

Sigrid SAGERT*, Uwe SELIG & Hendrik SCHUBERT

*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock
sigrid.sagert@uni-rostock.de

Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee

Phytoplankton indicators for ecological classification of coastal waters along the German Baltic coast

Abstract

The key feature of the European Water Framework Directive (EU-WFD) is the measurement of water quality with respect to ecological categories, e. g. in terms of community structure and functioning of natural ecosystems. Among other quality elements, the future water quality assessment of coastal waters requires consideration of the phytoplankton community in order to define anthropogenically induced eutrophication.

The general problem in determining phytoplankton-based indicators of eutrophication along the German coast is caused by the high variability of hydrological and geochemical parameters in inner and outer coastal waters. The potential indicators do not only change in response to anthropogenic pressure but also in response to natural variability on spatially small and highly diverse temporal scales.

The investigations aimed on the development of a phytoplankton-based indication system which defines reference conditions and ecological class values for chlorophyll, Secchi depth and biovolume for all water types of the German Baltic Sea. For this purpose, long term phytoplankton data series, which covered a broad spectrum of oligo- to mesohaline sites (10380 data sets from 84 sites), were analysed with statistical methods to obtain potentially indicative phytoplankton parameters for different stages of eutrophication.

Keywords: phytoplankton, chlorophyll a, biovolume, assessment, Baltic Sea, European water framework directive, eutrophication

1 Einleitung

Die Charakterisierung und Bewertung des ökologischen Status von aquatischen Ökosystemen unter dem Gesichtspunkt der anthropogenen Belastung ist ein wesentliches Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). In diesem Prozess sind biologische Determinanten des Ökosystems in Form der Qualitätskomponenten Makrophyto- und Makrozoobenthos, Fischfauna und Phytoplankton einbezogen.

Das Phytoplankton stellt neben dem Makrophytobenthos die energetische Basis der aquatischen Ökosysteme dar, so dass ihm in der Bewertung eine zentrale Bedeutung zukommt. Darüber hinaus ist das Phytoplankton aufgrund seiner hohen Wachstumsraten sehr gut geeignet, sowohl die externen, als auch die internen Belastungsimpulse anzuzeigen. Es reagiert auf Nährstoffeinträge unmittelbar mit Biomassezuwachs und der Veränderung seiner taxonomischen Zusammensetzung und kann somit, bei kontinuierlicher Überwachung, im Gegensatz zu den anderen Ökosystemkomponenten für die Detektion von akuten Nährstoffbelastungen genutzt werden.

In den letzten Jahrzehnten wurden diverse Phytoplanktonindikatorsysteme für die Beschreibung der anthropogen bedingten Nährstoffzunahme in aquatischen Ökosystemen entwickelt, die den Zusammenhang von Nährstoffverfügbarkeit und verschiedenen Biomasseparametern aufzeigen (ABDULLAH & DANIELSEN 1992, NIXON 1995, KARYDIS 1996, ZURLINI 1996, VOLLENWEIDER et al. 1998, AGUILERA et al. 2001, CLOERN 2001). Demgegenüber liegen taxonomisch basierte Bewertungssysteme, die trophiebedingte Veränderungen in der Struktur des Phytoplanktons beschreiben können, für marine Systeme kaum vor (SCHIEWER et al. 1994, SAGERT et al. 2005, SCHUBERT et al. 2005, DEVLIN et al. 2007, SAGERT et al. 2008a) und zielen in der Regel auf Veränderungen der Diversität (TSIRTSIS & KARYDIS 1998, DANILOV & EKELUND 2001, ARHONDITSIS et al. 2003).

Darüber hinaus unterliegen die Küstengewässer im gesamten baltischen Raum seit Jahrzehnten hohen anthropogenen Belastungen (ROSENBERG et al. 1990, NEHRING 1992, BONSDORFF et al. 1997, SCHIEWER 1998, ANDREN 1999, WASMUND & UHLIG 2003), die vergleichende Untersuchungen oder Rückgriffe auf Referenzgebiete und historische Referenzwerte, welche eine wesentliche Grundlage der Referenzwertermittlung für limnische Standgewässer darstellen (MISCHKE et al. 2007), unmöglich machen.

Die WRRL-konforme Klassifizierung und Bewertung der Küstengewässer auf Basis der Abundanz, der Biomasse und der taxonomischen Struktur des Phytoplanktons stellt sich für die hochvariablen und durch limnische als auch marine Einflüsse geprägten Küstengewässer der Ostsee im Detail als sehr komplex dar (RIELING et al. 2003). Insbesondere die Überlagerung von natürlicher Phytoplankton-sukzession, natürlicher hydrologischer Variabilität und trophieinduzierter Variabilität erschwert die Bestimmung geeigneter Indikatoren (WASMUND & KELL 1991, WASMUND et al. 2000). Vor allem die Sommermonate sind in den deutschen Küstengewässern durch wechselnde Limitation gekennzeichnet (SCHIEWER 2008), die entscheidenden Einfluss auf das Sukzessionsgeschehen sowie die Ausprägung des Biovolumens und der Abundanz von Phytoplanktongemeinschaften haben. Die dabei wirkenden Faktoren sind sowohl anthropogen als auch natürlich bedingt. Um derartige Einflüsse zu minimieren und den Einfluss des trophiebestimmenden Nährstoffeintrages auf die Phytoplanktonentwicklung abschätzen zu können, entwickelten SAGERT et al. (2008a) eine Methode zur Bewertung des Frühjahrsmaximums der Phytoplanktonentwicklung, das nach winterlicher Lichtlimitation direkt die Biomasseentwicklung unter Nährstofflimitation charakterisiert. Im Jahr 2007 wurde durch die EU-Kommission zur Interkalibrierung im Baltischen Raum (Baltic Geographical Inter-calibration Group, Baltic-GIG) die Bewertung mittels sommerlicher Chlorophyll a-Werte favorisiert und als verbindliche Methode eingeführt. Vor diesem Hintergrund wurde auch für die deutschen Küstengewässer eine sommerliche Bewertung des Phytoplanktons in direkter Abstimmung der Ergebnisse der Baltic-GIG angestrebt, die im Wesentlichen auf den Berechnungen pristiner Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern beruht.

Verschiedene Autoren haben in den letzten Jahren Referenzwerte für Makro-nährstoffkonzentrationen in Seen (MISCHKE et al. 2007) und Küstengewässern modelliert und definiert (DAHLKE & SAGERT 2003, SCHERNEWSKI et al. 2006, LAWA 2007). Auf Basis dieser Werte ergibt sich die Möglichkeit über Korrelationsanalysen biologische Indikationssysteme abzuleiten.

Ausgehend von einem umfangreichen Datensatz der Monitoringprogramme in Schleswig-Holstein (SH) und Mecklenburg-Vorpommern (MV) wurde über Korrelationsanalysen ein WRRL-konformes Bewertungssystem für die Qualitätskomponente Phytoplankton entwickelt, das die ausgewiesenen Wasserkörper anhand der Summenparameter Chlorophyll a (Chl a), Gesamtbiovolumen und dem Biovolumen einzelner taxonomischer Gruppen klassifiziert.

2 Datengrundlage

Aus dem landesweiten Küstengewässermonitoring zwischen 1980 und 2007 standen insgesamt 10380 Datensätze zur Gewässerchemie und zur Chl a-Konzentration zur Verfügung. Die 84 untersuchten Stationen umfassen den gesamten Bereich der für die deutsche Ostseeküste ausgewiesenen Wasserkörper (REIMERS 2005, SAGERT et al. 2008b). Jeder Gewässertyp wird in der Regel durch mehrere Stationen (Tab. 1) repräsentiert, wobei nur einzelne Stationen über den gesamten Zeitraum beprobt wurden. 17 der 84 Stationen liegen im Küstengebiet Schleswig-Holsteins. Ihr Anteil am Gesamtdatensatz der Sommerwerte (Mai-September) beträgt etwa 8%.

Tab. 1 Datengrundlage des Küstenmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein. Definition der Gewässertypen in SAGERT et al. (2008b). Die Salinität ist als unteres Quartil (25%), Median (M) und oberes Quartil (75%) aller verfügbaren Werte angegeben. N: Anzahl beprobter Stationen, W: Anzahl der Werte, A: Anteil der verfügbaren Daten pro Gewässertyp (bezogen auf den Gesamtdatensatz der Sommerwerte)

Gewässertyp	Chl a und TN			Biovolumen			Salinität		
	N	W _{gesamt}	W _{Mai-Sept.}	N	W _{Mai-Sept.}	A	75%	M	25%
B1a	12	1981	1001	2	109	9%	2,3	1,9	1,2
B1b	2	289	128	0	0	0 %	4,8	4,2	3,6
B2a	27	4097	1930	12	423	36%	8,7	7,4	7,2
B2b	14	1036	465	3	85	7%	15,6	13,7	12,0
B3a	10	1544	732	6	284	24%	7,8	8,0	6,7
B3b	11	1374	614	5	229	19%	14,6	13,1	11,0
B4	8	368	160	2	53	4%	18,8	15,7	14,8
Gesamt	84	10689	5030	30	1183	100%			

Für die Auswertung erfolgte keine geographische und zeitliche Auswahl der Daten. Da die anthropogen bedingte Eutrophierung mit Beginn der 1980er Jahre in allen Gewässern der deutschen Ostseeküste ihren Höhepunkt bereits erreicht hatte, sollte durch die Betrachtung der Gesamtheit der Daten die natürliche Variabilität in die Berechnungen eingehen.

Die Erfassung der Daten zur Gewässerchemie und zur Chl a-Konzentration erfolgt über landesspezifische Monitoringprogramme. In der Regel werden alle Stationen einmal monatlich in mindestens zwei Tiefenzonen beprobt. Um eine einheitliche Messgrundlage zu gewährleisten, wurden ausschließlich oberflächennahe Proben (bis 1 m Wassertiefe) in die Auswertung einbezogen.

Das Biovolumen und die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons werden ebenfalls im Rahmen der Landesmonitoringprogramme erfasst. Dieses art-spezifische Monitoring wird nur an ausgewählten Stationen durchgeführt. Der Datensatz umfasst 30 Stationen, wobei allein 12 Stationen und 36% der Werte dem Typ B2a zuzuordnen sind. Die Gewässertypen B1, B4 und B2b sind mit je 9, 4 und 7% Anteil am Gesamtdatensatz des Biovolumens deutlich unterrepräsentiert (Tab. 1).

Die in unterschiedlichen Größenordnungen und für unterschiedliche Zeiträume vorliegenden Literaturwerte der Hintergrundkonzentrationen des Gesamtstickstoffs (TN) für einzelne Küstengewässer wurden über Korrelationsanalysen des gesamten Datensatzes auf den durch die Baltic-GIG festgelegten Bewertungszeitraum (Mai - September) normiert. Dazu wurde der vorliegende Gesamtdatensatz zunächst auf saisonale Korrelationen geprüft (Tab. 2). Die Umrechnung der verschiedenen TN-Hintergrundkonzentrationen (Tab. 3) erfolgte dann über die in Tab. 2 dargestellten signifikanten Zusammenhänge. Alle nachfolgenden Analysen und Berechnungen sind ausschließlich auf die Vegetationsperiode Mai bis September bezogen. Die Korrelationsanalysen wurden mit NCSS (HINTZE 2001) durchgeführt.

Tab. 2 Regressionsgleichungen und R^2 -Werte für die Umrechnung von originalen TN-Referenzwerten verschiedener Autoren in vergleichbare saisonale Mittelwerte (MW) der Vegetationsperiode Mai bis September. Für die Korrelation der Jahresmaxima wurden die verwendeten Höchstwerte auf $< 400 \mu\text{mol l}^{-1}$ eingeschränkt.

