06020	5	4	5
Staurastrum paradoxum	3	20	20,06040	5	4	5
Calliacantha sp.	11	21	21,02000	8	2	0
Diaphanoeca sp.	6	21	21,04000	8	2	0
Diaphanoeca grandis	5	21	21,04010	8	2	5
Diaphanoeca sphaerica	1	21	21,04040	8	2	4
Monosiga sp.	14	21	21,05000	8	2	0
Parvicorbicula socialis	14	21	21,06010	8	2	3
Salpingoeca sp.	51	21	21,07000	8	2	0
Salpingoeca frequentissima	1	21	21,07010	8	2	3
Craspedophyceae	314	21	21,90000	8	2	0
Monosigales	20	21	21,91000	8	2	0
Bodo sp.	32	22	22,01000	8	2	4
Ebria sp.	7	22	22,02000	8	2	5
Ebria tripartita	614	22	22,02010	8	2	5
Leucocryptos sp.	86	22	22,04000	8	2	4
Bodo marina	23	22	22,04010	8	2	3
Leucocryptos marina	50	22	22,04010	8	2	4
Leucocryptos remigera	55	22	22,04020	8	2	4
Pseudobodo sp.	2	22	22,06000	8	2	0
Telonema sp.	18	22	22,07000	8	2	3
Telonema subtile	26	22	22,07010	8	2	3
Katablepharis sp.	58	22	22,08000	8	2	0
Katablepharis ovalis	71	22	22,08010	8	2	3
Flagellata	419	23	23,01000	0	2	0
Mesodinium sp.	51	23	23,01000	8	3	0
Mesodinium rubrum	649	23	23,01010	8	3	5
Mesodinium velox	14	23	23,01020	8	3	0
Ciliata, n.d.	125	23	23,90000	8	3	0
Flagellata autotrophic	302	24	24,01000	0	2	0
Flagellata heterotrophic	40	24	24,01000	8	2	0
Unidentified flagellates	306	24	24,01000	0	2	0
Unidentified flagellates morph 0; size 3	110	24	24,01000	0	0	3
Unidentified flagellates size 3	172	24	24,01000	0	2	3
Unidentified flagellates size 4	80	24	24,01000	0	2	4
all other unidentified	50	24	24,50000	0	0	0
all other unidentified size 1	62	24	24,50000	0	0	1
all other unidentified size 2	104	24	24,50000	0	0	2
all other unidentified size 3	85	24	24,50000	0	0	3
all other unidentified size 4	13	24	24,50000	0	0	4

Species	Anzahl der Messung	Taxonomische Gruppe	Taxonomischer Code	Funkt. Gruppe	Morpholog. Code	Größen Code
Dissodinium ???	5	24	24,50000	8	0	0
Aphanocapsa sp	1	1				
Cryptophyceae. unbest.	69	12				
Gloeocystis sp.	5	17				
Gonyaulax grindleyi	24	14				
Gyrodinium calyptroglyphe	4	13				
Gyrodinium resplendens	1	13				
Leucocryptos marina	77					
Nanoplankton. unbest.	60	24				
Oedogonium sp.	2					
Peridinales. unbest.	79	15				
Picoplankton. unbest.	36	24				
Pyrophacus horologicum	1	15				
Scenedesmus ecornis	1	17				
Scenedesmus quadricauda	17	17				
Ultrananoplankton	112	24				
Unidentified	1	24				
Unidentified1	74	24				
Unidentified2	68	24				
Zygabikodinium lenticulatum	7					

Anhang A-6: Baltic Phytoplankton Database: Codierungsschlüssel der Phytoplankton-Arten (Quelle: CHARM)

Taxonomic class code			
Cyanophyta (Cyanobacteria)	Nostocophyceae (Cyanophyceae)	1	
Prochlorophyta		2	
Glaucophyta		3	
Heterokontophyta	Diatomophyceae (Bacillariophyceae)	4	
	Chrysophyceae (incl. Synurophyceae)	5	
	Xanthophyceae (Tribophyceae)	6	
	Dictyochophyceae	7	
	Sarcinochrysidophyceae	8	
	Eustigmatophyceae	9	
	Raphidophyceae	10	
	Haptophyta	Prymnesiophyceae	11
	Cryptophyta	Cryptophyceae	12
	Dinophyta	Gymnodiniales	13
Peridinales		14	
other Dinophyceae		15	
Euglenophyta	Euglenophyceae	16	
Chlorophyta	Chlorophyceae	17	
	Prasinophyceae	18	
	Klebsormidiophyceae	19	
	Zygnematophyceae (Conjugatophyceae)	20	
	Craspedophyceae (Choanoflagellida)	21	
Zoomastigophora	Kinetoplastidea (and Ebridea !)	22	
Ciliophora		23	
Others	others	24	
Algal groups which are not expected in the phytoplankton samples:			
Rhodophyta	Parmophyceae	26	
Heterokontophyta	Oomycetes	27	
Chlorarachniophyta		28	
Chlorophyta	Ulvophyceae	29	
	Cladophorophyceae	30	
	Bryopsidophyceae	31	
	Trentepoliophyceae	32	
	Charophyceae	33	

Size group code (length of a cell)	
<2µm	1
2-5µm	2
5-10µm	3
10-20µm	4
20-50µm	5
>50µm	6
all other undefined or not described	0

Morphological code	
single coccoid cells	1
flagellates	2
ciliates	3
solitary cells with spines or other processes	4
filaments or cells in chains	5
naked colonies (coenobia) without mucilage	6
large colonies with mucilage	7
small colonies with mucilage	8
undefined or not described or no idea.....	0

Functional group code	
Cyanobacteria with heterocysts	1
freshwater spring bloom	3
marine/brackish spring bloom	4
freshwater species	5
autumn bloom	6
mixotrophic	7
heterotrophic	8
other (undefined or not described or no idea.....)	0

Anhang A-7: Taxonomischer Code und untersuchte Artengruppen (Quelle: CHARM)

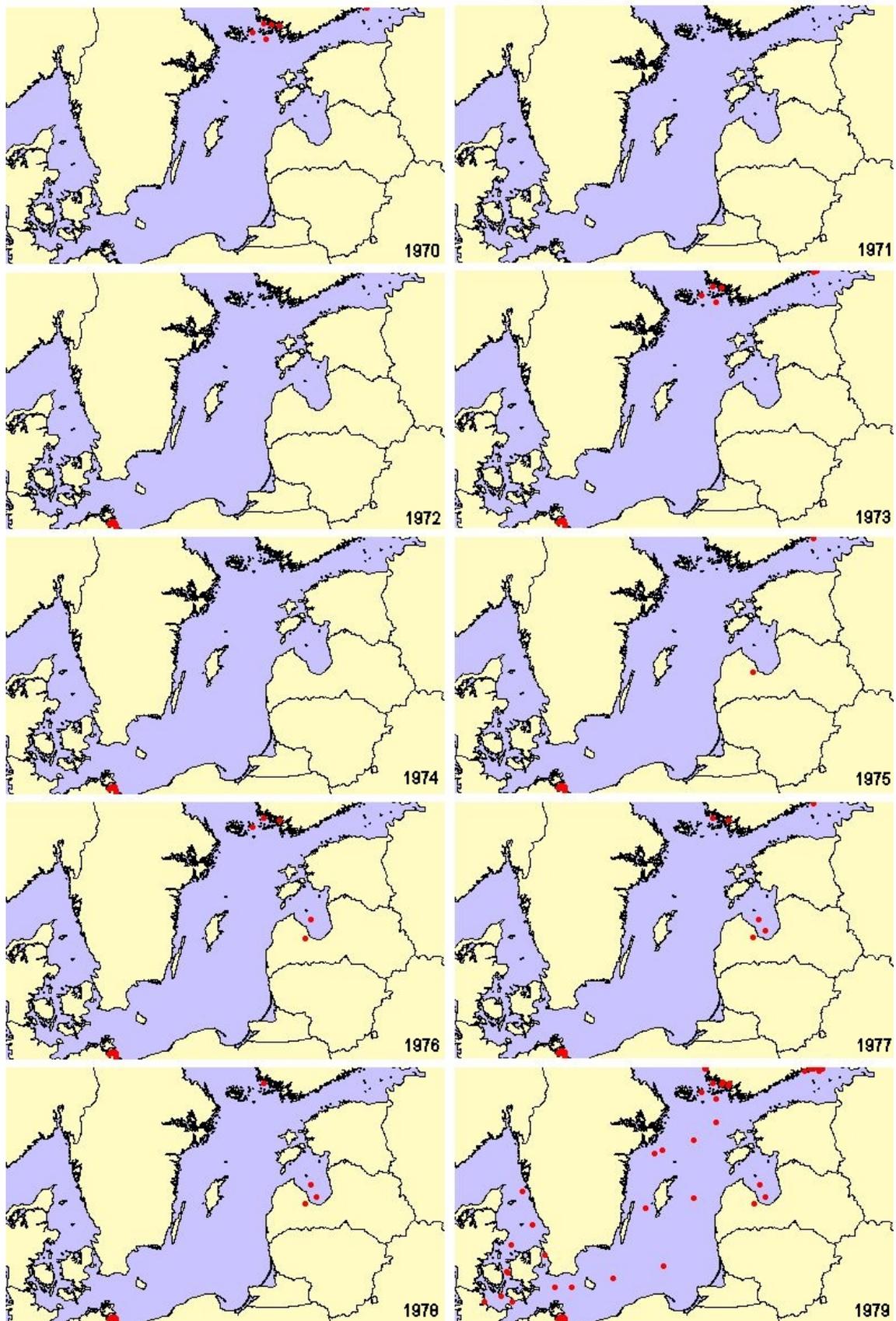
Taxonomische Gruppe		Artengruppe	Taxonomische Gruppe		Artengruppe
0	HETEROTR		14	DINPHYCE	Flagellaten
1	NOSTOCOP	Cyanophyta	15	DINPHYCE	Flagellaten
4	DIATOMOP	Diatomeen	16	EUGLENOP	Flagellaten
5	CHRYPHYC	Flagellaten	17	CHLORYCE	
6	XANTHOPH		18	PRASINOP	Flagellaten
7	CHRYPHYC	Flagellaten	19	CHLORYCE	
9	EUSTIGMA		20	CHLORYCE	
10			21	CHOANOFL	
11	PRYPHYC	Flagellaten	22	KINETOPL	
12	CRYPTOPH	Flagellaten	23	CILIOPHO	
13	DINPHYCE	Flagellaten	24	OTHERS	

Anhang A-8: Cyanobakterien und Salzgehalt zur Definition der Gruppe der Frischwasser Cyanobakterien (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

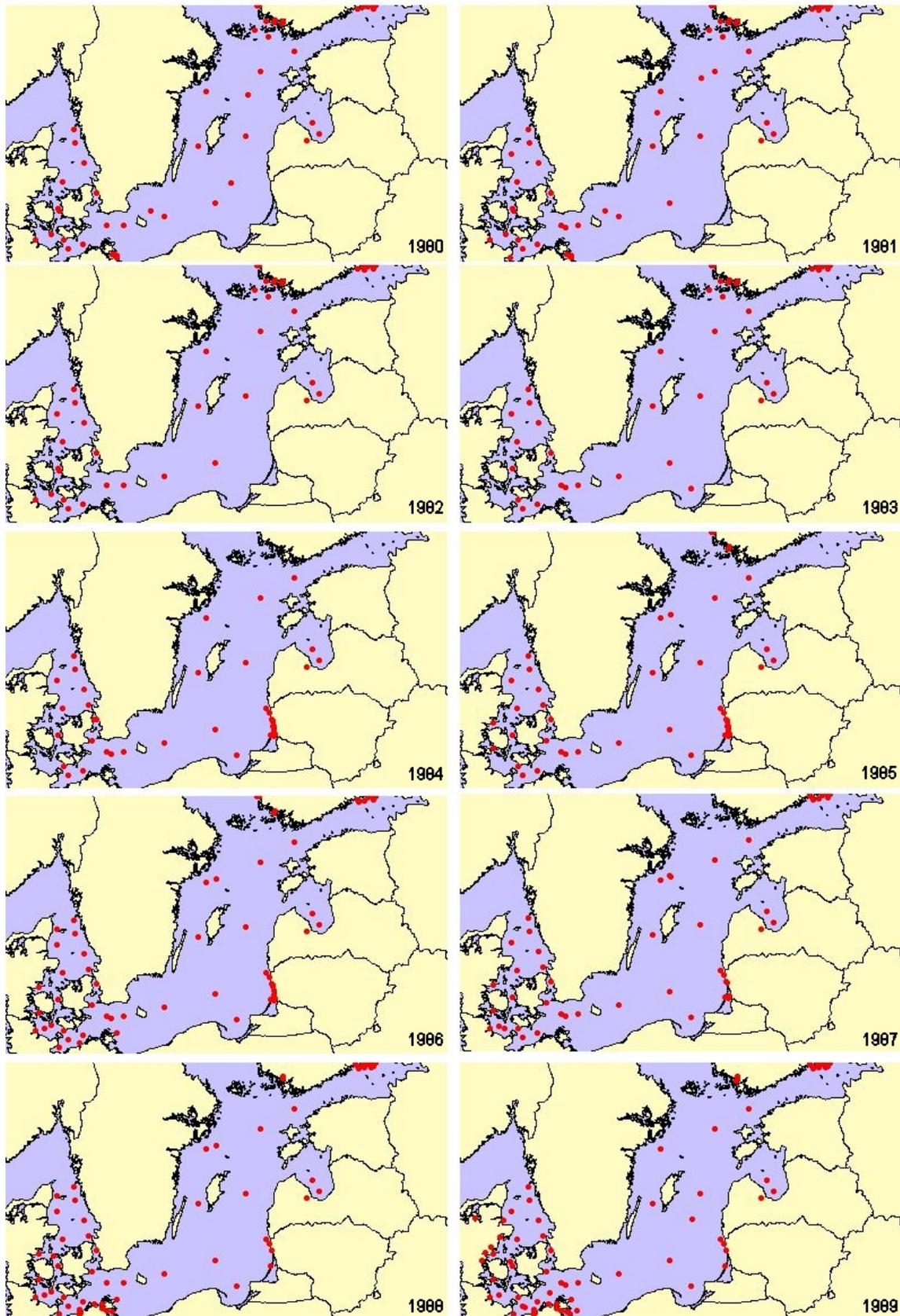
Species	Süßwasser Cyano- bakterien	Taxcode	0-3 PSU		3-5 PSU		5-7 PSU		7-10 PSU	
			Anzahl	mittlere Bio- masse	Anzahl	mittlere Bio- masse	Anzahl	mittlere Bio- masse	Anzahl	mittlere Bio- masse
Aphanocapsa sp.	X	1,01000	10	112			1	1		
Aphanocapsa delicatissima		1,01010	9	1	1	1	2	1	4	1
Aphanocapsa holsatica	X	1,01020	4	2						
Aphanocapsa incerta		1,01030	11	5					1	1
Aphanothece sp.		1,02000	5	14	1	1	2	1	8	4
Aphanothece clathrata		1,02020	12	7	1	1	3	2	1	1
Aphanothece nidulans		1,02060			1	1				
Chroococcus sp.		1,03000			1	1	1	1	1	1
Chroococcus dispersus	X	1,03030	1	2						
Chroococcus limneticus	X	1,03040	22	65	2	29			1	1
Chroococcus microscopicus		1,03050							3	1
Chroococcus minutus		1,03060	1	3			2	1		
Chroococcus turgidus	X	1,03070	7	89						
Coelomonon pusillum	X	1,04010	2	1454	2	6	9	52	7	41
Coelosphaerium sp.		1,05000					2	28		
Coelosphaerium kuetzingianum	X	1,05010	3	39			2	8	4	1
Cyanodictyon sp.		1,06000			3	8	6	4		
Cyanodictyon imperfectum		1,06010					2	1		
Cyanodictyon reticulatum		1,06030	7	4			11	3	2	1
Cyanonephron styloides		1,07010					1	130		
Gloeocapsa sp.		1,08000					1	1		
Gomphosphaeria sp.		1,09000			1	17	11	5	4	750
Gomphosphaeria aponina	X	1,09010	2	19			2	11		
Lemmermanniella sp.		1,10000			7	17	26	17		
Lemmermanniella pallida		1,10010							5	2
Lemmermanniella parva		1,10030			1	15	5	1		
Merismopedia sp.		1,11000	1	1			2	2		
Merismopedia glauca		1,11010					1	2	4	26
Merismopedia punctata	X	1,11030	8	12	4	6	34	8	48	9
Merismopedia tenuissima		1,11040	1	1	4	4	19	4	21	2
Merismopedia warmingiana		1,11050	10	6	18	12	29	36	65	27
Microcystis sp.	X	1,12000	18	5517	14	597	23	23	9	1
Microcystis aeruginosa	X	1,12010	37	757	4	217	5	20	8	1
Microcystis flos-aquae	X	1,12020	4	53						
Microcystis ichthyoblabe	X	1,12050	1	17						
Microcystis viridis	X	1,12060	19	272	1	120				
Microcystis wesenbergii	X	1,12070	18	245	2	120	2	6		
Snowella sp.		1,15000	3	1	13	6	48	5	1	1
Snowella lacustris	X	1,15020	34	21	40	17	41	30	9	1
Snowella litoralis		1,15030	1	4			1	1	2	1
Snowella septentrionalis		1,15040	16	6	1	13	13	6		
Synechococcus sp.	X	1,16000			1	23	6	30		
Woronichinia sp.	X	1,17000			5	108	14	13		
Woronichinia compacta	X	1,17010	63	113	72	56	70	128	11 5	245
Woronichinia naegeliania		1,17020	7	9	3	11	3	3	3	1
Woronichinia elorantae		1,17030					1	1		
Chroococcales	X	1,35000			1	900	20	63	18	1
Chroococcales/small colonies with mucilage		1,35000			1	1	13	2	41	1
Chroococcales/small colonies with mucilage/size1	X	1,35000	2	19	13	34	15	27		
Chroococcales/small colonies with mucilage/size2		1,35000	1	6			1	1		
GOMPHOSPHAERIOIDEAE		1,35020					20	536	22	51

Species	Süßwasser Cyano- bakterien	Taxcode	0-3 PSU		3-5 PSU		5-7 PSU		7-10 PSU	
			Anzahl	mittlere Bio- masse	Anzahl	mittlere Biomass- se	Anzahl	mittlere Biomass- se	Anzahl	mittlere Bio- masse
Anabaena cf. variabilis	X	1,40000	1	10	5	8	3	70		
Anabaena sp.	X	1,40000	4	750	3	184	17	77	6	18
Anabaena affinis	X	1,40010	1	31						
Anabaena circinalis		1,40030	1	7						
Anabaena crassa	X	1,40050	3	154						
Anabaena cylindrica		1,40060					1	12	1	120
Anabaena flos-aquae	X	1,40070	9	202			6	34	3	1
Anabaena inaequalis		1,40100					2	1	1	1
Anabaena lemmermannii	X	1,40110	3	6	17	8	4	3	1	1
Anabaena scheremetievii	X	1,40120	7	5728						
Anabaena spiroides	X	1,40140	25	490	3	279	13	7	4	1
Anabaena torulosa	X	1,40160	1	550	2	570	3	120	1	51
Anabaena variabilis	X	1,40170							1	1
Anabaena planctonica	X	1,40190	1	41						
Anabaenopsis sp.		1,41000	1	2						
Anabaenopsis elenkinii		1,41010	1	736	2	392	4	2280	19	1273
Aphanizomenon sp.	X	1,42000			11	289	15	126	7	43
Aphanizomenon 'baltica'	X	1,42010	8	88	4	177	20	11	54	51
Aphanizomenon flos-aquae	X	1,42020	68	5282	71	307	10 7	144	5	4
Aphanizomenon gracile	X	1,42030	1	37	5	10	1	1		
Aphanizomenon issatschenkoi	X	1,42040	7	53	2	36	1	73		
Nodularia spumigena		1,44030			11	44	29	70	20	355
NOSTOCALES	X	1,49000					6	11		
Achroonema sp.	X	1,50000			3	32				
Limnothrix sp.		1,51000					1	1	2	1
Limnothrix planctonica	X	1,51010	39	83	12	17	12	14	3	3
Limnothrix redekei		1,51020	22	35	4	14	5	21	9	56
Lyngbya sp.		1,52000	1	1	2	1				
Oscillatoria sp.	X	1,53000	4	71	3	5			2	1
Phormidium sp.	X	1,54000	17	230	4	119	7	6	7	1
Phormidium tenue	X	1,54040	3	15						
Planktolyngbya sp.		1,55000			1	1	11	3		
Planktolyngbya contorta		1,55010	3	11	2	1	2	1	7	1
Planktolyngbya limnetica	X	1,55020	1	1	8	2	12	4	5	1
Planktolyngbya subtilis		1,55030					1	1	13	362
Planktothrix agardhii	X	1,56010	24	288	17	56	24	174	27	29
Pseudanabaena limnetica		1,57010	35	77	15	29	37	99	24	208
Pseudanabaena mucicola		1,57020	1	1						
Romeria sp.		1,58000							4	1
Spirulina subsalsa		1,59020					1	1	2	1
Oscillatoria tenuis		1,60010					1	1		
filamentous cyanobacteria 1		1,80000	4	475	1	2250	4	975	2	300
filamentous cyanobacteria 2		1,80000	5	7610						
filamentous cyanobacteria 3		1,80000			7	24	10	14	3	2
Cyanobakteria n.d.		1,90000	6	34	9	68	20	28	50	306

