

Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton

Auftraggeber: Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
Ausschreibungsnummer: 4121.3-2006-511 F



Endbericht
November 2007

Dr. Sigrid Sagert

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften
Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock



UNIVERSITÄT ROSTOCK

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung des Projektes	1
2	Typisierung	2
3	Datenbasis	8
4	Abgleich der Taxalisten	12
5	Verknüpfung biotischer und abiotischer Parameter.....	13
6	Trophiebezogene Voreinstufung der Seen.....	13
7	Charakterisierung der Seen	16
	7.1 Abiotische Faktoren	16
	7.2 Phytoplanktonzusammensetzung	20
8	Klassifizierungsansätze für die Qualitätskomponente Phytoplankton	24
	8.1 Klassifizierungsansatz Küstengewässer	25
	8.1.1 Bewertung des Strandseentyps 4 mit Hilfe des Klassifizierungsansatzes für innere Küstengewässer	27
	8.2 Klassifizierungsansatz Seen	30
	8.2.1 Bewertung der limnisch geprägten Strandseen an Hand des Phyto-Seen-Index	31
9	Möglichkeiten der Entwicklung eines spezifischen Bewertungsansatzes für Strandseen	40
	9.1 Errechnung eines allgemeinen Eutrophierungsparameters für Strandseen	40
	9.2 Identifikation von spezifischen Indikatoren	41
	9.3 Probleme der Entwicklung eines spezifischen Bewertungsverfahrens	44
10	Monitoringstrategien.....	44
11	Zusammenfassung.....	45
12	Literatur.....	47
Anhang		

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Typisierung der Tieflandseen nach Mathes et al. 2002 mit Ergänzungen zur veränderten Typisierung bei der Bewertung der Makrophyten ohne Profundalدياتomeen	2
Abb. 2: Vorschlag der vorläufigen Typisierung von Strandseen zur Phytoplanktonbewertung	3
Abb. 3: Vergleich der Sommerbiovolumina bzw. der sommerlichen Chlorophyll a-Konzentration (Mai- September) in Abhängigkeit von der Salinität.	4
Abb. 4: Darstellung der Variabilität der Artzusammensetzung in Küstengewässern bis 5 PSU in Abhängigkeit von der Salinität.	4
Abb. 5: Vergleich der Artzusammensetzung in Anhängigkeit von der Salinität auf Basis des artspezifischen Biovolumens der 25 häufigsten Arten.	5
Abb. 6: Salinitätswerte des bisherigen Seenmonitorings für 3 ausgewählte Strandseen.	7
Abb. 7: Charakterisierung der Seen durch ausgewählte abiotische Gewässerparameter.	15
Abb. 8: Vergleich der Referenzsichttiefen (ST) mit den während der Monitoringprogramme erhobenen Daten.	17
Abb. 9: Korrelation von Sichttiefe und Chlorophyll a für die in Tab. 9 aufgeführten Monitoringdaten (Sommeraspekt Juli-September).	17
Abb. 10: Korrelation von Chlorophyll a-Konzentration und Makronährstoffen für die in Tab. 9 aufgeführten Monitoringdaten (Sommeraspekt Juli-September).	19
Abb. 11: MDS-Plot der sommerlichen Probenahmen in den untersuchten Strandseen auf Basis der Parameter Chlorophyll a, Sichttiefe, Gesamt-N und Gesamt-P.	20
Abb.12: Artspektrum des Phytoplanktons von Strandseen im Vergleich der einzelnen Seen und Seentypen. Die Werte geben den Anteil (%) der mittleren Abundanzen an der Gesamtabundanz der jeweiligen Probenahme wieder.	22
Abb.13: Artspektrum des Phytoplanktons von Strandseen im Vergleich der einzelnen Seen und Seentypen. Die Werte geben den Anteil (%) der mittleren Biovolumina am Gesamtbiovolumen der jeweiligen Probenahme wieder.	23
Abb. 14: MDS-Plot der sommerlichen Probenahmen in den untersuchten Strandseen auf Basis des Biovolumens der taxonomischen Großgruppen.	24
Abb. 15: Darstellung der Verringerung der Variabilität von Phytoplanktonwerten durch Betrachtung des Frühjahrsaspektes.	25
Abb. 16: Korrelation von Chlorophyll a und Sichttiefe als Jahresmittel des Sommeraspektes aller untersuchten Strandseen.	29
Abb. 17: Anzahl der gefundenen Arten je Probenahme.	37
Abb. 18: Darstellung der Phytoplanktoneinzelparameter im Verhältnis zum künstlichen Degradationsvektor auf Basis linearer Regressionen.	42
Abb. 19: Zusammenhang zwischen Gesamtbiovolumen und Biovolumen der Cyanobakterien im Sommeraspekt der Strandseen.	43

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Typisierungsvorschlag für Strandseen.	7
Tab. 2: Typisierung der in die Analyse einbezogenen potentiellen Strandseen.	8
Tab. 3: Bisher vorgenommene Phytoplanktonprobenahmen in Strandseen Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins.	9
Tab. 4: Datensätze (Taxazahlen) des quantitativen Seenmonitorings 2002.	11
Tab. 5: Datensätze (Taxazahlen) des quantitativen Seenmonitorings 2006.	11
Tab. 6: Anzahl der saisonalen Datensätze pro Seentyp.	12
Tab. 7: Nicht in der harmonisierten Taxaliste Seen aufgeführte Arten der Strandseenbe- probung Schleswig-Holsteins.	13
Tab. 8: Anwendung des Trophieprognosemodells gemäß LAWA (1999) auf Strandseen.	14
Tab. 9: Anzahl der verfügbaren abiotischen Daten zum Sommeraspekt (Juli-September)	16
Tab. 10: Klassifizierungssystem für β -mesohaline Wasserkörper.	26
Tab. 11: Beprobungsplan des Schwansener Sees und des Sehlendorfer Binnensees	27
Tab. 12: Bewertungsrelevante Parameter der Strandseen des Typs 4 zum Zeitpunkt des Frühjahrs- Chlorophyll a-Maximums.	28
Tab. 13: Abgeleitete Bewertung je Parameter.	28
Tab. 14: Bewertungsmodule für limnische Standgewässer, nach Nixdorf et al. (2006)	31
Tab. 15: Gewichtungsfaktoren zur Bildung des multimetrischen Indexes.	31
Tab. 16: Bewertung des Moduls „Gesamtbiovolumen“ für die untersuchten Seen.	32
Tab. 17: A) Einzelkenngrößen des Typs 11 und deren Bewertungszeiträume. B) Be- wertung nach dem Modul Algenklassen für Strandseen des Typs 11.2. C) Zusammen- fassung der Einzelbewertungen.	32
Tabelle 18: A) Einzelkenngrößen des Typs 13 und deren Bewertungszeiträume. B) Be- wertung des Hemmelsdorfer Sees (Süd) nach dem Modul „Algenklassen“.	34
Tabelle 19: A) Einzelkenngrößen des Typs 14 und deren Bewertungszeiträume. B) Be- wertung der Strandseen des Typs 14 nach dem Modul Algenklassen.	34
Tab. 20: Abundanzklassen zur Berechnung des PTSI.	35
Tab. 21: Indikatorarten und dazugehörige PTSI-Werte nach Mischke (2006).	35
Tab. 22: Indexgrenzen des PTSI.	38
Tab. 23: Bewertung der Strandseen nach dem PTSI-Index.	38
Tab. 24: Güteklassebestimmung der Strandseen des Typs ST 1 und ST 2.	38
Tab. 25: Güteklassebestimmung der Strandseen des Typs ST 1 und ST 2 auf Basis der Lawa-Güteklassebestimmung	39
Tab. 26 Anzahl der Wertepaare zur potenziellen Entwicklung eines Bewertungsansatzes in Strandseen.	40
Tab. 27: Eigenwerte und prozentualer Anteil der erfassten Variabilität für Faktoren der Hauptkomponentenanalyse	40
Tab. 28: Faktorenladungen der einzelnen Trophieparameter auf die vier Faktoren der Hauptkomponentenanalyse.	41
Tab. 29: Korrelationskoeffizienten (R) der Spearman Rangkorrelationen zwischen einzelnen Phytoplanktonparametern und dem errechneten Degradationsvektor.	41
Tab. 30 Spearman-Rangkorrelation (paarweise) zwischen potentiellen Indikatoren und Belastungskenngrößen.	43

1 Veranlassung des Projektes

Strandseen sind hinsichtlich ihrer Morphologie und Hydrologie ein Resultat von natürlichen Küstenbildungsprozessen. Sie entstehen durch Abtrennung einer Meeresbucht, z.B. bei Bildung einer Nehrung oder eines Haffs. Die natürliche Verbindung zum Meer ist dabei, je nach Entwicklungsstufe, unterschiedlich ausgeprägt und bestimmt den Wasseraustausch und die Salinitätsverhältnisse der abgetrennten Bereiche.

Neben diesen natürlichen Verlandungsprozessen sind für den Wasserhaushalt der Strandseen auch anthropogene Eingriffe von entscheidender Bedeutung. So wurden besonders zu Beginn des 20. Jh. durch umfangreiche Maßnahmen zum Hochwasserschutz (Deichbauten, Dünschüttungen und Wehre) große Teile des überflutungsgefährdeten Hinterlandes bis heute nahezu vollständig abgeriegelt. Die darauf folgende Verhinderung der periodischen Überflutungen (meist gekoppelt mit Drainage oder Schöpfwerksbetrieb) führte zum Rückgang der zumeist ausgedehnten Salzwiesen- und Röhrichtgebiete bis hin zur vollständigen Umwandlung des Gewässerumlandes in landwirtschaftliche Nutzflächen. Durch die in der veränderten Nutzung des Einzugsgebietes begründeten Zunahme der Trophie und die zunehmende Aussüßung wurden die ehemals oligo- bis mesotrophen Strandseen zu heute eutrophen bis polytrophen Flachgewässern.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sieht eine Bewertung aller oberirdischen Standgewässer von mehr als 0,5 km² vor. Dabei ist zunächst zu prüfen, ob es sich um ein natürliches oder um ein erheblich verändertes bzw. künstliches Gewässer handelt. Für Strandseen könnte auf Grund ihrer anthropogen stark veränderten Hydrologie eine Einordnung als stark verändertes Gewässer (HMWB) angezeigt sein. Diese Einstufung hat jedoch keinen Einfluss auf die prinzipielle Notwendigkeit einer Bewertung, sondern beeinflusst lediglich die Schwellenwerte der jeweiligen Qualitätsziele. Somit ist auch für diese Gewässer die Entwicklung von Bewertungsinstrumentarien zur Abschätzung der ökologischen Qualität unabdingbar.

Strandseen nehmen auf Grund ihrer Salinität und Morphologie eine Sonderstellung zwischen limnischen Standgewässern und brackigen Küstengewässern ein. Zudem gibt es in Deutschland wenige große Strandseen. Dies führt wiederum zu einer schlechten Datenlage für solche Gewässer, welche geringe Kenntnisse über die Systeme bedingt. Möglicherweise führte diese Situation dazu, dass Strandseen weder in den schon erarbeiteten Bewertungsinstrumentarien zu Seen (Nixdorf et al. 2006) noch in denen zu Küstengewässern (Schubert et al. 2003) berücksichtigt wurden. Damit bestehen für Strandseen derzeit erhebliche Defizite für die fristgerechte Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Neben der Typisierung und der potenziellen Ausweisung als stark veränderter Wasserkörper betrifft dies vor allem die Bewertung der einzelnen Qualitätskomponenten. Hinsichtlich des Phytoplanktons wurden die

sieben zu untersuchenden Strandseen während der letzten Jahre 1-2 Mal saisonal beprobt. Dabei wurde eine vollständige Artaufnahme, einschließlich der abiotischen Gewässerkenngrößen durchgeführt. Auf Basis dieser Daten sollte versucht werden, die bisher für Seen und Küstengewässer erarbeiteten Verfahren auf Strandseen zu übertragen und ggf. Ansatzpunkte zur spezifischen Bewertung des Phytoplanktons in Strandseen abzuleiten.

2 Typisierung

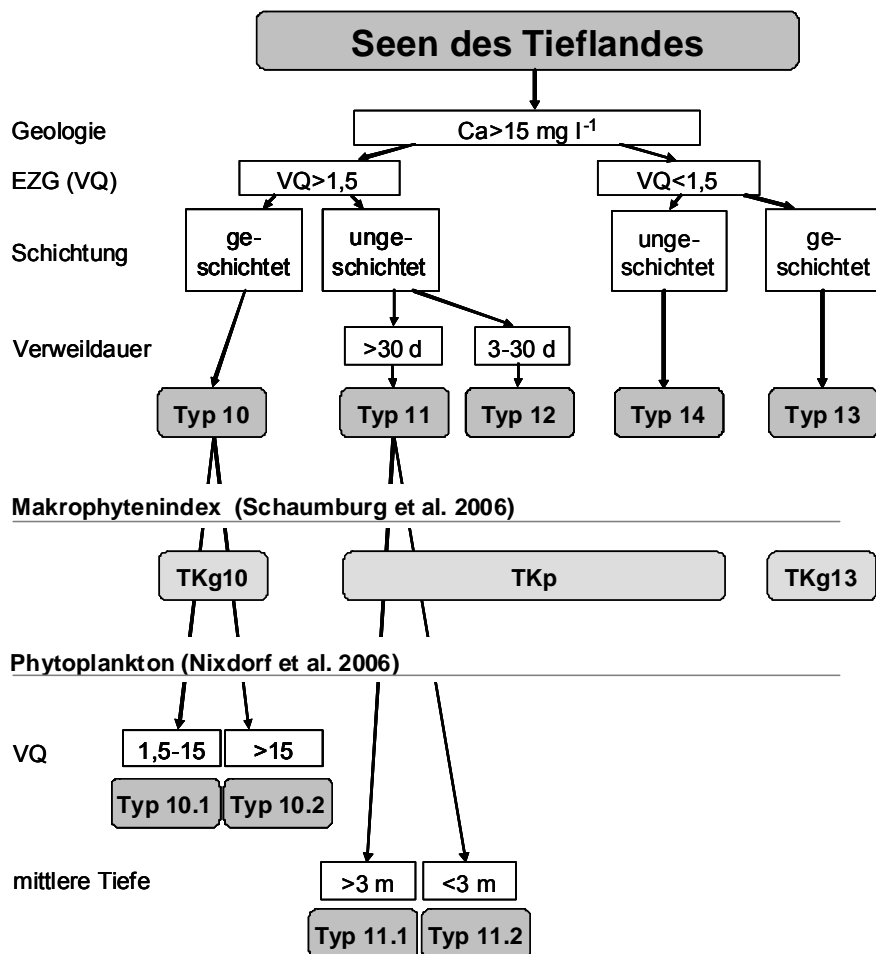


Abb. 1: Typisierung der Tieflandseen nach Mathes et al. 2002 mit Ergänzungen zur veränderten Typisierung bei der Bewertung der Makrophyten ohne Litoraldiatomeen (Schaumburg et al. 2006) und des Phytoplanktons (Nixdorf et al. 2006).

Für die limnischen Standgewässer Deutschlands wurde durch Mathes et al. (2002) eine erste Typisierung vorgenommen, welche die geographische Lage, die Geologie, das Einzugsgebiet, die Schichtung und das Austauschgeschehen des Sees berücksichtigt (Abb. 1). Diese Typisierung wurde im Wesentlichen auch bei der Bewertung des Phytoplanktons berücksichtigt (Nixdorf et al. 2006), jedoch war in den Typen 10

und 11 eine weitere Unterteilung an Hand der Gewässertiefe und des Verhältnisses von Einzugsgebiet und Wasserkörper nötig (Abb. 1). Die Strandseen wurden in der bisherigen Typisierung für limnische Standgewässer ohne weitere Spezifizierung als „Sondertyp“ eingeordnet, da aus Sicht aller Autoren sowohl die Datenbasis als auch

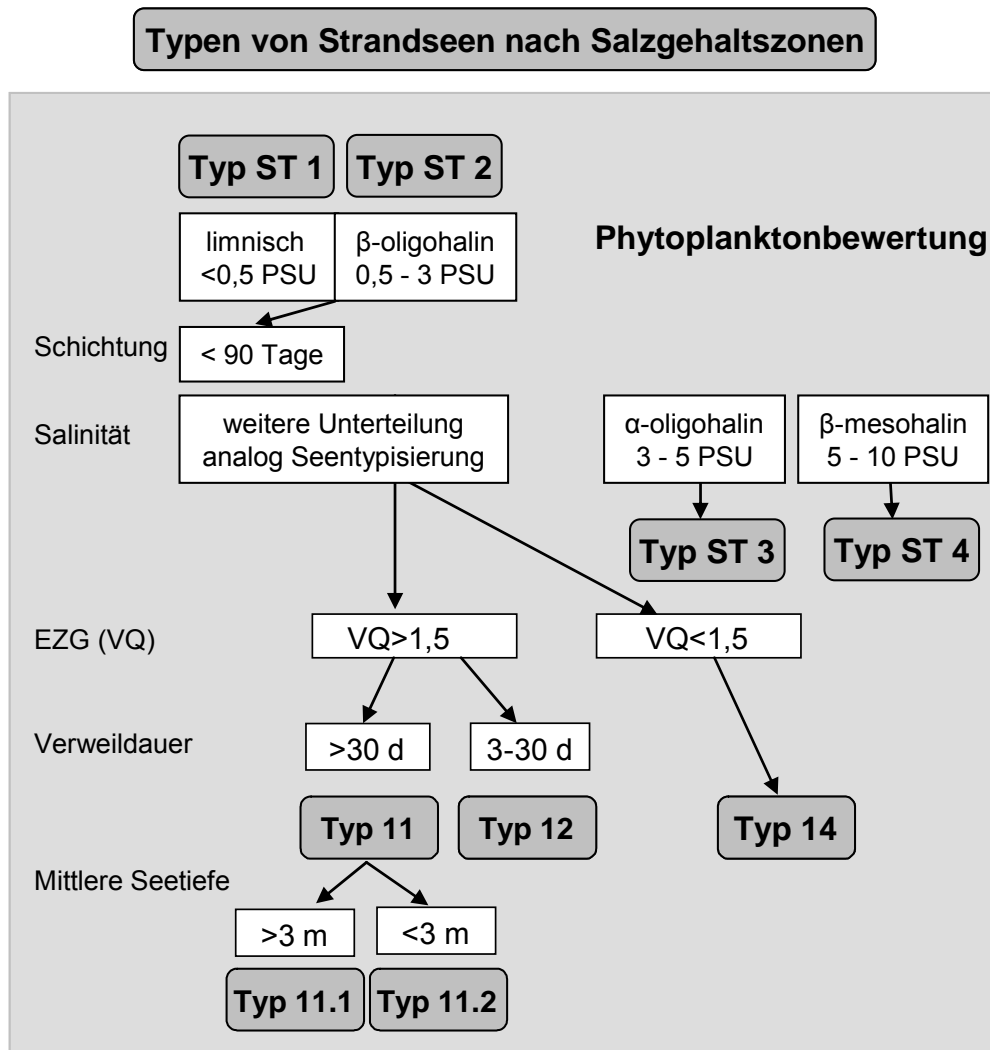


Abb. 2: Vorschlag der vorläufigen Typisierung von Strandseen zur Phytoplanktonbewertung

die ökologische Kenntnis der Arten zur Bewertung dieses Seentyps nicht ausreichen. Im Zuge dieses Projektes wurde zunächst versucht, die vorhandenen Typisierungen auf Strandseen zu übertragen. Da die Salinität jedoch eine wesentliche Komponente für die Ausprägung des Artspektrums und der Biomasse darstellt, mussten die