	R^2	n	p	Berechnung für die Vegetationsperiode (Mittelwert Mai – Sept.)
Jahresmaxima TN	0,672	1329	<0,001	$y = 0,3773x + 12,8756$
Jahresmittelwerte TN	0,889	1387	<0,001	$y = 0,7734x + 5,0586$
MW (Apr.-Sep.) TN	0,936	1387	<0,001	$y = 0,8511x + 4,2654$

3 Ableitung der Referenzwerte für die Chl a-Konzentration und die Sichttiefe

3.1 Referenzwerte der Gesamtstickstoffkonzentration

Die nachfolgenden Korrelationsanalysen basieren auf modellierten Konzentrationen für Referenzwerte des TN. Während für Gewässer des Typs B2, B3 und B4 ausschließlich die durch BROCKMANN (2007, mdl. Mitt.) unter Berücksichtigung des Moneris-Modells (BEHRENDT & HUBER 1999) errechneten Flusseinträge zur Verfügung stehen (LAWA 2007), sind für B1-Wasserkörper in den letzten Jahren verschiedene Modellrechnungen vorgenommen worden, die im Folgenden kurz umrissen werden sollen (Tab. 3).

Tab. 3 Zusammenstellung der Referenzwerte für den Parameter TN. In keinem der angeführten Modelle erfolgt die Berücksichtigung des atmosphärischen Eintrages. Die Werte für TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$] stellen entweder Jahresmaximalwerte (¹), Jahresmittelwerte (²) oder saisonale Werte: April - September (³), Mai - September (⁴) dar.

Gewässer- typ	Autoren	Bezugsgewässer	TN $\mu\text{mol l}^{-1}$ Original	TN $\mu\text{mol l}^{-1}$ normiert (⁴)
B1	SCHLUNGBAUM & KRECH (2001)	Großes Haff	325 (¹)	135
	DAHLKE & SAGERT (2003)	B1 ca. 3-4 PSU	<65 (²)	55
	SCHERNEWSKI et al. (2006)	Kleines Haff	30 (³)	30
		Großes Haff	42 (³)	40
	MISCHKE et al. (2007)	Seentyp 11.2	k.A.	
	BACHOR et al. (1991)	mesotrophes Küstengewässer	<30 (¹)	24
	BACHOR et al. (1991)	eutrophes Küstengewässer	<100 (¹)	51
	LAWA (2007)	B1 1,8 PSU	10 (²)	12,8
		B1 3,5 PSU		
	B2	LAWA (2007)	B2 5 PSU	12,9 (²)
B2 18 PSU			7,9 (²)	11,2
B3	LAWA (2007)	B3 6,5 PSU	12,1 (²)	14,4
		B3 15 PSU	9,3 (²)	12,3
B4	LAWA (2007)	B4 10,5-20 PSU	10 (²)	12,8

Die Wasserkörper des oligohalinen Typs (B1) sind ausschließlich in Mecklenburg-Vorpommern ausgewiesen und umfassen die Gewässer Ribnitzsee und das Kleine Haff mit seinen angrenzenden Zu- und Abflüssen (Peenestrom und Achterwasser). Die Wasserkörper sind süßwasserdominiert und in der Regel sehr flach (Kleines Haff: mittlere Tiefen von 4 m). Darüber hinaus weisen sie rezent hypertrophe Bedingungen auf.

Das Trophieprognosemodell von SCHLUNGBAUM & KRECH (2001) basiert auf einem 3-stufigen Trophieprognosekatalog. Die Autoren beschreiben auf Basis dieser Werte das Oderhaff im Referenzzustand als polytroph (TN-Jahresmaxima: $325 \mu\text{mol l}^{-1}$).

Eine weitere Möglichkeit der Trophieprognose ergibt sich über die Hydrographie der Gewässer, die in erheblichem Maße durch limnische Einflüsse geprägt sind und nur geringe Salinitäten aufweisen. Da für limnische Standgewässer bereits verifizierte Trophieprognosen existieren, scheint eine Übertragung dieser Werte sinnvoll. Insbesondere die Gewässer Kleines Haff und Achterwasser ähneln in ihren Austauschraten, Tiefen und Einzugsgebieten stark den norddeutschen Flachseen. Legt man die Typisierungsmerkmale für Seen zugrunde, würde das Achterwasser in Verbindung mit dem Peenestrom dem Typ 11.2 und das Oderhaff als Gesamtgewässer dem Typ 11.1 entsprechen. Laut Seenkonzept (MISCHKE et al. 2007) sind beide Typen mit einer Referenztrophy von „mesotroph 2“ auszuweisen. Auf Grundlage der durch die Seebewertung vorgegebenen Referenztrophyen sind in diesem Konzept die saisonalen Mittelwerte der Chl a-Konzentration zwischen $5,1$ und $6,8 \mu\text{g l}^{-1}$ festgelegt worden (Tab. 4). Entsprechend der landesinternen Richtlinie zur trophischen Belastung von Küstengewässern in MV (BACHOR et al. 1991) würde der mesotrophe Zustand der Mecklenburg-Vorpommerschen Küstengewässer mit TN-Maximalwerten von $30 \mu\text{mol l}^{-1}$ zu beschreiben sein (Tab. 3).

DAHLKE & SAGERT (2003) haben Hintergrundwerte der Makronährstoffe auf Basis der rezenten Korrelation von Salinität und jeweiligem Nährstoff sowie unter

Hinzuziehung der LAWA-Referenzwerte für Fließgewässer modelliert (Regressionsmodelle). Daraus abgeleitet ergeben sich TN-Jahresmittelwerte von maximal $65 \mu\text{mol l}^{-1}$.

Unter Nutzung eines Boxmodells, welches zwischen dem Großen und Kleinen Haff differenziert (WIELGAT & WITEK 2004) wurden von SCHERNEWSKI et al. (2006) die Hintergrundkonzentrationen von Nährstoffen um das Jahr 1900 errechnet. Die in diesem Modell errechnete Abnahme der Nährstoffkonzentrationen spiegelt den Rückgang der Frachten durch die wesentlichen Zuflüsse wider. Im Falle der Oder betragen die historischen Frachten von Stickstoff und Phosphor zwischen April und September (im Vergleich zu denen der 1990er Jahre) etwa 27 bzw. 18% (SCHERNEWSKI et al. 2006). Die modellierten Referenzwerte für Chl a, sind im Durchschnitt 70% geringer als die der 1990er Jahre. Die abgeleiteten TN-Konzentrationen betragen zwischen 30 und $40 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Tab. 3). Die Modellierung durch BROCKMANN (2007, mdl. Mitt.) unter Berücksichtigung des Moneris-Modells gibt Hintergrundkonzentrationen von $10 \mu\text{mol l}^{-1}$ an und liegt damit oberhalb der Werte für innere Küstengewässer des Typs B2a. Nach SCHERNEWSKI et al. (2006) sind TN-Werte unterhalb von $12,7 \mu\text{mol l}^{-1}$ durch das speziell für das Oderhaff entwickelte Boxmodell selbst bei Simulationen von vollständig ungestörten Bedingungen (für das Oderhaff etwa vor 1500 Jahren) nicht zu erreichen.

Da das Boxmodell von SCHERNEWSKI et al. (2006) derzeit das einzige B1-spezifische Modell darstellt und zudem die besonderen hydrologischen Gegebenheiten im Odereinzugsgebiet berücksichtigt, scheinen die dort empfohlenen TN-Referenzwerte derzeit als wissenschaftlich begründete Grundlage für die Klassifizierung am ehesten geeignet. Darüber hinaus deuten die historischen Makrophytenbefunde von BRANDT (1896) für das Gebiet des Kleinen Haffs auf Tiefengrenzen von 2,5 m bis 3 m, die in etwa den prognostizierten Sichttiefen bei sommerlichen TN-Konzentrationen von $40 \mu\text{mol l}^{-1}$ entsprechen. Unter der Annahme, dass für Gewässer des Typs B1 am ehesten ein eutropher Zustand zu erwarten ist, wird für die weitere Betrachtung ein allgemeiner TN-Referenzwert von $40 \mu\text{mol l}^{-1}$ vorgeschlagen.

3.2 Korrelationsanalysen auf Basis rezenter Werte

Basierend auf den modellierten Referenzwerten der TN-Konzentration (Tab. 3) lassen sich über rezente Korrelationen Referenzwerte herleiten. Dazu wurden die Chl a-Werte und Secchitiefen-Werte als Saisonmittel (Mai - September) mit den Saisonmitteln der TN-Konzentration (Mai - September) verrechnet (Abb. 1). Die Beziehung beider Parameter ist trotz großer Streubreite signifikant. Aus den Regressionsgleichungen (Gl. 1 und 2) wurden im Folgenden die in Tab. 4 dargestellten Referenzwerte abgeleitet.

$$\text{Chl a}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = 0,0209 \left[\frac{\mu\text{g}}{\mu\text{mol}} \right] \cdot \text{TN}_{(\text{Mai-Sep})}^{1,6285} \left[\frac{\mu\text{mol}}{\text{l}} \right] \quad (1)$$

$$\text{Chl a}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l}} \right] = 26,626 \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{l} \cdot \text{m}} \right] \cdot \text{Sichttiefe}_{(\text{Mai-Sep})}^{-1,3306} [\text{m}] \quad (2)$$

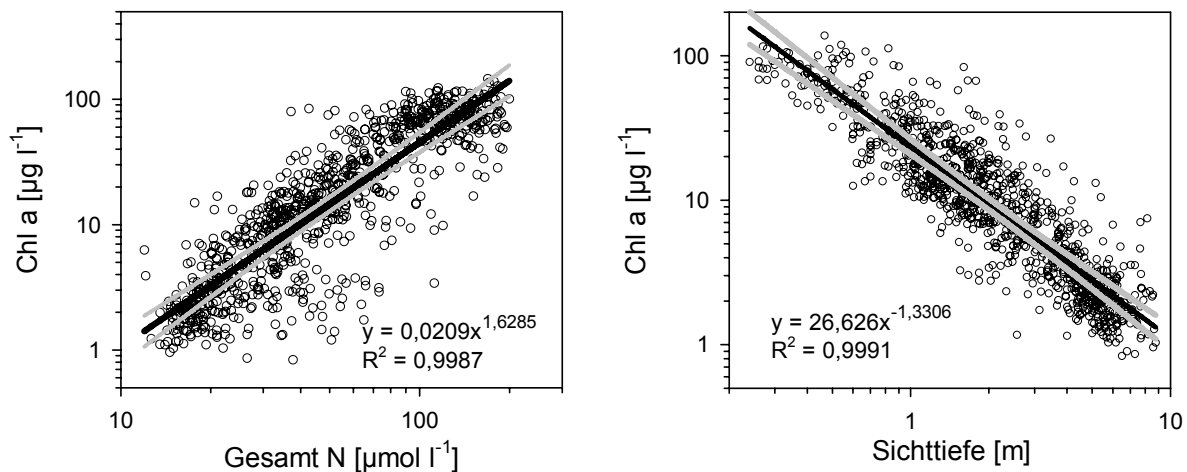


Abb. 1 Regressionsanalysen der Parameter TN, Chl a und Secchi-Tiefe. Verwendet wurden saisonale Jahresmittel (Mai - September). Alle Regressionen sind signifikant bei $p < 0,001$. Die grauen Linien zeigen das 95%-Konfidenzintervall der Regressionsgerade.

Für Gewässer des Typs B2 und B3 sind ausschließlich durch das Arbeitspapier der LAWA (2007) Hintergrundwerte der TN-Konzentration festgelegt worden (Moneis-Modell). Diese variieren in Abhängigkeit von der Salinität. Unter Annahme einer linearen Beziehung von Salinität und TN in den vorgegebenen Eckwerten der Salinität (Tab. 3) und TN-Konzentration lassen sich die TN-Referenzwerte zu jeder gegebenen Salinität ableiten (Abb. 2, Gl. 3).