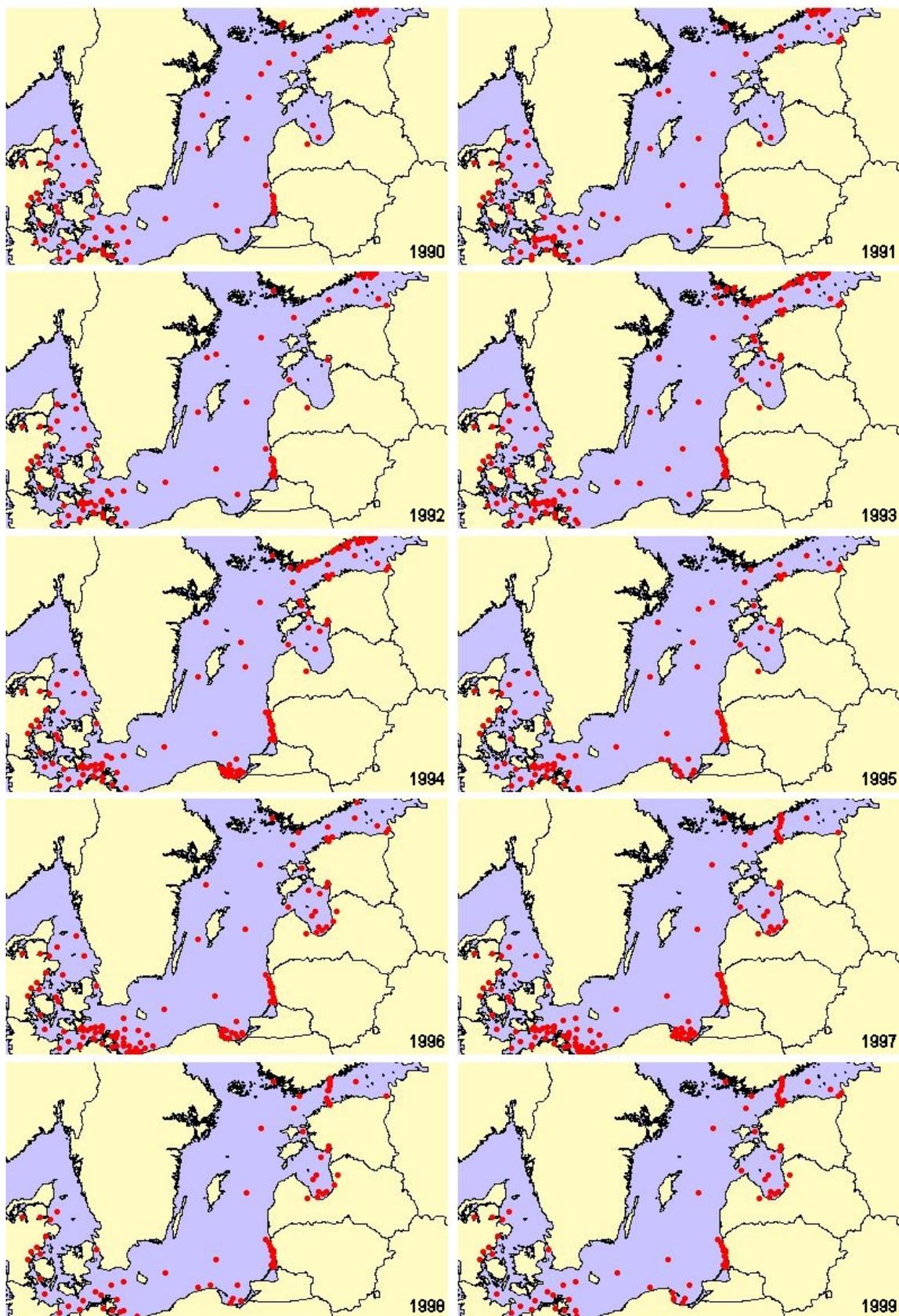
Anhang B: Karten



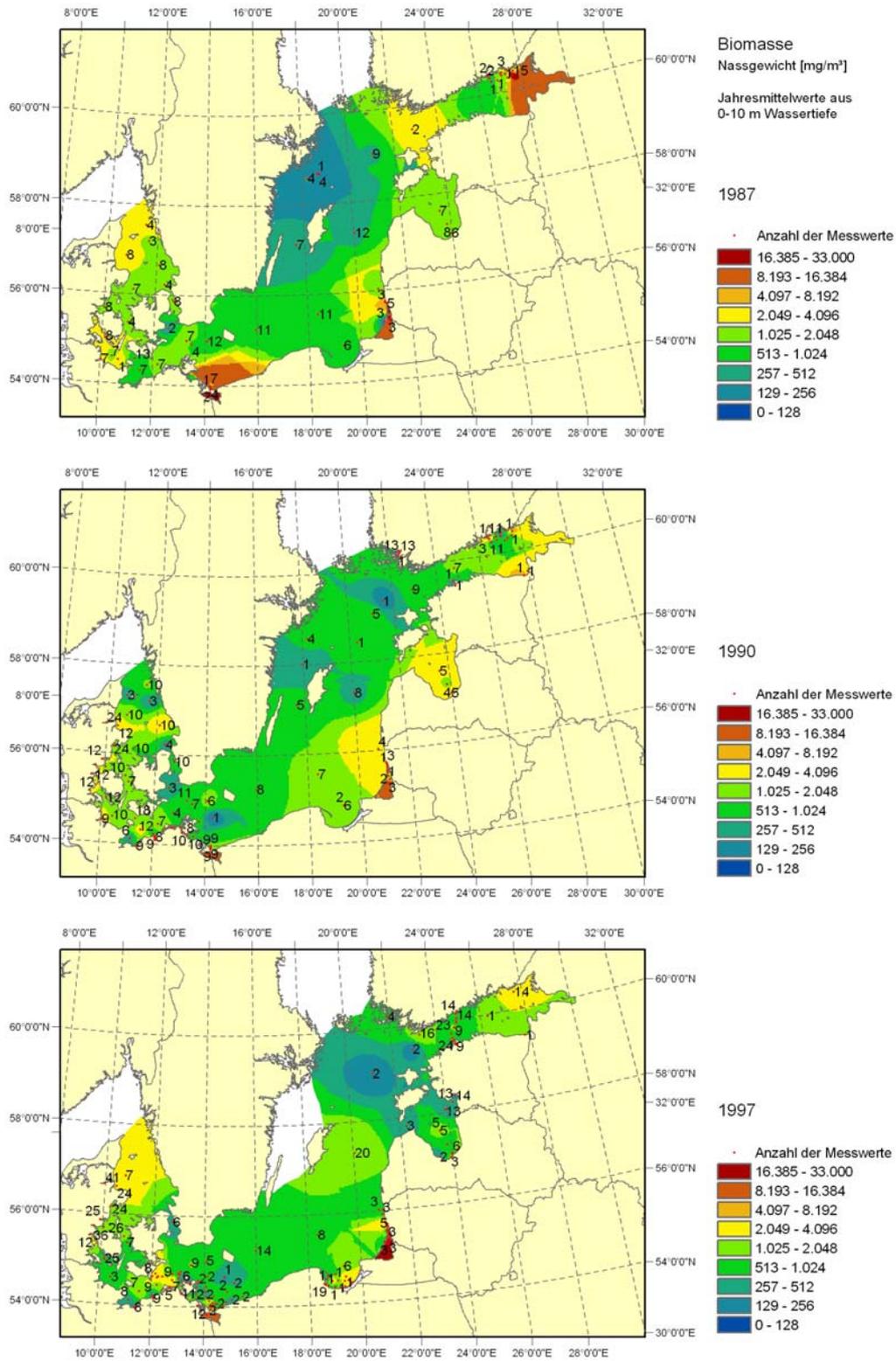
Anhang B-1: Räumliche Verteilung der Stationen in den 70-er Jahren (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



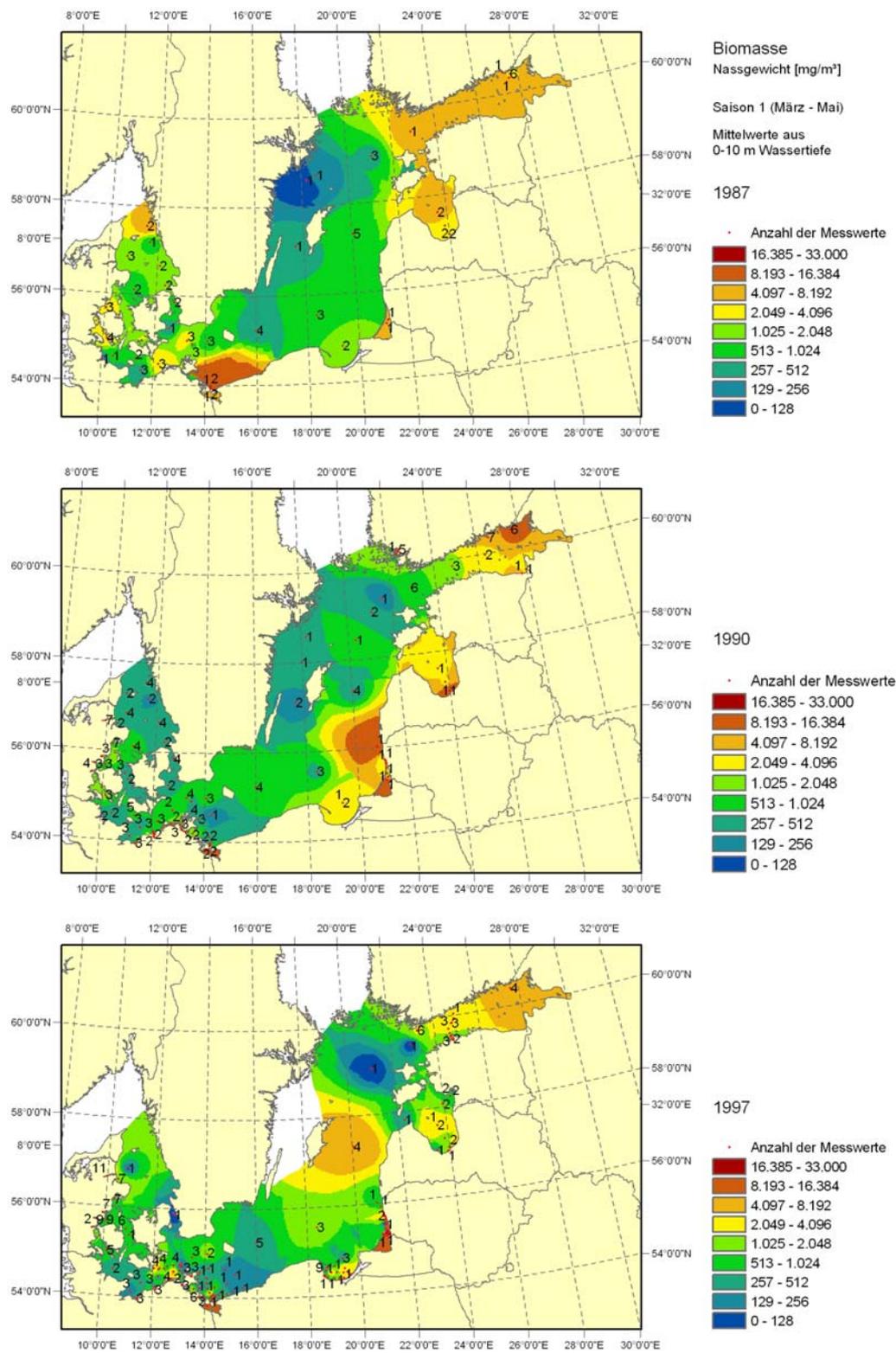
Anhang B-2: Räumliche Verteilung der Stationen in den 80-er Jahren (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



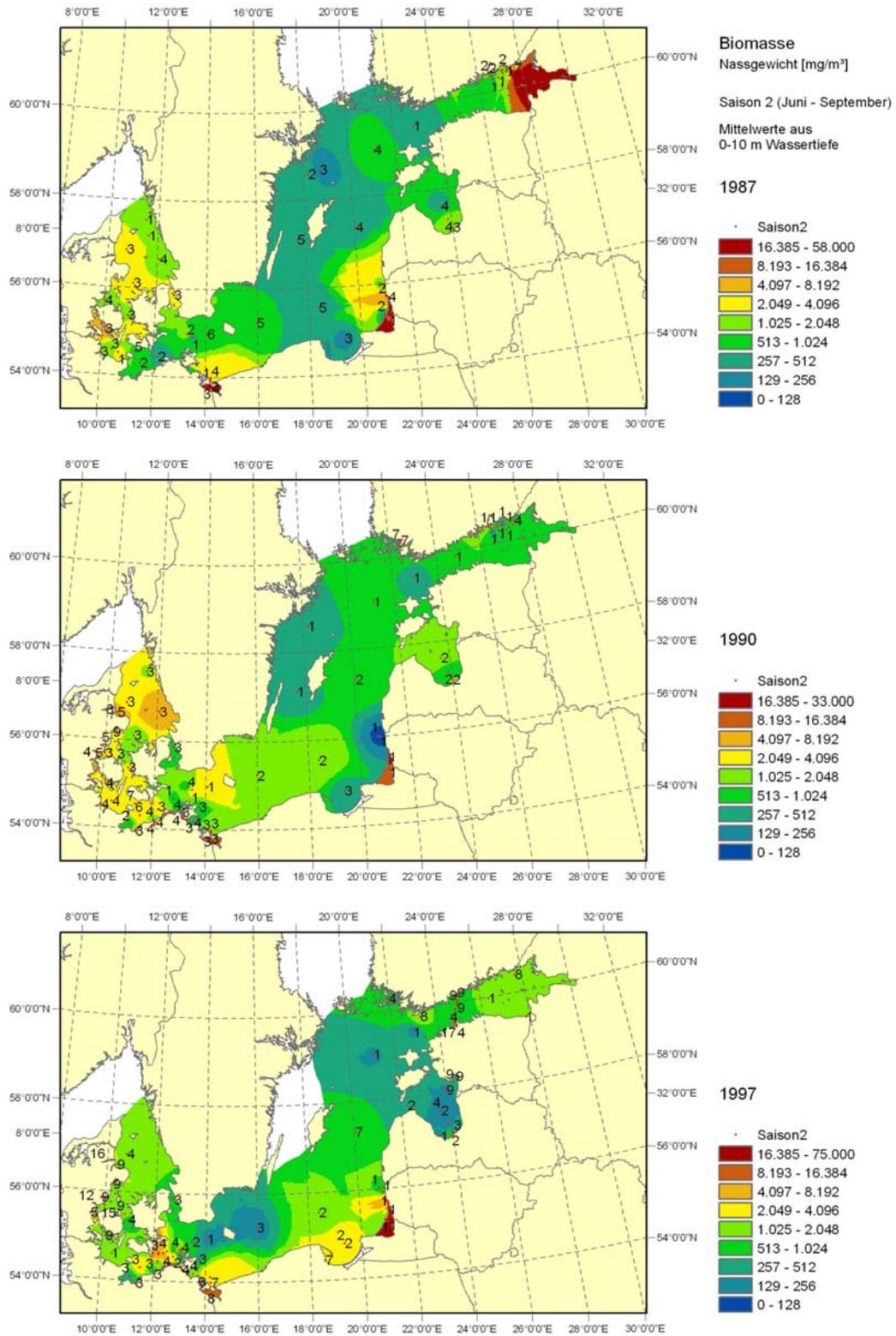
Anhang B-3: Räumliche Verteilung der Stationen in den 90-er Jahren (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



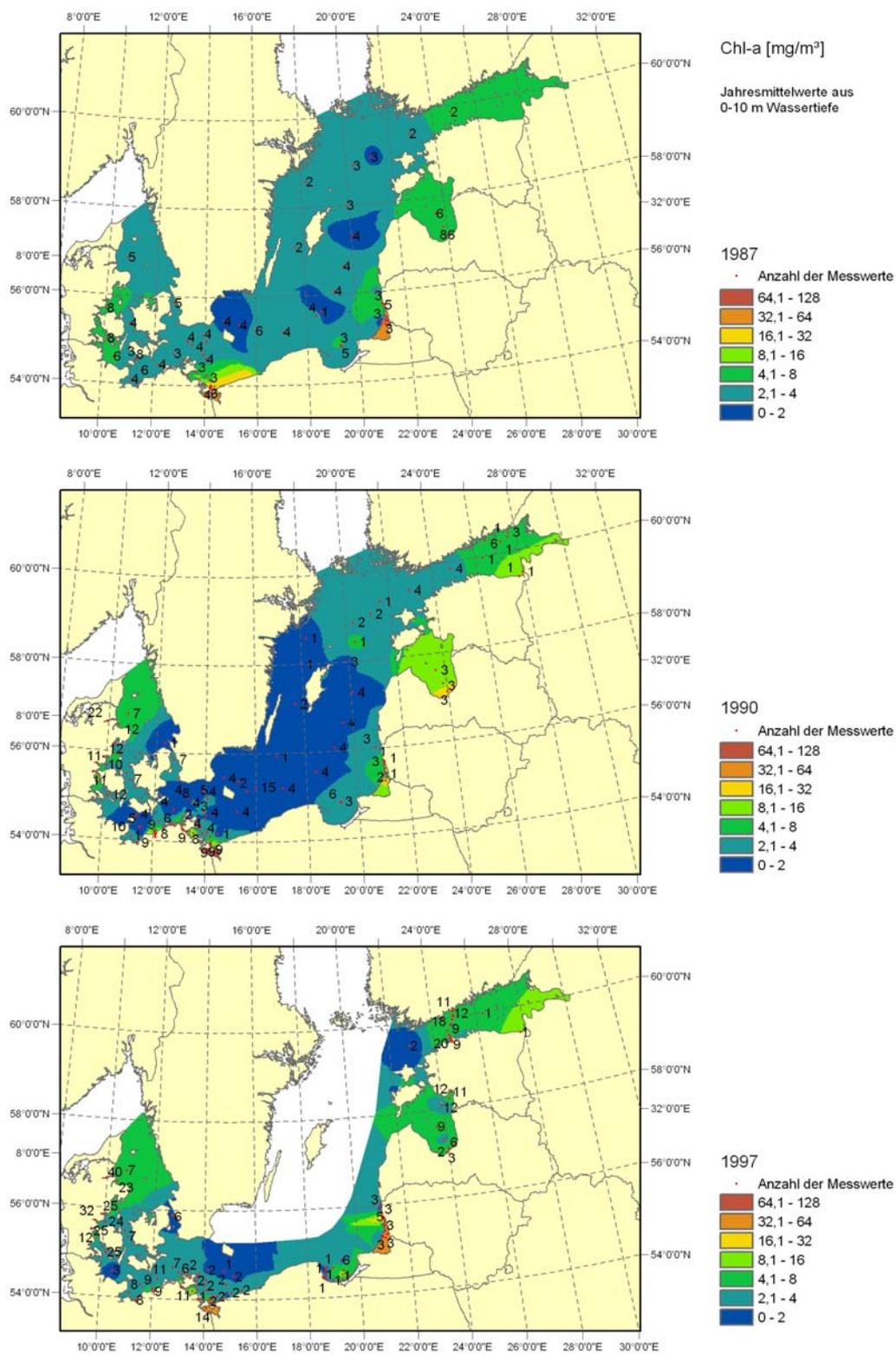
Anhang B-4: Phytoplankton - Mittlere jährliche Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