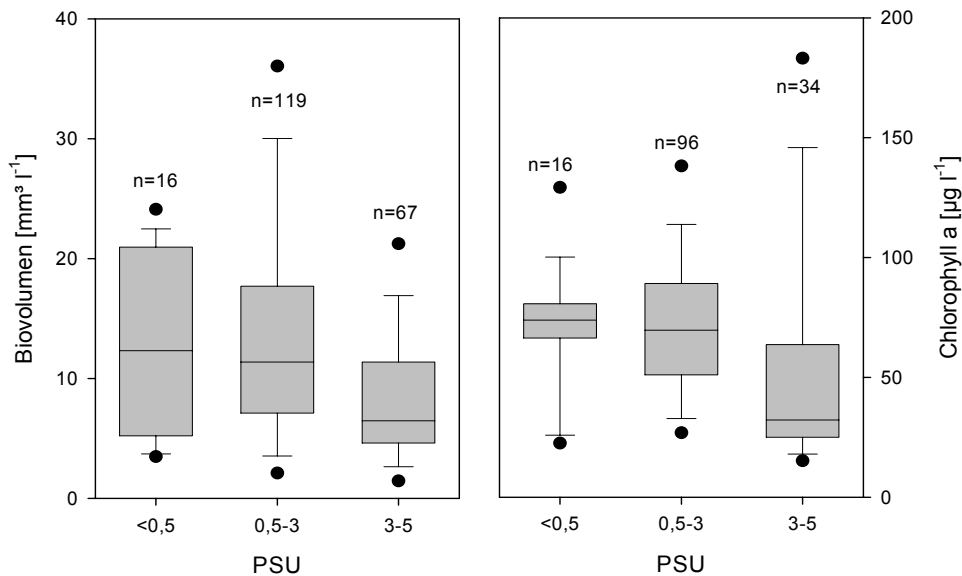


Abb. 3: Vergleich der Sommerbiovolumina bzw. der sommerlichen Chlorophyll a-Konzentration (Mai- September) in Abhängigkeit von der Salinität. (zur Datengrundlage siehe Abb. 4)

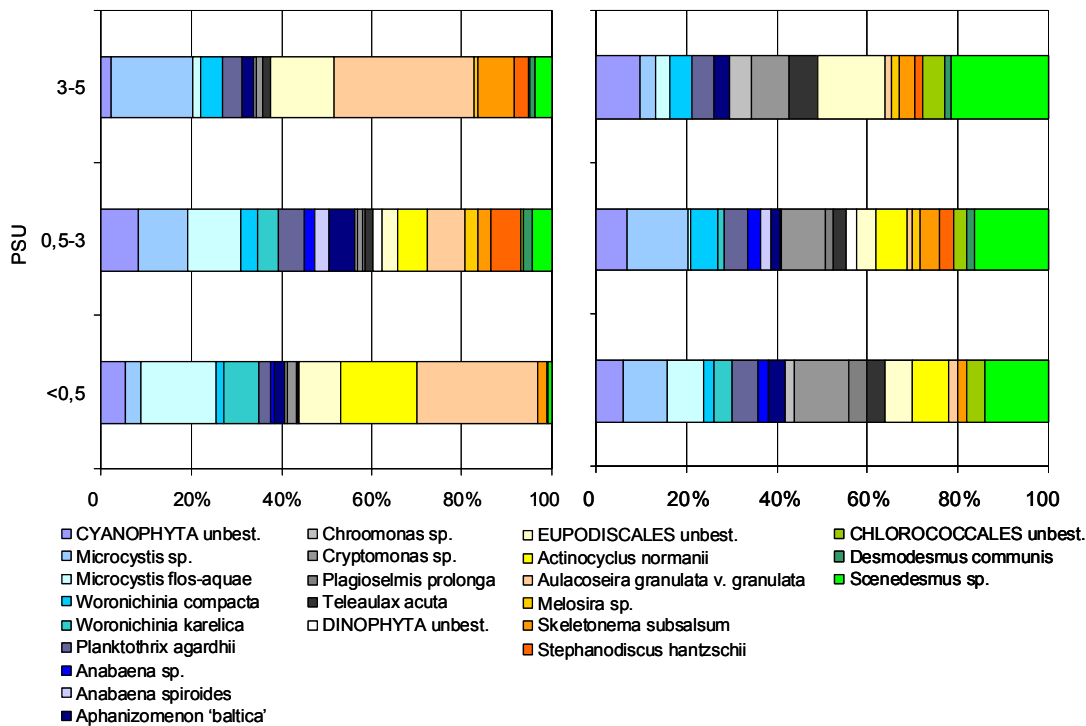


Abb. 4: Darstellung der Variabilität der Artzusammensetzung in Küstengewässern bis 5 PSU in Abhängigkeit von der Salinität. Links (4a): Artzusammensetzung auf Basis der Biovolumina. Rechts (4b): Artzusammensetzung auf Basis des Vorkommens (0-1-Matrix). Nähere Ausführungen im Text. Die Daten beziehen sich auf monatliche Monitoringwerte (1986-2004) der Stationen Kleines Haff, Penestrom Odermündung, Bodstedter Bodden und Unterwarnow. Es wurden ausschließlich Probenahmen bis 5 PSU berücksichtigt. Die Stationen sind formal (bezogen auf mittlere Salinität) den Küstengewässertypen B1a, B2 a und B3 a zugehörig.

Systeme um diesen abiotischen Faktor erweitert werden. Dies erfolgte in Anlehnung an das Venedig-System (Caspers 1959) und in Analogie zu den Vorschlägen für Küstengewässer (Reimers 2005, von Weber 2002). Da die Salinität die hydrologisch-

chemischen Verhältnisse des Gewässers, aber auch die anderen Typisierungsparameter charakterisieren kann (geringe Salinität entspricht geringerer Exposition und geringerer Austauschrate; beides führt zur Ablagerung von feinen Sedimenten), kann sie in erster Näherung gut als Proximatafaktor der Typisierung zugrunde gelegt werden.

Auf Grundlage der bisherigen Monitoringergebnisse zur Hydrologie der Strandseen (Salinitätsmessungen) werden die Typen 1 bis 4 definiert (Abb. 2). Für die Phytoplanktonbewertung können nach jetzigem Kenntnisstand der limnische (ST 1) und der β -oligohaline Typ (ST 2) zusammengefasst werden, da sich die Produktionsleistungen auf Basis des Chlorophylls und der Biomasse zumindest in Küstengewässern der Ostsee nicht signifikant unterscheiden (Abb. 3). Einschränkend muss an dieser

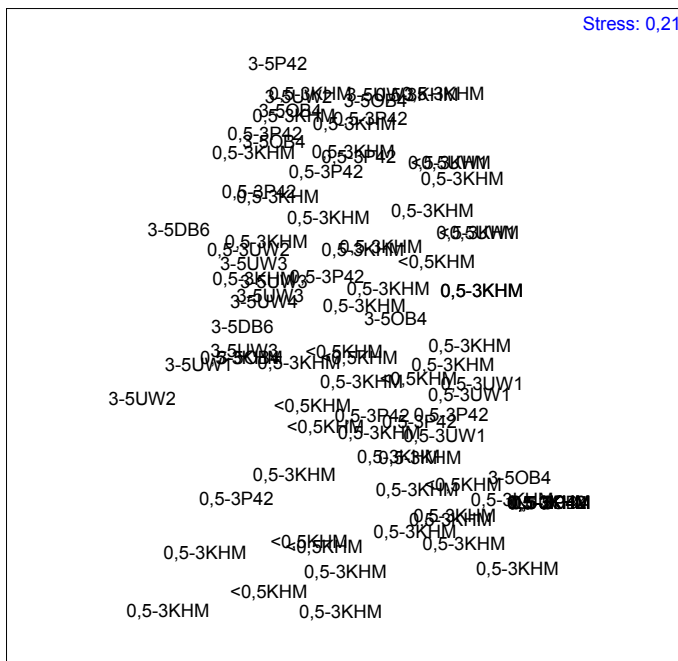


Abb. 5: Vergleich der Artzusammensetzung in Anhängigkeit von der Salinität auf Basis des artspezifischen Biovolumens der 25 häufigsten Arten. Die Bezeichnungen im MDS-Plot beginnen mit dem Salinitätsbereich, gefolgt vom Stationsnamen. Jede Bezeichnung kennzeichnet einen von 92 Probenameterminen in den mecklenburg-vorpommerschen Küstengewässern in den Monaten Juni-August. Keine der 3 untersuchten Salzgehaltsstufen zeigt charakteristische Häufungen.

Küstengewässern zwischen 0 und 5 PSU geringe Variabilitäten beobachtet worden. Abb. 4 zeigt den Sommeraspekt des Artspektrums (Juni-August) für drei Salinitätsbereiche zwischen 0 und 5 PSU. Die rechte Darstellung (Abb. 4b) basiert auf einer 0-1-Matrix der Arten, unabhängig von ihrer Abundanz bzw. ihrem Biovolumen. Dem Ver-

Stelle jedoch bemerkt werden, dass dieser Vergleich auf aktuellen Messungen in derzeit stark eutrophen bis hypertrophen Gewässern beruht und somit nicht die potenziellen Unterschiede im Referenzzustand widerspiegeln kann, da die Gewässer rezent beim Auftreten starker Phytoplanktonblüten eher durch eine Lichtlimitation, als durch eine Nährstofflimitation gekennzeichnet sind, die ggf. veränderte Produktionsleistungen nach sich ziehen könnten.

Bezogen auf das Vorhandensein der häufigsten Arten, sind in der Artzusammensetzung in

gleich liegen 92 Probenahmen an 8 Stationen (5 Wasserkörpern) zu Grunde. Es wurden nur Arten berücksichtigt, die innerhalb der Stichprobe ($n=92$) mindestens 5 Mal gezählt wurden. Bei der Betrachtung der Biomasse treten zwar stärkere Differenzen in der Artzusammensetzung auf (Abb. 4a), jedoch sind auch diese nicht signifikant. Um dies zu verifizieren, wurden Korrelations- und Clusteranalysen durchgeführt, die die Unterschiede des Artspektrums zwischen den Probenahmeterminen darstellen sollten (Abb. 5). Das „similarity-level“ (Ähnlichkeitsmaß der betrachteten Variablen; die Clusteranalyse ist nicht dargestellt), liegt unabhängig vom Salzgehalt in der Regel über 60 %.

Nach einer Zusammenfassung der Salinitätsbereiche $<0,5$ und $0,5-3$ PSU (ST 1 und ST 2) erfolgt die weitere Aufspaltung der Seetypen in Analogie zur Seentypisierung unter Berücksichtigung des Einzugsgebietes, des Volumenquotienten und der Verweildauer, da diese Parameter wesentlichen Einfluss auf die Biomasseproduktion des Planktons haben (Abb. 2). Auf eine Unterscheidung von geschichteten und ungeschichteten Gewässern wurde zunächst verzichtet. Sowohl das Windebyer Noor als auch der Hemmeldorfer See (Südbecken) können auf Grund ihrer Tiefe zeitweilig geschichtet sein (Tiefengradient nach Mietz 1991). Nixdorf et al. (2006) geben als Richtwert für die Dauer einer stabilen Schichtung 90 Tage an. Zurzeit liegen für beide Seen keine ausreichenden Messwerte zu diesem Kriterium vor. Für Strandseen mit höherer Salinität folgt die Typologie den Salzgehaltsstufen der Komponente Makrophyten (ST 3 bis ST 4).

Tab. 1 stellt die vorläufige Typisierung der 7 Strandseen in zusammengefasster Form und auf Basis der bisher erhobenen Monitoringwerte dar. Eine ausführliche Darstellung der Typisierung der Strandseen erfolgte im 3. Zwischenbericht dieses Projektes (Sagert et al. 2007).

Die aktuellen Salinitätsmessungen des Jahres 2007 ergaben insbesondere für den Hemmeldorfer See ($0,1$ PSU) und den Grossen Binnensee ($0,1-0,5$ PSU) geringe Werte als es die Mittelwerte der letzten Untersuchungsjahre zeigen. Ähnliche Schwankungen sind aus den Salinitätsmessungen der vergangenen Jahre ersichtlich (Abb. 6). Während der Hemmeldorfer See seit 1990 kontinuierlich fallende Salinitäten aufweist, sind z.B. im Schwansener See stark variierende Salinitäten messbar. Da diese Variabilität mit (zeitweiser) Öffnung der Rückhalteinrichtungen zunimmt, ist für die Bewertung des Phytoplanktons eine der jeweiligen Probenahme angepasste Typisierung (kontinuierliche Typisierung, Rieling et al. 2003) der starren Typisierung

von Seen (Wasserkörpern) vorzuziehen. Dieses Vorgehen trägt zudem den kurzen Reproduktionszeiten des Phytoplanktons und seiner unmittelbaren Reaktion auf Veränderungen des Salinitäts- bzw. Nährstoffregimes Rechnung.

Tab. 1: Typisierungsvorschlag für Strandseen (Seenkürzel Tab. 2). Die mittlere Salinität ergibt sich als Mittelwert der bisher vorliegenden Salinitätsmessungen des Landesamtes für Natur- und Umwelt SH. Die Typisierung unter optimiertem Sielbetrieb (geringfügige Auswirkung auf angrenzende Nutzungen) und im Referenzzustand (Rückbau aller Siele und Wehre) basiert auf den Simulationen der mittleren Salinitäten nach Larsen und Pohl (2006). Der Typ ST 5 (>10 PSU) wird im aktuellen Zustand bzw. bei optimiertem Sielbetrieb nicht erreicht und ist für Strandseen deshalb nicht definiert worden.

* bei Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB).

*¹ Die Zuordnung des Hemmeldorfer Sees als Typ 14 (Gesamtsee) erfolgte erst nach Berichtslegung und wird deshalb hier nicht berücksichtigt. Vielmehr wird in diesem Bericht von zwei getrennten Becken des Typs 11.2 (nördliches Seebecken) und des Typs 13 (südliches Seebecken) ausgegangen.

Name See	GB	HM	HD	NB	SCH	SEH	WN
mittlere aktuelle Salinität	0,4	0,8	0,7	6,0	4,5	8,5	1,4
Typisierung Strandsee nach Salinität	limnisch	β-oligo-halin	β-oligo-halin	β-meso-halin	α-oligo-halin	β-meso-halin	β-oligo-halin
Typ für höchstes Potenzial*	11.2	11.2	11.2/13/14* ¹				14
Typ für ökologischen Zustand		11.2	11.2/13/14* ¹	ST 4	ST 3/4 ¹	ST 4	
optimierter Sielbetrieb	ST 4	11.2	11.2/13/14* ¹		ST 3/4		ST 4
Referenzzustand	ST 4	11.2	11.2/13/14* ¹	ST 4	ST 4	ST 4	ST 5

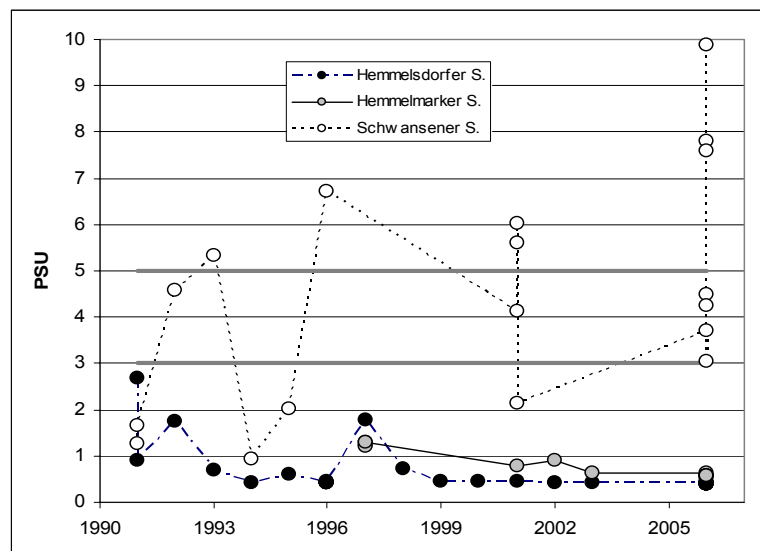


Abb. 6: Salinitätswerte des bisherigen Seenmonitorings für 3 ausgewählte Strandseen. Die grauen Linien markieren die Übergänge zu den jeweiligen Strandseentypen.

¹ Der Schwansener See wies in den Untersuchungen des Jahres 2007 deutlich höhere Salinitäten zwischen 5,5 und 12 PSU auf. Er ist damit gegenwärtig schon als Strandsee des Typs 4 zu charakterisieren. Der modellierte Wert zur optimierten Sielführung dürfte demnach zu gering angesetzt sein, da die jetzigen Salinitäts erhöhungen auf die Öffnung des Wehres zurückzuführen sind.

3 Datenbasis

Tab. 2: Typisierung der in die Analyse einbezogenen potenziellen Strandseen Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins.