Tab. 4 Berechnete Referenzwerte der Parameter Chl a sowie die resultierende Secchi-Tiefen (Abb. 1) basierend auf den Referenzwerten für TN verschiedener Autoren (normiert auf die Vegetationsperiode Mai - September). ^{*1}Angaben zum Chl a-Wert von Seen Typ 11.1 und 11.2 (MISCHKE et al. 2007); ^{*2}Aus den Werten von MISCHKE et al. (2007) errechnete Sichttiefen laut Gl. 2.

Gewässer-typ	Autoren	Bezugsgewässer	TN [µmol l ⁻¹]	Chl a [µg l ⁻¹]	Secchi-tiefe [m]
B1	SCHLUNGBAUM & KRECH (2001)	Großes Haff	135	61,6	0,5
	DAHLKE & SAGERT (2003)	B1 ca. 3-4 PSU	55	14,3	1,6
	SCHERNEWSKI et al. (2006)	Kleines Haff	30	5,3	3,4
		Großes Haff	40	8,5	2,4
	MISCHKE et al. (2007)	Seentyp 11.2		5,1-6,8 ^{*1}	3,5-2,8 ^{*2}
	BACHOR et al. (2001)	mesotrophes Küstengewässer	24	3,7	4,4
	BACHOR et al. (2001)	eutrophes Küstengewässer	51	12,6	1,8
	LAWA (2007)	B1 1,8 PSU B1 3,5 PSU	12,8	1,3	9,5
B2	LAWA (2007)	B2 5 PSU	15,0	1,7	7,8
		B2 18 PSU	11,2	1,1	11,2
B3	LAWA (2007)	B3 6,5 PSU	14,4	1,6	8,2
		B3 15 PSU	12,3	1,2	10,0
B4	LAWA (2007)	B4 10,5-20 PSU	12,8	1,3	9,5

$$\begin{aligned}
 \text{B2: } \text{TN}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{mol}}{\text{l}} \right] &= -0,30 \cdot \text{Salinität} + 16,6 \\
 \text{B3: } \text{TN}_{(\text{Mai-Sep})} \left[\frac{\mu\text{mol}}{\text{l}} \right] &= -0,25 \cdot \text{Salinität} + 16,0
 \end{aligned}
 \tag{3}$$

Auf dieser Grundlage können unter Verwendung von Gl. 1 salinitätsspezifische Referenzwerte der Chl a-Konzentration im Gradienten der Küstengewässer bestimmt werden. Für die weiteren Berechnungen wurden aus dem oben genannten Datensatz jeweils die mittleren Salinitäten des Gewässertyps (Tab. 1) verwendet.

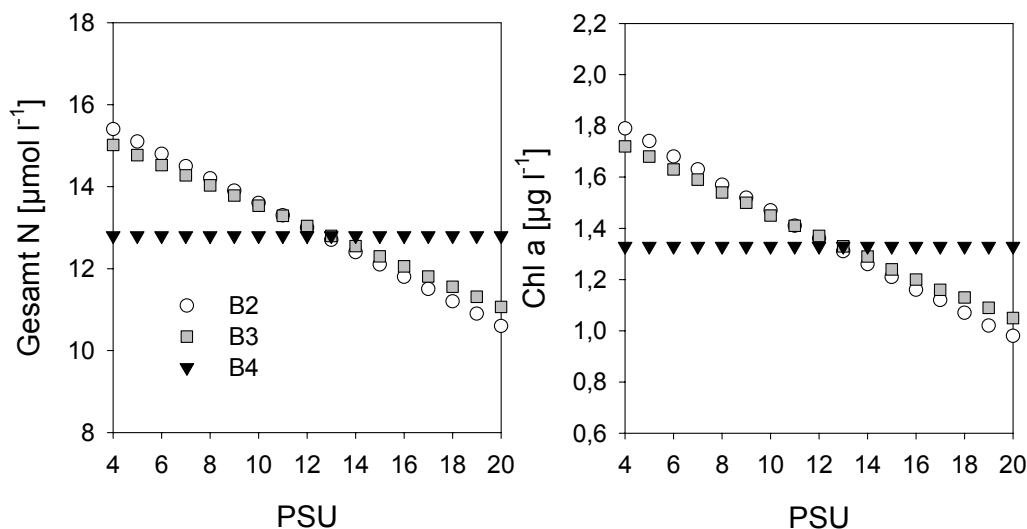


Abb. 2 Potenzielle Referenzwerte der Parameter TN (links) und Chl a (rechts) auf Basis der durch die LAWA (2007) festgelegten Werte (Vegetationsperiode Mai - September). Die Abnahme der TN-Konzentration mit steigender Salinität wurde für die vorgegebenen Eckwerte vereinfacht als linear angenommen (Gl. 3). Die resultierenden Chl a-Referenzwerte ergeben sich aus Gl. 1.

Nach WASMUND et al. (2008) liegt der Referenzwert für historische Biomassen des Phytoplanktons (zu Beginn des 20. Jhd.) in der Kieler Bucht (Gewässertyp B3 bzw. B4) bei etwa 55 mg C m^{-1} . Nach Umrechnung in Chl a (Näherungswerte bei Faktor 50, SOMMER 1994), liegen diese Werte mit $1,1 \mu\text{g Chl a l}^{-1}$ nahe den von der LAWA (2007) angegebenen Werten (Tab. 4).

Eine weitere Möglichkeit der Referenzwertbestimmung für Chl a ist potenziell über die Verrechnung historischer Sichttiefen gegeben. Historische Sichttiefen liegen zwar für den küstennahen Bereich der Ostsee nicht vor (SCHORIES et al. 2006), jedoch deuten historische Befunde (1903-1965) in der offenen Ostsee auf Sommermittelwerte von 9,5 m (Standardabweichung = 1,89, n = 161, nach SCHORIES et al. 2006).

Darüber hinaus sind gute Belege für die historische Tiefenverbreitung der Makrophyten bekannt. So beschreibt (REINKE 1889) die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* im Gebiet der deutschen Küstengewässer (Typ B3b und B4) mit etwa 10 m. In den letzten Jahren wurden für den Ostseeraum verschiedene Modelle für

den Zusammenhang von Sichttiefe und Makrophytentiefengrenzen publiziert (zusammenfassend in KRAUSE-JENSEN et al. 2007). Nach SAGERT et al. (2005) würde die Tiefengrenze von 10 m einer Sichttiefe von 10,3 m entsprechen.

NIELSEN et al. (2002) geben für den gleichen Zusammenhang 8,2 m Sichttiefe an. Nach SCHORIES et al. (2006) sind bei *Zostera*-Standorten um 10 m Sichttiefen oberhalb von 9 m zu erwarten und DENNISON et al. (1993) führen aus, dass die Tiefengrenze von *Zostera marina* in etwa der Sichttiefe entspricht.

Über die Korrelation von Chl a und Secchitiefe (Gl. 2) lassen sich so aus den historischen Angaben der *Zostera*-Tiefenausbreitung (10 m) Chl a-Konzentrationen von $1,2 \mu\text{g l}^{-1}$ (vergleiche Tab. 4, B3 bei einer Salinität von 15 PSU) ableiten. Den gleichen Referenzwert hat die Baltic-GIG im Jahr 2007 (unveröffentlicht) als vorläufigen Referenzwert für die Komponente „Phytoplankton“ in den äußeren Küstengewässern (8-22 PSU, B12) der südlichen Ostsee definiert.

Der Referenzwert der Sichttiefe lässt sich zudem gut durch den Zusammenhang von Chl a, Attenuation und Sichttiefe (KIRK 1994) verifizieren. Nach KIRK (1994) besteht zwischen Attenuation (Lichtschwächung, k) und Sichttiefe der Zusammenhang $ST=1,44 k^{-1}$. Eine Referenzsichttiefe von 10 m würde demnach einem Attenuationskoeffizienten von 0,144 entsprechen. In Messungen entlang der Ostseeküste wurden in den letzten Jahren von verschiedenen Autoren kombinierte Attenuations- und

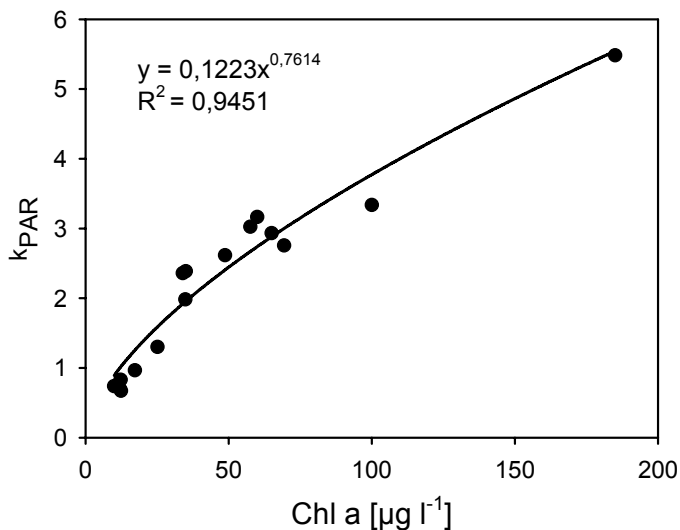


Abb. 3 Abhängigkeit des k_{PAR} vom Chlorophyllwert am Beispiel verschiedener Ostseestationen.

Chlorophyllmessungen durchgeführt (unveröffentlicht), die trotz ihrer geringen Zahl den in Abb. 3 dargestellten Zusammenhang signifikant wiedergeben. Aus dieser Regression lässt sich für den Attenuationskoeffizienten von 0,144 (10 m Sichttiefe entspricht dem potenziellen B3 Referenzwert) durch Umformung eine Chl a-Konzentration von $1,24 \mu\text{g l}^{-1}$ errechnen.

Somit können für B3/B4-Wasserkörper (15 PSU) die Referenzwerte der Chl a-Konzentration, als auch der Sichttiefe über unabhängige Verfahren verifiziert werden.

4 Festlegung der Klassengrenzen („Boundary setting procedure“) für die Chl a- Konzentration

Zur Festsetzung der Klassengrenzen sind unterschiedliche Wege vorgeschlagen. Sofern keine historischen Belege oder ökologische Gradienten mit Schwellenwerten vorliegen, müssen die Grenzen pragmatisch und möglichst auf Expertenwissen gestützt festgelegt werden.

So ist im Rahmen der Baltic-GIG für B3/B4-vergleichbare Wasserkörper (Typ B12, 8-22 PSU), die Grenze zwischen „gutem“ und „mäßigem“ Zustand mit dem 1,5-fachen des Referenzwertes festgelegt worden ($1,8 \mu\text{g l}^{-1}$). Dieser Wert würde bei einer Ausgangssalinität von 15 PSU einer 25-27%igen Abnahme der Sichttiefe entsprechen (Tab. 5). Die ebenfalls für diese Wasserkörper festgelegte Grenze

zwischen „sehr gutem“ und „gutem“ Zustand ($1,3 \mu\text{g l}^{-1}$) würde bei 15 PSU eine Abnahme der Sichttiefe um 4-8% bedeuten.

Die Spannbreite der Reduktion ergibt sich aus der rechnerischen Spannbreite der Sichttiefe, die für eine Chl a-Konzentration von $1,3 \mu\text{g l}^{-1}$ zwischen 9,9 und 9,5 m liegt (Tab. 5). Eine genauere Angabe der Sichttiefe (unterhalb 0,1 m) wäre methodisch nicht sinnvoll (Messgenauigkeit mit der Secchischeibe), so dass hier gewisse Toleranzen akzeptiert werden müssen.