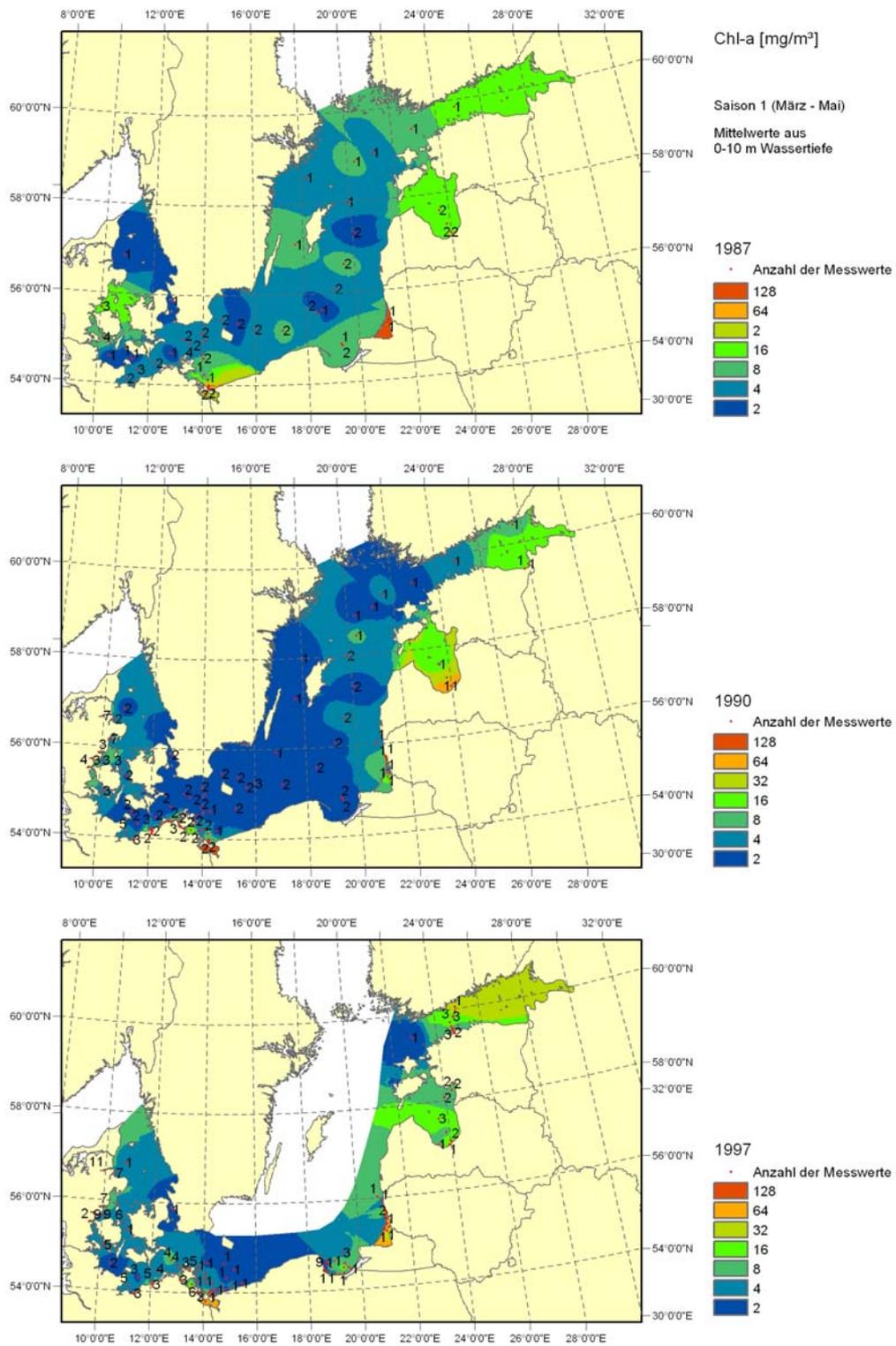
Anhang B-5: Phytoplankton - Mittlere Biomasse im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



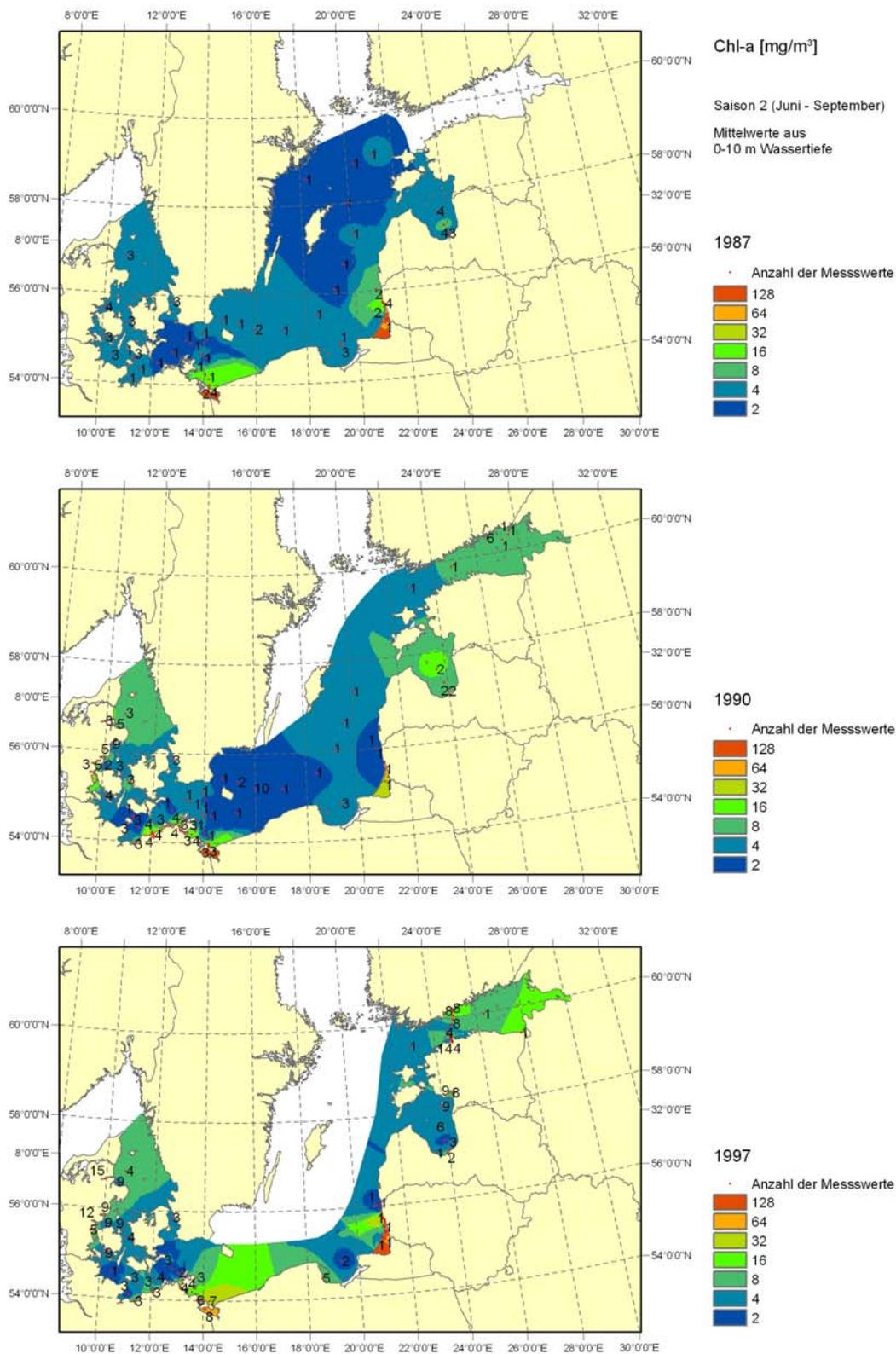
Anhang B-6: Phytoplankton - Mittlere Biomasse im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



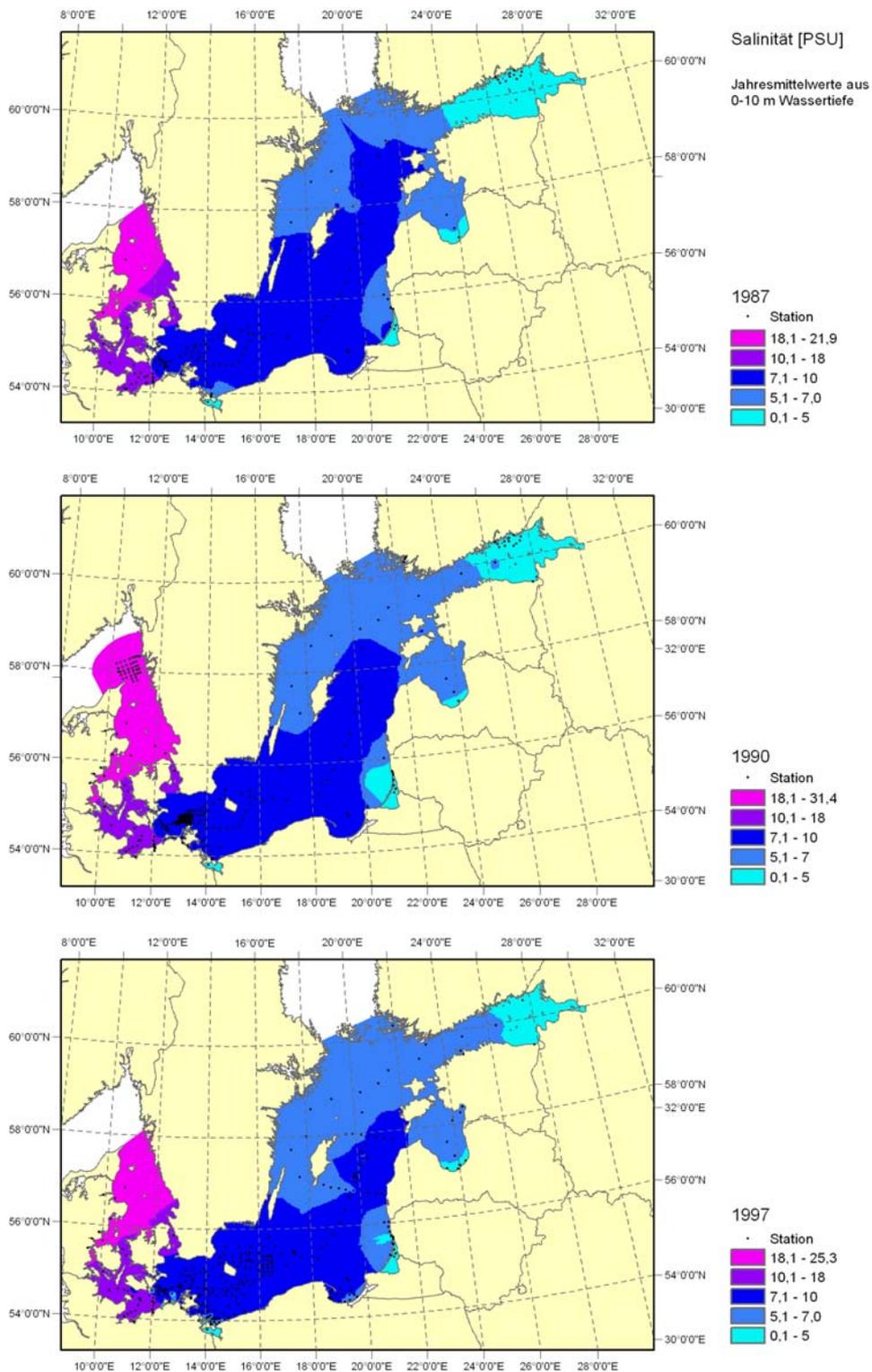
Anhang B-7: Chlorophyll-a - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



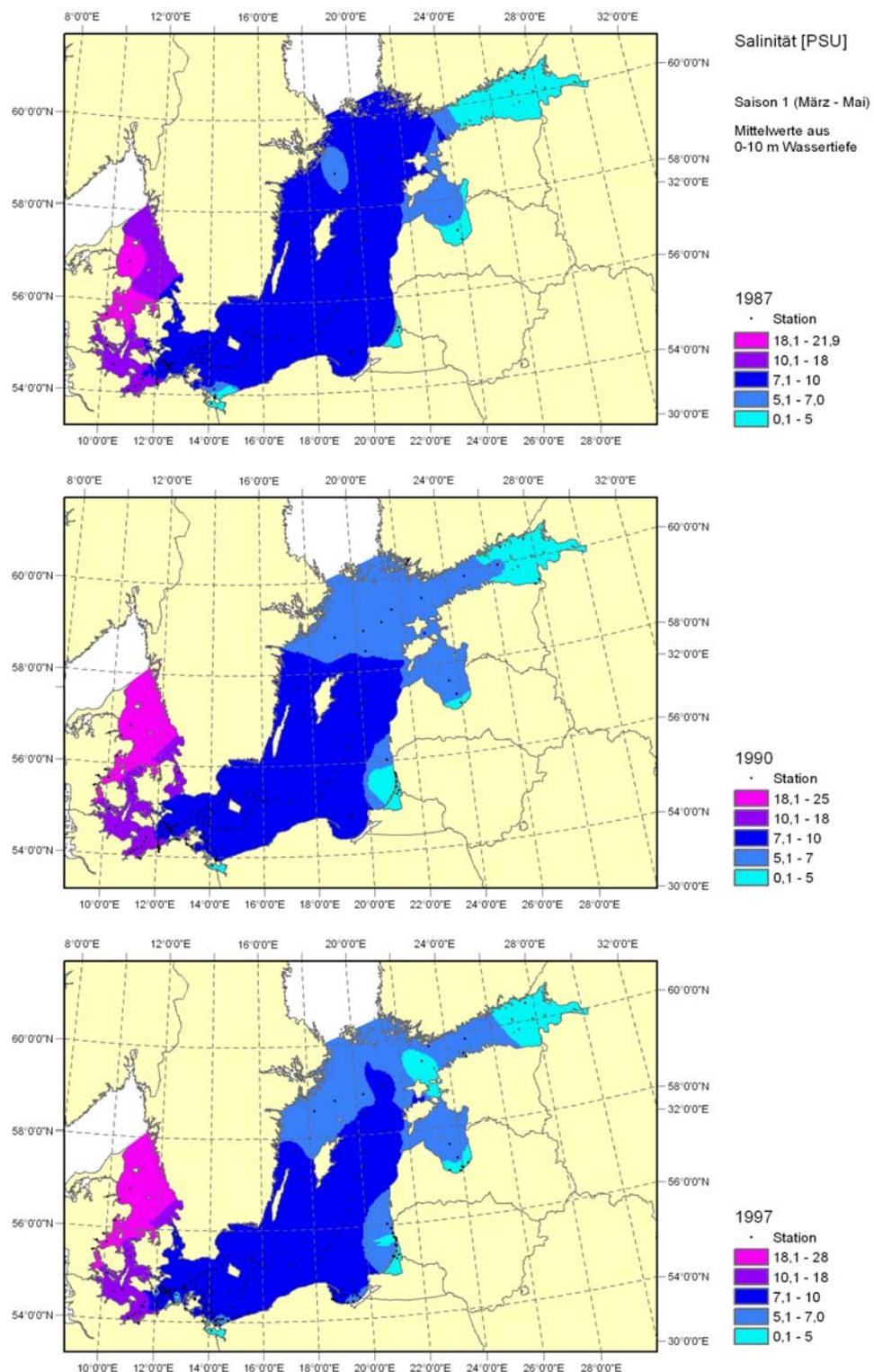
Anhang B-8: Chlorophyll-a - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



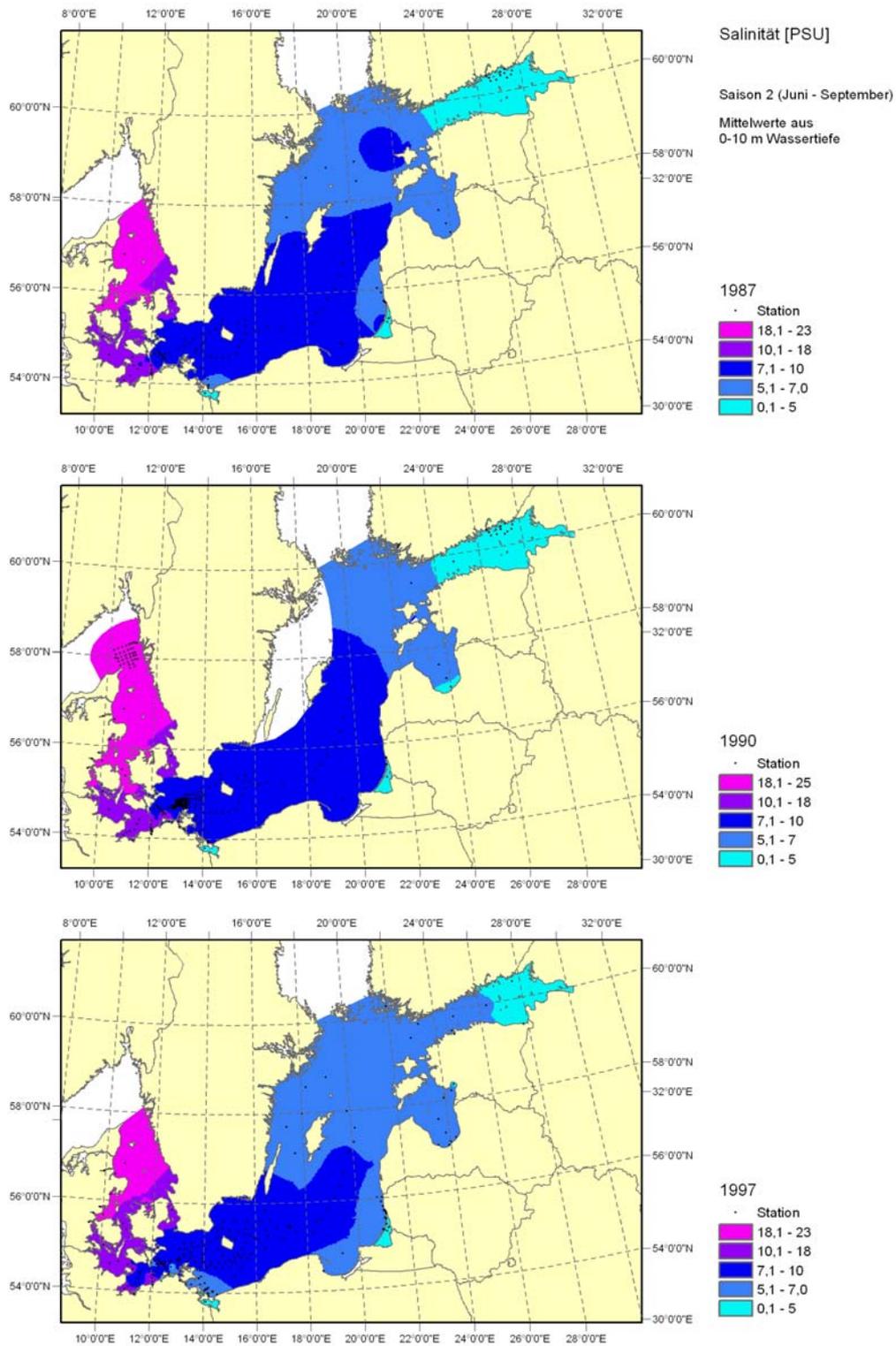
Anhang B-9: Chlorophyll-a - Mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