	Strandseentyp	See	Seename (Kurzform)	Salinität (MW)
limnisch	14	Cämmerer See	CÄ	1,8
		Windebyer Noor	WN	1,4
	13	Hemmelsdorfer See (Süd)	HD S	0,4
	11.2	Großer Binnensee	GB	0,4
		Hemmelsdorfer See (Nord)	HD N	0,4
		Hemmelmarker See	HM	0,9
		Conventer See	CO	0,3
		Großer Wostevitzer Teich	GWT	1,2
marin	ST4	Haddebyer Noor	HN	7,1
		Neustädter Binnenwasser, Ost	NB	6,2
		Schwansener See	SCH	5,4
		Sehendorfer Binnensee	SEH	8,0
		Selker Noor	SN	5,8
	(ST5)	Fastensee	FA	21,1

Für das Phytoplankton liegen Zählraten von 13 verschiedenen Strandseen vor (Tab. 2). Neben den 7 Strandseen Schleswig-Holsteins, die Gegenstand dieser Untersuchung sind, wurden drei weitere kleinere Strandseen des Landes zu Vergleichszwecken bzw. zur Verbesserung der Datenbasis herangezogen. Zusätzlich sind Daten von drei potenziellen Strandseen in Mecklenburg/ Vorpommern integriert worden. Die Bezeichnung „potenziell“ wurde gewählt, da die Seen auf Grund ihrer geringen Salinität derzeit nicht als Sondertyp ausgewiesen sind.

Die Strandseen können an Hand ihrer aktuellen Salzgehalte (Mittelwerte des jeweiligen Probenahmejahres) verschiedenen Bewertungs-Typen zugeordnet werden (Tab. 2, vgl. auch Abschnitt Typisierung)

Die Datenbasis zum Phytoplankton umfasst sieben Jahrgänge (Tab. 3), wobei für die Jahre 1996, 1997 und 2001 ausschließlich semiquantitative Daten vorliegen. Diese semiquantitativen Daten umfassen artspezifische Abundanzschätzungen von Phytoplanktonvollproben für 4-5 Beprobungstermine der Wachstumsaison (März bis September). Die Schätzungen beruhen auf der folgenden 5-stufigen Skala:

Abundanzangabe	Zählwert	Arithmetisches Mittel
selten (s)	0-50	25
wenig (w)	50-500	275
mittel (mi)	500-5000	2750
häufig (h)	5000-50000	27500
massenhaft (ma)	50000-500000	275000

Für die weitere Auswertung wurden diese Angaben in Zahlenwerte übersetzt, die das arithmetische Mittel der angegebenen Zählspanne widerspiegeln.

Tab. 3: Bisher vorgenommene Phytoplanktonprobenahmen in Strandseen Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins. Die linken Spalten geben die verfügbaren Werte für das Gesamtbiovolumen je Probenahme an. Die rechten Spalten dokumentieren Gesamtabundanz je Probenahme. Mit einem Stern sind die Jahrgänge markiert, die auf Schätzdaten der Abundanz basieren (1996, 1997, 2001).

See- typ	Name	Mo- nat	Gesamtbiovolumen [mm ⁻³ l ⁻¹]				Gesamtabundanz [Zellen ml ⁻¹]					
			02	04	05	06	96*	97*	01*	02	05	06
14	Cämmerer See	3			1,9						17235	
		6			0,2						2284	
		6			2,0						83400	
		8			16,3						19938	
		9			10,2						34309	
	Winde- byer Noor	3	4,7							47547		
		6	8,3							2645430		
		8	8,6							66567		
9		7,6							17160			
11.2	Großer Binnensee	3	8,7							15661		
		6	9,9							79174		
		8	5,8							28235		
		9	23,9							123132		
	Hemmel- marker See	3						457575				
		4				27,4						211359
		4				35,5						279853
		6				7,6		251550				87898
		7				8,5		48075				59390
		8				8,7		467725				56587
		9				18,8						31494
		10				18,3						24059
	Conventer See	4			46,4							
		7			29,1							
		8			36,5							
		9			46,2							
		11			37,0							
	Großer Woste- vitzer Teich	6		69,7								
		7		46,3								
		8		119								
		9		122								
		11		82,7								
Hemmel- dorfer See (Nord)	4				9,1						22391	
	5				4,0	54800					43804	
	6				3,5	35000					2196584	
	7				4,0	312550					3281860	
	8				4,8	248950					3277725	
	9				3,8						4549294	
	10				2,8						70401	
13	Hemmel- dorfer See (Süd)	4				2,7						10818
		5				3,6	26475					40755
		6				2,1	259850					1831712
		7				2,7	60575					2190819
		8				2,5	32075					2002731
		9				2,9						2712021
		10				0,9						9434

See- typ	Name	Mo- nat	Gesamtbiovolumen [mm ⁻³ l ⁻¹]				Gesamtabundanz [Zellen ml ⁻¹]					
			02	04	05	06	96*	97*	01*	02	05	06
ST4	Hadde- byer Noor	3						27850				
		6						55250				
		7						63875				
		8						61575				
	Neu- städter Binnen- wasser, Ost	3	0,03							159		
		6	3,7							13621		
		8	6,6							54790		
		9	4,8							331833		
	Schwan- sener See	3				4,0						502831
		5				19,0			250375			1694890
		6				0,5			52276			33654
		7				1,1			302352			218959
		8				1,4						22030
		9				0,6			475952			7949
		10				1,0						76501
	Sehlen- dorfer Binnensee	4				1,9						112350
		5				3,2			697676			467094
		6				6,3			500477			3956
		7				0,7			479553			258791
		8				0,6						10624
9								455503				
10					0,4						15107	
Selker Noor	3							27325				
	6							279650				
	7							59275				
	8							54975				
ST5	Fastensee	5							248075			
		7							3175			
		8							24825			
		9							22850			

Für die Jahrgänge 2002 bis 2006 liegen sowohl Abundanzwerte als auch Biovolumenwerte vor. Insbesondere letztere sind für die bisher verwendeten Klassifizierungsansätze (Küstengewässer Ost- und Nordsee, limnische Standgewässer) von entscheidender Bedeutung. Dieser quantitative Datensatz umfasst die sieben zu untersuchenden Strandseen Schleswig-Holsteins als auch drei mecklenburgische Seen. Leider liegt für keinen der untersuchten Seen ein wiederholender Datensatz (mehr als ein Jahrgang) vor. Darüber hinaus sind die Seen in unterschiedlichen Jahren beprobt worden. So wurden von den sieben zu untersuchenden Strandseen nur 4 im Jahr 2006 quantitativ beprobt. Das Windebyer Noor, der Große Binnensee und das Neustädter Binnenwasser wurden im Jahr 2002 letztmalig quantitativ beprobt. Da die Phytoplanktonentwicklung hohe saisonale Abhängigkeiten im Sukzessionsverlauf aufweist (u.a. vorangegangener Winter) birgt diese Besonderheit in der Da-

tenerhebung große Risiken für die angestrebten vergleichenden Analysen, da die klimatischen Effekte die durch die Eutrophierung bedingten Effekte ggf. überlagern.

Tab. 4: Datensätze (Taxazahlen) des quantitativen Seenmonitorings 2002. Der Anzahl der je Zählung erfassten Taxa wurde der Anzahl der erfassten artspezifischen Biovolumen-(Abundanz)-werte gegenübergestellt.

Monat/ Jahr	Großer Binnensee		Neustädter Binnenwasser		Windebyer Noor	
	Anzahl Taxa	Anzahl Biovolumenwerte	Anzahl Taxa	Anzahl Biovolumenwerte	Anzahl Taxa	Anzahl Biovolumenwerte
3/2002	35	12	23	4	27	11
6/2002	27	13	17	11	35	10
8/2002	44	14	23	8	23	10
9/2002	42	12	19	7	27	5

In der Summe liegen 146 Datensätze des Phytoplanktonmonitorings vor, von denen formal 62 Datensätze quantitative Zählungen zum Gegenstand haben. 11 Datensätze liegen von Frühjahrsproben der Monate März und April vor. 3 der 62 Datensätze repräsentieren Herbstprobenahmen.

Innerhalb dieser 62 quantitativen Zählungen weisen die im Jahr 2002 erhobenen Datensätze Lücken in der artspezifischen Biovolumenbestimmung auf. Während in den Datenblättern je Probenahme zwischen 17 und 44 Taxa erfasst wurden, sind nur für 4-14 Taxa auch Biovolumen- oder Abundanzwerte erhoben worden (Tab. 4).

Im Gegensatz dazu sind im Jahr 2006 bei vergleichbaren Artzahlen (Tab. 5) alle Taxa quantitativ erfasst worden. Neben den o.g. Gründen wird durch diesen Umstand die Vergleichbarkeit der Datenerhebungen zwischen den Seen zusätzlich erschwert.

Tab. 5: Datensätze (Taxazahlen) des quantitativen Seenmonitorings 2006. Die Anzahl der je Zählung erhobenen Taxa entspricht der Anzahl der quantitativ erfassten Taxa. (Kürzel siehe Tab. 2)

	HM	HD N	HD S	SCH	SEH
3/2006				9	
4/2006	50	26	28		18
5/2006		24	18	31	14
6/2006	23	22	24		
7/2006	24	28	32	23	15
8/2006	23	26	26	17	30
9/2006	18	40	36	12	
10/2006	14	37	37	12	10
11/2006					9

Ein weiteres Problem stellt die Anzahl der Datensätze pro Seentyp dar (Tab. 6). Für die Entwicklung eines Bewertungssystems bzw. spezifische statistische Analysen ist eine gesicherte Anzahl von typspezifischen Werten unabdingbar. So sind zum Bei-

spiel Analysemethoden, die auf normal verteilten Werten beruhen, in Stichproben mit geringem Datenumfang nicht statistisch sicher durchführbar oder per Definition verboten. Hinzu kommt, dass bei geringer Werteanzahl und relativ ähnlichen Trophiezuständen der Seen den analysierten Daten meist kein Trophiegradient zu Grunde liegt, der für die Ableitung von Trophieklassen unabdingbare Voraussetzung ist (vgl. Schubert et al. 2003).

Darüber hinaus reduzieren sich die Datensätze durch die saisonale Betrachtung des Phytoplanktons (Tab. 6). Da dieses einer jahreszeitlichen Sukzession unterliegt (z.B. Gasiunaite et al. 2005), ist die Analyse auf Basis von Jahresmitteln wenig aussagekräftig und deshalb in den bisher vorliegenden Bewertungsverfahren auch nicht vorgesehen (Nixdorf et al. 2006, Schubert et al. 2003, Sagert et al. 2008)

Tab. 6: Anzahl der saisonalen Datensätze pro Seentyp.

Seentyp	Anzahl Datensätze gesamt	Anzahl Datensätze Sommer (Juli-September)	Anzahl Datensätze Frühjahr (März-Mai)
14	9	4	2
11.2	35	20	8
ST4	18	10	5
Gesamtergebnis	62	34	15

4 Abgleich der Taxalisten

Ingesamt wurden in den 9 untersuchten Strandseen 453 Taxa erfasst, wobei der Begriff Taxon im weitesten Sinne als *Zählkategorie* zu verstehen ist. Für die weitere Bearbeitung der Daten mussten die unterschiedlichen Bezeichnungen vereinheitlicht und den Taxalisten der Helcom (Hällfors 2004, Küstengewässer und Ostsee) bzw. der Seenbewertung (Mischke 2006, Harmonisierte Taxonliste des Phytoplanktons Stand 11.09.2006) angeglichen werden. Da nicht immer übereinstimmende Nomenklaturen vorlagen, bzw. das minimale Bestimmbarkeitsniveau in den verschiedenen Listen divergierte, wurde im Zweifelsfall der Seentaxonomie (Mischke 2006) der Vorrang gegeben.

Im Ergebnis dieses Prozesses entstand eine einheitliche Liste von 309 Taxa, die sowohl Gattungen, als auch Größenklassendifferenzen einzelner Gattungen/ Zählkategorien aller untersuchten Seen einschließt. Für die schleswig-holsteinischen Seen umfasst die Artliste 277 Taxa, von denen die in Tab. 7 aufgeführten Taxa, nicht in der harmonisierten Seentaxaliste aufgeführt sind.

Tab. 7: Nicht in der harmonisierten Taxaliste Seen aufgeführte Taxa der Strandseenbeprobung Schleswig-Holsteins.

<i>Campylodiscus</i>	<i>Melosira moniliformis</i>
<i>Closterium gracile</i>	<i>Melosira nummuloides</i>
<i>Desmodesmus communis</i>	<i>Nitzschia longissima</i>
<i>Distephanus</i>	<i>Nitzschia sigma</i>
<i>Flagellaten indet.</i>	<i>Nodularia</i>
<i>Glenodinium</i>	<i>Pannus spumousus</i>
<i>Gyrosigma macrum</i>	<i>Prorocentrum micans</i>
<i>Heterocapsa triquetra</i>	<i>Scenedesmus pannonicus</i>
<i>Lyngbya</i>	

5 Verknüpfung biotischer und abiotischer Parameter

Für alle Phytoplanktondaten liegen parallele Messungen der hydrologisch-chemischen Parameter vor (Ausnahme: Zählung Schwansener See 5.07.06). Diese Daten umfassen im Wesentlichen die Parameter Salinität, Temperatur, Sichttiefe, pH-Wert, Chlorophyll a, Sauerstoffsättigung und Konzentration, Ammonium-, Nitrit-, Nitratkonzentration (auch DOC, TOC, TIC), Gesamt-N- und Gesamt P-Konzentration sowie die Silikatkonzentration. Darüber hinaus wurden Färbung, Trübung und z.T. weitere Parameter aufgenommen. Winter- und Frühjahrswerte der Makronährstoffe, die weitere Hinweise auf das trophische Potenzial der Seen geben könnten, fehlen für alle untersuchten Seen.

Sowohl die überarbeiteten Datenprotokolle mit den abgeglichenen Taxalisten als auch die Zuordnung der abiotischen Randparameter wurden in aktuellen Excel-Datenbanken niedergelegt und sind Bestandteil dieses Berichtes.

6 Trophiebezogene Voreinstufung der Seen

Auf Basis der Monitoringdaten aus den Jahren 1996 bis 2006 und den morphologischen Seenparametern wurden einige Seen bereits einer Zustandseinschätzung gemäß LAWA (1998) unterzogen (Tab. 8). Diese Einschätzung, wie auch der Trophiezustand im potenziell natürlichen Zustand, sind in ihrer ursprünglichen Ausrichtung auf limnische Gewässer beschränkt und können deshalb für marin beeinflusste Gewässer nur bedingt angewandt werden. Dies wird vor allem bei der Referenzwertbestimmung des Schwansener Sees, des Neustädter Binnenwassers und des Sehlendorfer Binnensees deutlich. Auf Grund der morphologischen Bedingungen der Seen selbst und der besonderen Hydrographie im Einzugsgebiet zeigen sie im

Vergleich zum Ist-Zustand schlechtere bzw. trotz massiver Belastung gleichwertige Trophieprognosen (Tab. 8).

Tab. 8: Anwendung des Trophieprognosemodells gemäß LAWA (1998) auf Strandseen. Die Trophieprognose gibt den potenziellen Trophiestatus des Sees auf Grund seiner morphometrischen und chemischen Daten wieder. Nach Nixdorf et al. (2006) und Mathes et al. (2002) entsprechen die nahezu limnischen Seen einem bestimmten Seentypus (vgl. Tab. 1). Dieser Typus bedingt eine durch Nixdorf et al. (2006) festgelegte Referenztrophie (Spalte 4), da Seen eines Typs gleiche Entwicklungspotenziale und Bewertungsgrundlagen haben. Der LAWA-„Ist-Zustand“ errechnet sich aus der Sichttiefe, sowie den Chlorophyll-a- und Phosphor-Konzentrationen im Bewertungsjahr. Die Typisierung der Mecklenburger Seen beruht auf Angaben des staatl. Amtes für Umwelt und Natur Rostock.

Typ	Seenname	Trophieprognose (REF)	Trophie Seebewertung (REF 2)	Bezugsjahr (IST)	Trophieeinstufung nach LAWA (IST)
St 4	Haddebyer Noor	eutroph1	n.b.	1997	polytroph2
St 4	Neustädter Binnenwasser	polytroph1	n.b.	2002	eutroph2
St 4	Schwansener See	polytroph1	n.b.	2001	polytroph1
St 4	Schwansener See	polytroph1	n.b.	2006	eutroph2
St 4	Sehlendorfer Binnensee	polytroph1	n.b.	2001	polytroph1
St 4	Sehlendorfer Binnensee	polytroph1	n.b.	2006	polytroph1
St 4	Selker Noor	eutroph1	n.b.	1997	polytroph2
11.2	Großer Binnensee	eutroph2	e1-e2	2002	polytroph1
11.2	Hemmelmarker See	eutroph1	e1-e2	1997	polytroph2
11.2	Hemmelmarker See	eutroph1	e1-e2	2006	polytroph2
11.2	Conventer See	polytroph1	e1-e2	2005	polytroph2
11.2	Großer Wostevitzer Teich	polytroph1	e1-e2	2004	
11.2	Hemmelsdorfer See Nord	eutroph1	e1-e2	1996	polytroph1
11.2	Hemmelsdorfer See Nord	eutroph1	e1-e2	2006	polytroph1
13	Hemmelsdorfer See Süd ²	mesotroph	m2-e1	1996	eutroph2
13	Hemmelsdorfer See Süd	mesotroph	m2-e1	2006	eutroph2
14	Cämmerer See	eutroph2	m1-m2	2005	eutroph2
14	Windebyer Noor	mesotroph	m1-m2	2002	polytroph1

Der Grund hierfür dürfte vor allem im verstärkten Wasseraustausch mit der Ostsee liegen. Nach Schlungbaum et al. (2001) ist beispielsweise die Referenztrophie der Darß-Zingster Boddenkette (einer relativ stark limnisch geprägten Boddenlandschaft mit durchschnittlich 2 m Wassertiefe, einer Salinität von 0,5-12 PSU und einem Volumenquotienten von 4) bei Berücksichtigung des quantifizierten Ein- und Ausstromes mit mesotroph anzusetzen.

Für die limnischen Typen 11.2 und 14 ergeben sich, je nach Autor, bei der Einschätzung der Referenztrophie z.T. unterschiedliche Werte für die einzelnen Seen (Tab. 8). Gemäß EU-WRRL soll die Bewertung von Seen auf Basis von Typen, nicht jedoch von Einzelgewässern erfolgen. Dies setzt einen einheitlichen Trophie-Referenzwert pro Typ voraus. Von Nixdorf et al. (2006) wurde deshalb auf Basis von Referenzseen eine Referenztrophie für jeden definierten Seentyp abgeleitet (Tab. 8,

² Da der See nach aktueller Festlegung als ein Wasserkörper zu definieren ist, wurde es als Gesamtgewässer dem Typ 14 zugeordnet, im Bericht werden davon abweichend die Einzelbecken betrachtet.