Tab. 5 Vorgehensweise zur Festlegung der Klassengrenzen für Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$] am Beispiel äußerer Küstengewässer (B3/B4 einer gegebenen Salinität von 15, vgl. Abb. 2). Die Klassen spiegeln die zahlenmäßige ökologische Zustandsklasse zwischen „sehr gut“ und „schlecht“ wider. Der Referenzwert bezieht sich auf eine Salinität von 15 PSU. Die prozentuale Abnahme der Sichttiefe (%ST) errechnet sich aus der schrittweisen Reduktion der Sichttiefe (ST) in 0,1 m-Schritten (es sind nur die oberen und unteren Werte der gerundeten Chl a-Werte dargestellt). Die Chl a-Konzentration (Chl a) wurde über Gl. 2 aus den Sichttiefen berechnet. Die Klassengrenzen 1/2 und 2/3 sind durch die Baltic-GIG (vergleiche Text) festgelegt. TN gibt die Gesamtstickstoffkonzentration in $\mu\text{mol l}^{-1}$ nach Gl. 1 an. Die gezeigte Klasseneinteilung entspricht der Referenzklassifizierung für den Wasserkörper B12 der Baltic-GIG.

Salinität 15 PSU				
Klasse	ST [m]	% ST	TN	Chl a
Referenzwert	10,3	0	12,0	1,2
1 (sehr gut)	10,2	1	12,1	1,2
	10,0	3	12,3	1,2
	9,9	4	12,4	1,3
	9,5	8	12,9	1,3
	9,4	9	13,0	1,4
2 (gut)	9,0	13	13,4	1,4
	8,9	14	13,6	1,5
	8,6	17	13,9	1,5
	8,5	18	14,1	1,6
	8,2	20	14,5	1,6
	8,1	21	14,6	1,7
	7,8	24	15,1	1,7
	7,7	25	15,3	1,8
3 (mäßig)	7,5	27	15,6	1,8
	7,4	28	15,8	1,9
	7,2	30	16,1	1,9
	5,3	49	20,7	2,9
4 (unbefriedigend)	5,2	50	21,1	3,0
	5,1	51	21,4	3,1
	5,0	52	21,8	3,2
	1,8	83	50,5	12,4
	1,7	84	53,0	13,4
5 (schlecht)	<1,6	>85	>55,7	>14,6

Um die Festlegung der Klassengrenzen für alle Gewässertypen gleichermaßen zu gestalten, wurde unter Berücksichtigung der Maßgaben der Baltic-GIG (2007, unveröffentlicht) für alle Gewässertypen eine einheitliche Grenzziehung vorgenommen, die in Tab. 5 beispielhaft dargestellt ist. Diese definiert die Grenze zum „guten“ Zustand generell mit einer Abnahme der Sichttiefe zwischen 5 und 8%,

wobei zur Grenzziehung die Chl a-Konzentration auf eine Kommastelle gerundet wurde (Tab. 5). Die Grenze zum „mäßigen“ Zustand wurde für alle Wasserkörper als das 1,5-fache des Referenzwertes festgelegt (Tab. 5 und 6).

Tab. 6 Referenzwerte der Chl a-Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Vergleich zur Basisgröße TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$] und den abgeleiteten Größen zur Klassenbildung (Sichttiefe [m] und prozentuale Abnahme der Sichttiefe bezogen auf den jeweiligen Chl a-Wert im Vergleich zum Referenzwert der Sichttiefe [%ST]). Die Werte geben jeweils die Grenze zwischen zwei Klassen an: H/G („sehr gut/gut“), G/M („gut/mäßig“), M/P („mäßig/unbefriedigend“), P/B („unbefriedigend/schlecht“). Z_C : *Zostera marina*-Tiefengrenze. Die Salinitätsangaben entsprechen der Bezugsgröße für die Berechnung der angegebenen Werte.

Typ	PSU	Parameter	Referenzwert	H/G	G/M	M/P	P/B
B1	1,8	TN	40	43	51	71	180
		Chl a	8,5	9,3	12,7	21,5	115
		Sichttiefe	2,5	2,2	1,7	1,1	0,3
		%-ST	0	8	26	51	86
B2a	7,5	TN	14,5	15,4	18,5	25,6	71,0
		Chl a	1,6	1,8	2,4	4,2	21,5
		Sichttiefe	8,3	7,6	6,1	4,1	1,2
		%-ST	0	8	27	51	86
B2b	13,7	TN	12,9	13,4	16,1	22,1	58,4
		Chl a	1,3	1,4	1,95	3,2	15,7
		Sichttiefe	9,8	9,0	7,2	4,9	1,5
		%-ST	0	4-8	25-27	50	85
B3a	8,0	TN	14,0	14,6	18,0	24,3	64,5
		Chl a	1,5	1,6	2,3	3,8	18,5
		Sichttiefe	8,5	8,1	6,3	4,3	1,3
		%-ST	0	3-7	26-28	50	85
B3b	13,1	TN	12,8	13,4	16,1	22,1	58,8
		Chl a	1,3	1,4	1,9	3,2	15,9
		Sichttiefe	9,7	9,0	7,2	4,9	1,5
		%-ST	0	3-7	24-26	49-50	85
B3b/B12	15,0	TN	12,0	12,9	15,6	21,1	55,7
		Chl a	1,2	1,3	1,8	3	14,6
		Sichttiefe	10,3	9,5	7,5	5,2	1,6
		%-ST	0	4-8	25-27	50	85
B4	15,7	TN	12,8	13,4	16,1	22,1	58,8
		Chl a	1,3	1,4	1,9	3,2	15,9
		Sichttiefe	9,7	9,0	7,2	4,9	1,5
		%-ST	0	3-7	24-26	49-50	85
errechnete <i>Zostera</i> -Tiefengrenze B3b, Salinität: 13,1 PSU; Gl. 4 (SAGERT et al. 2005)							
		Z_C	9,3	8,6	6,7	4,2	0,6
<i>Zostera</i> -Tiefengrenze geschlossener Bestände (SCHORIES et al. 2006)							
		Z_C	>8,1	8,1	7,2	4,3	0,8

Da für die Klassenbildung des „unbefriedigenden“ und „schlechten“ Zustandes ebenfalls keine historischen Werte zu Grunde gelegt werden konnten, wurde in Anlehnung an das von SCHORIES et al. (2006) und SELIG et al. (2007) entwickelte Verfahren für Makrophyten die Grenzziehung ebenfalls über die Verringerung der Sichttiefe vorgenommen. Die verminderten Sichttiefen wurden dann in Chl a-Konzentrationen umgerechnet. Für die Grenze „mäßig/unbefriedigend“ wurde in allen Wasserkörpern eine Verringerung der Sichttiefe um 50% festgelegt. Die Grenze zum „schlechten“ Zustand wird durch eine 85%ige Verringerung der Sichttiefe markiert.

Da die mittlere Salinität der B3b-Wasserkörper der Ostsee mit 13,1 PSU unterhalb der im Beispiel (Tab. 5) angeführten Salinität liegt und sich daraus erhöhte Referenzwerte für Chl a und TN ergeben (Abb. 2), wurden im Folgenden die Klassengrenzen für B3b-Wasserkörper sowohl für die mittlere Salinität (13,1 PSU) als auch für den international abgestimmten Chl a-Referenzwert von $1,2 \mu\text{g l}^{-1}$ (entspricht Salinität 15 PSU) aufgeführt (Tab. 6).

Die aus dieser Klassenbildung abgeleiteten Sichttiefenwerte (Tab. 6) lassen sich über die Gl. 4 in *Zostera*-Tiefengrenzen (Z_C) umrechnen.

$$Z_C = 0,97 + 1,06 \cdot ST \rightarrow R^2 = 0,668 \quad (p < 0,001) \quad (4)$$

Vergleicht man diese für den Typ B3b errechneten Werte mit den von SCHORIES et al. (2006) festgelegten Grenzen für geschlossene *Zostera*-Bestände in äußeren Küstengewässern (Tab. 6), kann für die Grenzen „mäßig/unbefriedigend“ und „unbefriedigend/schlecht“ eine gute Übereinstimmung festgestellt werden. Gleiches gilt für die Grenze „gut/mäßig“, die bei SCHORIES et al. (2006) mit 7,2 m angegeben wird und nach Umrechnung einem Chl a-Wert von $1,8 \mu\text{g l}^{-1}$ entsprechen würde.

5 Ableitung weiterer spezifischer Phytoplanktonparameter

Neben der signifikanten Korrelation von sommerlichen Chl a-Konzentrationen und sommerlichen TN-Konzentrationen konnten aus dem taxonomisch bearbeiteten Phytoplanktondatensatz (Tab. 1) weitere phytoplanktonspezifische Kenngrößen abgeleitet werden. Auf Grund der geringeren Datenbasis (Tab. 1) insbesondere für B1- und B4-Wasserkörper und der allgemein hohen Streubreite der Werte, wurde auch für diese Korrelationsanalyse (Spearman-Rank-Korrelation) der Gesamtdatensatz aller verfügbaren Stationen unabhängig von ihrer Typzugehörigkeit genutzt.

Für die Analyse lagen 903 kombinierte Datensätze (einschließlich TN-Konzentration) vor. Als Eutrophierungsparameter diente die TN-Konzentration. Als potenzielle Parameter wurden zunächst das Gesamtbiovolumen, sowie die im Sommer zu erwartenden Algenklassen getestet. Darüber hinaus waren im gesamten Datensatz 159 Taxa vertreten (Spezies, Gattungen). Von diesen 159 Taxa wurden nur jene in die Analyse einbezogen, die in mindestens 5% der Proben gezählt wurden ($n > 45$, 18 Taxa), um eine sichere Korrelation zu gewährleisten. Von den getesteten Parametern zeigten das Gesamtbiovolumen ($R=0,778$, $p < 0,001$), das Biovolumen der Cyanophyceae ($R=0,697$, $p < 0,001$) sowie das Biovolumen der Chlorophyceae ($R=0,497$, $p < 0,001$) und Cryptophyceae ($R=0,397$; $p < 0,01$) eine signifikante Korrelation zur TN-Konzentration (Abb. 4). Die 18 getesteten Spezies (Gattungen) zeigten keine signifikante Korrelation zur TN-Konzentration. Dies dürfte zum einen in der Eurypotenz vieler dominanter Ostseearten und zum anderen in der großen Streubreite der Einzelbestimmungen (RIELING et al. 2003) begründet sein.