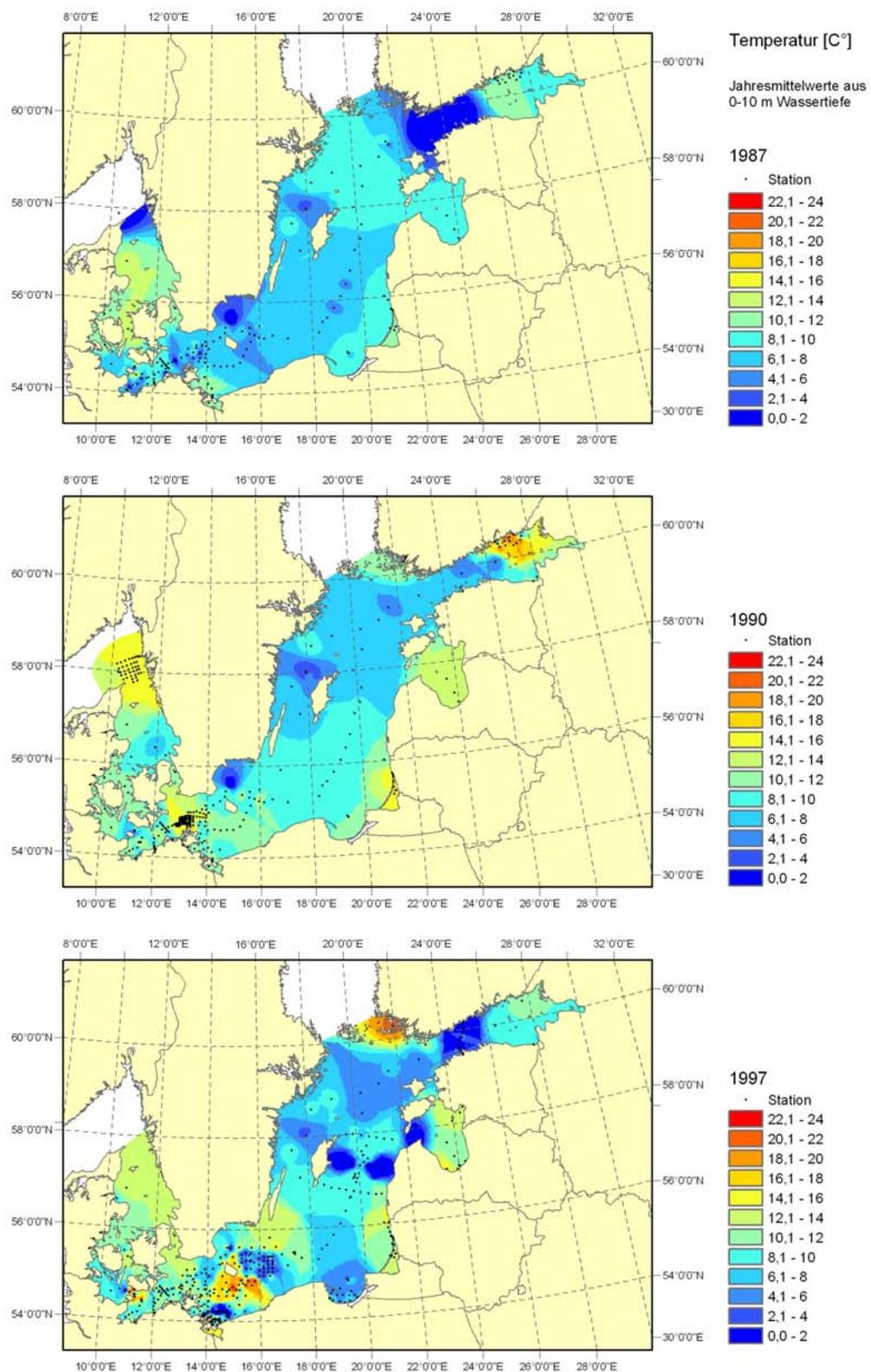
Anhang B-10: Salinität - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



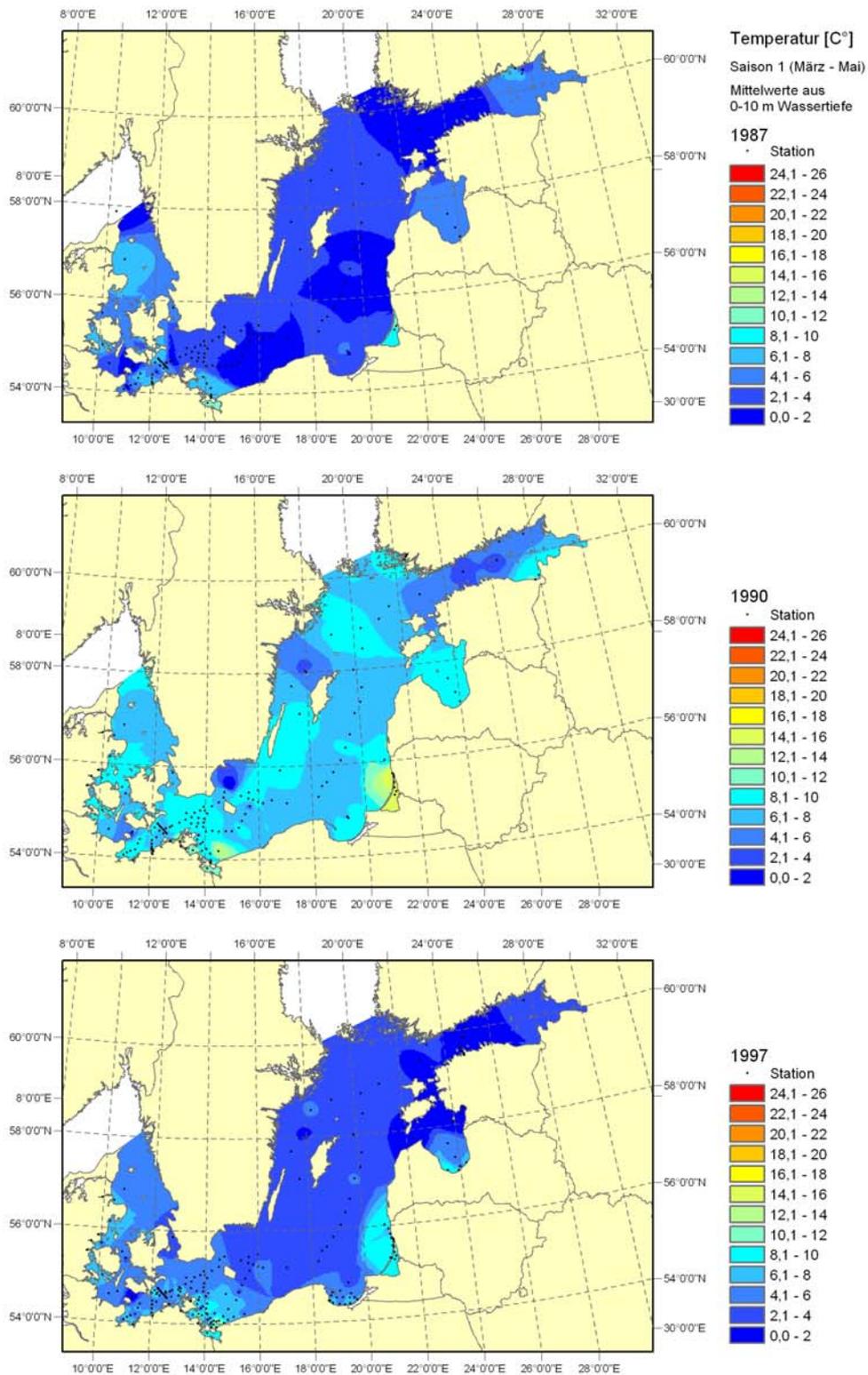
Anhang B-11: Salinität - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



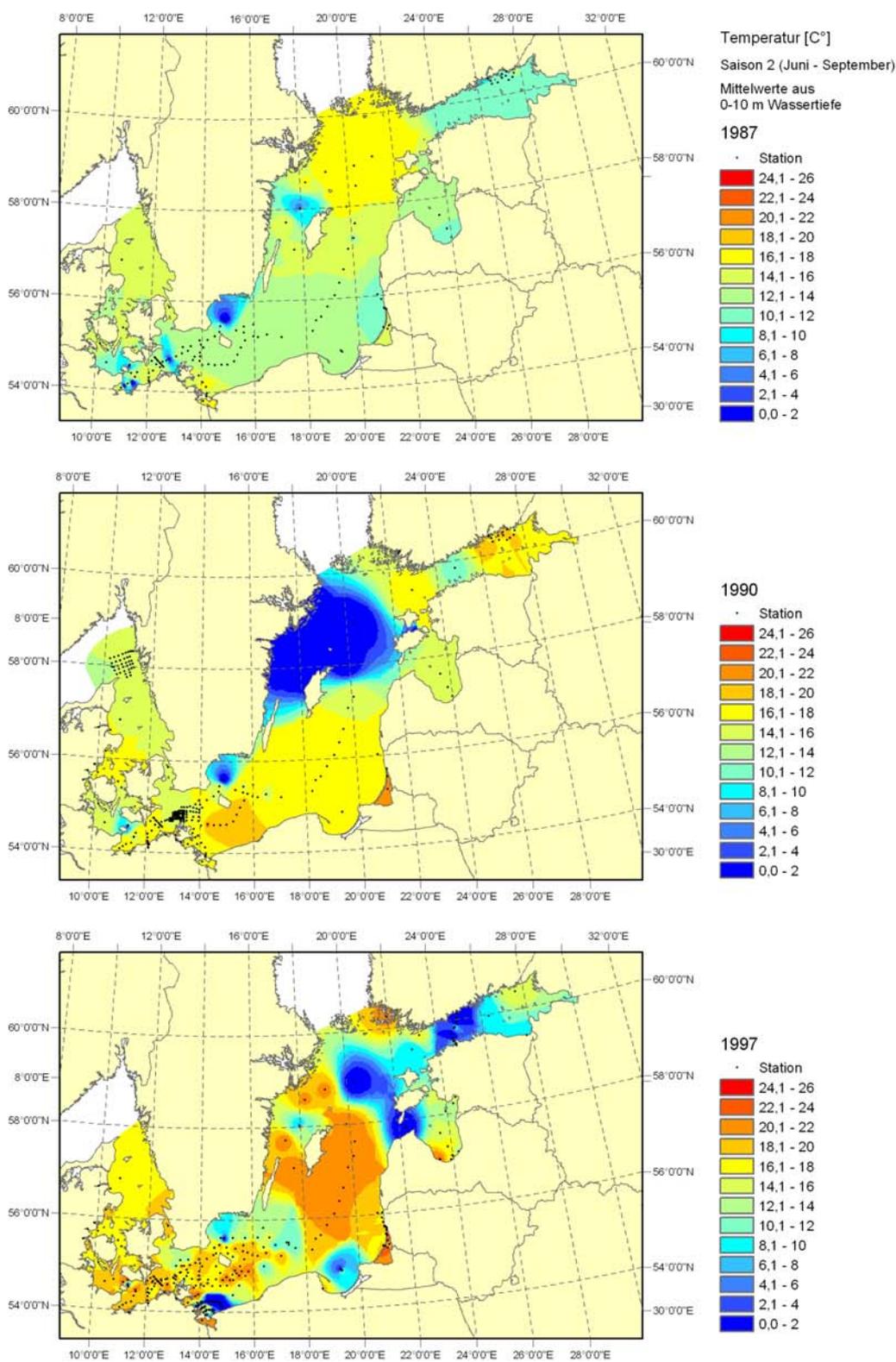
Anhang B-12: Salinität - Mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



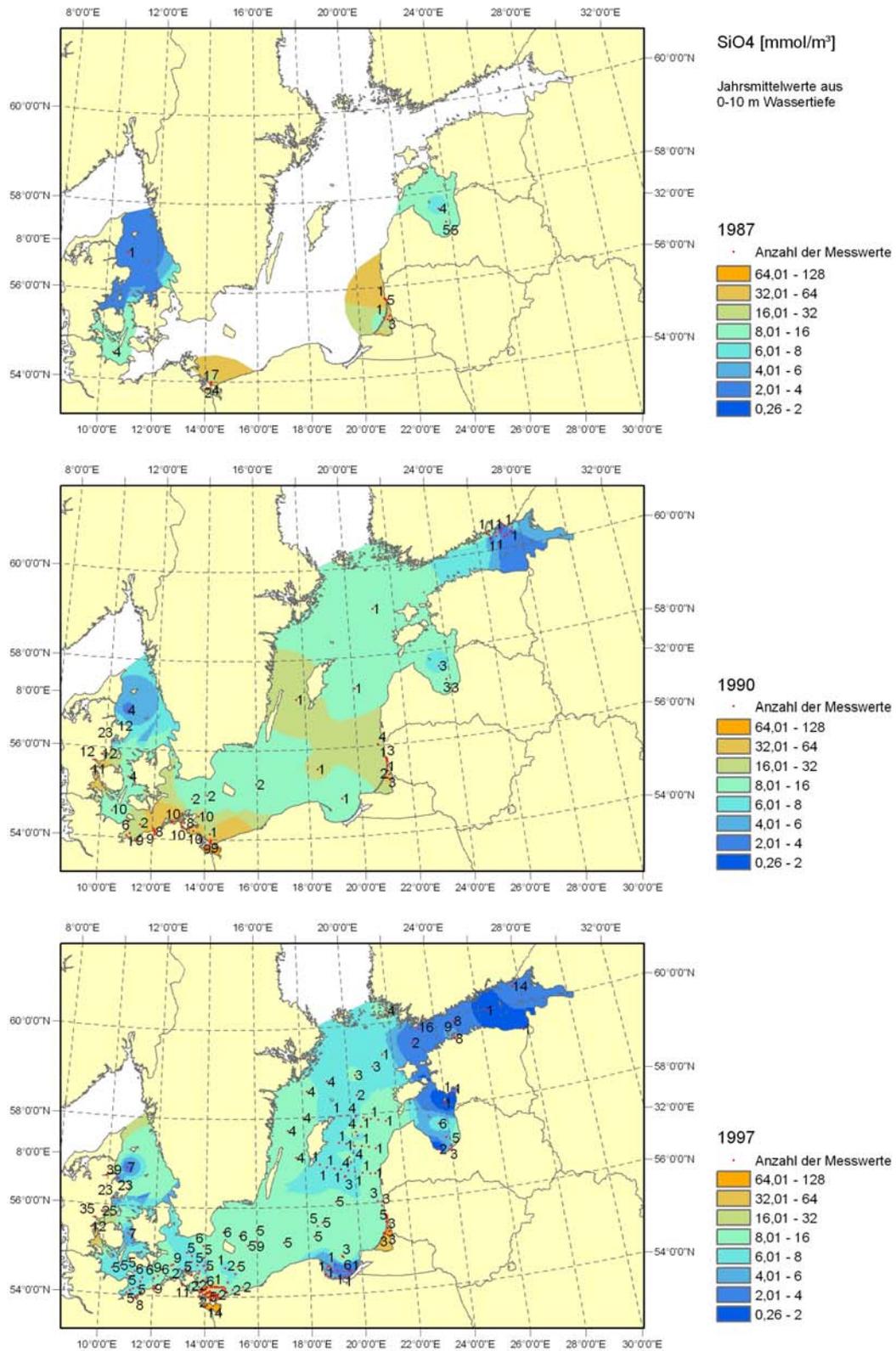
Anhang B-13: Temperatur - Jahresmittel im Oberflächenwassers (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997
(Datenquelle: CHARM, HELCOM)



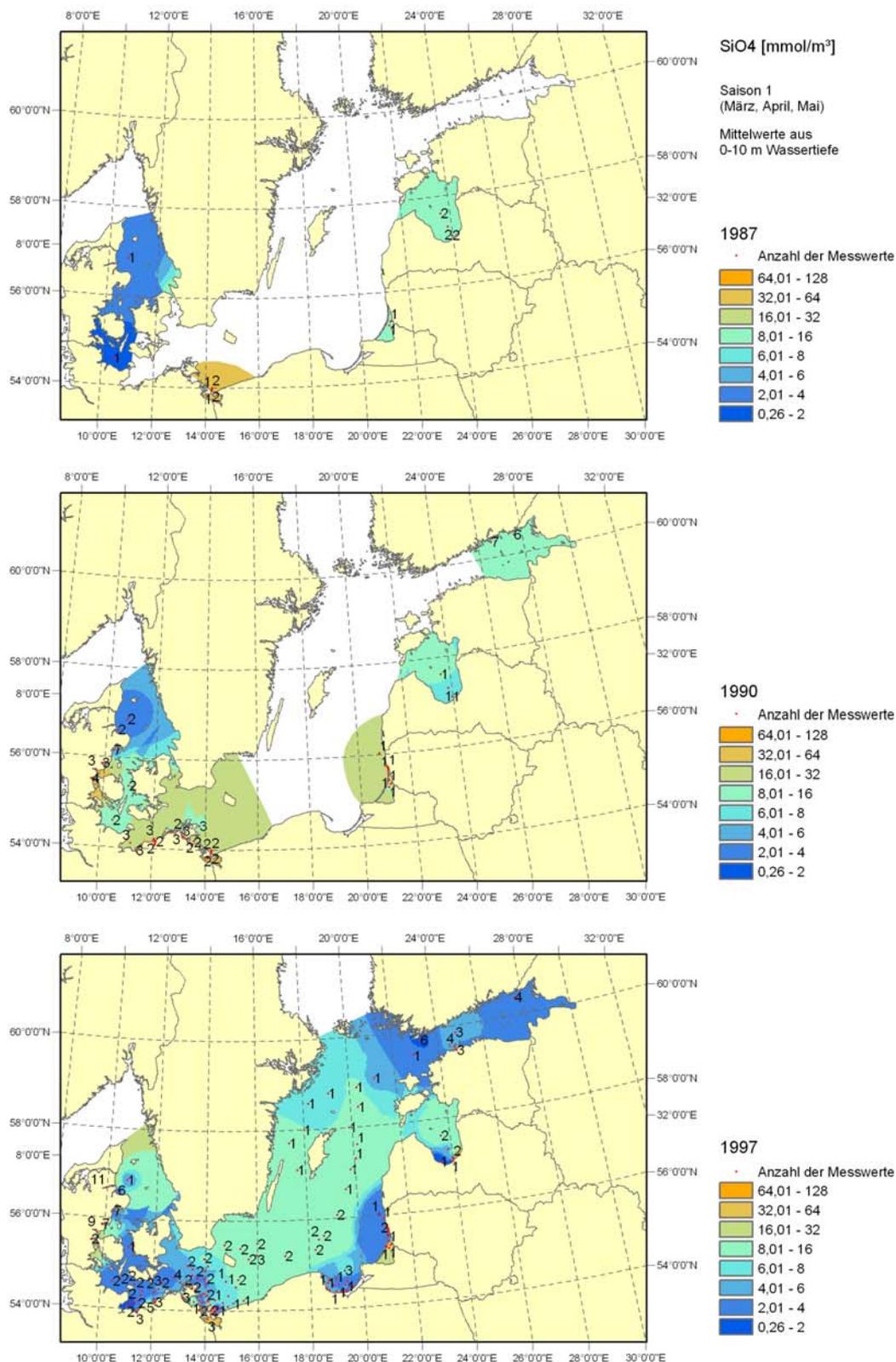
Anhang B-14: Temperatur - Mittelwerte im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