Spalte 4), die für die Seen Schleswig-Holsteins relativ gut mit den morphometrischen Daten übereinstimmt, während die Seen Mecklenburg-Vorpommerns (Conventer See, Großer Wostevitzer Teich, Cämmerer See) Abweichungen um 1-2 Klassen zeigen.

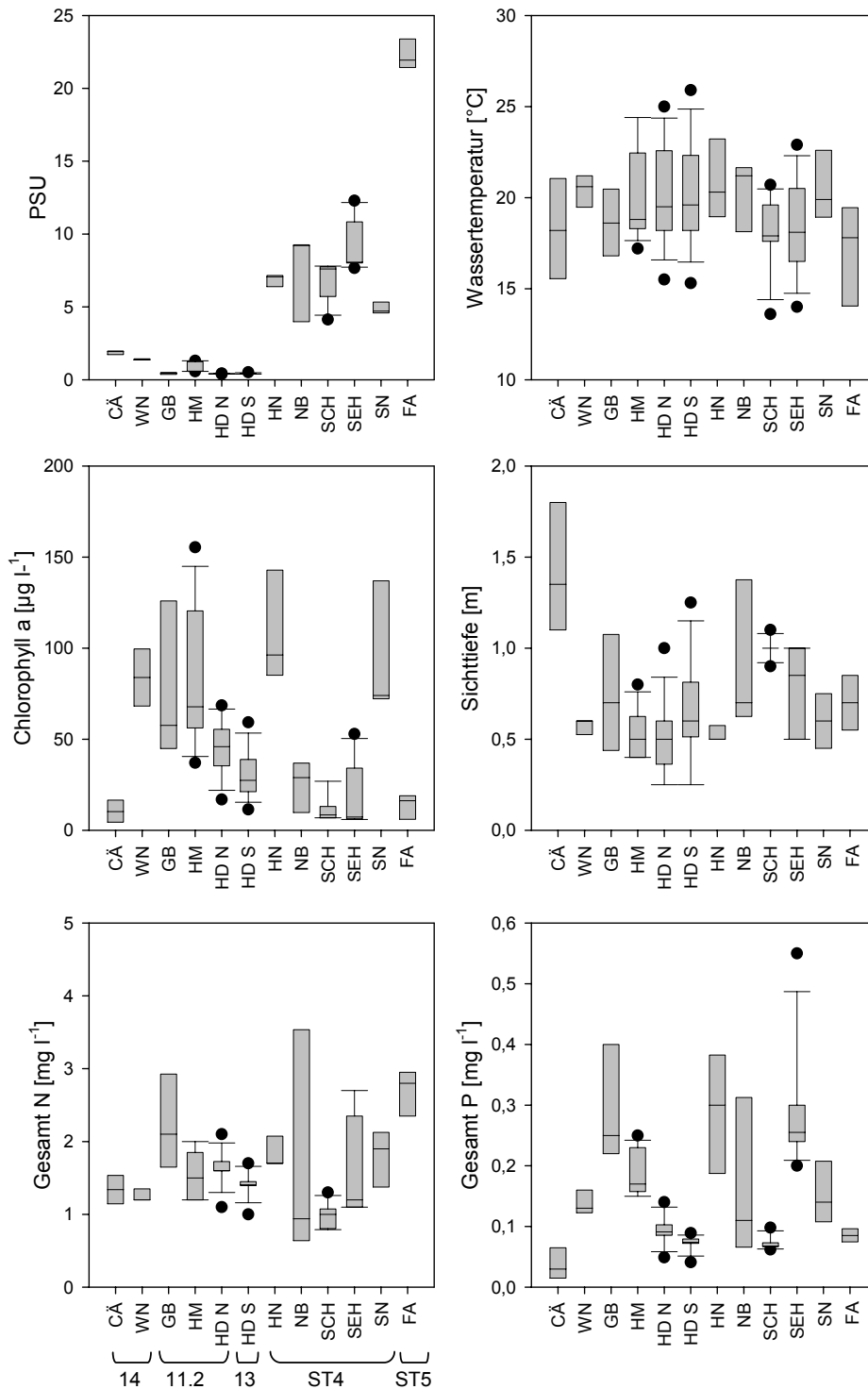


Abb. 7: Charakterisierung der Seen durch ausgewählte abiotische Gewässerparameter. Dargestellt sind die Monitoringergebnisse der Monate Juli-September (vgl. Tab 3) aller Untersuchungsjahre. Die jeweilige Anzahl der zugrunde liegenden Daten ist Tab. 9 zu entnehmen. (Kürzel siehe Tab. 2)

7 Charakterisierung der Seen

7.1 Abiotische Faktoren

Die abiotischen Parameter (Abb. 7) definieren für die untersuchten Seen sehr starke Unterschiede. Zunächst ist festzustellen, dass es innerhalb und zwischen den verschiedenen Seetypen keine eindeutigen Beziehungen gibt. Die mit steigender Salinität zu erwartenden höheren Sichttiefen, geringeren Nährstoffbelastungen bzw. geringeren Chlorophyll a-Konzentrationen konnten für die untersuchte Gruppe an Seen nicht ermittelt werden.

Tab. 9: Anzahl der verfügbaren abiotischen Daten zum Sommeraspekt (Juli-September) aller Untersuchungsjahre. (Seenkürzel siehe Tab. 2, T-Temperatur, Chl a- Chlorophyll a, gesP-Gesamt-Phosphor, gesN-Gesamtstickstoff).

Typ	See	PSU	Sichttiefe	Chl a	gesN	gesP
14	CÄ	4	4	4	4	4
14	WN	3	3	2	3	3
11.2	GB	3	3	3	3	3
11.2	HM	7	7	6	7	7
11.2	HD N	7	7	7	7	7
13	HD S	7	7	7	7	7
ST4	HN	3	3	3	3	3
ST4	NB	3	3	3	3	3
ST4	SEH	6	6	5	6	6
ST4	SN	3	3	3	3	3
ST4	SCH	5	5	3	5	5
St5	FA	3	3	3	3	3
14	gesamt	7	7	6	7	7
11.2	gesamt	17	17	16	17	17
13	gesamt	7	7	7	7	7
ST4	gesamt	20	20	17	20	20

Auch die Variabilität der Einzelparameter (Minima und Maxima des jeweiligen Parameters), die in den Seen stark divergiert, zeigt keinen deutlichen Bezug zur Salinität oder zur Typologie des Sees (Abb. 7). Geringere Variabilitäten wie z.B. beim Windebyer Noor sind nicht zwangsläufig Indiz für eine höhere Stabilität der hydrologischen Bedingungen im System, sondern können auch in geringeren Wertezahlen begründet liegen. Auf der anderen Seite zeigen die gering beprobten Seen, wie das Neustädter Binnenwasser und das Haddebyer Noor, hohe Variabilitäten, die in diesem Fall ggf. auf den variablen Salzwasserstrom (natürliche Ursache) zurückzuführen sind.

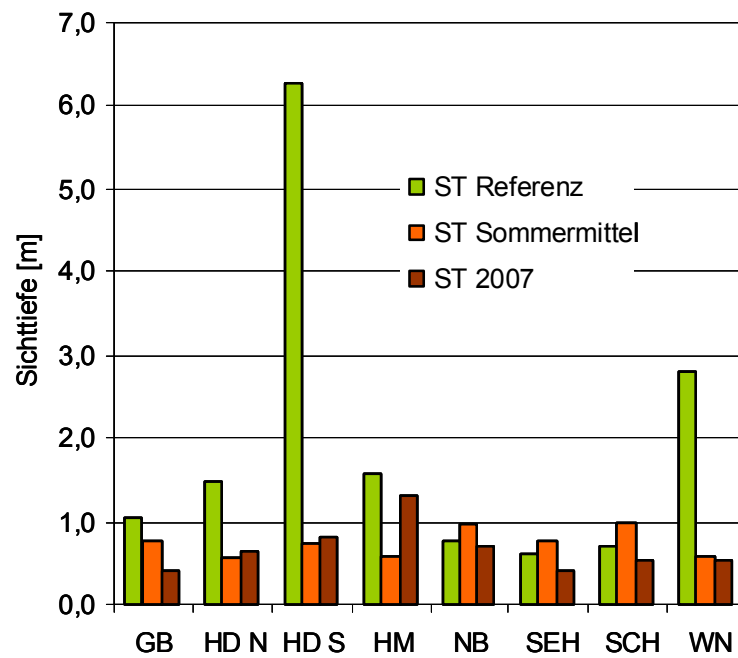


Abb. 8: Vergleich der Referenzsichttiefen (ST) mit den während der Monitoringprogramme erhobenen Daten.

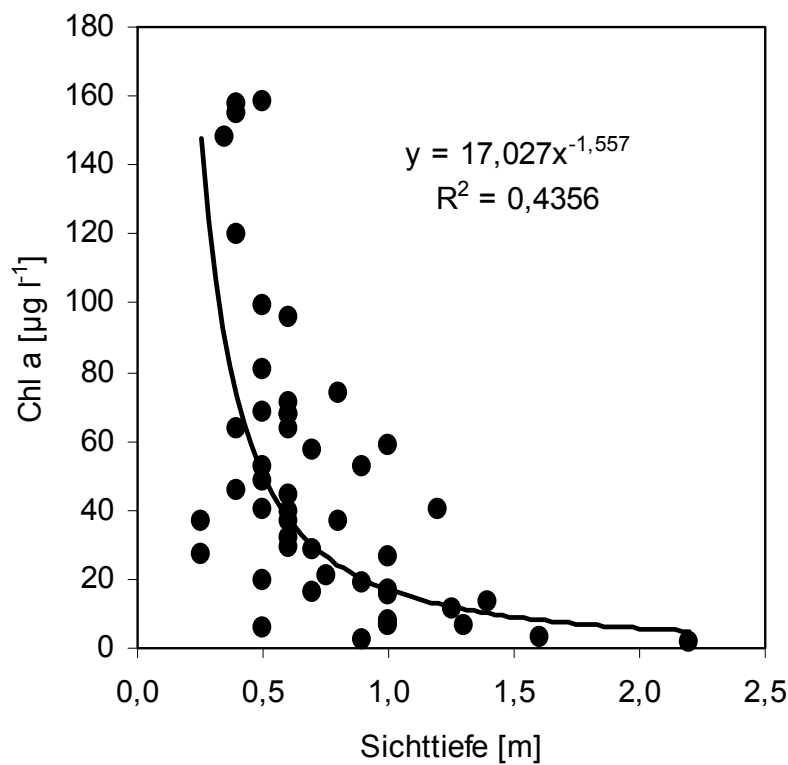


Abb. 9: Korrelation von Sichttiefe und Chlorophyll a für die in Tab. 9 aufgeführten Monitoringdaten (Sommeraspekt Juli-September).

Alle untersuchten Seen weisen sommerliche Sichttiefen unter 2 m auf. Vergleicht man die je nach See zwischen 1996 und 2006 erhobenen Sichttiefen mit den aus den morphometrischen Daten abgeleiteten Referenzsichttiefen, sind für die meisten der 7 untersuchten schleswig-holsteinischen Strandseen verminderte Sichttiefen zu beobachten (Abb. 8).

Die in früheren Untersuchungen festgestellten, relativ guten Sichttiefen des Neustädter Binnenwassers, des Sehlendorfer Binnensees und des Schwansener Sees konnten im Jahr 2007 nicht bestätigt werden (Abb. 8). Die gute Sichttiefe des Hemmelmarker Sees könnte auf ein beobachtetes sommerliches Klarwasserstadium (Zooplanktondominanz) zurückzuführen sein. Insbesondere das Windebyer Noor, der Hemmeldorfer See und der Große Binnensee weisen im Jahr 2007 große Diskrepanzen zwischen Referenz- und Ist-Zustand auf.

Um zu prüfen, inwieweit die geringen Sichttiefen durch hohe Biomasseaufkommen des Phytoplanktons bedingt sind, wurden die terminbezogenen Chlorophyll-a-Werte mit den Sichttiefen korreliert (Abb. 9). Da eine typspezifische Betrachtung der Werte auf Grund des geringen Datenumfanges nicht möglich war, wurden die Werte aller Seen unabhängig von ihrer Salinität verglichen. Wie erwartet, besteht zwischen beiden Größen ein Zusammenhang. Da die trophische Spannbreite der untersuchten Gewässer und die Datengrundlage sehr klein sind, ist die Signifikanz der Korrelation gering und die Streuung der Werte relativ hoch.

Andererseits sind bei der Betrachtung derartiger Zusammenhänge auch die morphologischen Gegebenheiten der Gewässer (Flachseen) von großer Bedeutung, da insbesondere bei vollständiger Durchmischung weitere Faktoren (Huminstoffe, Detritus, Sedimentpartikel) Einfluss auf die Sichttiefe haben.

Obwohl für die Analysen des Zusammenhangs von Biomasseproduktion und Nährstoffen Winterwerte bzw. Ganzjahresmittelwerte verwandt werden sollten, wurde in Abb. 10 versucht, die Beziehung der Chlorophyll a-Konzentration zu den Makronährstoffen Gesamt-N und Gesamt-P herzustellen. Während die sommerlichen Chlorophyll a-Konzentrationen keine signifikante Beziehung zum Gesamt-Stickstoffgehalt aufweisen, zeigen sich für die Korrelation zum Gesamt P-Gehalt signifikante Zusammenhänge, die auf eine sommerliche P-Limitation für zumindest einige der untersuchten Gewässer hindeuten können. Ohne weitere Untersuchungen müssen derartige Aussagen bei der begrenzten Datenlage jedoch spekulativ bleiben.

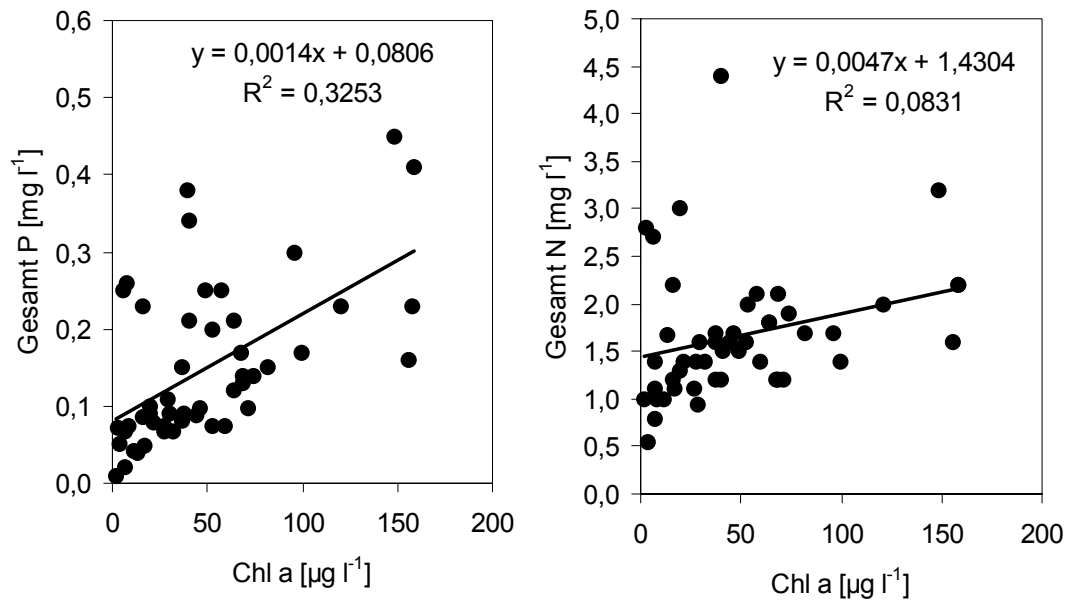


Abb. 10: Korrelation von Chlorophyll a-Konzentration und Makronährstoffen für die in Tab. 9 aufgeführten Monitoringdaten (Sommeraspekt Juli-September).

Mit Hilfe von mehrfaktoriellen Korrelationsanalysen wurde im Folgenden untersucht, ob sich die verschiedenen Seetypen (11.2, 13, 14, ST 4) unter Zugrundelegung ihrer aktuellen hydrologisch-chemischen Daten spezifisch abgrenzen lassen (Abb. 11). Dazu wurde für die Parameter Chlorophyll a, Sichttiefe, Gesamt-N und Gesamt-P (Sommeraspekt, Einzelwerte je Station der Monate Juli-September) nach einer log-Transformation eine Bray-Curtis-Matrix berechnet, die durch multidimensionale Skalierung ordiniert wurde (MDS-Plot). Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass auch kleine Datensätze, die die Bedingungen der Normalverteilung nicht erfüllen, analysiert werden können. In Abb. 11 ist das Ergebnis dargestellt. Die Seentypen (ST 1-ST 4) werden im aktuellen Zustand auf Basis der oben genannten Variablen nicht differenziert abgebildet (keine Clusterbildung). Das heißt die Seentypen als solche unterscheiden sich in ihren aktuellen abiotischen Bedingungen nicht signifikant. Dies beruht in erster Linie auf der hohen Variabilität der abiotischen Faktoren, die in einzelnen Seen unabhängig von ihrem jeweiligen Typ auftritt.