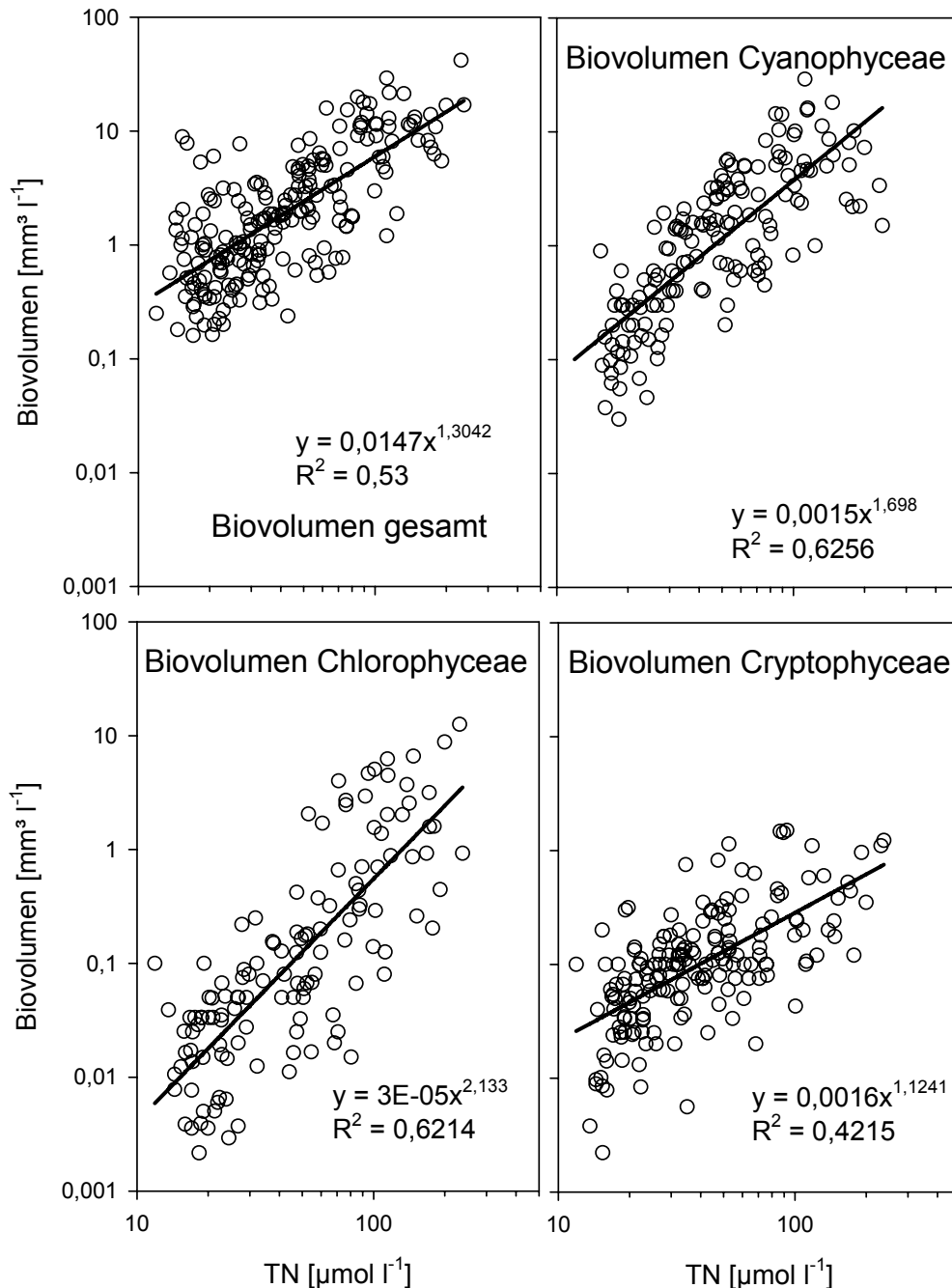


Abb. 4 Verhältnis von phytoplanktonspezifischen Indizes zur TN-Konzentration. Saisonmittel Mai-September (n=209).

Ausgehend von den für die Chl a-Konzentration festgelegten Klassengrenzen (Tab. 6) erfolgte die Klasseneinteilung der weiteren phytoplanktonspezifischen Kenngrößen auf Basis der zugehörigen Chl a-TN-Wertepaare (Tab. 6). Unter Berücksichtigung der in Abb. 4 dargestellten Regressionen ergeben sich für die einzelnen Gewässertypen die in Tab. 7 dargestellten Klassengrenzen. Die Cryptophyceae zeigen zwar im gesamten Trophiegradienten eine deutliche Zunahme, jedoch legt die Analyse nahe, dass sie bis zum „unbefriedigenden“ Zustand von sehr untergeordneter Bedeutung sind (Werte <0,01 mm³ l⁻¹, Abb. 4). Auf eine Einbeziehung dieser Algenklasse in das Bewertungsschema wurde deshalb zunächst verzichtet. Die Chlorophyceae sind auf Grund der geringen Veränderungen in der „sehr guten“ und

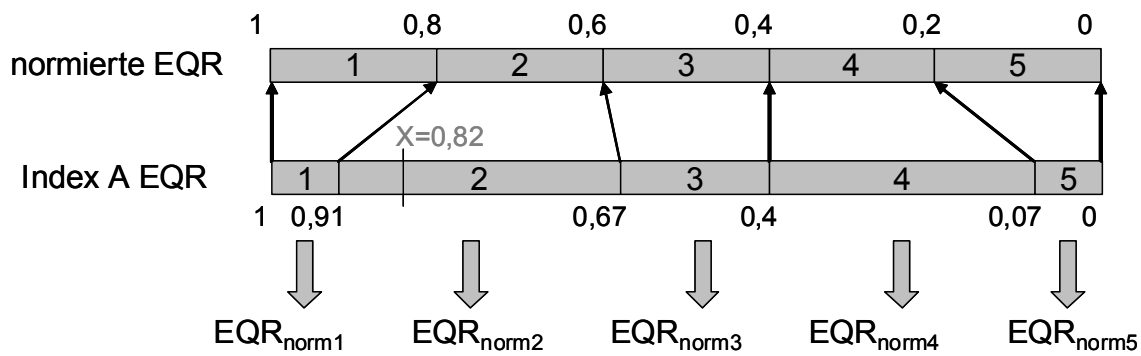
„guten“ Zustandsklasse nur zur Indikation ab dem „mäßigen“ Zustand geeignet. Generell ist zu beobachten, dass sich die Biovolumen im Bereich geringer TN-Konzentration durch die zu Grunde liegenden Potenzfunktion (Abb. 4) kaum differenzieren lassen, so dass hier gewisse Unsicherheiten in der Bewertung bestehen. Darüber hinaus ist der Einfluss der Cyanophyceae und Chlorophyceae in stärker salinen Wasserkörpern geringer (WASMUND et al. 2008), so dass die Bewertung dieser Komponenten in der westlichen Ostsee als unsicherer einzustufen ist.

Tab. 7 Referenzwerte und Klassengrenzen des Gesamtbiovolumens, des Biovolumens der Cyanophyceae und der Cryptophyceae. Die Klassenbildung basiert auf den in Tab. 6 angegebenen Klassengrenzen für TN. Die Werte geben jeweils die Grenze zwischen zwei Klassen an: H/G („sehr gut/gut“), G/M („gut/mäßig“), M/P („mäßig/unbefriedigend“), P/B („unbefriedigend/schlecht“).

Typ	Einzelindex	Referenzwert	H/G	G/M	M/P	P/B
B1	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	40	43	51	71	180
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	1,8	2	2,5	3,9	13,3
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,8	0,9	1,2	2,1	10,1
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,078)	(0,091)	0,132	0,267	1,939
B2a	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	14,5	15,4	18,5	25,6	71
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,48	0,52	0,66	1,01	3,89
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,14	0,16	0,21	0,37	2,1
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,009)	(0,010)	0,015	0,030	0,267
B2b	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	12,9	13,4	16,1	22,1	58,4
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,4	0,45	0,55	0,85	3
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,11	0,12	0,17	0,29	1,5
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,007)	(0,008)	0,011	0,022	0,176
B3a	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	14	14,6	18	24,3	64,5
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,45	0,5	0,65	0,95	3,4
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,13	0,14	0,2	0,34	1,77
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,008)	(0,009)	0,014	0,027	0,217
B3b/B4 (B12)	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	12,8	13,4	16,1	22,1	58,8
	Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,4	0,45	0,55	0,85	3
	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,11	0,12	0,17	0,29	1,52
	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,007)	(0,008)	0,011	0,022	0,178

6 Erstellung eines Gesamtindex

Zur Erstellung des Gesamtindex (PPI_{cw} -phytoplanktonindex for coastal waters) werden die dargestellten Einzelkomponenten miteinander verrechnet. Dazu muss zunächst für jede der vier Einzelkomponenten die EQR (ecological quality ratio) bestimmt werden. Sie ergibt sich aus dem Quotienten des Referenzwertes und des aktuell gemessenen Wertes ($\text{EQR} = \text{Referenzwert/aktueller Messwert}$). Danach erfolgt für die weitere Berechnung des PPI_{cw} die Normierung der EQR pro Einzelkomponente (Abb. 5). Diese Normierung ermöglicht die Vergleichbarkeit und das Zusammenführen der Einzelkomponenten zum Gesamtindex.



$$EQR_{\text{norm}1-5} = (EQR_{\text{Index}1-5} - \text{Min}_{\text{Index}1-5}) \cdot \frac{(\text{Max}_{\text{norm}1-5} - \text{Min}_{\text{norm}1-5})}{(\text{Max}_{\text{Index}1-5} - \text{Min}_{\text{Index}1-5})} + (\text{Min}_{\text{norm}1-5})$$

Beispiel : EQR des Index A erreicht aktuellen Wert von 0,82

$$EQR_{\text{Index A}}_{X_{\text{norm}2}} = (0,82 - 0,67) \cdot \frac{(0,8 - 0,6)}{(0,91 - 0,67)} + (0,6)$$

$$EQR_{\text{Index A}}_{X_{\text{norm}2}} = 0,725$$

Abb. 5 Normierung EQR je Einzelkomponente auf eine lineare Skala von 0-1. Die normierte EQR gibt 5 äquale Qualitätsklassen (Klasse 1 bis 5) wieder. Die EQR des Index A stellt die aktuell ermittelte EQR für eine der 4 Bewertungskomponenten dar. Der Wert X stellt einen Beispielwert einer aktuellen Bewertung dar. Min: Minimum der Klassengrenze, Max: Maximum der Klassengrenze, _{norm}: normierter Wert bezogen auf die Klassengrenzen der Qualitätsklassen 1 bis 5, _{Index}: Wert des betrachteten Einzelindex bezogen auf die Klassengrenzen der Qualitätsklassen 1 bis 5.

Für den Index Chlorophyceae können zwar auf Grundlage der abgeleiteten Klassengrenzen (Abb. 4, Tab. 7) die EQR aller Klassen bestimmt werden, jedoch erfolgt keine Bewertung der Klassen „sehr gut“ und „gut“. Die angegebenen Grenzen dieser Klassen (Tab. 7) dienen ausschließlich der Bestimmung der EQR ab Klasse „mäßig“ (Tab. 8).

Die Zusammenführung der dargestellten Einzelkomponenten zum Gesamtindex PPI_{CW} erfolgt durch Verrechnung der gewichteten EQR_{norm} der Einzelkomponenten. Da die Chl a-Konzentration zum gegenwärtigen Zeitpunkt den einzig kalibrierten Parameter darstellt, ist eine alleinige Bewertung auf Basis der Chlorophyllmittelwerte möglich, jedoch nicht empfohlen, da die Relation von Chl a und Planktonbiomasse durchaus schwanken kann (AGUSTI 1991). Zudem ist durch die EU-WRRL ausdrücklich die Berücksichtigung von Abundanz und/oder Biomasse vorgesehen.

In Anlehnung an die Güte der Korrelationsanalyse und unter Berücksichtigung der jeweiligen Messunsicherheiten werden zunächst folgende Wichtungsfaktoren für die Einzelindizes vorgeschlagen. Diese sollten jedoch in nachfolgenden Praxistests geprüft werden.

Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]:	4,0	Cyanophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]:	1,0
Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]:	2,0	Chlorophyceae [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]:	0,5

Der Gesamtindex errechnet sich nach folgender Formel:

$$PPI_{cw} = \frac{\sum(\text{Einzelkenngröße} \cdot \text{Wichtungsfaktor})}{\sum(\text{Wichtungsfaktoren})} \quad (5)$$

Die Zuordnung der Qualitätsklassen erfolgt über den ermittelten Gesamtwert des PPI_{cw} :

	Qualitätsklasse	PPI_{cw}
sehr gut	1	< 1; > 0,8
gut	2	> 0,6; ≤ 0,8
mäßig	3	> 0,4; ≤ 0,6
Unbefriedigend	4	> 0,2; ≤ 0,4
schlecht	5	> 0,0; ≤ 0,2

Tab. 8 EQR der Bewertungsgrenzen für die vier Einzelindizes: A – Chl a, B – Gesamtbiovolumen, C – Biovolumen Cyanophyceae und D – Biovolumen Chlorophyceae.