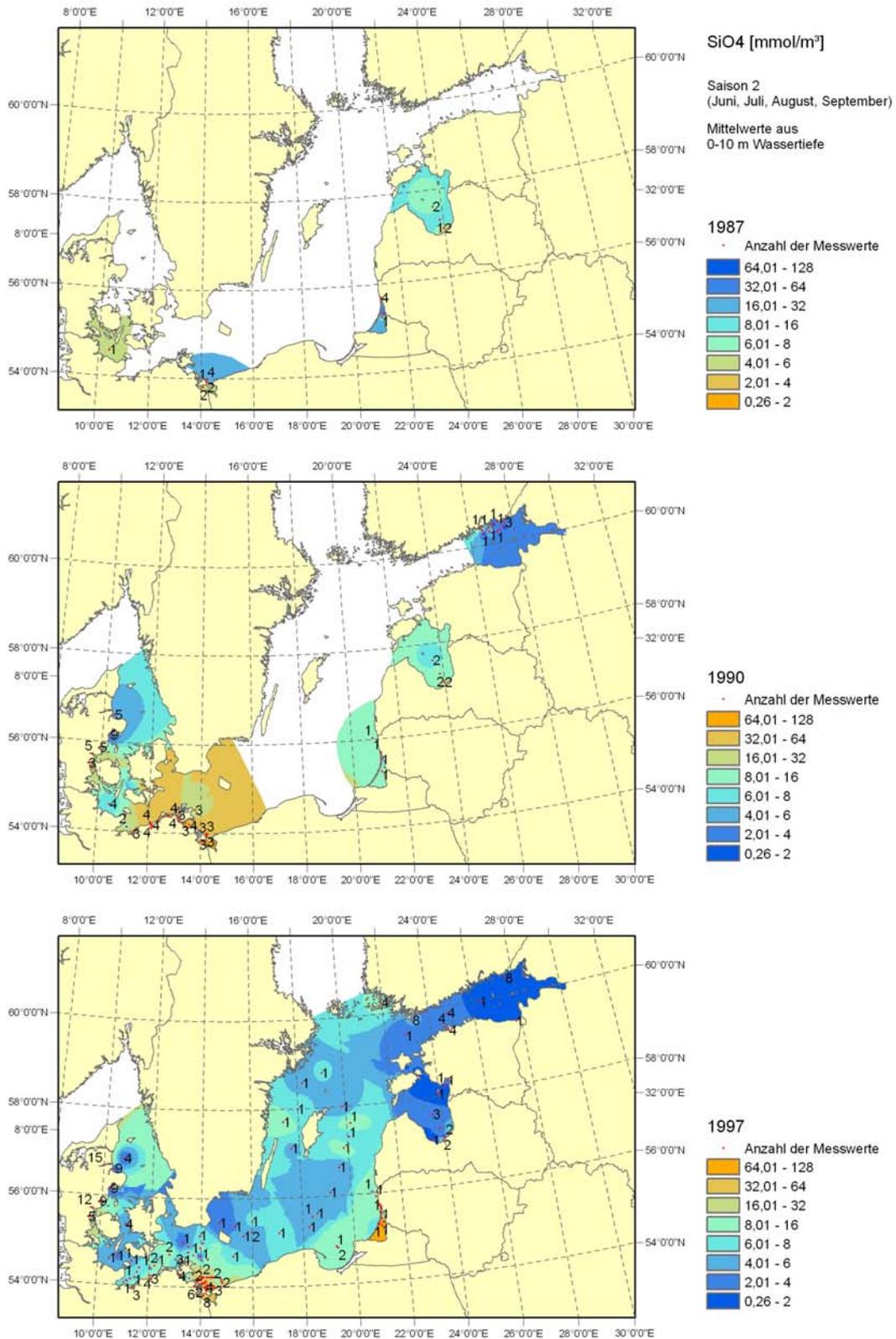
Anhang B-15: Temperatur - Mittelwerte im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



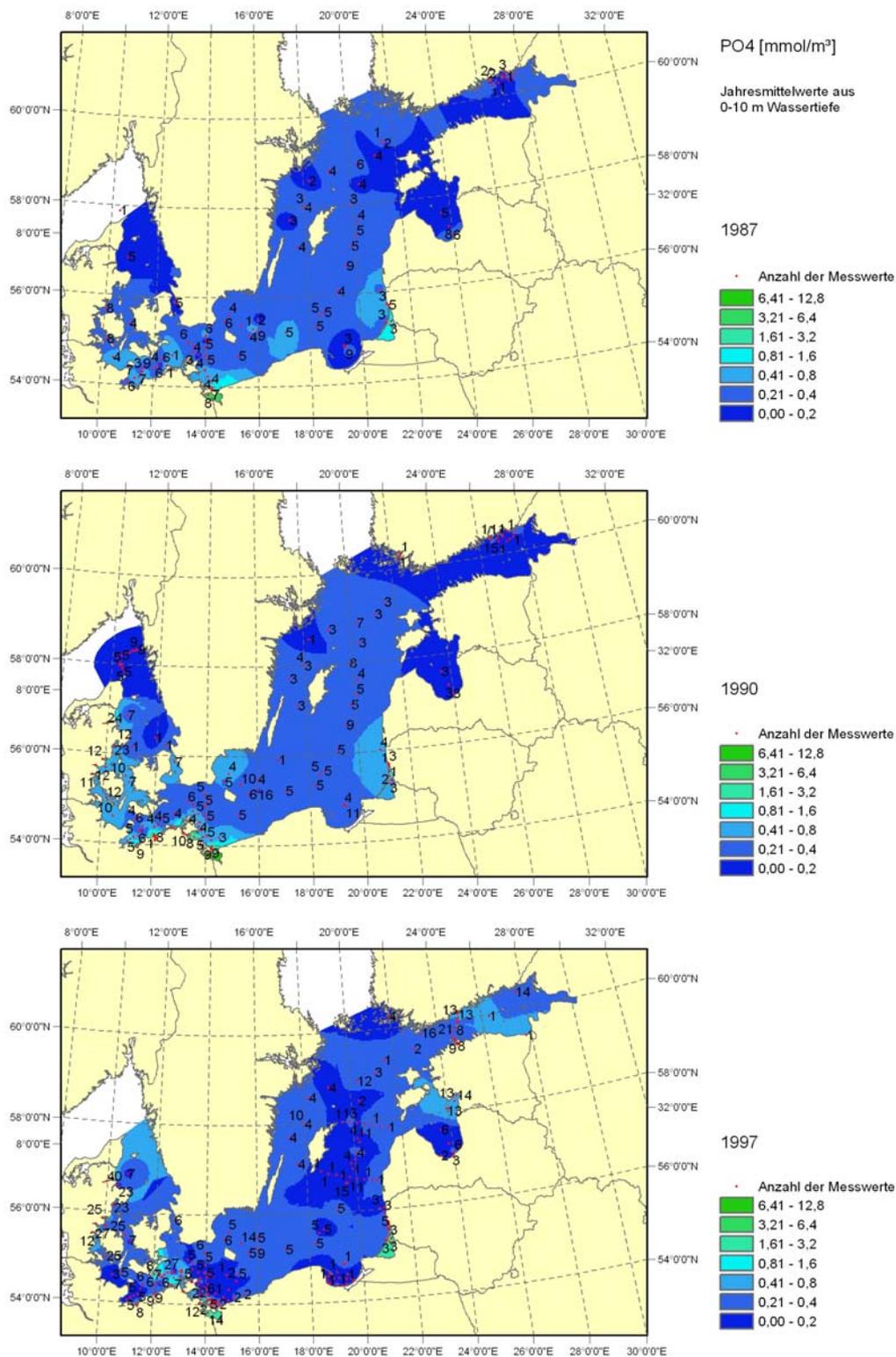
Anhang B-16: Silikat - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



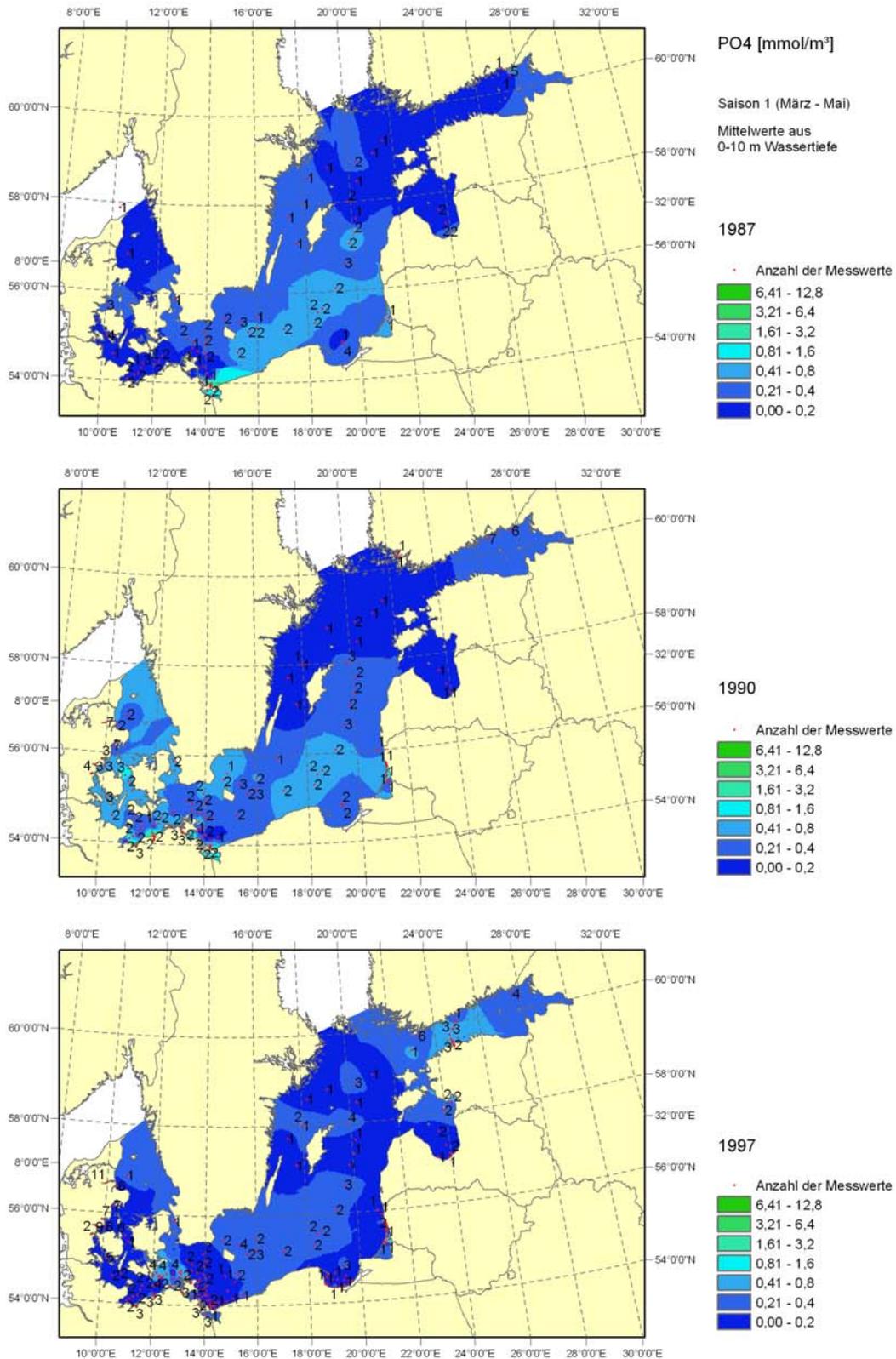
Anhang B-17: Silikat - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



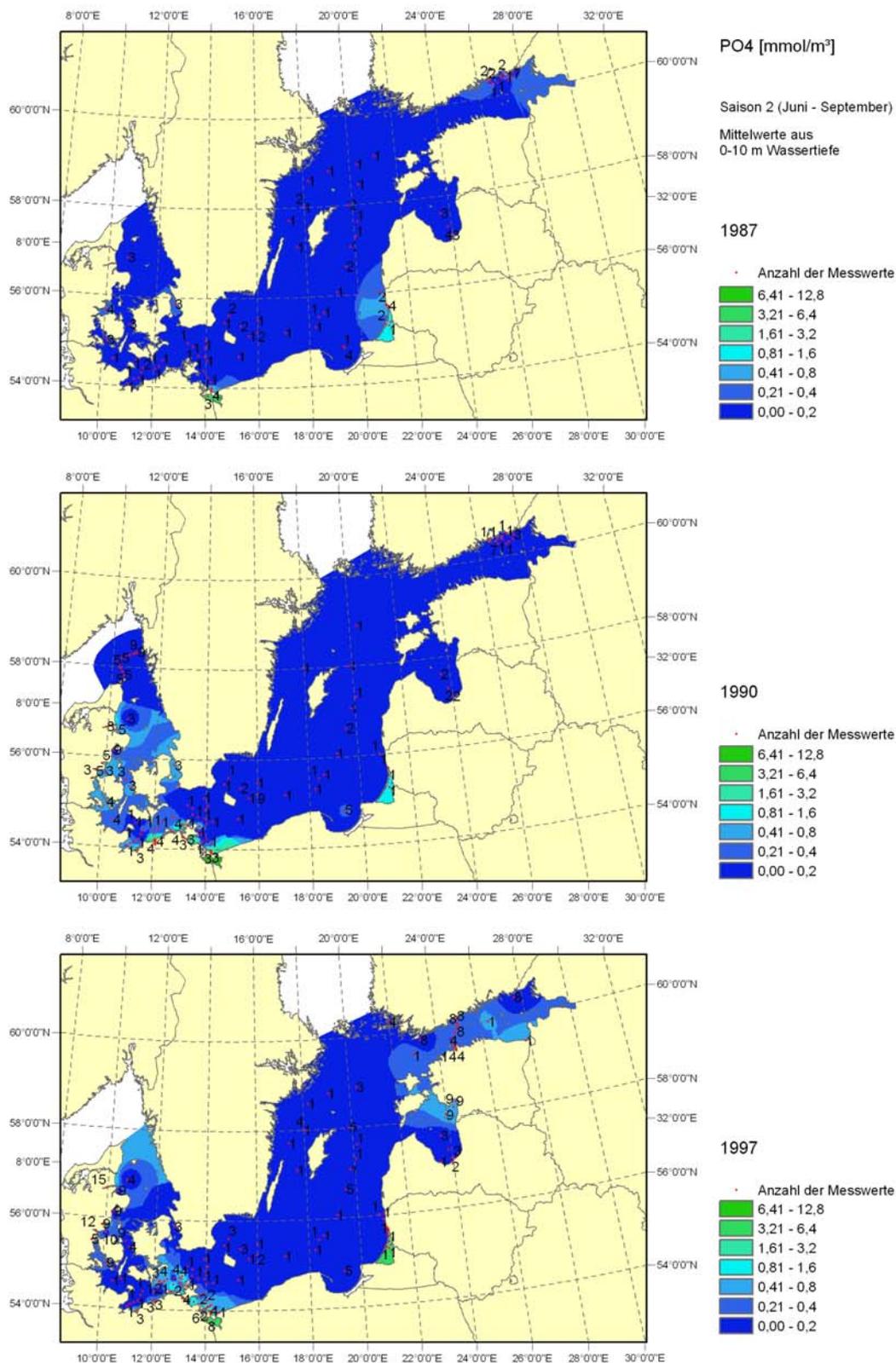
Anhang B-18: Silikat - Jährliche mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



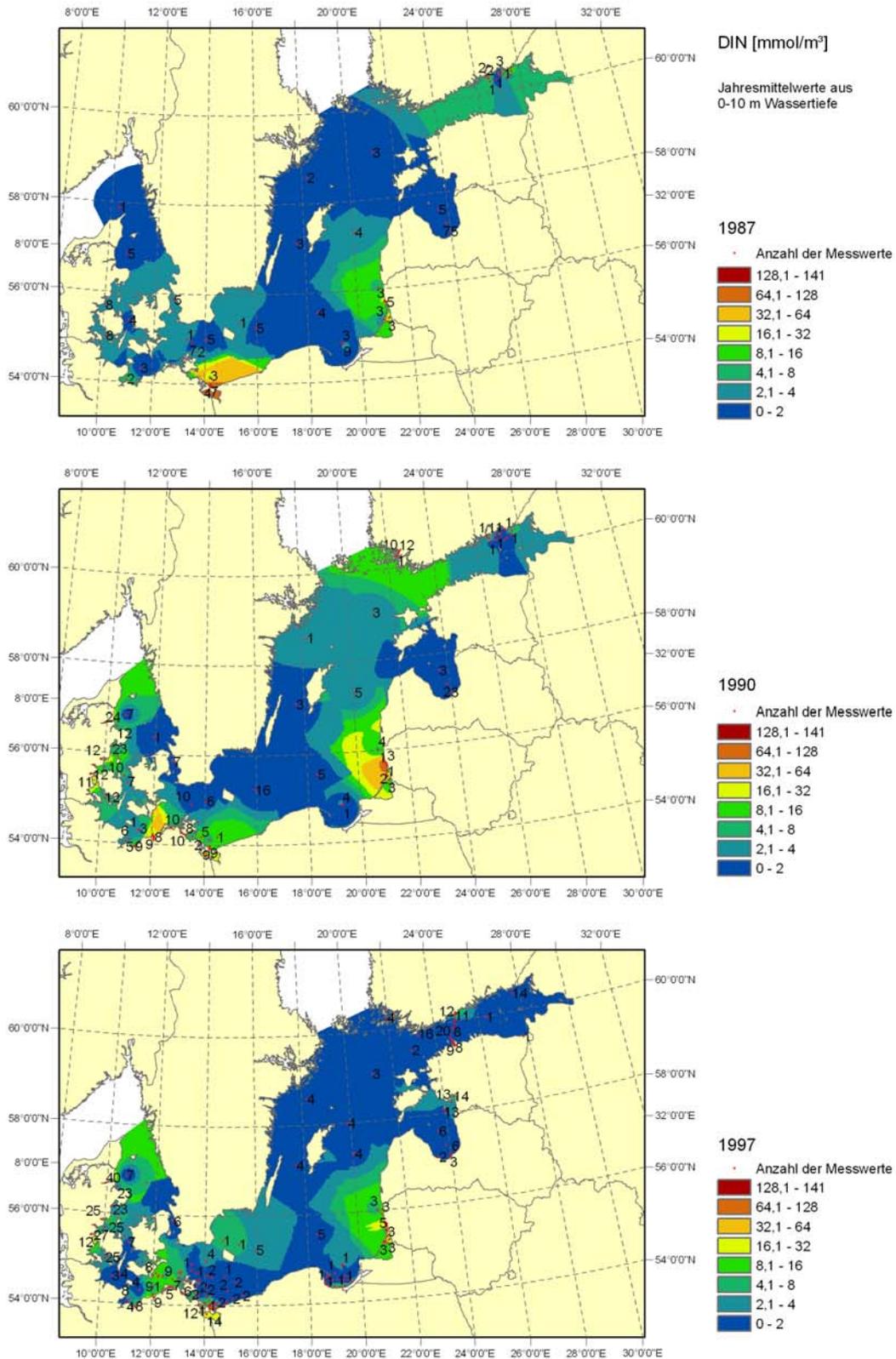
Anhang B-19: Phosphat - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