Vergleicht man mit Hilfe der oben genannten Parameter die einzelnen Probenahmen in den Seen, stellt man fest, dass die Variabilität in Seen mit stärkerem marinen Einfluss höher ist (Neustädter Binnenwasser-orange, Sehlendorfer Binnensee-blau) und

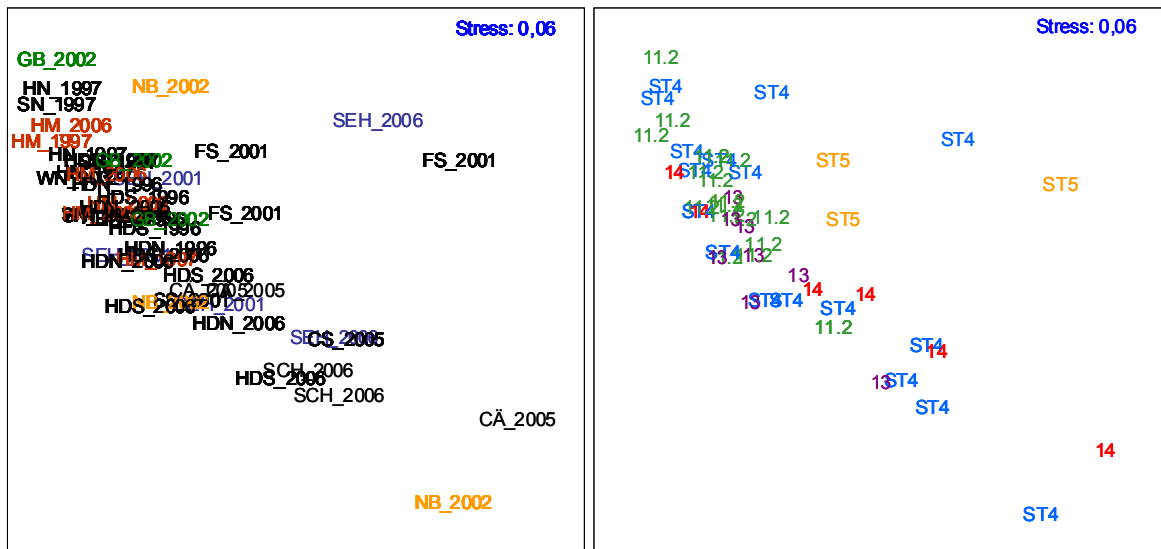


Abb. 11: MDS-Plot (Bray-Curtis-dissimilarity-matrix, Daten log-transformiert) der sommerlichen Probenahmen in den untersuchten Strandseen auf Basis der Parameter Chlorophyll a, Sichttiefe, Gesamt-N und Gesamt-P (Einzelwerte je Station der Monate Juli-September). Die Distanz zwischen den Werten ist ein Maß für die Unterschiedlichkeit der Probenahmen. Diese Art der Auswertung berücksichtigt nur Probenahmen, bei denen alle 4 untersuchten Parameter gleichzeitig erfasst wurden.

Links: Auswertung auf Basis der Seen, Rechts: Auswertung auf Basis der Seetypen.

darüber hinaus die saisonale Variabilität die anuellen Unterschiede überlagern kann (Sehlendorfer Binnensee). Dies schlägt sich in breiteren Verteilungsmustern der Jahrgangswerte nieder. Wenig beeinflusste Seen, wie der Hemmelmarker See und der Hemmeldorfer See, zeigen dagegen sehr enge Punktwolken und somit nur geringe Unterschiede zwischen den Probenahmen eines Jahrgangs und denen verschiedener Jahrgänge (Abb. 11).

7.2 Phytoplanktonzusammensetzung

Da das Phytoplankton sowohl in der Biomasse als auch in der Artzusammensetzung einer Jahrgangssukzession unterliegt, wurde die Analyse der Artzusammensetzung in saisonalen Abschnitten (Sommer- bzw. Frühjahrsaspekt) vorgenommen. Dabei wurden sowohl die Biovolumina (eingeschränkter Datensatz, Abb. 13) als auch die Abundanzen (vollständiger Datensatz, jedoch mit methodisch unterschiedlicher Erhebung der Abundanz, Abb.12) ausgewertet. Zunächst zeigt Abb. 13, dass in vielen Seen eine sommerliche Cyanobakteriendominanz des Biovolumens zu beo-

bachten ist, die eine erhöhte Eutrophierung der Seen kennzeichnet. In den Abundanzzahlen steigt der sommerliche Anteil der Cyanobakterien für einige Seen bis über 80 %, während die Biovolumen dominierenden Gruppen - wie z.B. die Dinophyceen - in den Abundanzzählungen deutlich in den Hintergrund treten (Cämmerer See). Gleiches gilt im Sehlendorfer Binnensee für die unspezifische Gruppe des Picoplanktons, bei der es sich auch um nicht ansprechbare Cyanobakterien handeln dürfte.

Dieses bekannte Problem der Diskrepanz von Biovolumen- und Abundanzwerten, führte bei der Entwicklung von Bewertungsmodellen (Schubert et al. 2003, Nixdorf et al. 2006) zum generellen Ausschluss abundanzbasierter Indices. Darüber hinaus sind Abundanzwerte kaum geeignet, Aussagen über die Produktivität der Gewässer zu geben, die letztlich über die Trophie bestimmt. Diese spiegelt aber eine bewertungsrelevante Kenngröße der Wasserrahmenrichtlinie wieder. Im Folgenden wird sich die Auswertung deshalb im Wesentlichen auf die Auswertung der Biovolumina stützen.

Vergleicht man Frühjahrs- und Sommerwerte der Artenzusammensetzung, zeigen der Hemmelmarker See bzw. auch das Windebyer Noor früh einsetzende (bzw. ganzjährig vorhandene) Cyanobakteriendominanzen, die, neben dem massenhaften Auftreten von kleinen Chlorophyceen, als Indiz einer stärkeren Eutrophierung gewertet werden können (Wasmund und Schiewer 1994).

In allen untersuchten Seen treten im Frühjahrsaspekt des Jahres 2006 Bacillariophyceen auf (Abb. 13). Deren Dominanz gilt im Frühjahrsaspekt der Küstengewässer als positiver Güteindikator. Anteile über 30 % (guter Zustand für diesen Teilparameter) können für den Strandseentyp 4, der mit den Küstengewässern vergleichbar wäre, nur im Neustädter Binnenwasser und im Sehlendorfer Binnensee beobachtet werden. Da jedoch die Ausprägung der Frühjahrsblüte saisonal gesteuert wird, ist ihre quantitative Erfassung bei einer monatlichen Probenahme eher zufällig.

Während der Anteil der Dinophyceen (Biomassebezug) nur im Neustädter Binnenwasser größer als 5 % ist (mäßig bis schlechter Zustand für diese Teilkomponente), dominieren im Schwansener See und im Sehlendorfer Binnensee die Chlorophyceen die Frühjahrsblüte (guter Zustand: <10%). Anders als beim Schwansener See liegen für die Beschreibung des Frühjahrsaspektes im Sehlendorfer Binnensee jedoch nur 2 Probenahmen vor.

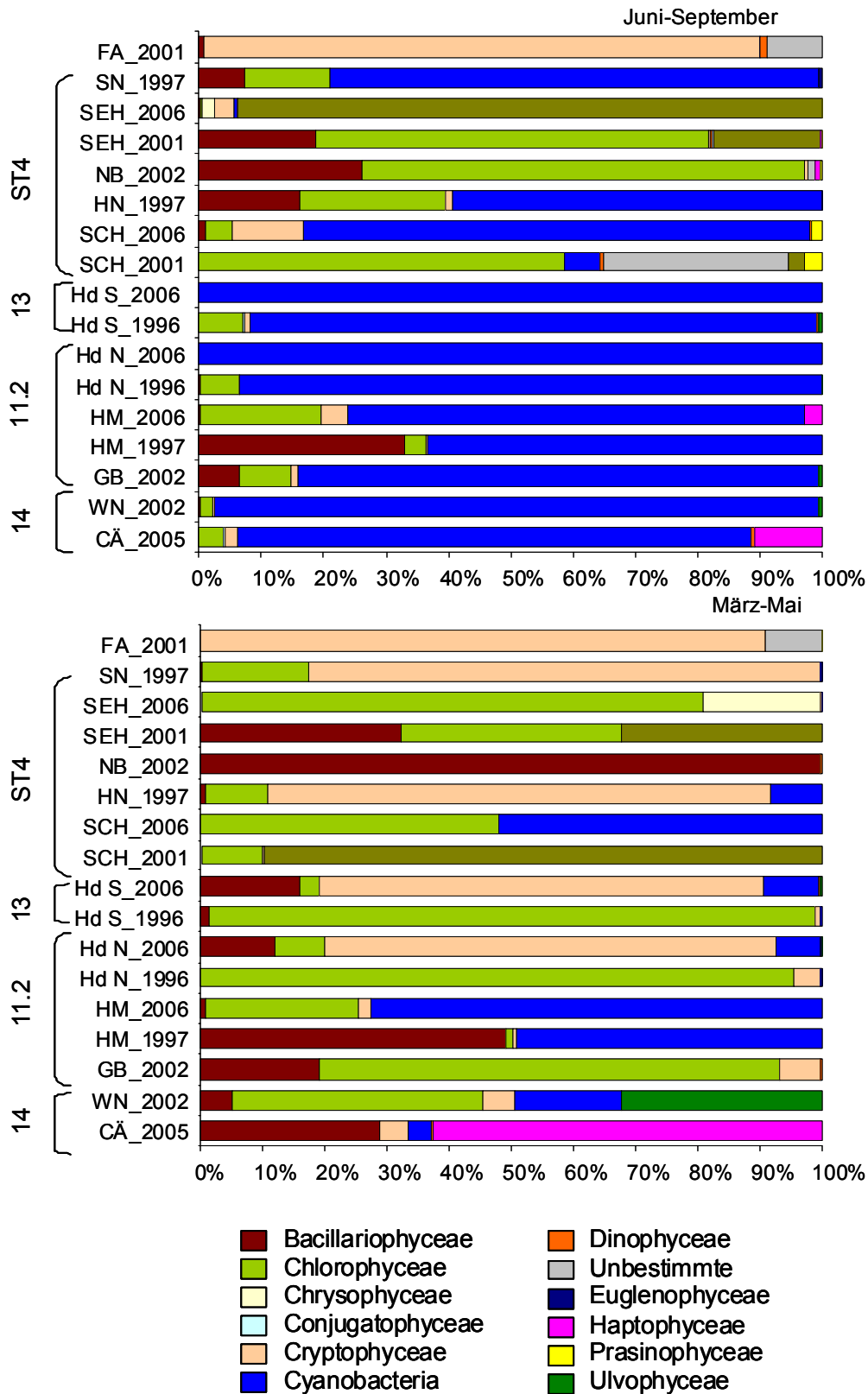


Abb.12: Artspektrum des Phytoplanktons von Strandseen im Vergleich der einzelnen Seen und Seentypen. Dargestellt sind die Sommer- (oben) und Frühjahrsmittelwerte (unten) auf Basis spezifischer Phytoplanktongruppen. Die Werte geben den Anteil (%) der mittleren Abundanz an der Gesamtabundanz der jeweiligen Probenahme wieder. Kürzel siehe Tab. 2

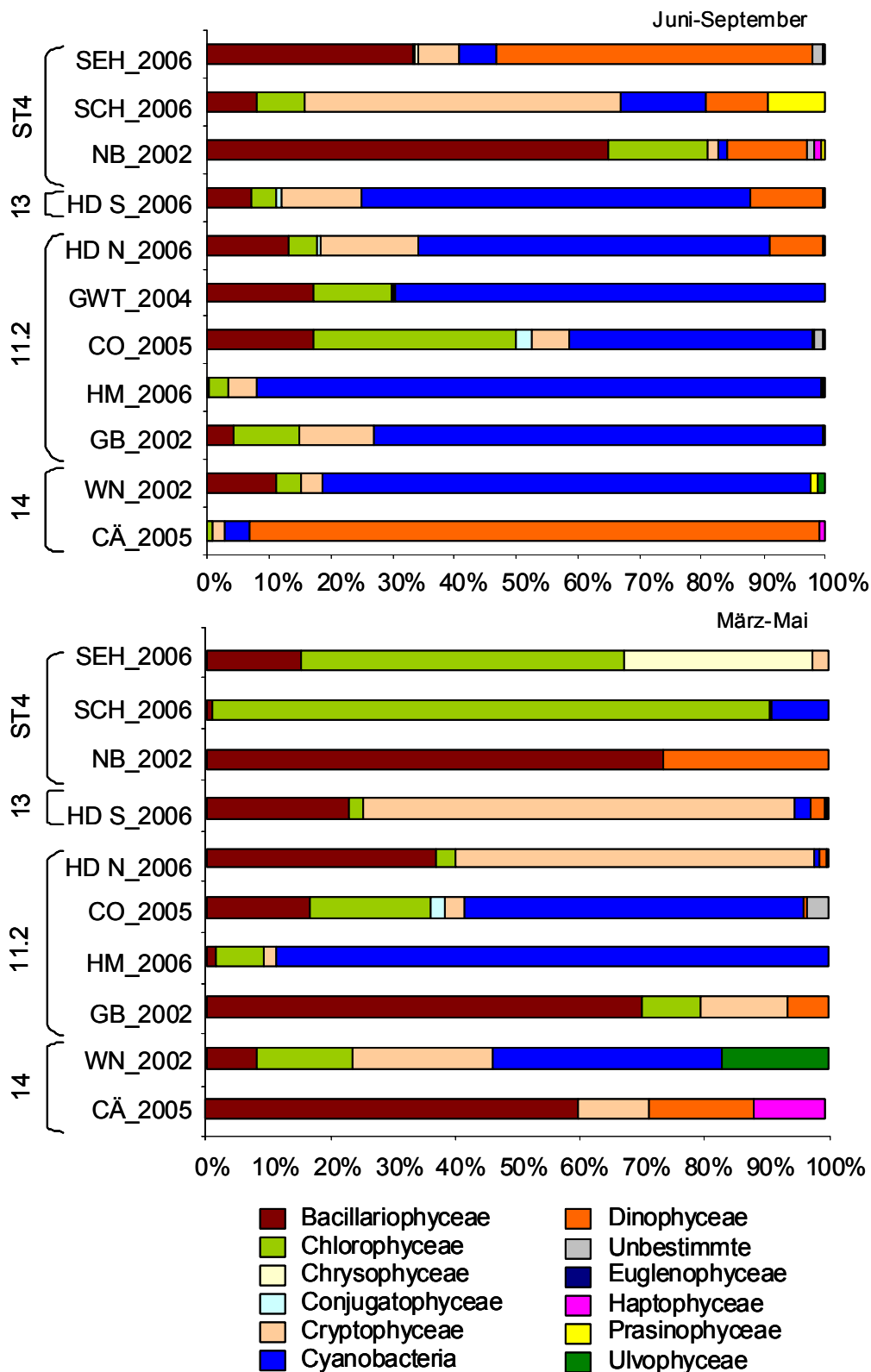


Abb.13: Artspektrum des Phytoplanktons von Strandseen im Vergleich der einzelnen Seen und Seentypen. Dargestellt sind die Sommer- (oben) und Frühjahrsmittelwerte (unten) auf Basis spezifischer Phytoplanktongruppen. Die Werte geben den Anteil (%) der mittleren Biovolumina am Gesamtbiovolumen der jeweiligen Probenahme wieder. Kürzel siehe Tab. 2

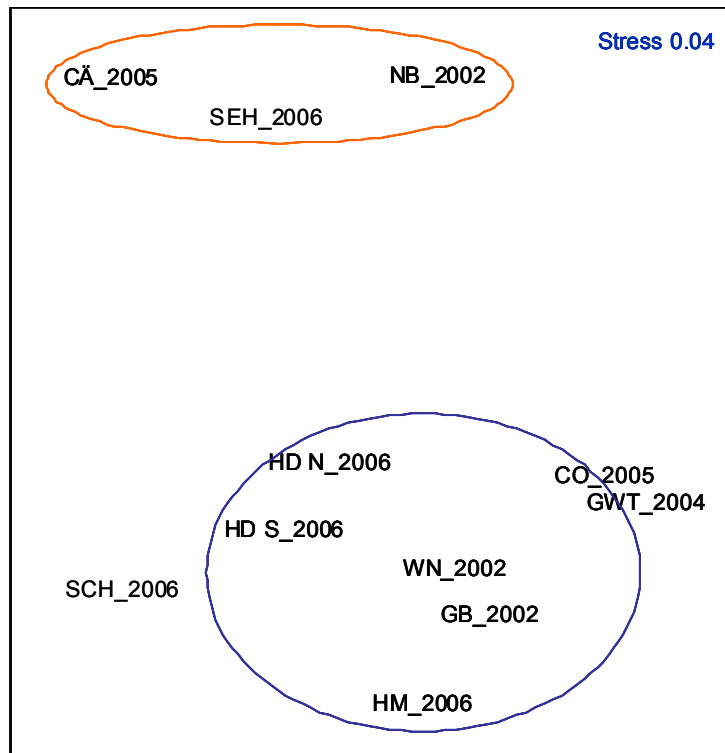


Abb. 14: MDS-Plot (Bray-Curtis-dissimilarity-matrix, Daten log-transformiert) der sommerlichen Probenahmen in den untersuchten Strandseen auf Basis des Biovolumens der taxonomischen Großgruppen (Abb. 14). Rot: Seen sind charakterisiert durch geringe Anteile Cyanobakterien und hohe Anteile Dinophyceen. Blau: Seen sind charakterisiert durch hohe Anteile Cyanobakterien.

Die Dominanz der Chlorophyceen wird allein durch die Dominanz der Art *Monoraphidium sp.* hervorgerufen, so dass diese Aussagen kaum mehr als eine Momentaufnahme charakterisieren. Die sichere Bewertung des Phytoplanktons ist auf dieser Basis kaum möglich (vgl. Kapitel 8.2). Eine Analyse der Ähnlichkeiten der untersuchten Seen in Bezug auf die Ausprägung und Zusammensetzung des sommerlichen Phytoplanktonsaspektes ist

in Abb. 14 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Seen generell eine geringe Gruppenbildung zeigen (große Distanzen). Die zwei zu trennenden Gruppen spiegeln die Verteilung der schon in Abb. 13 gezeigten Dominanzen von Cyanobakterien und Dinoflagellaten wieder.

8 Klassifizierungsansätze für die Qualitätskomponente Phytoplankton

Sowohl für limnische Standgewässer als auch für marin beeinflusste Küstengewässer wurden Bewertungsansätze für das Phytoplankton erarbeitet. Beide Ansätze gehen zunächst von den geforderten Qualitätsstandards zur Charakterisierung der Artzusammensetzung und Abundanz (Biomasse) aus. Zumindest für Küstengewässer ist dies in Europa kein einheitlicher Standard. Letzteres bewerten nach den jüngsten Vorgaben der GIG (Interkalibrierungsgruppe zur Umsetzung der EU-WRRL) das Phytoplankton ausschließlich auf Basis des Summenparameters Chlorophyll a.