Typ	Einzelindex	H/G	G/M	M/P	P/B
B1a	EQR Index A	0,91	0,67	0,40	0,07
	EQR Index B	0,90	0,72	0,46	0,14
	EQR Index C	0,89	0,67	0,38	0,08
	EQR Index D		0,59	0,29	0,04
B1b	EQR Index A	0,91	0,67	0,40	0,07
	EQR Index B	0,90	0,72	0,46	0,14
	EQR Index C	0,89	0,67	0,38	0,08
	EQR Index D		0,59	0,29	0,04
B2a	EQR Index A	0,89	0,67	0,38	0,07
	EQR Index B	0,92	0,73	0,48	0,12
	EQR Index C	0,88	0,67	0,38	0,07
	EQR Index D		0,60	0,30	0,03
B2b	EQR Index A	0,93	0,67	0,41	0,08
	EQR Index B	0,89	0,73	0,47	0,13
	EQR Index C	0,92	0,65	0,38	0,07
	EQR Index D		0,64	0,32	0,04
B3a	EQR Index A	0,94	0,65	0,39	0,08
	EQR Index B	0,90	0,69	0,47	0,13
	EQR Index C	0,93	0,65	0,38	0,07
	EQR Index D		0,57	0,30	0,04
B3b/(B12)	EQR Index A	0,92	0,67	0,40	0,08
	EQR Index B	0,89	0,73	0,47	0,13
	EQR Index C	0,92	0,65	0,38	0,07
	EQR Index D		0,64	0,32	0,04
B4	EQR Index A	0,93	0,68	0,41	0,08
	EQR Index B	0,89	0,73	0,47	0,13
	EQR Index C	0,92	0,65	0,38	0,07
	EQR Index D		0,64	0,32	0,04

7 Anwendung und zukünftiges Monitoring

Auf Basis der Daten 2000-2005 wurde das entwickelte Bewertungsschema erstmals angewendet (Abb. 6). Diese Erstanwendung hat jedoch den Nachteil, dass es sich nicht um unabhängige Daten handelt, da für die Entwicklung in Einzelfällen Daten bis 2007 eingearbeitet wurden. Ein weiterer unabhängiger Test in möglichst allen verfügbaren Wasserkörpern ist deshalb in naher Zukunft dringend erforderlich.

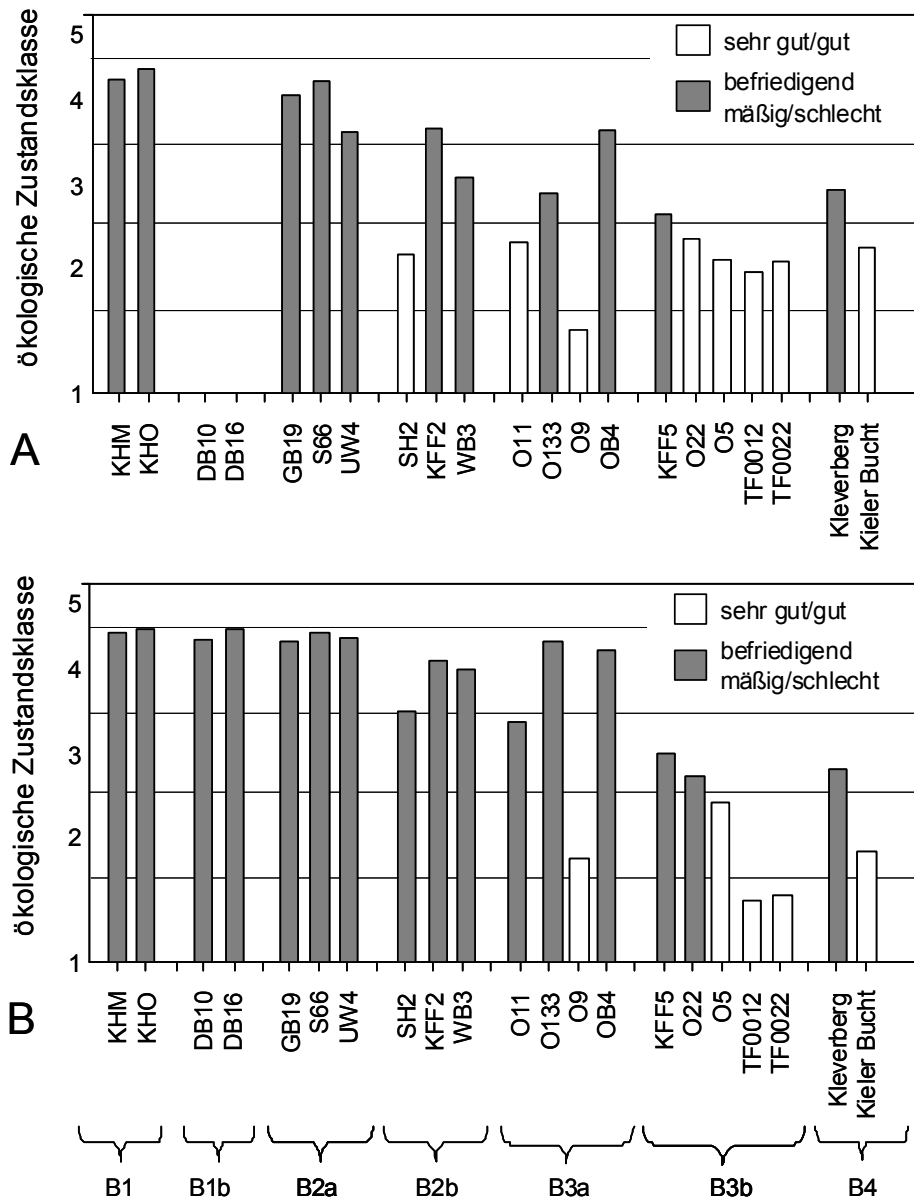


Abb. 6 Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse ausgewählter Monitoringstationen für die Jahre 2000-2005. A: Ökologische Zustandsklasse bestimmt über PPI_{cw} (gewichtetes Mittel der Einzelindizes). Für den Typ B1b liegen keine Phytoplanktondaten vor. B: Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse über den Einzelparameter Chl a.

Für die Bewertung über den PPI_{cw} sind zunächst die saisonalen Mittelwerte der Einzelkomponenten auf Basis eines Beprobungsjahres zu berechnen. Diese werden dann in EQRs überführt (Tab. 8, Abb. 5) und normiert. Die normierten EQR der vier

Einzelindizes werden dann nach Gl. 5 für jedes Probenahmejahr verrechnet. Für die Gesamtbewertung des sechs Jahre umfassenden Bewertungszeitraumes sind die Jahreswerte im Folgenden zu mitteln, wobei die Rundung auf ganzzahlige Güteklassen erst im letzten Schritt erfolgt.

International kommt in der Phytoplanktonbewertung bisher nur die Einzelkenngröße Chl a zum Einsatz. Der Vergleich der Bewertungsergebnisse des multi-metrischen PPI_{cw} und dem Einzelindex Chl a ergibt ein deutlich schlechteres Abschneiden der untersuchten Gewässer als bei alleiniger Betrachtung der Chl a-Konzentration. Dies ist besonders bei den Typen B2b und B3a zu beobachten (Abb. 6).

Der wesentliche Einflussfaktor für diese Diskrepanz liegt in der Bewertung durch den Index „Gesamtbiolumen“. Auffallend ist, dass sich die Werte hinsichtlich ihrer Bearbeiter unterscheiden. So indiziert das Gesamtbiolumen im LUNG-Monitoring (MV) in der Regel bessere Klassenwerte als das Chl a (LUNG Messstationen: KHM, KHO, DB, GB19, S66, UW4, SH2, WB3, O), während die Stationen des LANU (KFF2, KFF5, TF, Klevenberg, Kieler Bucht) generell schlechtere Bewertungen durch die Metric Gesamtbiolumen liefern (Abb. 7). Dies kann zum einen in Unterschieden in der methodischen Erfassung der Biovolumina begründet sein (Erfassung kleiner Arten, Erfassung aller oder nur dominanter Arten), zum anderen aber auch auf ungünstigere Biovolumen zu Chl a-Verhältnisse (Flagellaten) in der westlichen Ostsee hindeuten. Ohne ein weiteres gezieltes Monitoring mit entsprechend genauer Erfassung des Gesamtbiolumens, sind hier keine abschließenden Bewertungen zur Güte des Verfahrens möglich. Gleichzeitig zeigen derartige Differenzen die mit verschiedenen Bearbeitern verbundenen Risiken der Bewertung. Die bisherige Kontinuität in der Bearbeitung ist auch für die Zukunft dringend angeraten, wobei eine länderübergreifende Qualitätskontrolle erfolgen sollte.

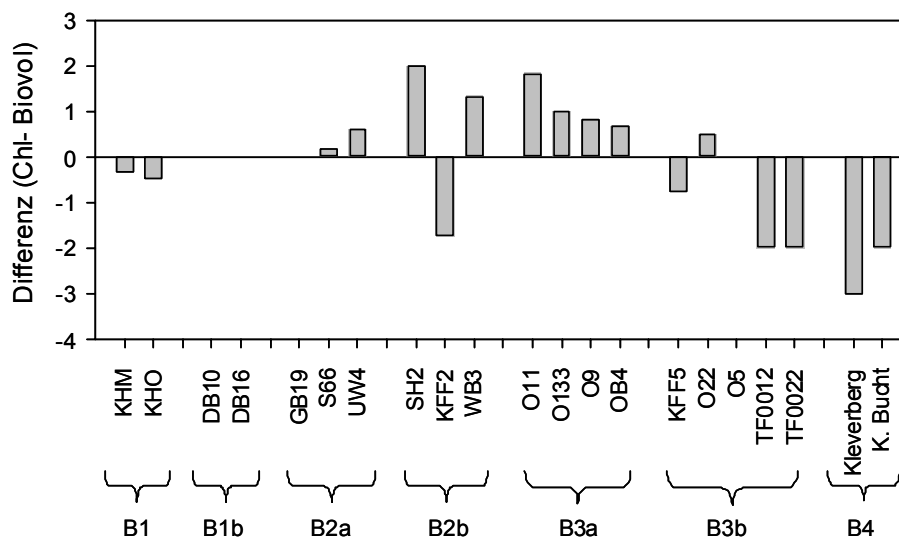


Abb. 7 Differenzermittlung zwischen ökologischer Bewertung des Einzelindex „Chl a“ und des Einzelindex „Gesamtbiolumen“. Positive Werte charakterisieren eine um die angegebene Anzahl von Klassen schlechtere Bewertung durch Chl a und negative Werte eine um die angegebene Anzahl Klassen schlechtere Bewertung durch das Gesamtbiolumen.