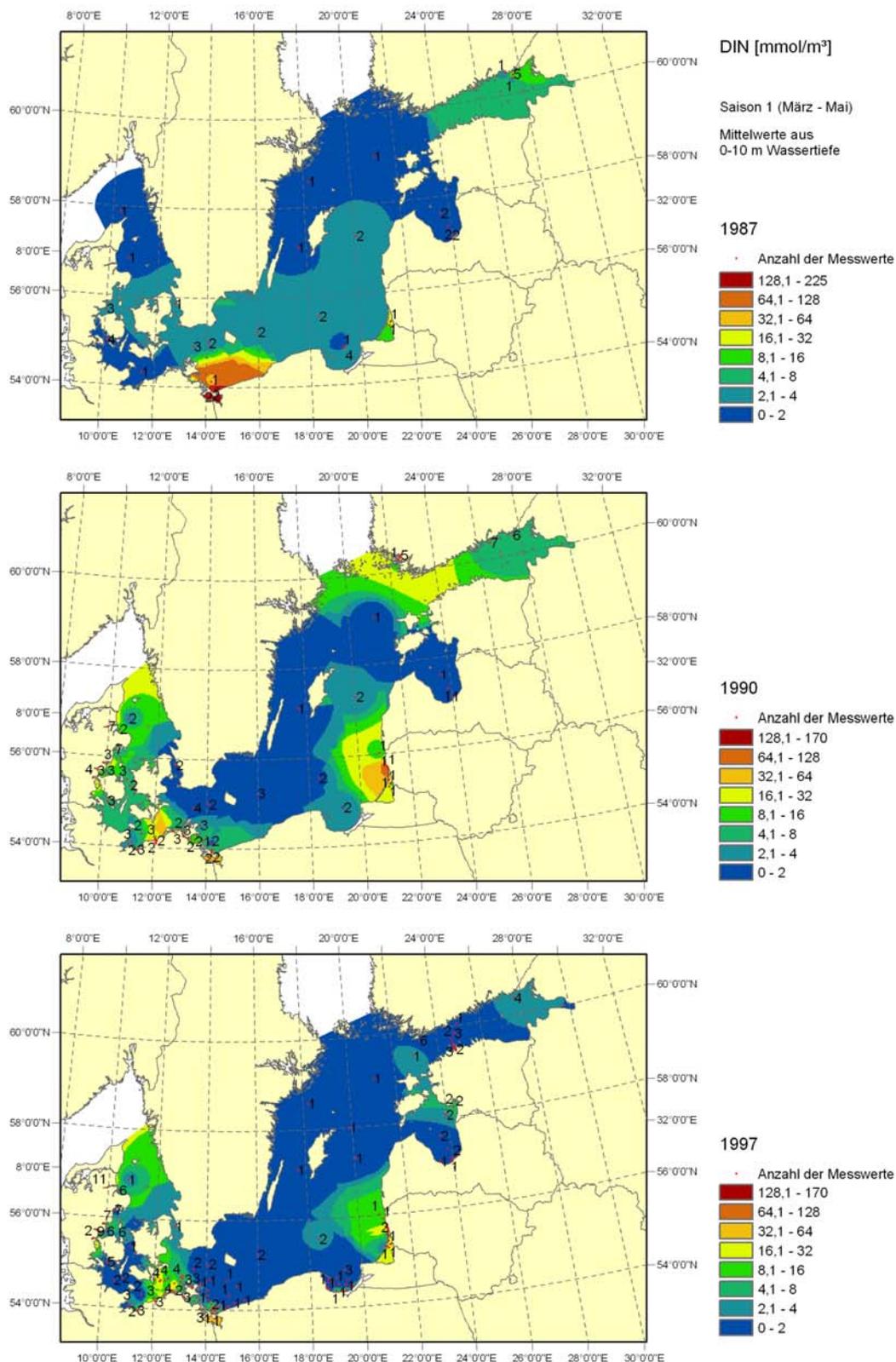
Anhang B-20: Phosphat - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



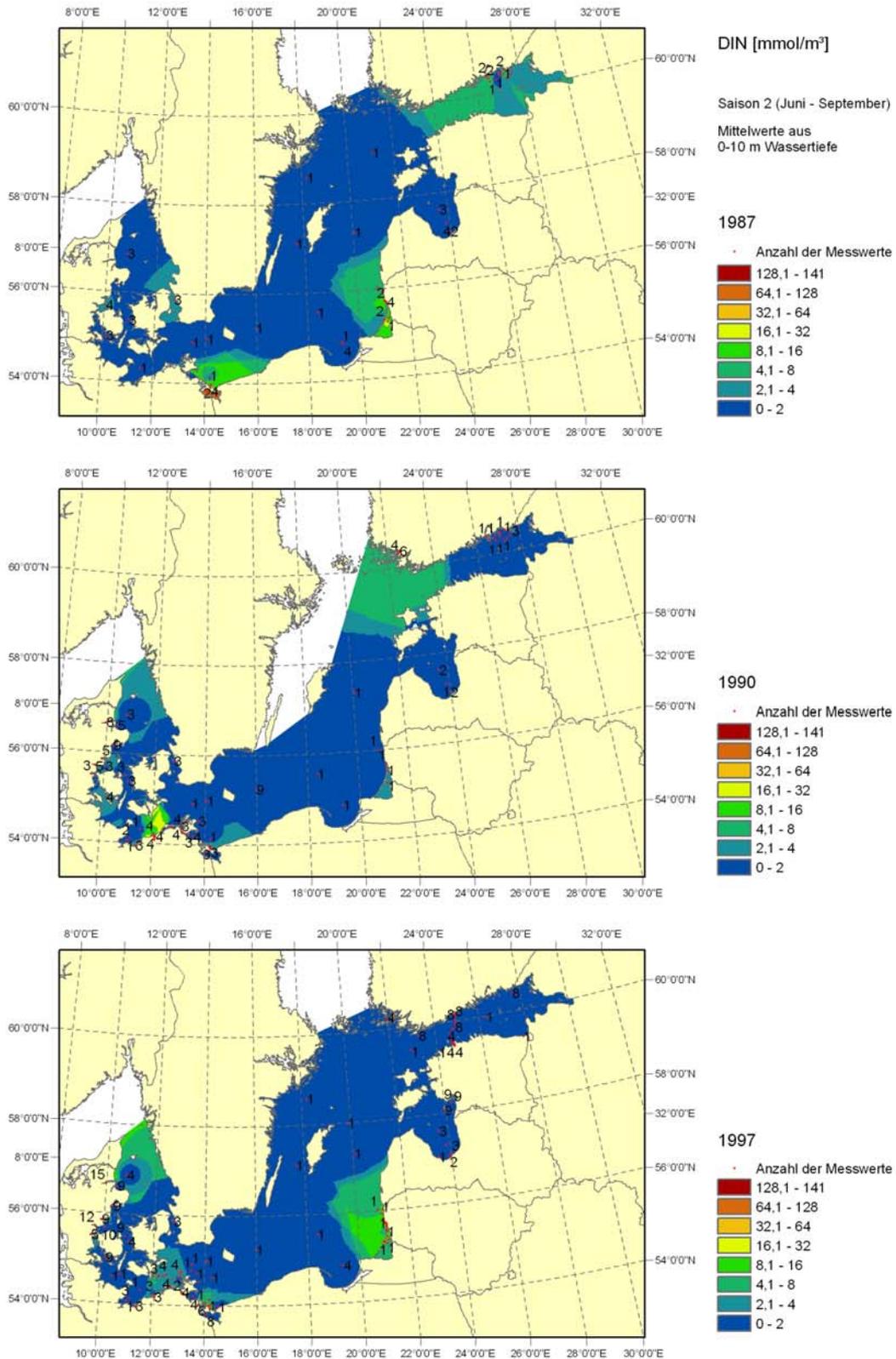
Anhang B-21: Phosphat - Mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



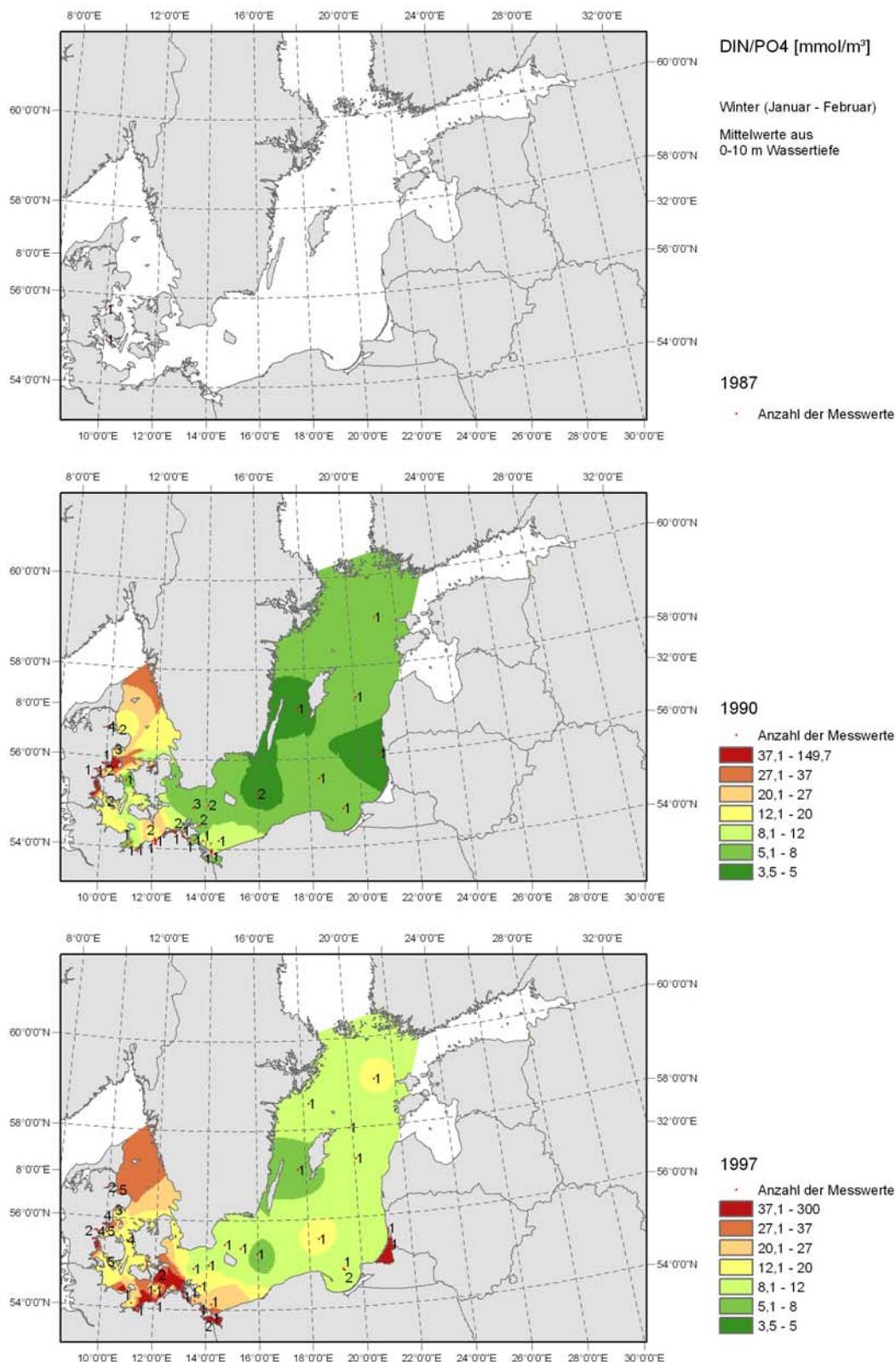
Anhang B-22: DIN - Jährliche mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



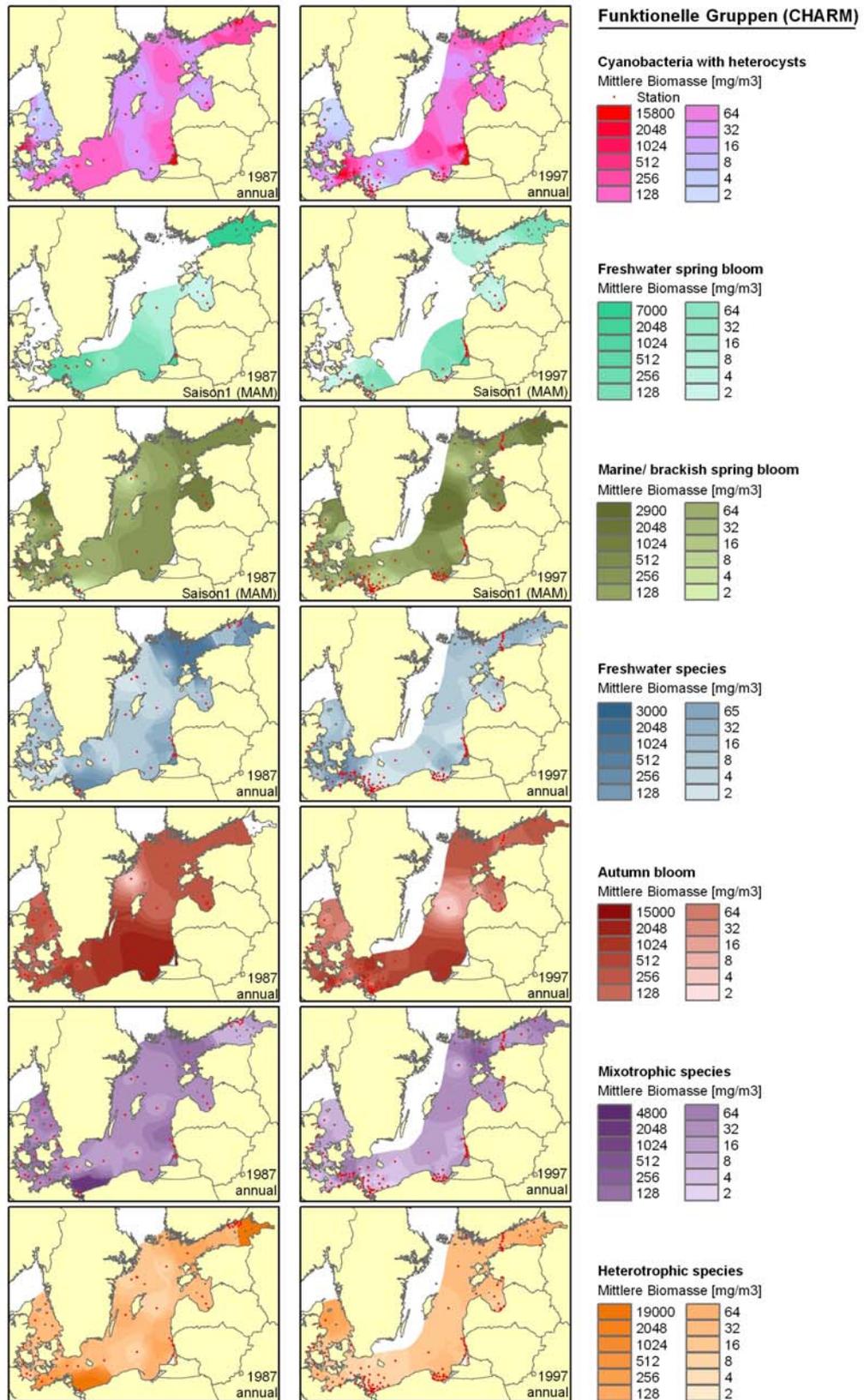
Anhang B-23: DIN - Mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



Anhang B-24: DIN - Mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



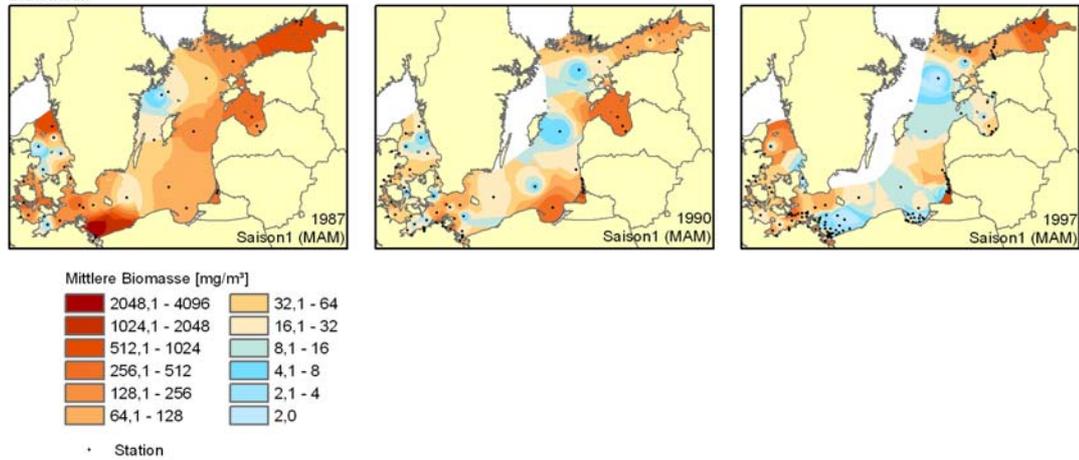
Anhang B-25: DIN/PO4 - Mittlere Konzentration im Winter (Januar, Februar) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)



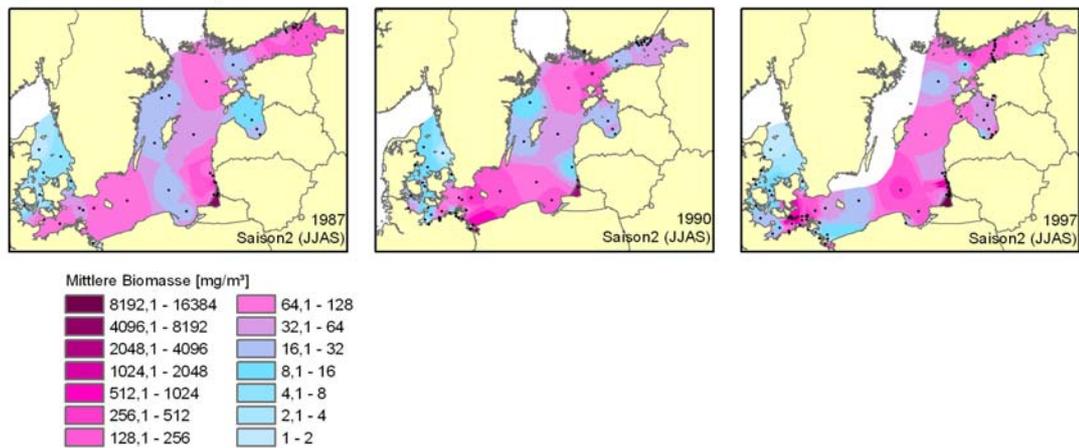
Anhang B-26: Funktionelle Gruppen - Mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987 und 197 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Verhältnis Cyanobakterien mit Heterozysten und Diatomeen

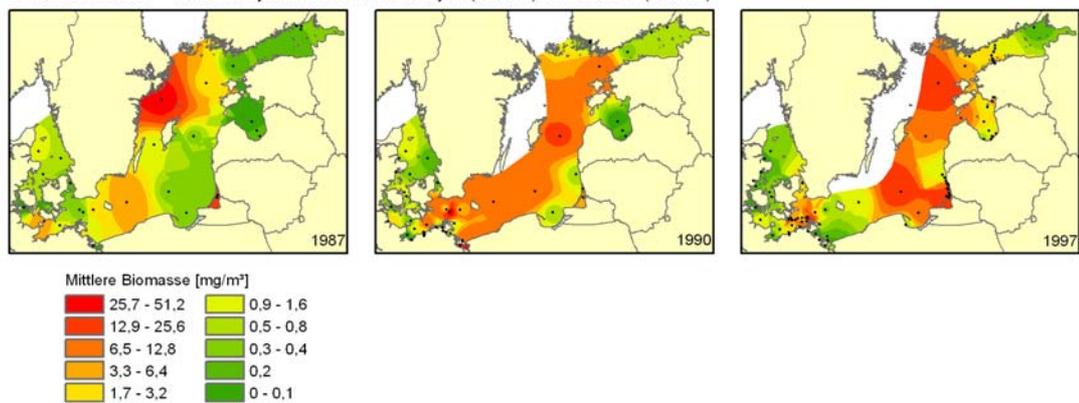
Diatomeen



Cyanobacteria with heterocysts



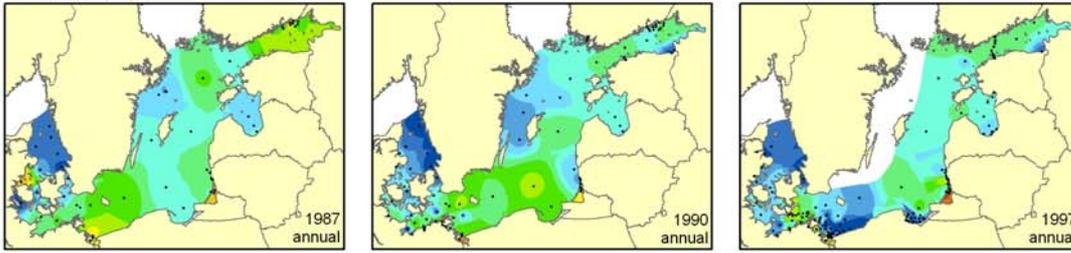
Sukzessionsindex Verhältnis Cyanobacteria with heterocysts (Saison2) zu Diatomeen (Saison1)