8.1 Klassifizierungsansatz Küstengewässer

Der Klassifizierungsansatz für Küstengewässer wurde aus rezenten Datenreihen des LUNG-Monitorings entwickelt (Schubert et al. 2003). Diese Datenreihen umfassen monatliche Beprobungen der Jahre 1989-1999 entlang der mecklenburg-vorpommerschen Ostseeküste. Der bisherige Klassifizierungsansatz ist auf Phytoplanktonproben einer Salinität zwischen 5 und 10 PSU anzuwenden. Für Salinitäten unterhalb 5 PSU ist die Datenlage - wie auch bei Strandseen - sehr beschränkt (80 Frühjahrswertepaare, 100 Sommerwertepaare). Da das Bewertungssystem auf Basis eines gegenwärtigen Eutrophierungsgradienten entwickelt wird (vgl. Schubert et al. 2003), die derzeit beprobten Gewässer des Typs B1 (0,5-3 PSU) aber aktuell einen

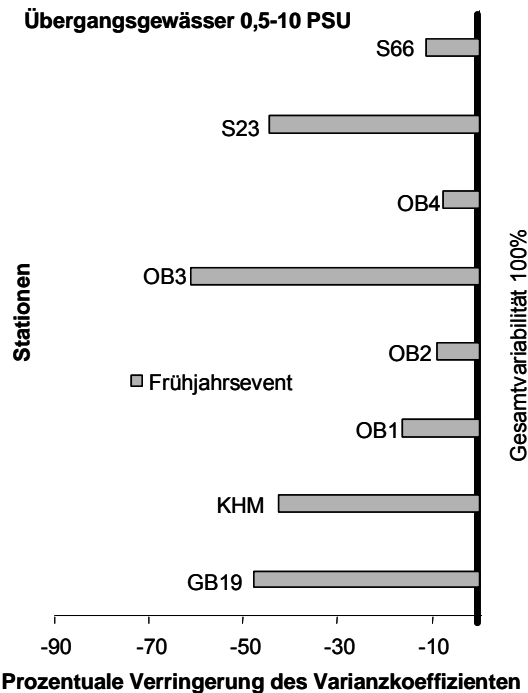


Abb. 15: Darstellung der Verringerung der Variabilität von Phytoplanktonwerten durch Betrachtung des Frühjahrsaspektes. Die „Event-basierte Auswertung“ betrachtet ausschließlich das Maximum der Diatomeen bzw. des Chlorophyll a in Küstengewässern. nach Rieling et al. 2003

allgemein hohen Eutrophierungsgrad aufweisen, ist die Ableitung von Indikatoren sehr schwierig und bisher nicht erfolgt. Zudem weisen die Beprobungen in Gewässern niedriger Salinität starke Unterschiede in der Zählmethodik aus. So werden diese Gewässer (Kleines Haff, innere Darss-Zingster Boddenkette, innere Warnowmündung, Peenestrom), die zumeist große Anteile von Pico-plankton und koloniebildenden Formen aufweisen, im Routineprogramm aktuell nicht oder nicht vollständig erfasst. Um diese Wissenslücke zu schließen, wurde in diesem Jahr begonnen, eine einheitliche Zählstrategie für hoch-eutrophe Küstengewässer geringer Salinität zu entwickeln (Okt. 2007-Okt. 2008), damit für die zukünftige Entwick-

lung eines Bewertungsinstrumentariums eine geeignete Datenbasis entsteht.

Im Küstengewässeransatz (0-5 PSU) werden ausschließlich Proben des Frühjahr-Chlorophyllmaximums bewertet, da hier neben dem unmittelbaren Zusammenhang

von Nährstoffverfügbarkeit und Produktion (Wachstum) auch die geringste Variabilität beobachtet wurde (Abb. 15).

Dazu wurde das Frühjahrsmaximum aus den 14- bis 30-tägig erhobenen Monitoringproben extrahiert. Der zukünftige Monitoringvorschlag für Küstengewässer sieht jedoch eine engere Beprobung in der Frühjahrssaison vor. Das methodische Vorgehen zur Entwicklung des Anatzes ist detailliert in den Berichten zum Forschungsprojekt ELBO und in Sagert et al. (2008) beschrieben.

Die durch statistische Verfahren bestimmten Phytoplanktonindikatoren des in Tab. 10 dargestellten Klassifizierungssystems zeigen gegenüber Eutrophierungsparametern TN, TP, Chlorophyll a und Secchi-Tiefe (zusammengefasst zu einem künstlichen Eutrophierungsparameter) unterschiedliche Sensitivität. Darauf basiert die Einführung von Wichtungsfaktoren, die sich am Korrelationskoeffizienten zwischen den Phytoplanktonindikatoren und dem künstlichen Eutrophierungsparameter orientieren (Tab. 10).

Tab. 10: Klassifizierungssystem für β -mesohaline Wasserkörper. Der Faktor wichtet die Einzelkomponente innerhalb des Bewertungssystems. Die Prozentzahlen geben den Anteil des Einzelparameters am Gesamtbewertungssystem an.

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	Parameter	Faktor (%)
< 1	1-5	5-10	10-30	> 30	Gesamtbiovolumen [mm ³ l ⁻¹]	3 (25 %)
< 5	5-10	10-30	30-60	> 60	Chlorophyceen [%]	1 (8,3%)
> 80	30-80	10-30	5-10	< 10	Diatomeen [%]	2 (16,6%)
< 1	1-5	1-5	5-30	> 50	Dinoflagellaten [%]	1 (8,3%)
< 0,2	0,2-0,5	0,5-1	1-10	> 10	Chlorophyceen <10 μ [mm ³ l ⁻¹]	0,5 (4,2%)
< 0,5	0,5-1	1-2	2-5	> 5	<i>Woronichinia compacta</i> [mm ³ l ⁻¹]	0,5 (4,2%)
> 5	3-5	1,5-3	0,8-1,5	< 1,5	Secchi-Tiefe [m]	2 (16,6%)
< 5	5-10	10-25	25-60	> 60	Chlorophyll a [μ g l ⁻¹]	2 (16,6%)

Die Gesamtbewertung erfolgt als gewichtetes Mittel der Einzelkomponenten nach folgender Gleichung:

$$\text{Gesamtklasse} = \frac{(\sum (\text{Klasse des Einzelindicators} * \% \text{ Wichtungsfaktor}))}{100}$$

8.1.1 Bewertung des Strandseentyps 4 mit Hilfe des Klassifizierungsansatzes für innere Küstengewässer

Für die Bewertung der Strandseen des Typs ST 4 standen Biovolumenerfassungen von drei Seen der Beprobungsjahre 2002 und 2006 zur Verfügung (Tab. 11). Im Neustädter Binnenwasser erfolgte im Jahr 2002 die erste Beprobung im März, gefolgt von einer Beprobung Mitte Juli, so dass für den Frühjahrsaspekt nur die Märzprobe zur Verfügung stand. Der Schwansener See und der Sehlendorfer Binnensee wurden im Jahr 2006 erstmalig Ende März (30.3. Schwansener See) bzw. Mitte April (19.4. Sehlendorfer Binnensee) beprobt. Dabei lagen die Frühjahrsbeprobungstermine weit auseinander, was die Vergleichbarkeit der saisonalen Phytoplanktonentwicklung erschwert und ggf. zur Fehlinterpretation in der Bewertung führen kann (Tab. 11).

Tab. 11: Beprobungsplan des Schwansener Sees und des Sehlendorfer Binnensees im Jahr 2006. Chl Max gibt den Chlorophyllwert und Diat Max das Biovolumen der Diatomeen der Probe an. Die jeweiligen Maxima sind grau unterlegt.

Schwansener See				Sehlendorfer Binnensee				Tage Differenz
Datum	Monat	Chl Max	Diat Max	Datum	Monat	Chl Max	Diat Max	
30.3.2006	4	26,94	0,032	19.4.2006	4	8,44	0,223	20
4.5.2006	5	72,37	0	18.5.2006	5	55,35	0,548	14
31.5.2006	6	1,18	0,171	ne	ne	ne		ne
5.7.2006	7	ne	0,118	4.7.2006	7	15,84	2,329	1
10.8.2006	8	8,44	0,111	2.8.2006	8	7,25	0,169	8
7.9.2006	9	6,81	0,015	31.8.2006	9	5,92	0,009	7
12.10.2006	10	16,13	0,001	4.10.2006	10	4,29	0,032	8
ne	ne	ne	0,032	9.11.2006	11	7,4	0,030	ne

Für beide Seen konnte im Vergleich zum ersten Beprobungstermin eine Zunahme des Chlorophyllgehaltes zum nächsten Beprobungstermin (Anfang bzw. Mitte Mai) um 63 bzw. 85 % festgestellt werden. Die höchsten Diatomeenwerte wurden jedoch für beide Seen erst Anfang Juli bzw. Anfang Juni gemessen. Da die Wassertemperatur des Sehlendorfer Binnensees zu diesem Zeitpunkt (Juni) bei ca. 22 °C lag, ist die Annahme eines verspäteten Frühjahrsaspektes auszuschließen. Für die Bewertung wurde deshalb der Termin des höchsten Chlorophyllwertes ausgewählt (Tab. 12).

Tab. 12: Bewertungsrelevante Parameter der Strandseen des Typs 4 zum Zeitpunkt des Frühjahrs-Chlorophyll a-Maximums.

ST4	Neustädter Binnenwasser, Ost	Schwansener See	Sehendorfer Binnensee
Datum	04.03.2002	04.05.2006	18.05.2006
T _{Wasser} [°C]	4,6	13,7	13,2
Gesamtbiovolumen [mm ³ l ⁻¹]	0,03	18,96	3,21
Chlorophyceen [%]	0	92,3	82,9
Diatomeen [%]	73,5	0	17,1
Dinoflagellaten [%]	26,5	0	0
Chlorophyceen <10 µ [mm ³ l ⁻¹]	nd	nd	nd
<i>Woronichinia compacta</i> [mm ³ l ⁻¹]	0	0	0
Secchi-Tiefe [m]	0,6	0,25	0,2
Chlorophyll [µg l ⁻¹]	2,96	72,37	55,35

Legt man die bewertungsrelevanten Parameter der drei Strandseen (Tab. 12) zugrunde, ergeben sich für die vorliegenden Monitoringstationen der Strandseen die in Tab. 13 gezeigten ökologischen Güteklassen.

Tab. 13: Abgeleitete Bewertung je Parameter. Die Güteklassen werden durch die Farben charakterisiert (vgl. Tab. 10). Die Wichtungswerte (W) ergeben sich aus dem Produkt von Güteklasse des Einzelparameters und dem prozentualen Wichtungsfaktor des Einzelparameters. Die Güteklasse des Sees wird aus dem gewichteten Mittel abgeleitet (siehe Text). Kürzel siehe Tab. 2.

ST4	NB	W	SCH	W	SEH	W
Datum	4.3.02		4.5.06		18.5.06	
Gesamtbiovolumen [mm ³ l ⁻¹]	<1	25	10-30	75	1-5	50
Chlorophyceen [%]	<5	8,3	>60	41,5	>60	41,5
Diatomeen [%]	30-80	33,2	<10	83	10-30	49,8
Dinoflagellaten [%]	5-30	33,2	<1	8,3	<1	8,3
Chlorophyceen <10 µ [mm ³ l ⁻¹]	nd		nd		nd	
<i>Woronichinia compacta</i> [mm ³ l ⁻¹]	<0,5	4,2	<0,5	4,2	<0,5	4,2
Secchi-Tiefe [m]	<0,8	83	<0,8	83	<0,8	83
Chlorophyll [µg l ⁻¹]	<5	16,6	>60	83	25-60	66,4
Gewichtetes Mittel	2,035		3,78		3,032	
Güteklasse See 2006	2		4		3	

In allen 3 dargestellten Seen geben die einzelnen Indikationsparameter sehr unterschiedliche Bewertungsergebnisse wieder (Tab. 13), die von Klasse 1 bis Klasse 5 reichen. So wurde z. B. in keinem der Seen im Frühjahrsaspekt *Woronichinia compacta* gezählt, so dass hier naturgemäß für alle Seen beste Bewertungen gegeben sind.

Der Einzelparameter „Chlorophyceen kleiner 10 µm“ ist in den vorliegenden Proben nicht anwendbar, da die Algen nicht in Größenklassen gezählt wurden. Um einen

Anhaltspunkt für das potenzielle Ausmaß dieser Gruppe zu bekommen, wurde versucht, Literaturdaten auf die in Strandseen erfassten Chlorophyceen zu übertragen. Die Arten, die potenziell in diese Größenklasse einzuordnen wären, sind in den vorliegenden Proben mit Biovolumenanteilen mit unter 5 % vertreten. Ohne belastbare Daten sollte jedoch dieser Indikator nicht in das Bewertungsmodell einfließen.

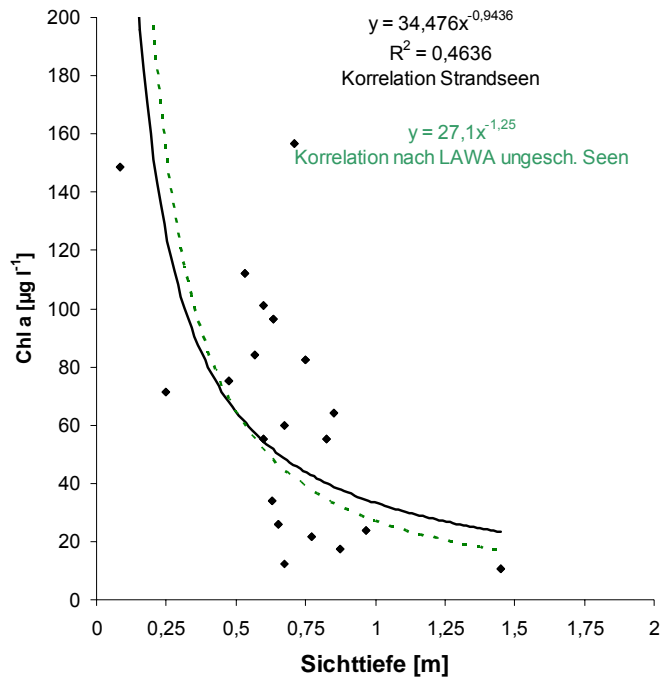


Abb. 16: Korrelation von Chlorophyll a und Sichttiefe als Jahresmittel des Sommeraspektes aller untersuchten Strandseen. Im Vergleich der Zusammenhang für ungeschichtete Tieflandseen gemäß LAWA (1998).

Die gute Bewertung des Neustädter Binnenwassers ist auf sehr geringe Gesamt- und Einzelbiovolumina sowie geringe Chlorophyll a-Werte zurückzuführen. Dies lässt vermuten, dass das Frühjahrsmaximum noch nicht erreicht war. Auch die geringen Wassertemperaturen zu Beginn der Probenahme legen diesen Schluss nahe. Ungewöhnlich ist die große Diskrepanz zwischen den Chlorophyll a-Werten und der Sichttiefe im Neustädter Binnenwasser (Tab. 12). Bei einem Chlorophyll a

Wert unterhalb $5 \mu\text{g l}^{-1}$ sollten die Sichttiefen weit oberhalb von 1,50 m liegen (Abb. 16), während in dieser Probe nur 0,6 m gemessen wurden. In den Sommermonaten wurde bei gleicher Sichttiefe ein Chlorophyll a-Gehalt von $40 \mu\text{g l}^{-1}$ gemessen. Welcher der beiden Parameter fehlbestimmt oder durch weitere Faktoren beeinflusst wurde (Flachheit des Gewässers am Probenahmepunkt (maximalen Tiefe wäre 1,6 m, mittlere Tiefe 0,95 m; Sedimentaufwirbelung etc.) lässt sich an dieser Stelle nicht abschließend klären. Deutlich wird in diesem Zusammenhang aber auch die Problematik der Flachheit der Strandseen bei der Ermittlung wichtiger Gewässerparameter. Davon ist insbesondere die Sichttiefe betroffen, deren genaue Ausdehnung in jedem Falle mit Begleitwörtern wie „Grundsicht“, „Sedimentaufwirbelung“ oder Ähnlichem erfasst werden muss. Bei hohen Sichttiefen und geringen Wassertiefen ist eine Bestimmung der Sichttiefe nicht immer möglich. Umso größere Bedeutung kommt in

diesen Fällen der exakten Beprobung des Chlorophyll-a-Maximums zu. Im Schwansen-See und im Sehlendorfer Binnensee ist die schlechte Bewertung jedoch nicht auf diesen Fakt zurückzuführen, da die gemessenen Sichttiefen (0,2 m) weit unterhalb der maximalen und mittleren Gewässertiefe liegen. Diese können deshalb in die Gesamtbewertung einbezogen werden.

Während das Neustädter Binnenwasser im Jahr 2002 mit gut bewertet werden kann, sind die beiden anderen Seen mit mäßig bis unbefriedigend zu bewerten. In den letztgenannten Seen wird dies ebenfalls durch die Makrophytenbesiedlung widergespiegelt (vgl. Makrophytenbericht, Sagert et al. 2007), während für das Neustädter Binnenwasser wegen seiner starken Makrophytenverödung nur ein unbefriedigender Zustand festgestellt werden konnte. Da das vorliegende Bewertungsergebnis für Phytoplankton auf einer einzigen Messung beruht, die im Jahr 2002 erhoben wurde, ist eine unmittelbare Vergleichbarkeit der Daten jedoch nicht gegeben.

8.2 Klassifizierungsansatz Seen

Vier der sieben zu untersuchenden Strandseen sind rezent als limnisch oder β -oligo-halin einzustufen und könnten entsprechend ihrer Typisierung über den Ansatz für limnische Standgewässer nach Nixdorf et al. (2006) bewertet werden.³

Strandseentyp ST 1 und ST 2

14	Cämmerer See Windebyer Noor
13	Hemmelsdorfer See (Süd) Großer Binnensee Hemmelmarker See
11.2	Conventer See Großer Wostevitzer Teich Hemmelsdorfer See (Nord)

Der Bewertungsansatz für limnische Standgewässer basiert auf rezenten Daten, die aus verschiedensten Seenmonitoringprogrammen deutschlandweit integriert wurden.

³ Den nachfolgenden Darstellungen und Berechnungen liegt der erste Entwurf des Klassifizierungsansatzes (Stand März 2006) zugrunde. Nach Berichtslegung (Ende Oktober 2007) wurde der Klassifizierungsansatz für Standgewässer nach einem 2-jährigen Praxistest, weitreichend überarbeitet, so dass die hier vorgestellten Ergebnisse nicht den aktuellen Stand des Bewertungsverfahrens widerspiegeln. Die Bewertung der schleswig-holsteinischen Seen nach dem überarbeiteten Verfahren (Mischke et al. 2007) befindet sich im Anhang 1.