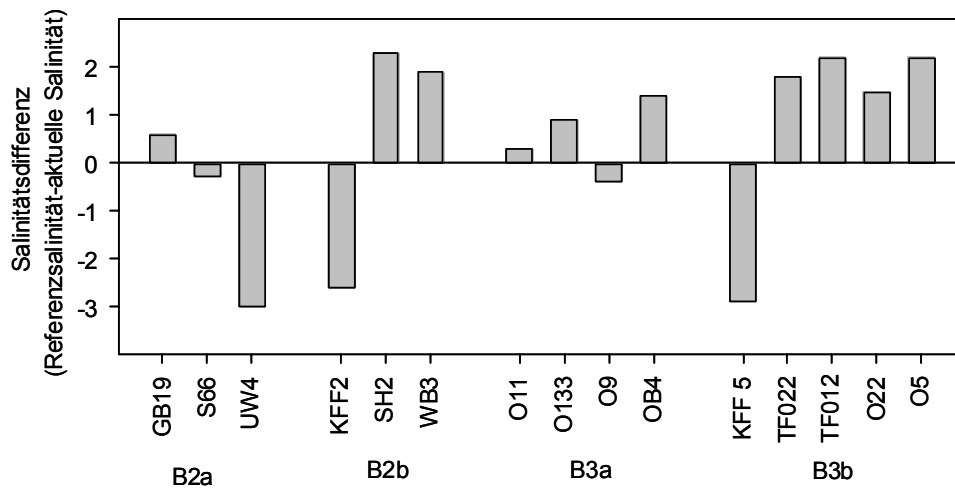


Abb. 8 Differenzermittlung zwischen aktueller Salinität (Mittelwert 2000-2005) und der für die Bewertung zu Grunde gelegten mittleren Salinität (Tab. 6, alle verfügbaren Werte). Positive Werte charakterisieren geringere aktuell gemessene Werte (höhere Referenzwerte), negative Salinitäten charakterisieren höhere aktuelle Messwerte.

Für Gewässer des Typs B2 und B3 sind die Referenzwerte TN in Abhängigkeit von der Salinität angegeben (LAWA 2007). Eine derartige Abstufung, die auch Auswirkungen auf die Chl a-Konzentration haben würde, ist international nicht vorgesehen, so dass in Abb. 8 überprüft wurde, ob Abweichungen in der Salinität Rückschlüsse auf die Bewertung zulassen. Bei aktuell höheren Salinitäten (im Vergleich zur Referenzsalinität) sollte potenziell eine positivere Bewertung erfolgen, während aktuell geringere Salinitäten zur Abwertung der Bewertung führen würden. Potenziell zu positiv bewertete Stationen wären demnach UW4, KFF2, KFF5 und O9. Die Abweichung in der Salinität der mit „gut“ bewerteten Station O9 beträgt jedoch nur 0,4 PSU. Diese Abweichung würde den Chl a-Referenzwert nur um $0,02 \mu\text{g l}^{-1}$ senken, so dass hier von einer methodisch korrekten Bewertung ausgegangen werden kann. Die Stationen KFF und UW4 zeigen auch bei erhöhter Salinität nur „mäßige“ bis „unbefriedigende“ Bewertungen. Die aktuell niedrigeren Salinitäten im Vergleich zum Referenzwert sind mit maximal 2 PSU Abweichung vor allem in den Typen B2b und B3b in den östlich gelegenen Gewässern zu finden. Hier würden 2 PSU einen Unterschied im Referenzwert von etwa $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ ausmachen. Einzig die Station O5 würde von der Anhebung des Referenzwertes profitieren. Hier würde die Bewertung von 2,5 auf 2,2 sinken und somit eine Verbesserung des Zustandes bewirken.

Vergleicht man die modellierten Referenzwerte für TN und Chl a mit den aktuell gemessenen Werten, liegen die größten Diskrepanzen im Bereich der oligohalinen und β -mesohalinen Wasserkörper (Abb. 9). Insbesondere die im Vergleich zu TN sehr hohen Chlorophyllwerte zeigen, dass der in Abb. 1 dargestellte Zusammenhang von Chl a und TN in diesen Gewässern unter den jetzigen Trophiebedingungen nur bedingt gilt.

In Bezug auf die abgeleiteten Chl a-Referenzwerte erreichen die B3b/B4-Wasserkörper in den letzten Jahren vereinzelt den postulierten Referenzzustand. Die Lage des Referenzwertes im 25%-Quartil der aktuellen Werte lässt jedoch nicht eindeutig auf einen „sehr guten“ ökologischen Zustand schließen. Vielmehr müssen hier Schwächen in der Modellierung sowie in der Genauigkeit bei geringen Chl a-Konzentrationen berücksichtigt werden. Dies wird durch die in Abb. 1 vorgenommene

Darstellung der Regression und ihrer Konfidenzintervalle im Bereich von $10 \mu\text{mol TN l}^{-1}$ deutlich. Um eine zuverlässige Regression in diesem Bereich zu gewährleisten, reichen die derzeit vorhandenen Werte nicht aus, so dass das Bewertungsmodell bei Vorliegen weiterer Daten gegebenenfalls angepasst werden sollte.

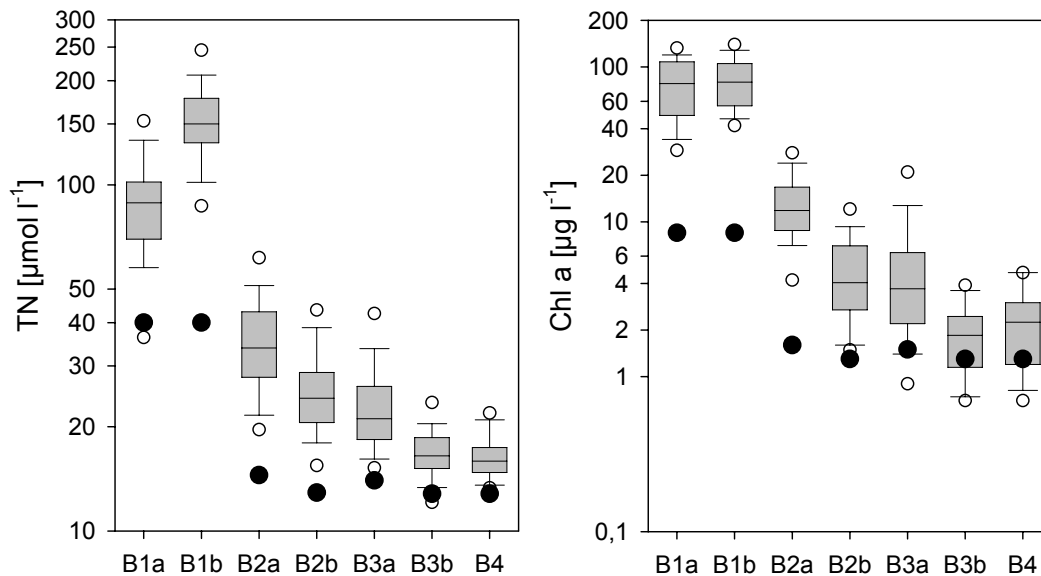


Abb. 9 Vergleich der Sommerreferenzwerte (schwarze Kreise) für TN sowie für Chl a mit aktuell gemessenen Werten der Jahre 2000-2005 (Boxplots).

Einen weiteren wesentlichen Einflussfaktor bildet in diesem Zusammenhang die natürlich bedingte Variabilität der Gewässer, die ggf. auch bei weiterer Datenerhebung keine besseren Modellierungen zulassen würde. Die Sommermonate bergen als Bewertungszeitraum ein hohes Risiko der Fehlbestimmung und Fehlinterpretation von Phytoplanktonsummenparametern, da in dieser Zeit wechselnde Limitationen auftreten (SCHIEWER 2008). Auch WASMUND et al. (2008) konnten zeigen, dass die Eutrophierung mit Frühjahrswerten des Chl a belegt werden kann, während durch Betrachtung des Sommeraspektes trotz geringerer Variabilität der Daten keine derartigen Trends nachweisbar waren. Es scheint deshalb sinnvoll, den für β -mesohaline Wasserkörper (5-10 PSU) entwickelten Frühjahrsansatz (SAGERT et al. 2008a, Tab. 9) an ausgewählten Stationen des operativen Monitorings zu berücksichtigen, um direkte Bewertungen der Nährstoffverfügbarkeit über die Phytoplanktonentwicklung ableiten zu können.

International ist gegenwärtig für die Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse im Bereich Phytoplankton ausschließlich der Parameter Sommer-Chl a vorgesehen. Ziel der weiteren Interkalibrierung (bis 2012) ist jedoch die Berücksichtigung der Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons, sowie der Häufigkeit und Frequenz von Phytoplanktonblüten. Aus diesem Grunde wurde versucht weitere phytoplanktonspezifische Bewertungsparameter in das System zu integrieren. Die Fokussierung auf den Sommeraspekt (im Gegensatz zum ursprünglichen Frühjahrsansatz; RIELING et al. 2003, SAGERT et al. 2008a) und die geringe Datendichte im gesamten Salinitäts- und Eutrophierungsgradienten erschweren die Identifizierung statistisch sicherer Indikatorgruppen und Organismen. Darüber hinaus wird im brackigen

Lebensraum, anders als in limnischen Standgewässern, durch die Gegenläufigkeit von Salinität und Eutrophierungsgradient die Definition von Indikatorspezies (BRAARUD 1974, DE JONGE 1988) erschwert.

Tab. 9 Klassifizierungssystem für β -mesohaline Wasserkörper (5-10 PSU B2, B3) zur Bewertung des Frühjahrsaspektes. Der Faktor wichtet die Einzelkomponente innerhalb des Bewertungssystems.

Parameter	ökologische Klasse					Wichtungsfaktor
	1	2	3	4	5	
Biovolumen [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	< 1	1-5	5-10	10-30	> 30	3
Chlorophyceae [%]	< 5	5-10	10-30	30-60	> 60	1
Diatomeen [%]	> 80	30-80	10-30	5-10	< 10	1,5
Dinoflagellaten [%]	< 1	1-5	1-5	5-30	> 50	1
Secchitiefe [m]	> 5	3-5	1,5-3	0,8-1,5	< 1,5	2
Chlorophyceae <10 μm [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	< 0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-10	> 10	0,5
Chlorophyll a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	< 5	5-10	10-25	25-60	> 60	2

$$\text{PPI}_{\text{CW}} = \frac{\sum (\text{Einzelkenngröße} \cdot \text{Wichtungsfaktor})}{\sum (\text{Wichtungsfaktoren})}$$

Das durch SAGERT et al. (2005) postulierte indikative Potenzial von *Myrionecta rubra* (in dänischen Küstengewässern) konnte durch fehlende kontinuierliche Zählungen im vorliegenden Datensatz nicht nachgewiesen werden. Die beiden Indikatorgruppen Cyanophyceae und Chlorophyceae sind in ihrer Aussagekraft derzeit sehr beschränkt, da sie insbesondere die Klassen „sehr gut“ bis „mäßig“ nur schlecht abbilden können und gegebenenfalls unter höheren Salinitäten nicht indikativ sind (WASMUND et al. 2008). Darüber hinaus sind gerade die Zählungen des zu diesen Gruppen gehörenden Picoplanktons in inneren Küstengewässern methodisch sehr aufwendig und exakte Biomassebestimmung deshalb äußerst schwierig. Hier besteht großer Forschungsbedarf sowie die Notwendigkeit der methodischen Abstimmung. Unter diesem Aspekt ist eine weitere artspezifische Zählung auch in Zukunft dringend angeraten, da nur so die Defizite des Bewertungssystems in naher Zukunft behoben werden können.

Die durch die EU-WRRL geforderte Bewertung der Phytoplanktonblüten ist bisher im Monitoring nicht berücksichtigt. Dies würde eine quantitative Erfassung erfordern, die in wesentlich höherer Auflösung bzw. „event-basiert“ erfolgen müsste. Dazu fehlen sowohl die technischen als auch die materiellen Voraussetzungen. Empfehlenswert zur Erfassung wären sondengesteuerte Chlorophyllmessungen an ausgewählten Stationen. Eine tagesaktuelle Datenanalyse (z. B. über Funkübertragung), würde dann eine gezielte Beprobung zum Zeitpunkt sich aufbauender Maxima zulassen. Alternativ wäre ein dezentrales Monitoring sich aufbauender Phytoplanktonblüten (sofern makroskopisch sichtbar) über verschiedene Küstenüberwachungsprogramme denkbar. Derzeit sind derartige Überwachungsprogramme nicht vorhanden. Das Programm „ALGFES“ (Schleswig-Holstein) führt gegenwärtig nur eine Überblicksüberwachung zu potenziell toxischen Phytoplanktonblüten durch, die nur zum geringen Teil quantitative Daten liefert und nicht im Bewertungsraum küstennaher Gewässer angesiedelt ist.