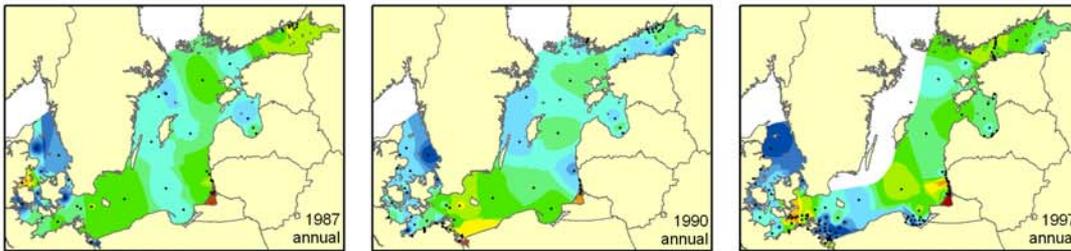
Anhang B-27: Verhältnis Cyanobakterien mit Heterocysten zu Diatomeen- Mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Phytoplankton-Gruppen

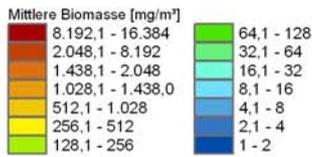
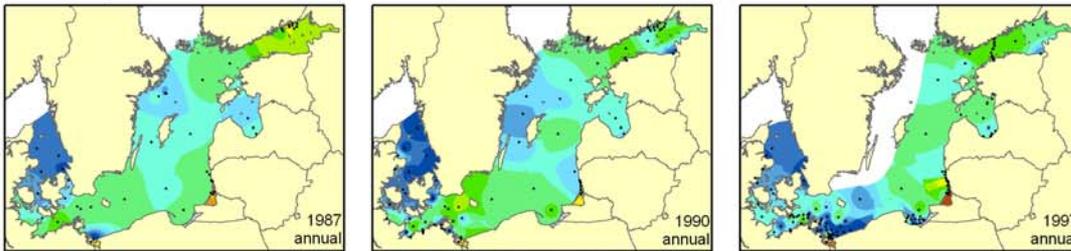
Cyanobakterien (gesamt)



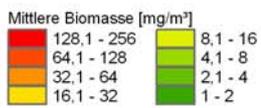
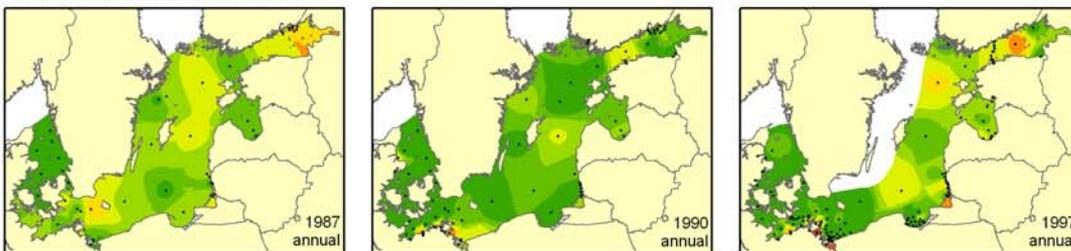
Cyanobakterien mit Heterocysten



Süßwasser Cyanobakterien



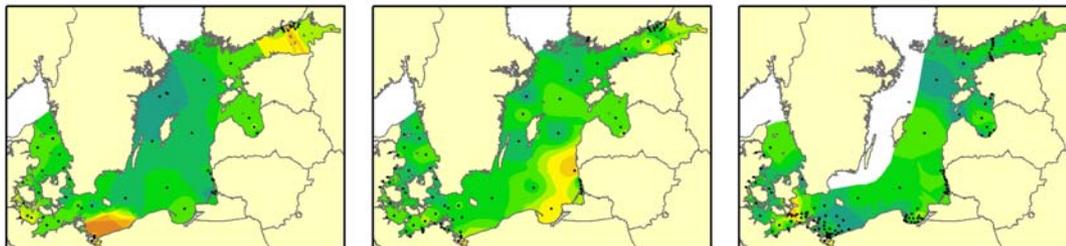
Verhältnis Cyanobakterien zu Chlorophyta



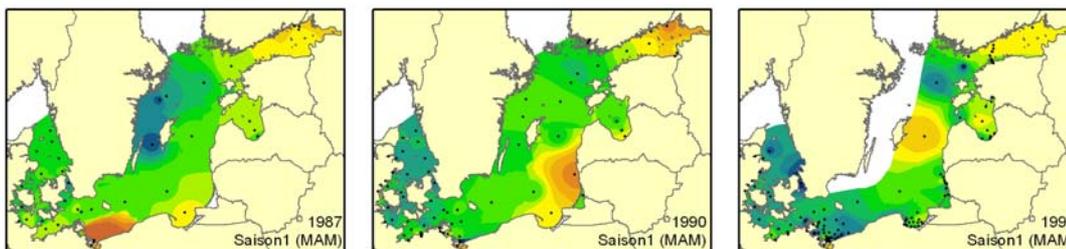
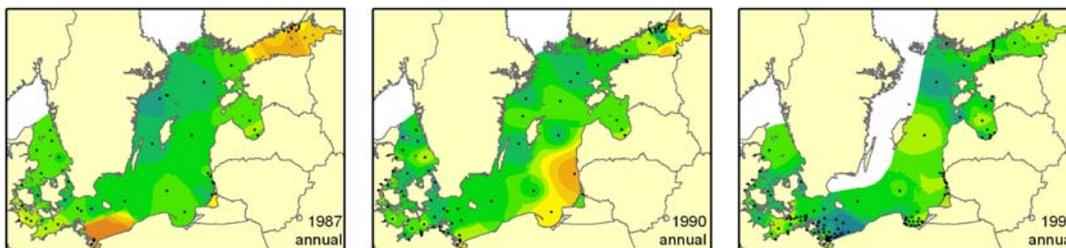
Anhang B-28: Cyanobakterien - Mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

Phytoplankton-Gruppen

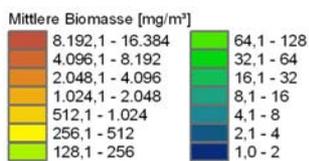
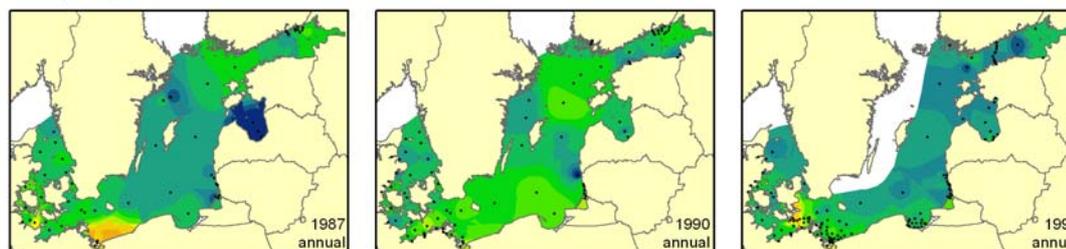
Flagellaten (gesamt)



Dinofflagellaten

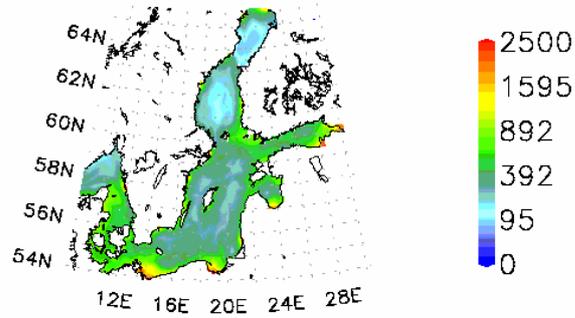


Sonstige Flagellaten

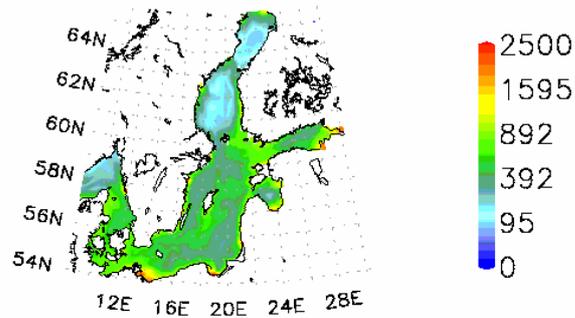


Anhang B-29: Flagellaten - Mittlere Phytoplankton-Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Datenquelle: CHARM, HELCOM)

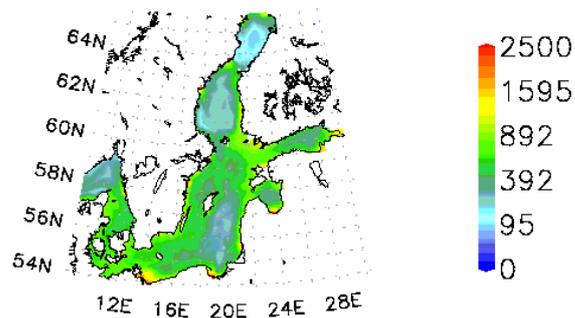
Nassgewicht mg/m*3 1987



Nassgewicht mg/m*3 1990

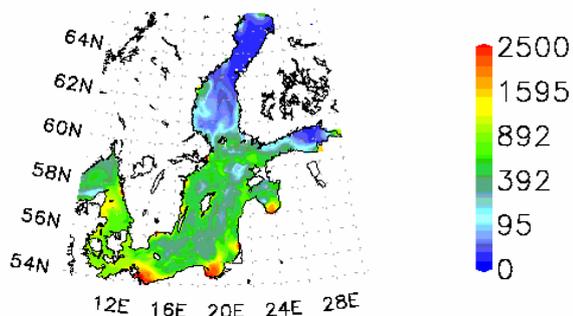


Nassgewicht mg/m*3 1997

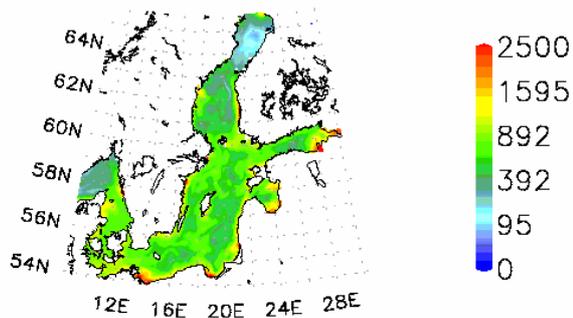


Anhang B-30: ERGOM: Phytoplankton - Jährliche mittlere Biomasse im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

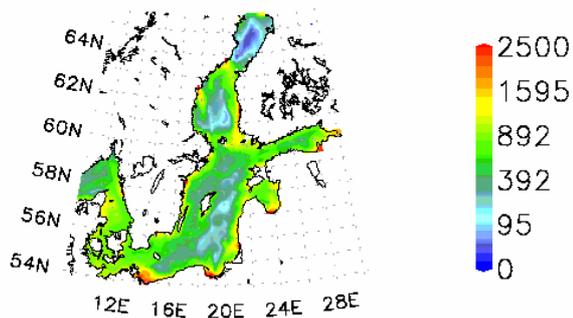
Nassgewicht mg/m*3 MAM 1987



Nassgewicht mg/m*3 MAM 1990

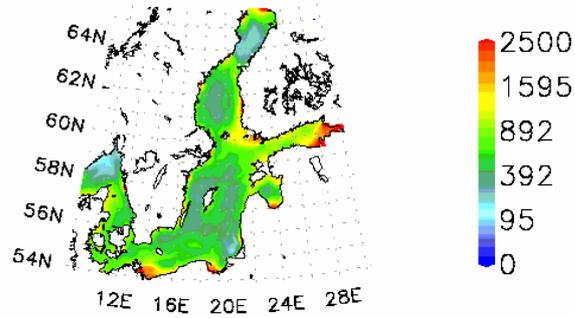


Nassgewicht mg/m*3 MAM 1997

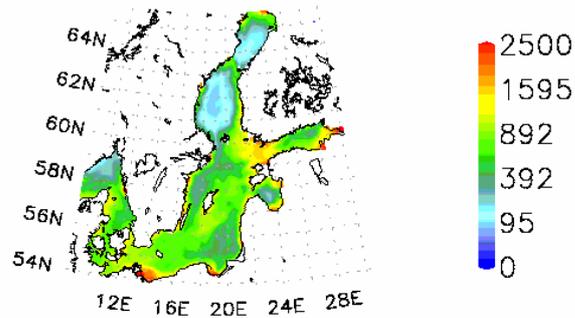


Anhang B-31: ERGOM: Phytoplankton - Mittlere Biomasse im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

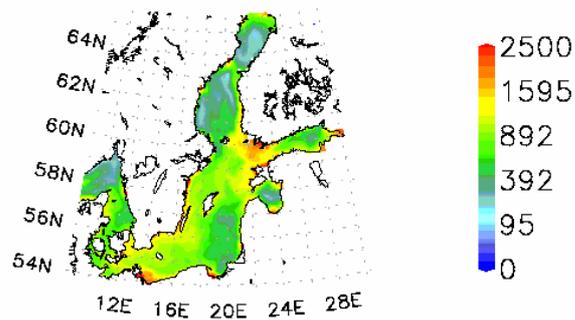
Nassgewicht mg/m*3 JJAS 1987



Nassgewicht mg/m*3 JJAS 1990

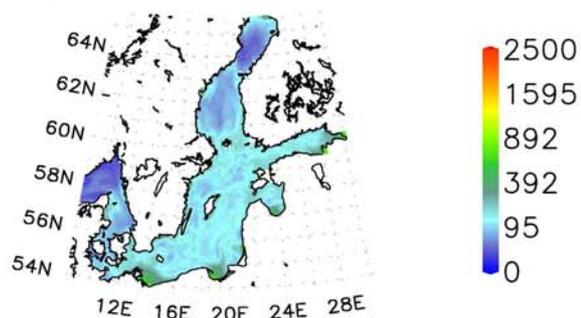


Nassgewicht mg/m*3 JJAS 1997

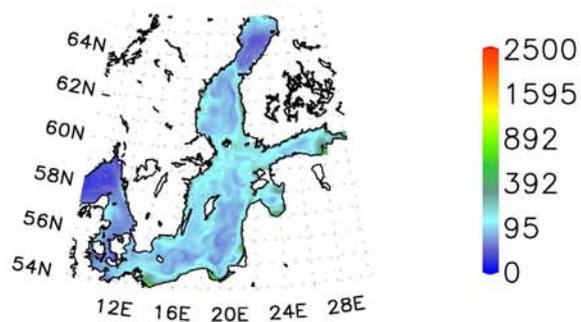


Anhang B-32: ERGOM: Phytoplankton - Mittlere Biomasse im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

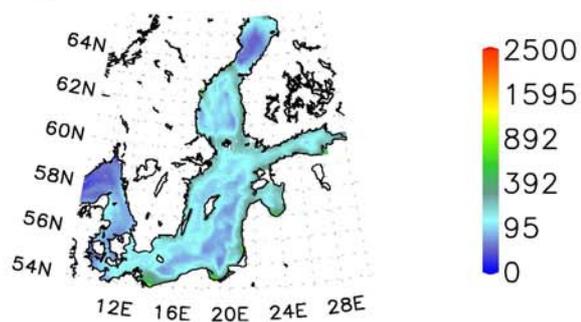
Nassgewicht mg/m^3 1987



Nassgewicht mg/m^3 1990

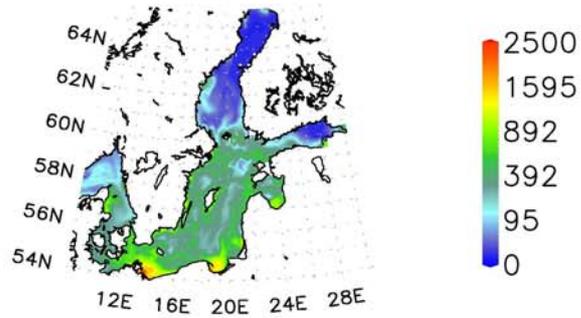


Nassgewicht mg/m^3 1997

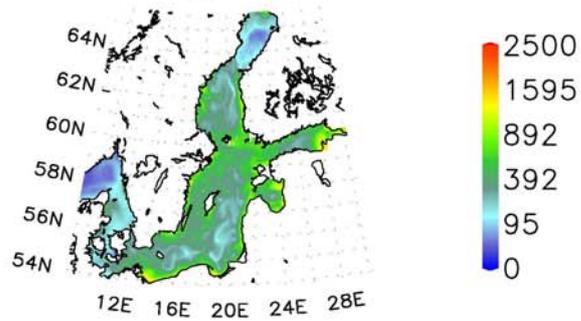


Anhang B-33: ERGOM: Diatomeen - Jährliche mittlere Biomasse im Oberflächenwasser (0-10m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

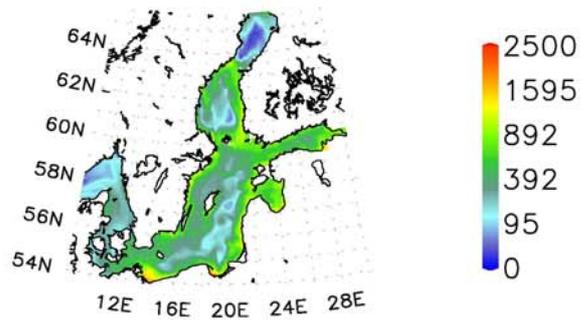
Nassgewicht mg/m*3 MAM 1987



Nassgewicht mg/m*3 MAM 1990

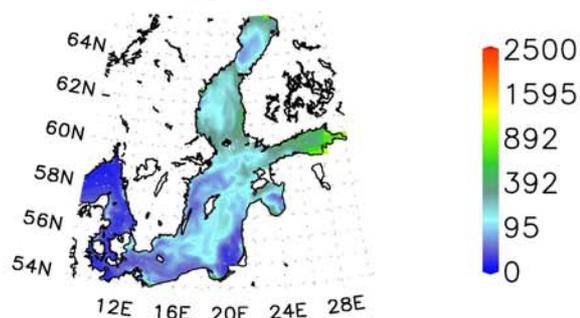


Nassgewicht mg/m*3 MAM 1997

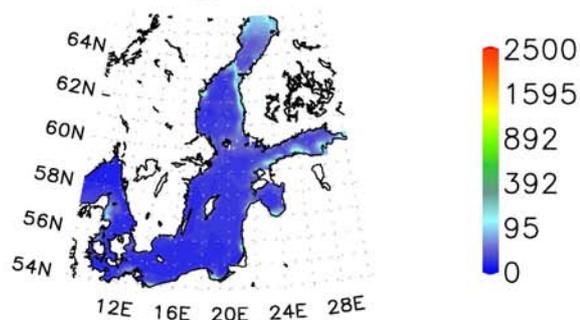


Anhang B-34: ERGOM: Diatomeen - Mittlere Biomasse im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

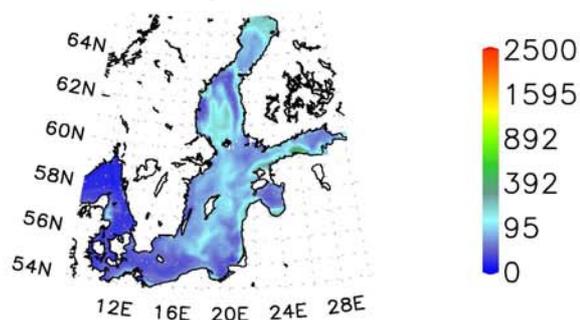
Nassgewicht mg/m^3 JJAS 1987



Nassgewicht mg/m^3 JJAS 1990

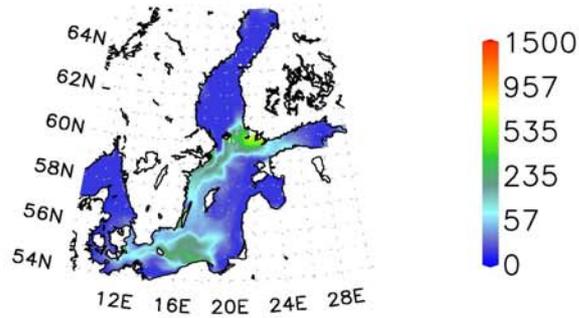


Nassgewicht mg/m^3 JJAS 1997

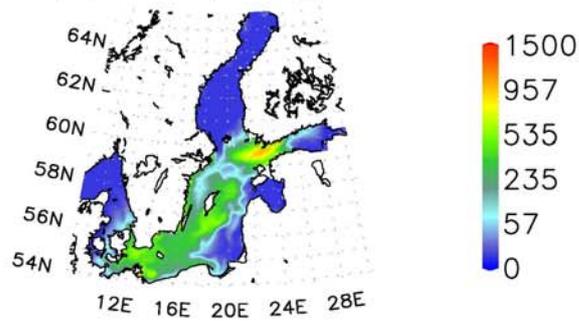


Anhang B-35: ERGOM: Diatomeen - Mittlere Biomasse im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