Tab. 14: Bewertungsmodule für limnische Standgewässer, nach Nixdorf et al. (2006)

Modul	Zeitraum	Summierung von Taxabiovolumina
Gesamtbiovolumen	Mittelwert von Apr. – Okt.	alle (ohne heterotrophe Flagellaten)
Algenklassen	unterschiedliche Bewertungszeiträume	Seetyp-spezifisch in Algenklassen oder –gruppen
PTSI	Einzeltermine	auf dem Niveau der Mindestbestimmbarkeit
Profundaldiatomeen (fakultativ)	Sedimentprobe im Untersuchungszeitraum	auf dem Niveau der Mindestbestimmbarkeit

Die Bewertung wird über drei obligate und ein fakultatives Modul vorgenommen (Tab. 14). Das fakultative Modul Profundaldiatomeen wird in diesem Bericht nicht berücksichtigt.

In der Gesamtbewertung des Sees werden die 4 Module in unterschiedlichem Maße berücksichtigt (Tab. 15) und, wie in Küstengewässern, gewichtet gemittelt.

$$\text{Phyto – Seen – Index} = \frac{\sum (\text{Metric}_{1-4} \times \text{Gewichtungsfaktor}_{1-4})}{\sum (\text{Gewichtungsfaktor}_{1-4})}$$

Tab. 15: Gewichtungsfaktoren zur Bildung des multimetrischen Indexes, nach Nixdorf et al. (2006)

Gewichtungsfaktoren zur Bildung des multimetrischen Indexes				
Typ	Gesamtbiovolumen	Algenklassen	PTSI	Profundaldiatomeen
11.2	4	2	1	
13	1	2	4	
14	1	1	1	1

8.2.1 Bewertung der limnisch geprägten Strandseen an Hand des Phyto-Seen-Index

Für die zu untersuchenden Seen liegen Biovolumenwerte der Jahre 2002 und 2006 vor. Neben den 3 schleswig-holsteinischen Gewässern liegen Daten von 3 mecklenburgischen Strandseen aus den Jahren 2004 und 2005 zu Vergleichszwecken vor.

Zunächst wird in einem ersten Schritt das Modul Gesamtbiovolumen bestimmt. Dazu werden für jeden Beprobungstermin die Taxabiovolumina des Phytoplanktons aufsummiert und schrittweise folgende Mittelwertbildungen vorgenommen:

1. Mittelwert aller Probenstellen: Für die Strandseen liegt nur eine Probenahmestelle vor, der Hemmeldorfer See wird zunächst mit zwei getrennten Becken betrachtet.
2. Monatsmittel der Gesamtbiovolumina: in der Regel wurden die Strandseen pro Monat ein Mal beprobt. Wenn Probenahmen zum Beispiel am 3.5. und 26.5. stattfanden, während im Juni keine Probenahme erfolgte, wurde die 2. Probenahme dem nächsten Monat zugerechnet. Diese Vorgehensweise entspricht nicht den

Vorgaben nach Nixdorf et al. (2006). Da sich allerdings die ohnehin geringe Datenlage weiter verschlechtern würde und die Probenahmetermine in der Regel mindestens 3 Wochen auseinander lagen, schien die von Nixdorf et al. verlangte Mittelwertbildung pro Monat für eine erste Überprüfung des Verfahrens an Strandseen nicht sinnvoll.

3. Mittelwert für den Zeitraum April bis einschließlich Oktober.

Nachfolgend werden die Biovolumen den entsprechenden Güteklassen zugeordnet. Tab. 16 zeigt die Ergebnisse des Moduls Biovolumen für die untersuchten Seen. Der Hemmelsdorfer See (Süd) wird, wie erwartet, in Abhängigkeit von seiner Typzugehörigkeit unterschiedlich bewertet.

Tab. 16: Bewertung des Moduls „Gesamtbiovolumen“ für die untersuchten Seen.

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	Gesamtbiovolumen [mm ³ l ⁻¹]
<1,3	1,3-<5,5	5,5-<9	9-<17	>17	Typ 14
<5	5-<10	10-<14	14-<30	>30	Typ 11.1
<10	10-<18	18-<28	28-<40	>40	Typ 11.2
<0,8	0,8-<2,5	2,5-<5	5-<10	>10	Typ 13

Seentyp	See	Jahr	Gesamtbiovolumen [mm ³ l ⁻¹]	Anzahl Werte	Bewertung
14	Cämmerer See	2005	6,12	5	3
	Windebyer Noor	2002	8,18	3	3
11.2	Großer Binnensee	2002	13,20	3	2
	Hemmelsdorfer See	2006	17,83	7	3
	Conventer See	2005	39,56	4	4
	Großer Wostevitzer Teich	2004	89,22	4	5
	Hemmelsdorfer See (Nord)	2006	4,56	7	1
13	Hemmelsdorfer See (Süd)	2006	2,49	7	3

Als zweites Modul werden die „Algenklassen“ auf Grundlage der monatlichen Beprobung berechnet. Dafür sind die Werte für jede typspezifische Einzelkenngröße (Tab. 17 a) im Bewertungszeitraum zu mitteln. Die Subtypen 11.1 und 11.2 werden im Modul Algenklassen nicht unterschieden. Die zu verwendenden Indikatoren und die Ermittlung der jeweiligen Güteklassen in den Strandseen sind in Tabelle 17 (A,B,C) aufgeführt.

Tab. 17: A) Einzelkenngrößen des Typs 11 und deren Bewertungszeiträume.

Bewertungszeitraum	Biovolumen Cyanobakterien	Biovolumen Chlorophyceae	Dominanzwert Dinophyceae	Dominanzwert Bacillariophyceae
	Juli - Oktober	Juni - Juli	Juni - Juli	April - Mai
sehr gut			>10 %	
gut	<0,6		7-10 %	>60 %
mäßig	>6-12		1,5-7 %	45-60 %
unbefriedigend	>12-25	0,5-3	<1,5 %	30-45 %
schlecht	>25	>3		<30 %

Tab. 17: B) Bewertung nach dem Modul Algenklassen für Strandseen des Typs 11.2.

See	Mo- nat	Jahr	Biovolumen Chloro- phyceae	Dominanzwert Bacillario- phyceae	Dominanzwert Dinophyceae	Biovolumen Cyano- bakterien
Conventer See	4	2005		17		
Conventer See	7	2005	13		0	4
Conventer See	8	2005				13
Conventer See	9	2005				27
Mittelwertbildung			13 (5)	17 (5)	0 (4)	15 (4)
Großer Binnensee	6	2002	1		0	
Großer Binnensee	8	2002				1
Großer Binnensee	9	2002				20
Mittelwertbildung			0,5 (4)	ne	0 (4)	11 (3)
Gr. Wostevitzer T.	6	2004	11		0	
Gr. Wostevitzer T.	7	2004	6		0	39
Gr. Wostevitzer T.	8	2004				89
Gr. Wostevitzer T.	9	2004				63
Mittelwertbildung			9 (5)	ne	0 (4)	64 (5)
Hemmelmarker See	4	2006		3		
Hemmelmarker See	5	2006		0		
Hemmelmarker See	6	2006	1		0	
Hemmelmarker See	7	2006	0		0	8
Hemmelmarker See	8	2006				8
Hemmelmarker See	9	2006				18
Hemmelmarker See	10	2006				18
Mittelwertbildung			0,5 (4)	2 (5)	0 (4)	13 (4)
Hemmelsdorfer (N)	4	2006		53		
Hemmelsdorfer (N)	5	2006		0		
Hemmelsdorfer (N)	6	2006	0		3	
Hemmelsdorfer (N)	7	2006	0		1	3
Hemmelsdorfer (N)	8	2006				2
Hemmelsdorfer (N)	9	2006				3
Hemmelsdorfer (N)	10	2006				0
Mittelwertbildung			0,0 (-)	27 (5)	1,7 (3)	2 (2)
Hemmelsdorfer (S)	4	2006		54		
Hemmelsdorfer (S)	5	2006		0		
Hemmelsdorfer (S)	6	2006	0		1	
Hemmelsdorfer (S)	7	2006	0		5	2
Hemmelsdorfer (S)	8	2006				1
Hemmelsdorfer (S)	9	2006				2
Hemmelsdorfer (S)	10	2006				0
Mittelwertbildung			0,0 (-)	27 (5)	3 (3)	1 (2)

Tab. 17: C) Zusammenfassung der Einzelbewertungen

		Biovolumen Chloro- phyceae	Dominanz- wert Bacilla- riophyceae	Dominanz- wert Dino- phyceae	Biovolumen Cyano- bakterien	Mittel- wert
Conventer See	2005	5	5	4	4	4,5
Großer Binnensee	2002	4		4	3	3,7
Gr Wostevitzer Teich	2004	5		4	5	4,7
Hemmelmarker See	2006	4	5	4	4	4,3
Hemmelsdorfer (Nord)	2006		5	3	2	3,3
Hemmelsdorfer (Süd)	2006		5	3	2	3,3

Für den Typ 13 (Hemmelsdorfer See Süd) sind die in Tabelle 18 (A, B) aufgeführten Indikatoren zu verrechnen.

Tabelle 18: A) Einzelkenngrößen des Typs 13 und deren Bewertungszeiträume. B) Bewertung des Hemmelsdorfer Sees (Süd) nach dem Modul „Algenklassen“.

18 A

	Summe Biovolumen von Cyanobakterien und Dinophyceae	Dominanzwert von Chrysophyceae
	Zeitraum: Juli - Oktober	Zeitraum: April- Oktober
sehr gut	<0,5	>3 %
gut	0,5 – 1,5	1-3 %
mäßig	>1,5 - 3	< 1 %
unbefriedigend	>3 - 10	
schlecht	>10	

18 B

	Typ	Monat	Jahr	Biovolumen Cyanobakterien + Dinophyceae	% Chrysophyceae	Mittelwert
Hemmelsdorfer See (Süd)	13	4	2006		0,29	
		5		0		
		6		0		
		7		2,26	0,34	
		8		1,43	0	
		9		2,52	0	
		10		0,28	0	
Mittelwertbildung				1,6 (3)	0,1 (3)	3

Das Windebyer Noor und der Cämmerer See sind nach Typ 14 zu verrechnen (Tab. 19 A,B)

Tabelle 19: A) Einzelkenngrößen des Typs 14 und deren Bewertungszeiträume. B) Bewertung der Strandseen des Typs 14 nach dem Modul Algenklassen.

19 A

	Biovolumen Cyanobakterien	Biovolumen Chlorophyceen
	Zeitraum: Juli - Oktober	Zeitraum: April- Oktober
sehr gut		
gut	<1,5	<2
mäßig	1,5-5	
unbefriedigend	<5-15	
schlecht	>15	>0,5

19 B

	Monat	Jahr	Chlorophyceen Biovolumen	Cyanobakterien Biovolumen	Mittelwert
Cämmerer See	4	2005			
Cämmerer See	6	2005	0,0	0,0	
Cämmerer See	7	2005	0,1	0,1	
Cämmerer See	8	2005		0,6	
Cämmerer See	9	2005		0,5	
Mittelwertbildung			0,1 (2)	0,3 (2)	2
Windebyer Noor	6	2002	0,7	6,8	
Windebyer Noor	8	2002		5,2	
Windebyer Noor	9	2002		7,4	
Mittelwertbildung			0,4 (2)	4 (3)	2,5

Als drittes Modul wird der PTSI (Phytoplankton-Taxa-Seen-Index) jeder Probe berechnet. Dieser ergibt sich aus artspezifischen Trophieankerwerten und Stenökiefaktoren in Verrechnung mit dem jeweiligen Biovolumen (Abundanzklasse Tab. 20) der Art pro Probe:

$$PTSI = \frac{\sum (Abundanzklasse_i \times TAW_i \times Stenökiefaktor_i)}{\sum (Abundanzklasse_i \times Stenökiefaktor_i)}$$

PTSI = Phytoplankton-Taxa-Seen-Index pro Probe

Abundanzklasse = Abundanzklasse des i-tes Taxons in der Probe, Biovolumen nach Tab. 20

TAW_i = Trophieankerwert des i-ten Indikatorntaxons

Stenökiefaktor_i = Stenökiefaktor des i-ten Indikatorntaxons

Tab. 20: Abundanzklassen zur Berechnung des PTSI, nach Nixdorf et al (2006)

Biovolumen [mm ³ /l]	Abundanzklasse PTSI
≤ 0,0001	1
> 0,0001 – 0,001	2
> 0,01 – 0,01	3
> 0,01 – 0,1	4
> 0,1 – 1	5
> 1 – 10	6
> 10	7

Der PTSI wird zunächst für jeden Probenbefund einzeln errechnet, wobei die Einzeltermine möglichst im gesamten Seenjahr gleichmäßig verteilt liegen sollten. Danach werden die Einzelbefunde gemittelt. Von den 97 bewertungsrelevanten Arten für durchmischte Tieflandseen (Indikatorspezies nach Mischke 2006) sind 44 Arten in den untersuchten Strandseen vertreten (Tab. 21).

Tab. 21: Indikatorarten und dazugehörige PTSI-Werte nach Mischke (2006), die in Strandseen nachgewiesen wurden. ST-Stenökiefaktor, TSP-Trophieschwerpunkt, TAW-Trophieankerwert

Art	Klasse	Ordnung	ST	TSP	TAW
<i>Actinastrum hantzschii</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	3,5	3,53
<i>Actinocyclus normanii</i>	Bacillariophyceae	Centrales	4	3,76	4,05
<i>Anabaena compacta</i>	Cyanobacteria	Nostocales	3	4,14	4,84
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Cyanobacteria	Nostocales	1	2,92	2,16
<i>Ankyra judayi</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	1	3,04	2,4
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Cyanobacteria	Nostocales	3	3,56	3,64
<i>Aphanizomenon gracile</i>	Cyanobacteria	Nostocales	3	3,56	3,66
<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>	Cyanobacteria	Nostocales	1	3,69	3,91
<i>Aulacoseira granulata</i>	Bacillariophyceae	Centrales	1	3,68	3,9

Art	Klasse	Ordnung	ST	TSP	TAW
<i>Ceratium hirundinella</i>	Dinophyceae	Peridinales	2	2,75	1,85
<i>Chroococcus minutus</i>	Cyanobacteria	Chroococcales	1	1,74	1
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	Conjugatophyceae	Desmidiiales	2	2,79	1,93
<i>Coelastrum astroideum</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	3,57	3,67
<i>Coelastrum microporum</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	2	3,14	2,63
<i>Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus</i>	Cryptophyceae	Cryptomonadales	3	2,79	1,92
<i>Cyanodictyon</i>	Cyanobacteria	Chroococcales	3	2,9	2,12
<i>Cyclostephanos dubius</i>	Bacillariophyceae	Centrales	4	3,76	4,06
<i>Cyclotella ocellata</i>	Bacillariophyceae	Centrales	3	2,16	1,15
<i>Fragilaria crotonensis</i>	Bacillariophyceae	Pennales	1	2,86	2,05
<i>Lagerheimia ciliata</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	3,36	3,18
<i>Limnothrix redekei</i>	Cyanobacteria	Oscillatoriales	1	3,6	3,73
<i>Microcystis viridis</i>	Cyanobacteria	Chroococcales	2	3,23	2,85
<i>Microcystis wesenbergii</i>	Cyanobacteria	Chroococcales	2	3,52	3,57
<i>Monoraphidium minutum</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	2,63	1,66
<i>Mougeotia</i>	Conjugatophyceae	Zygnematales	2	2,71	1,78
<i>Oocystis marssonii</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	2,93	2,18
<i>Pediastrum biradiatum</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	1	3,73	3,99
<i>Pediastrum boryanum</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	3,64	3,81
<i>Pediastrum duplex</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	1	3,66	3,85
<i>Phacus pyrum</i>	Euglenophyceae	Euglenales	4	3,99	4,54
<i>Planctonema lauterbornii</i>	Ulvophyceae	Ulotrichales	4	4,22	5
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	Cyanobacteria	Oscillatoriales	3	3,59	3,72
<i>Planktothrix agardhii</i>	Cyanobacteria	Oscillatoriales	3	3,91	4,36
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	3,89	4,33
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	2	3,46	3,45
<i>Scenedesmus intermedius</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	4	3,68	3,9
<i>Scenedesmus linearis</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	3,6	3,73
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	2	3,86	4,27
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Bacillariophyceae	Centrales	2	3,07	2,47
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	Bacillariophyceae	Centrales	4	3,12	2,59
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	Bacillariophyceae	Centrales	3	2,91	2,14
<i>Tetraedron caudatum</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	3	3,72	3,97
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	Chlorophyceae	Chlorococcales	1	3,41	3,33
<i>Woronichinia compacta</i>	Cyanobacteria	Chroococcales	2	2,78	1,89

Die Artzahlen pro Probenahme unterscheiden sich, trotz ähnlicher Salinitätsverhältnisse, in den untersuchten Seen z.T. erheblich (Abb. 17). Werte oberhalb von 20 Arten wurden für den Hemmelmarker See, den Großen Wostewitzer Teich und den Hemmeldorfer See festgestellt. Mit der Abnahme von Gesamtartenzahlen je Probe nimmt auch die Anzahl der möglichen Indikatorarten ab. Dies ist insofern relevant, als dass für die sichere Bewertung der limnisch geprägten Seen eine Mindestanzahl von 4 Indikatorarten je Probe sowie im Jahresmittel vorausgesetzt wird. Gleichzeitig

müssen die Indikatorarten mit möglichst hohen Biovolumen vorliegen, da für die Berechnung ein Mindestbiovolumen (Abundanzklasse) vorausgesetzt wird. Nach Nixdorf et al. (2006) muss die Summe aller Abundanzklassen (Tab. 20) einer Probe 12 ergeben.