Das Monitoring sollte im vorliegenden Modell im Zeitraum Mai bis September mindestens einmal monatlich in möglichst gleichmäßigen Abständen erfolgen. Dringend empfohlen werden jedoch 14-tägige Messungen, um insbesondere in den

inneren Küstengewässern der Variabilität des Planktons gerecht zu werden. Ein enger Beprobungsrhythmus (7-14 Tage) könnte darüber hinaus im Zeitraum Juni/Juli/August (je nach Hochsommerlage), die Erfassung der saisonalen Sommerblüten wesentlich unterstützen, um so die Datenbasis für das Auftreten potenziell toxischer Phytoplanktonblüten zu erweitern. Zu saisonalen Blüten zählen ebenfalls die Frühjahrs- und Herbstblüten des Phytoplanktons. Diese werden bei monatlicher Beprobung schlecht erfasst und ggf. bei zukünftig erfolgreicher Sommerbeprobung nicht mehr berücksichtigt. Es sollte deshalb sichergestellt werden, dass an mindestens einem ausgewählten Standort jeden Gewässertyps ein vollständiger Jahresverlauf in möglichst dichten Probenabständen realisiert wird.

Die einzelnen Wasserkörper sollten in den nächsten Jahren jährlich beprobt werden, um eine ausreichende Testphase zu ermöglichen. Darüber hinaus können nur ausreichend dichte Daten zur notwendigen Weiterentwicklung des Modells beitragen. Für beide Aufgabenstellungen ist die Bestimmung der Nährstoff- und Chlorophyllverhältnisse aus entsprechenden Unterproben der Phytoplanktonbestimmung unabdingbar.

Die anzuwendende Methodik sollte sich an den Richtlinien der HELCOM orientieren, um eine ostseeweite Vergleichbarkeit der Werte zu gewährleisten. Da die artspezifische Indikation bisher schlecht beleuchtet ist, sollten in den nächsten Jahren die quantitative Zählung aller Arten einer Probe sowie die präzise artspezifische Biomassebestimmung im Vordergrund stehen.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ durch das BMBF (FKZ: 0330678) gefördert.

Dr. Norbert Wasmund hat in den letzten Jahren die Entwicklung verschiedener Bewertungsansätze kritisch begleitet und immer wieder durch Diskussionen und Anregungen vorangebracht. Dafür sei ihm, genauso wie Dr. Mandy Bahnwart, für die unschätzbare Hilfe bei der Aufbereitung der Daten herzlich gedankt.

Für die Bereitstellung der Daten der Landesmonitoringprogramme danken wir dem Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie MV (Frau Christine Schöppe, Herr Mario von Weber) und dem Landesamt für Natur und Umwelt SH (Frau Jeanette Göbel).

Literatur

- Abdullah, M. I. & M. Danielsen, 1992. Chemical criteria for marine eutrophication with special reference to Oslofjord, Norway. *Hydrobiologia* 235-236: 711-722.
- Aguilera, P. A., H. Castro, A. Rescia & M. F. Schmitz, 2001. Methodological development of an index of coastal water quality: Application in a tourist area. *Environmental Management* 27: 295-301.
- Agusti, S., 1991. Light environment within dense algal populations - cell-size influences on self-shading. *Journal of Plankton Research* 13: 863-871.
- Andren, E., 1999. Changes in the composition of the diatom flora during the last century indicate increased eutrophication of the Oder estuary, south-western Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48: 665-676.
- Arhonditsis, G., M. Karydis & G. Tsirtsis, 2003. Analysis of phytoplankton community structure using similarity indices: A new methodology for discriminating among eutrophication levels in coastal marine ecosystems. *Environmental Management* 31: 619-632.

- Bachor, A., M. von Weber & C. Schöppe, 1991. Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer. In Gewässergütebericht 1991-Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern, Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 1-140.
- Behrendt, H. & P. Huber, 1999. Nutrient emissions into river basins of Germany. Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin: 288 pp.
- Bonsdorff, E., E. M. Blomqvist, J. Mattila & A. Norkko, 1997. Coastal eutrophication: causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 63–72.
- Braarud, T., 1974. The natural history of the Hardangerfjord. 2. The fjord effect upon the phytoplankton in late autumn to early spring, 1955–56. *Sarsia* 55: 99–114
- Brandt, K., 1896. Über das Stettiner Haff. *Wissenschaftl. Meeresuntersuchungen. Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel, Bd. 1, Heft 2: 107-130.*
- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- Dahlke, S. & S. Sagert, 2003. Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee - Teilbericht Makrophyten und Phytoplankton. UFOPLAN 299 25 265/02: 56 pp.
- Danilov, R. A. & N. G. A. Ekelund, 2001. Comparative studies on the usefulness of seven ecological indices for the marine coastal monitoring close to the shore on the Swedish East coast. *Environmental Monitoring and Assessment* 66: 265-279.
- De Jonge, N., 1988. The abiotic environment. In Baretta, J.W. & P. Ruardij (eds), *Tidal Flat Estuaries Simulation and analyses of the Ems estuary.* Springer-Verlag, Berlin: 14–27.
- Dennison, W. C., R. J. Orth, K. A. Moore, J. C. Stevenson, V. Carter, S. Kollar, P. W. Bergstrom & R. A. Batiuk, 1993. Assessing water-quality with submersed aquatic vegetation. *Bioscience* 43: 86–94.
- Devlin, M. J., M. Best, D. Coates, E. Bresnan, S. Boyle, R. Park, J. Silke & J. Skeats, 2007. Establishing boundary classes for classification of marine waters using phytoplankton communities - the first step in establishing a link between nutrient pressure and the marine plant community. *Marine Pollution Bulletin* 55: 91–104.
- Hintze, J., 2001. NCSS und PASS number cruncher. Statistical systems Kaysville, Utah, www.ncss.com
- Karydis, M., 1996. Quantitative assessment of eutrophication: A scoring system for characterising water quality in coastal marine ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 41: 233-246.
- Kirk, J. T. O., 1994. *Light and photosynthesis in the aquatic environment*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Krause-Jensen, D., S. Sagert, H. Schubert & C. Boström, 2007. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators* 8: 515-529.
- LAWA, 2007. AO-Rahmenkonzeption Monitoring Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen (Arbeitspapier II) Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten Stand 7.03.2007: 1-13.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2007. Bundesweiter Praxistest-Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Seen zur Umsetzung der WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O5.05. 1-114.
- Nehring, D., 1992. Inorganic phosphorus and nitrogen compounds as driving forces for eutrophication in semi-enclosed seas. *ICES. Marine Science Symposia* 195: 507-514.
- Nielsen, S. L., K. Sand-Jensen, J. Borum & O. Geertz-Hansen, 2002. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025–1032.
- Nixon, S. W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199–219.
- Reimers, H.-C., 2005. Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (eds), *Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern.* *Limnologie aktuell* 11: 37-45.

- Reinke, J., 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie, Kiel, Schmidt & Klaunig. 1-101.
- Rieling, T., S. Sagert, M. Bahnwart, U. Selig & H. Schubert, 2003. Definition of seasonal phytoplankton events for analysis of long term data from coastal waters of the southern Baltic Sea with respect to the requirements of the European Water Framework Directive. In Brebbia, C. A., D. Almorza & D. Sales (eds.), *Water Pollution VII – Modelling, Measuring and Prediction*, WIT Press, Boston: 103-114.
- Rosenberg, R., R. Elmgren, S. Fleischer, P. Jonssen, G. Persson & H. Dahlin, 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 19: 102-108.
- Sagert, S., D. K. Jensen, P. Henriksen, T. Rieling & H. Schubert, 2005. Integrated ecological assessment of Danish Baltic Sea coastal areas by means of phytoplankton and macrophytobenthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63: 109-118.
- Sagert, S., T. Rieling, A. Eggert & H. Schubert, 2008a. Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). *Hydrobiologia*: 611: 91-103.
- Sagert, S., C. Porsche & U. Selig, 2008b. Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 7-24
- Schernewski, G., T. Neumann & M. Wielgat, 2006. Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 15: 7-23.
- Schiewer, U., 1998. 30 Years' eutrophication in shallow brackish waters-lessons to be learned. *Hydrobiologia* 363: 73-79.
- Schiewer, U., R. Schumann, R. Heerkloss & G. Klinkenberg, 1994. Hypertrophication of the Darß-Zingst Bodden chain - structural and functional changes in plankton. *Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette - Struktur- und Funktionsveränderungen im Plankton. Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 2: 149-177.
- Schiewer, U., 2008. Ecology of Baltic coastal Waters - Darß-Zingst-Boddens, Northern Rügener Boddens and Schlei. *Ecological Studies* 197: 35-86.
- Schlungbaum, G. & M. Krech, 2001. Ostsee-Übergangsgewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Hintergrundkonzentrationen für Nährstoffe in Förden, Bodden und Haffen. *Wasser und Abfall* 5: 16-23.
- Schories D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste - Teil A: Äußere Küstengewässer“. Forschungsbericht zum LAWA Projekt: Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. 1-187.
- Schubert, H., M. Bahnwart, C. Blümel, A. Eggert, J. Krause, T. Rieling, S. Sagert, M. Schubert & U. Selig, 2005. Ökologische Bewertung innerer Küstengewässer mittels Phytoplankton und Makroalgen und Angiospermen. In Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich, (eds), *Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. Limnologie aktuell* 11: 151-163.
- Selig, U., A. Eggert, D. Schories, M. Schubert, C. Blümel & H. Schubert, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the Southern Baltic Sea. *Ecological Indicators* 7: 665-678.
- Sommer, U., 1994. *Phytoplanktologie*. Springer Berlin, Heidelberg u. a. 1- 274.
- Tsirsis, G. & M. Karydis, 1998. Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 50: 255-269.
- Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari & A. Rinaldi, 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW-Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9: 329-357.
- Wasmund, N. & V. Kell, 1991. Characterization of brackish coastal waters of different trophic levels by means of phytoplankton biomass and primary production. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 76: 361-370.
- Wasmund, N., G. Nausch, L. Postel, Z. Witek, M. Zalewski, S. Gromisz, E. Lysiak-Patuszak, I. Olenina, R. Kavolyte, A. Jasinskaite, B. Müller-Karulis, A. Ikauniece, A. Andrushaitis, H. Ojaveer, K. Kallaste & A. Jaanus, 2000. Trophic status of coastal and open areas of the south-eastern Baltic Sea based on nutrient phytoplankton data from 1993-1997. *Marine Science Reports* 38: 1-86.

- Wasmund, N. & S. Uhlig, 2003. Phytoplankton trends in the Baltic Sea. *Ices Journal of Marine Science* 60: 177-186.
- Wasmund, N., J. Göbel & B. von Bodungen, 2008. 100-years-changes in the phytoplankton community of Kiel Bight (Baltic Sea). *Journal of marine Systems* (in press). DOI: 10.1016/j.jmarsys2006.09.09.009
- Wielgat, M. & Z. Witek, 2004. A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget. In G. Schernewski & T. Dolch (eds.). *The Oder Estuary – against the background of the European Water Framework Directive*, Marine Science Report: 99-125.
- Zurlini, G., 1996. Multiparametric classification of trophic conditions. The OECD methodology extended: Combined probabilities and uncertainties - Application to the North Adriatic Sea. *Science of the total environment* 182: 169-185.