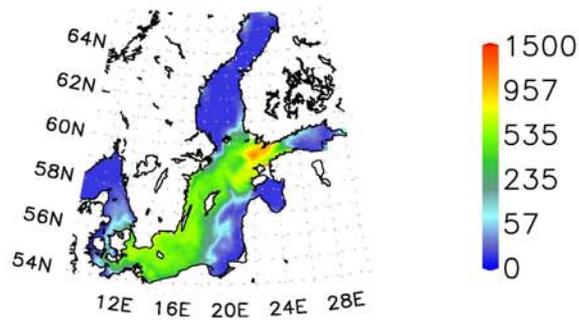
Nassgewicht (Cyanos) mg/m*3 JJAS 1987



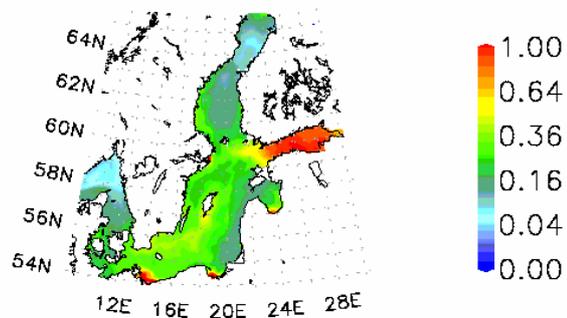
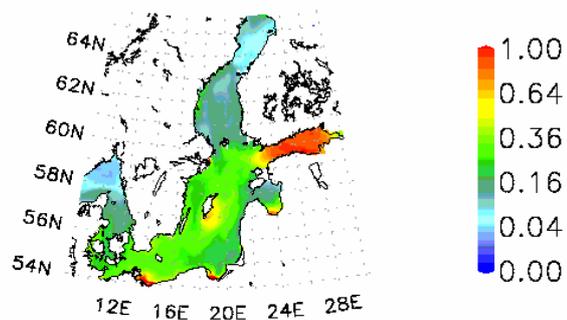
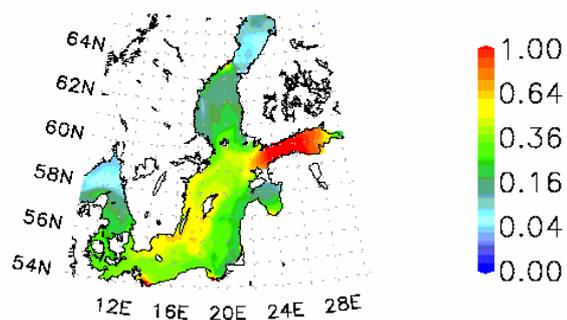
Nassgewicht (Cyanos) mg/m*3 JJAS 1990



Nassgewicht (Cyanos) mg/m*3 JJAS 1997

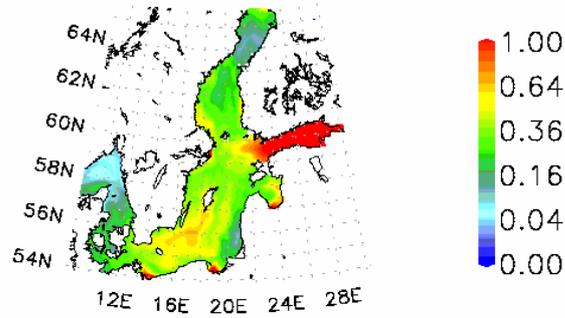


Anhang B-36: ERGOM: Stickstoff-fixierende Cyanobakterien - Mittlere Biomasse im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

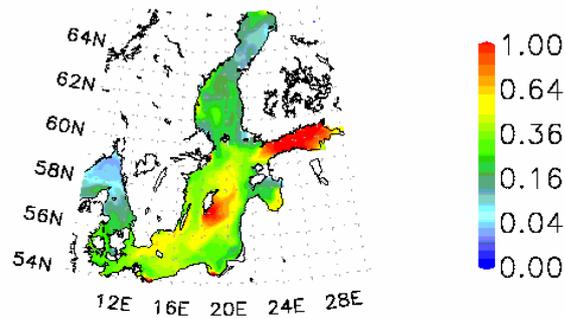
DIP mmol/m³ 1987DIP mmol/m³ 1990DIP mmol/m³ 1997

Anhang B-37: ERGOM: Phosphat - Jährliche mittlere Konzentration im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

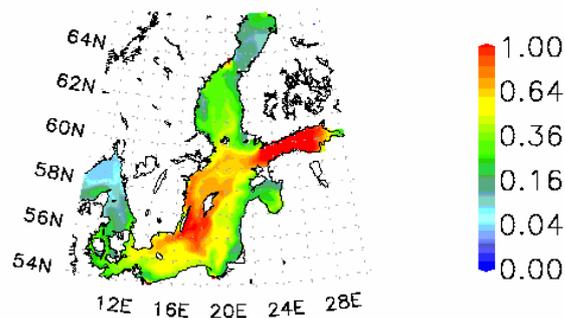
DIP MAM mmol/m*3 1987



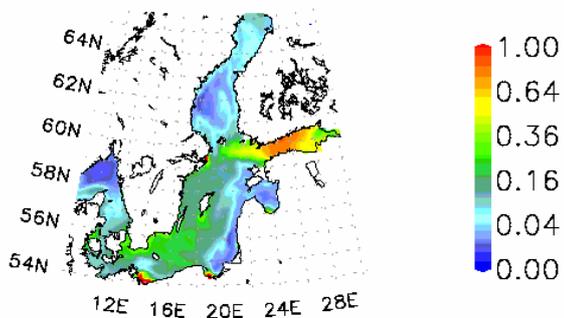
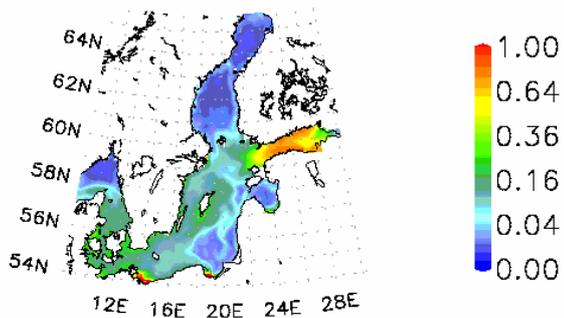
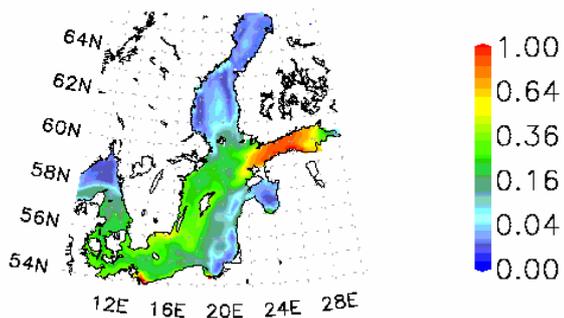
DIP MAM mmol/m*3 1990



DIP MAM mmol/m*3 1997

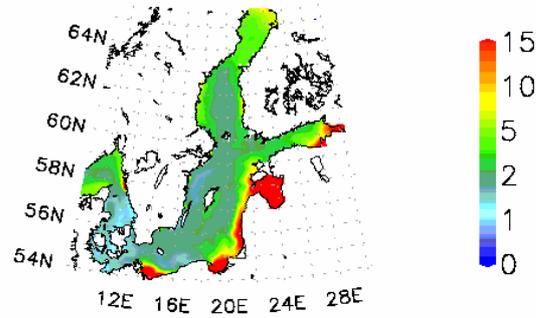


Anhang B-38: ERGOM: Phosphat - Mittlere Konzentration im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

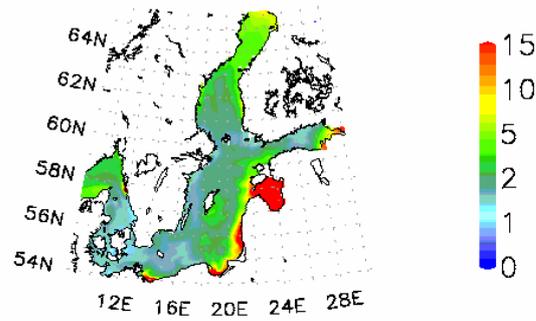
DIP JJAS mmol/m³ 1987DIP JJAS mmol/m³ 1990DIP JJAS mmol/m³ 1997

Anhang B-39: ERGOM: Phosphat - Mittlere Konzentration im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

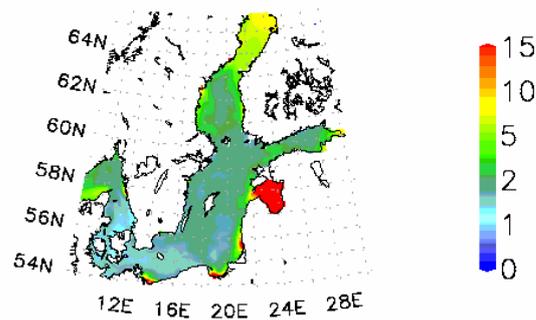
DIN mmol/m*3 1987



DIN mmol/m*3 1990

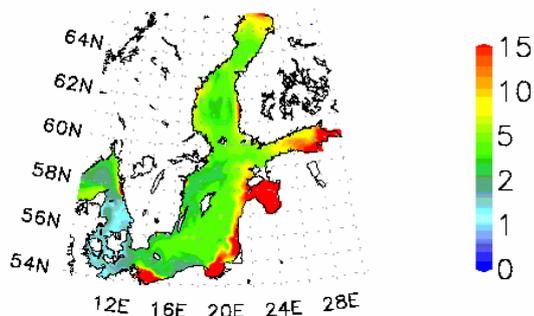


DIN mmol/m*3 1997

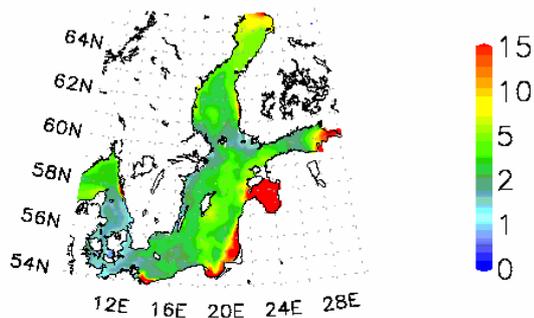


Anhang B-40: ERGOM: DIN - Jährliche mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

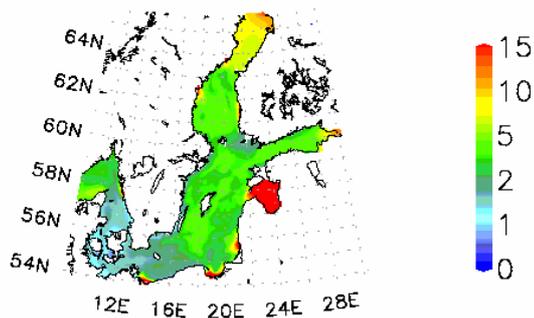
DIN mmol/m*3 MAM 1987



DIN mmol/m*3 MAM 1990

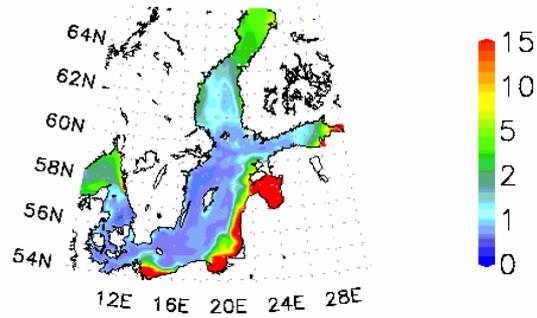


DIN mmol/m*3 MAM 1997

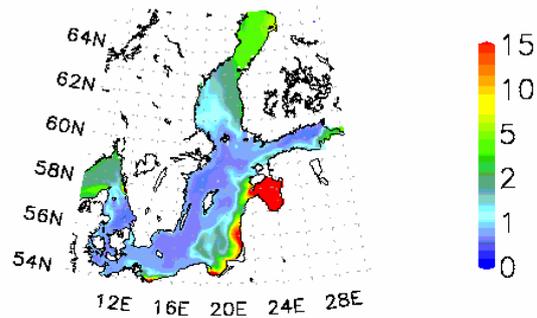


Anhang B-41: ERGOM: DIN - Mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Frühjahr (März, April, Mai) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

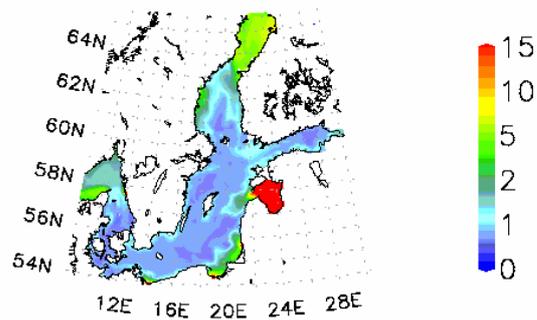
DIN JJAS mmol/m*3 JJAS 1987



DIN JJAS mmol/m*3 JJAS 1990

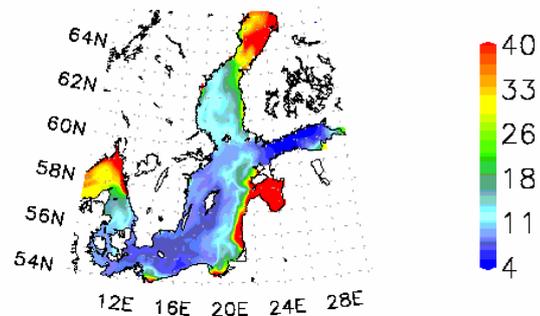


DIN JJAS mmol/m*3 JJAS 1997

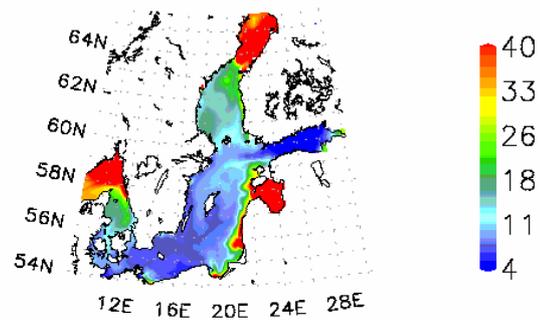


Anhang B-42: ERGOM: DIN - Mittlere Konzentration (gelöster anorganischer Stickstoff) im Sommer (Juni, Juli, August, September) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)

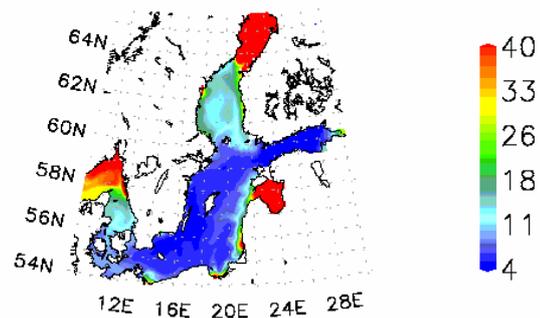
molar N to P ratio JF 1987



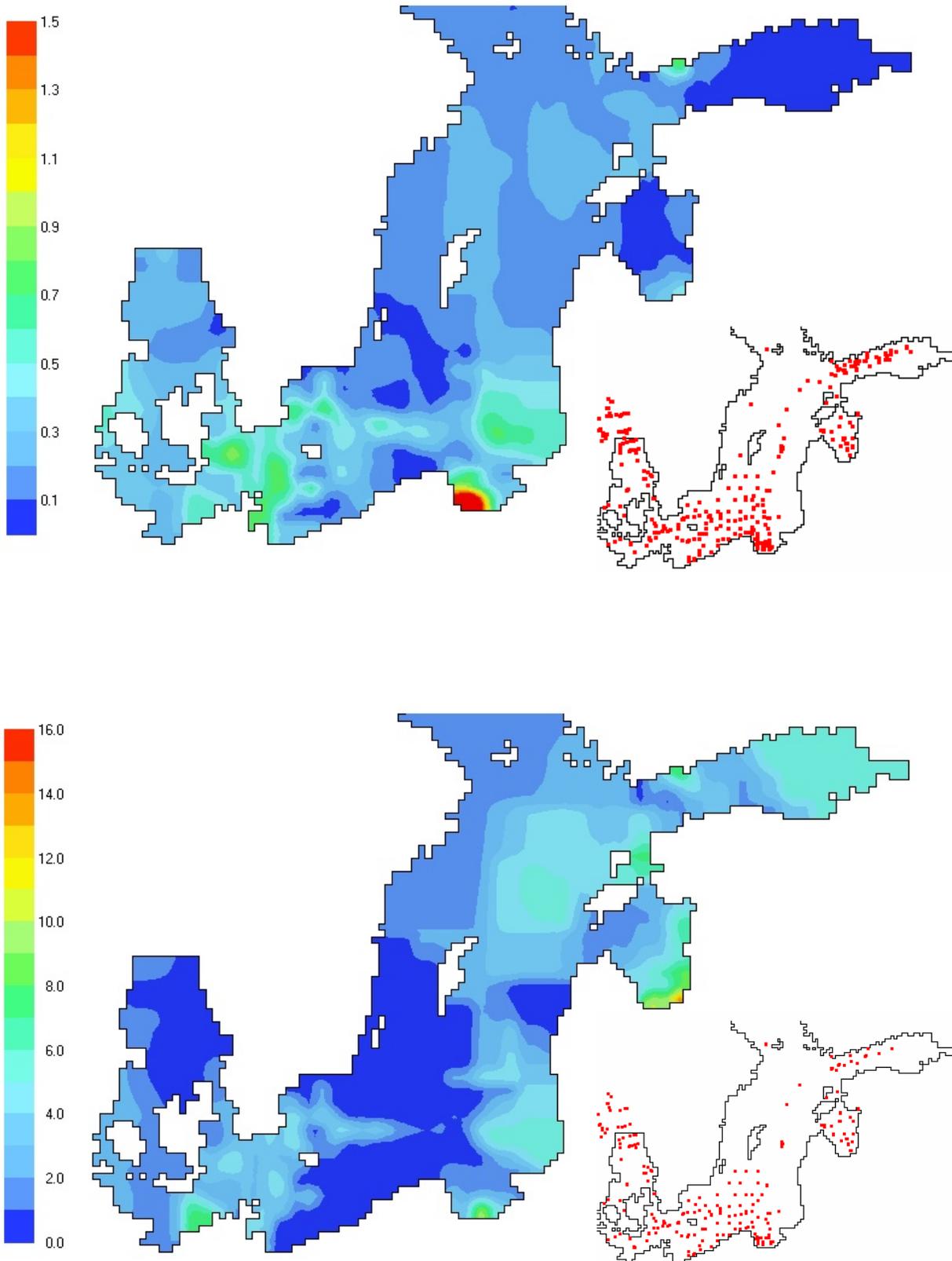
molar N to P ratio JF 1990



molar N to P ratio JF 1997



Anhang B-43: ERGOM: D/P - Mittlere Konzentration im Winter (Januar, Februar) im Oberflächenwasser (0-10 m) in den Jahren 1987, 1990 und 1997 (Quelle: NEUMANN pers. Mittlg.)



Anhang B-44: DAS: Jährliche Phosphat-Konzentration (oben) und DIN-Konzentration (unten) im Jahr 1987 im Oberflächenwasser (0-2,5 m), kleine Bilder: Stationsverteilung; interpoliert mit dem Data Assimilation System (DAS) basierend auf der Baltic Environmental Database (BED), (Quelle: Department of System Ecology, Stockholm University)