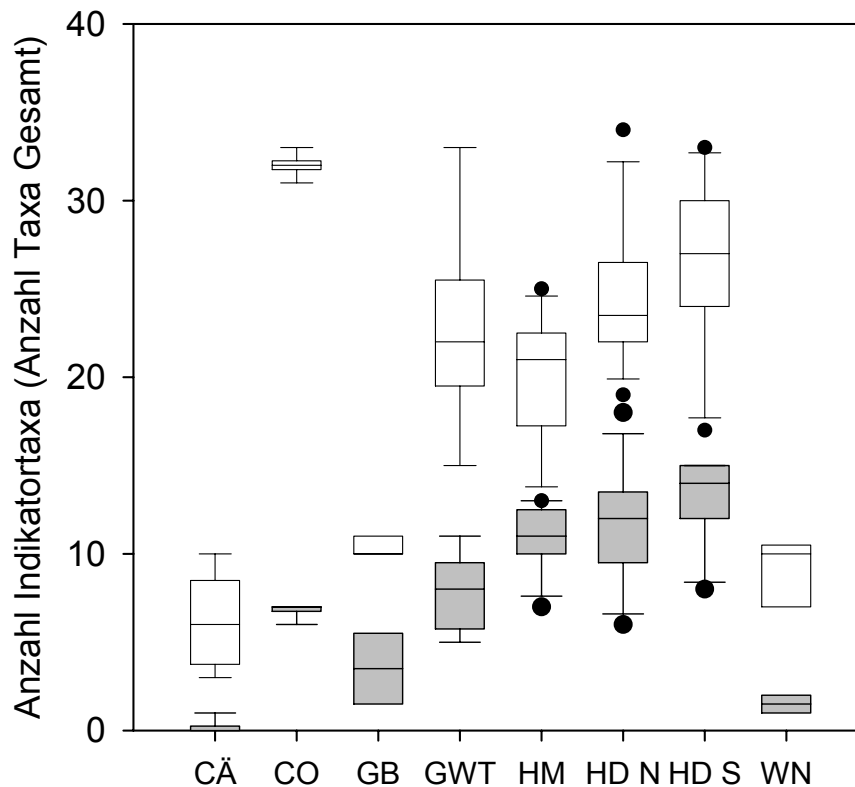


Abb. 17: Anzahl der gefundenen Arten (weiß) je Probenahme. Graue Balken stellen den Anteil der Indikatorspezies pro Probe dar. Datengrundlage:

Für das Windebyer Noor wurde in keiner der vorliegenden Probenahmen (2002) die Mindestanzahl von 4 Indikatortaxa erreicht. Gleiches gilt für den Cämmerer See, so dass der Seentyp 14 nicht mit diesem Modul bewertet werden kann. Inwieweit dies autökologisch oder methodisch bedingt ist, kann an Hand der vorliegenden Protokolle nicht abgeschätzt werden, da beispielsweise der Große Wostevitzer Teich bei vergleichbaren Salinitäten im Untersuchungsjahr 5-11 Indikatorarten aufweist. Im Großen Binnensee sind zwei von vier Probenahmen (2002) ohne ausreichende Anzahl von Indikatoren. Auch hier kann die Ursache nicht aus den Daten abgeleitet werden. Für alle anderen Seen sind sowohl die Anzahl als auch die Summe der Abundanzklassen für die Bewertung ausreichend.

Nach Errechnung des PTSI-Mittelwertes wird die Güteklasse typspezifisch über Indexgrenzen bestimmt (Tab. 22).

Tab. 22: Indexgrenzen des PTSI, nach Nixdorf (2006).

Seentyp	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
11.1	< 3,0	3,0 – 3,5	3,5 – 4,0	4,0 – 4,5	> 4,5
11.2	< 3,5	3,5 – 4,0	4,0 – 4,5	4,5 – 5,0	> 5,0
13	< 2,0	2,0 – 2,5	2,5 – 3,0	3,0 – 3,5	> 3,5
14	< 2,5	2,5 – 3,0	3,0 – 3,5	3,5 – 4,0	> 4,0

Die Bewertung nach dem Modul PTSI (Tab. 23) fällt für die Seen des Typs 11.2, mit Ausnahme des Großen Binnensees (2 Werte), überraschend positiv aus und steht damit im Gegensatz zu den bisherigen Modulen. Der Hemmelsdorfer See wird in beiden Seebecken übereinstimmend klassifiziert. Abweichend ist die Klassifizierung nur bei Betrachtung als Typ 13.

Tab. 23: Bewertung der Strandseen nach dem PTSI-Index. Die Klasse ergibt sich aus den Indexgrenzen des PTSI in Tab. 22.

	Jahr	Typ	Mittelwert von PTSI	Anzahl von PTSI	Klasse
Cämmerer See	2005	14	ne		
Windebyer Noor	2002				
Großer Binnensee	2002	11.2	4,11	2	3
Hemmelmarker See	2006		2,49	7	1
Conventer See	2005		2,96	5	1
Großer Wostevitzer Teich	2004		3,68	5	2
Hemmelsdorfer See (Nord)	2006		3,19	7	1
Hemmelsdorfer See (Süd)	2006	13	2,67	7	3

Die Einzelmodule sind für die endgültige Verrechnung verschieden zu wichten (Tab. 15) und nach folgender Formel zu verrechnen:

$$\text{Phyto} - \text{Seen} - \text{Index} = \frac{\sum (\text{Metric}_{1-4} \times \text{Gewichtungsfaktor}_{1-4})}{\sum (\text{Gewichtungsfaktor}_{1-4})}$$

Tab. 24: Güteklassebestimmung der Strandseen des Typs ST 1 und ST 2 auf Basis der Seenklassifizierung nach Nixdorf et al. (2006)

	Jahr	Typ	Biovolumen	Algenklassen	PTSI	Gesamt
Cämmerer See	2005	14	3	2		3
Windebyer Noor	2002		3	3		3
Großer Binnensee	2002	11.2	2	4	3	3
Hemmelmarker See	2006		3	4	1	3
Conventer See	2005		4	5	1	3
Großer Wostevitzer Teich	2004		5	5	2	4
Hemmelsdorfer See (Nord)	2006		1	3	1	2
Hemmelsdorfer See (Süd)	2006	13	3	3	3	3

Tab. 25: Güteklassebestimmung der Strandseen des Typs ST 1 und ST 2 auf Basis der Lawa-Güteklassebestimmung (Trophie). Als Referenzwerte wurden die typspezifischen Werte nach Nixdorf et al. (2006) zugrunde gelegt.

	Typ	Trophie nach Seenbewertung (REF 2)	Bezugs-jahr (IST)	Trophieinstufung nach LAWA (IST)	Klasse
Cämmerer See	14	m1-m2	2005	eutroph2	3
Windebyer Noor		m1-m2	2002	polytroph1	4
Großer Binnensee	11.2	e1-e2	2002	polytroph1	3
Hemmelmarker See		e1-e2	2006	polytroph2	3
Conventer See		e1-e2	2005	polytroph2	3
Großer Wostevitzer Teich		e1-e2	2004		
Hemmelsdorfer See (Nord)		e1-e2	2006	polytroph1	3
Hemmelsdorfer See (Süd)	13	m2-e1	2006	polytroph1	3

Der Vergleich der der Phytoplankton-basierten Bewertung für Seen (Tab. 24) und der Trophie-basierten Bewertung nach LAWA (Tab. 25) zeigt in der Regel eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse. Abweichungen um eine Klasse sind auf Grund der unterschiedlichen Methodik durchaus zu erwarten. Da sich die Entwicklung des Phytoplanktonansatzes nach Nixdorf et al. (2006) auf der Voreinstufung der Seen in verschiedene Trophieklassen bezieht, ist die Übereinstimmung der Werte auch für Strandseen ein gutes Indiz für die prinzipielle Anwendbarkeit des Verfahrens. Unabhängig davon ist jedoch einzuschränken, dass diese Aussagen auf einer einzigen saisonalen Datenerhebung beruhen und deshalb keinen verallgemeinernden Charakter haben können.

9 Möglichkeiten der Entwicklung eines spezifischen Bewertungsansatzes für Strandseen

Wie in den vorangegangenen Kapitel ausgeführt, reicht die bisherige Datenbasis nicht aus, um einen typspezifischen Bewertungsansatz (ST 1- ST 4) für Strandseen zu entwickeln. Derzeit würden dazu nur Daten der Sommerbeprobungen in Betracht kommen, da die Frühjahrsbeprobungen nicht in allen Seen durchgeführt wurden.

Der Datensatz zu biovolumenbezogenen Sommerbeprobungen hat den in Tab. 26 aufgeführten Umfang.

Tab. 26 Anzahl der Wertepaare zur potenziellen Entwicklung eines Bewertungsansatzes in Strandseen.

	Summe	ST 4	11.2	13	14
Anzahl der Beprobungen Juli-September	28	7	14	3	4

Innerhalb dieses Datensatzes sind 150 Zählkategorien erfasst, von denen 125 weniger als 6 Mal in allen 28 Probenahmen gezählt wurden. Demnach sind nur 25 Artkategorien innerhalb des Datensatzes in wenigstens 20 % der Probenahmen vertreten. Obwohl somit ein sehr kleiner und nur gering repräsentativer Datensatz verfügbar ist, wurde versucht, unabhängig von der Typisierung, potenzielle Eutrophierungsanzeiger in Strandseen abzuleiten. Das prinzipielle Vorgehen entspricht dabei dem in Schubert et al. (2003) beschriebenen Verfahren.

9.1 Errechnung eines allgemeinen Eutrophierungsparameters für Strandseen

Um Indikatorarten für eine eutrophierungsbedingte Degradation der Gewässer abzuleiten, ist zunächst die Festlegung von Degradationsfaktoren nötig. Allgemein anerkannte und in der Regel für alle Probenahmen verfügbare Eutrophierungsparameter sind die Secchi-Tiefe, der Gesamt-N- und Gesamt-P-Gehalt sowie die Chlorophyll a-Konzentration.

Tab. 27: Eigenwerte und prozentualer Anteil der erfassten Variabilität für Faktoren der Hauptkomponentenanalyse auf Basis der Chlorophyll- und Sichttiefedaten sowie der Daten der partikulären Nährstoffe (F1-F4 Faktoren der PCA).

No.	Eigenvalue	Individual Percent	Cumulative Percent	Scree Plot
1	2,715614	99,15	99,15	
2	0,126439	4,62	103,77	
3	-0,046445	-1,70	102,07	
4	-0,056745	-2,07	100,00	

Für die weiteren Analysen werden diese Einzelparameter in einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) zu einem Degradationsvektor (Zahlenreihe) verrechnet. Dieser ist

für Strandseen, anders als im Ansatz für Küstengewässer, nicht völlig unabhängig von der Salinität, zeigt aber eine sehr gute Korrelation zu allen 4 Parametern (Tab. 27).

Vergleicht man die Korrelationskoeffizienten (Faktorenladungen, Tab. 28) der einzelnen Trophieparameter mit dem Degradationsvektor, wird deutlich, dass der Vektor gut mit den Chlorophyll a-Konzentrationen und dem der Gesamt N-Konzentration korreliert, während die Secchi-Tiefe im geringeren Maße mit dem Degradationsvektor in Beziehung steht (Tab. 28). Dies lässt auf den Einfluss von Resuspensionen oder den Eintrag von Schwebstoffen schließen.

Tab 28: Faktorenladungen der einzelnen Trophieparameter auf die vier Faktoren der Hauptkomponentenanalyse.

Variables	Vektor 1
Secchi	0,369935
Chlorophyll	-0,554088
Gesamt N	-0,612544
Gesamt P	-0,425351

9.2 Identifikation von spezifischen Indikatoren

Da sich der durch die Hauptkomponentenanalyse erzeugte Degradationsvektor in einer Zahlenreihe ausdrückt, lässt sich der Vektor gut zu den Phytoplanktonparametern aus der Gesamtdatenbank in Beziehung setzen. Dabei zeigen geringe bis negative Werte des Vektors eine potenziell hohe Eutrophierung an (Abb. 18). Anhand der Korrelation zum Vektor lassen sich dann diejenigen Phytoplanktonparameter extrahieren, die hoch signifikant mit dem Degradationsvektor korreliert sind. Betrachtet man die Ergebnisse der Analyse, zeigt sich, dass von 39 getesteten Parametern (25 Zählkategorien und weitere 14 Summenparameter) 8 Parameter zunächst signifikant negativ und 2 Parameter zunächst positiv mit dem Degradationsvektor korreliert waren (Tab. 29).

Parameter	R	p-Wert
Cyanobakterien mm ³ /l	-0,755337	0,000003
<i>Scenedesmus sp.</i> mm ³ /l	-0,727435	0,000012
Dinophyceae %	0,692207	0,000045
Gesamtbiovolumen mm ³ /l	-0,645868	0,000206
Chlorophyceen mm ³ /l	-0,633092	0,000299
Dinophyceae mm ³ /l	0,622761	0,000401
Summe Cyanobakterien Dinophyceae mm ³ /l	-0,574713	0,00138
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> mm ³ /l	-0,511615	0,00539
<i>Scenedesmus acuminatus</i> mm ³ /l	-0,506659	0,005935
Cyanobakterien %	-0,488779	0,008308

Tab. 29: Korrelationskoeffizienten (R) der Spearman Rangkorrelationen zwischen einzelnen Phytoplanktonparametern und dem errechneten Degradationsvektor. Der p-Wert gibt das Signifikanzlevel an.

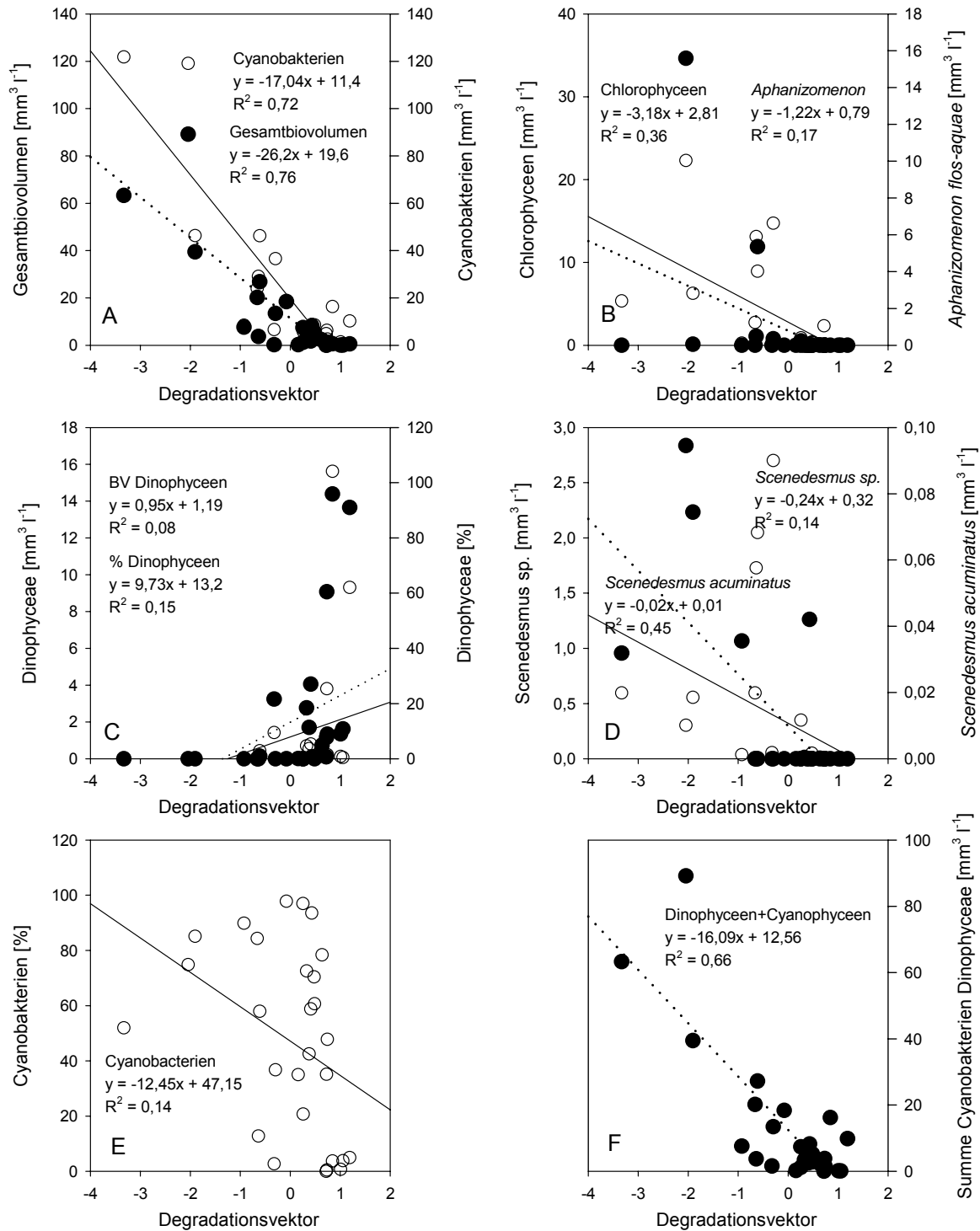


Abb. 18: Darstellung der Phytoplanktoneinzelparameter im Verhältnis zum künstlichen Degradationsvektor auf Basis linearer Regressionen. Schwarze Symbole beziehen sich auf die rechte y-Achse, weiße auf die linke. Durchgezogene Regressionslinien kennzeichnen die Regression des linken Achsenparameters, gepunktete Regressionslinien beziehen sich auf den rechten Achsenparameter.

Der Korrelationskoeffizient R beruht jedoch auf einem Rang-Korrelations-Test, der umso unsicherer wird je weniger Daten zur Verfügung stehen. Bei Darstellung der

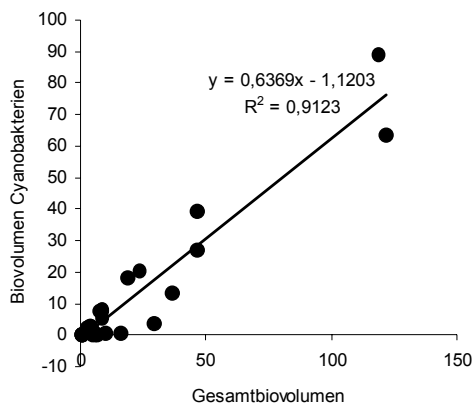


Abb. 19: Zusammenhang zwischen Gesamtbiovolumen und Biovolumen der Cyanobakterien im Sommeraspekt der Strandseen.

Einzeldaten je untersuchten Parameter zeigt sich deshalb, dass die Korrelation mitunter durch sehr wenige Datenpunkte repräsentiert wird (Abb. 18b, c, d).

Eine nachfolgende Regressionsanalyse der potenziellen Degradationszeiger machte deutlich, dass von den zehn potenziellen Zeigern nur das Gesamtbiovolumen, das Biovolumen der Cyanobakterien und die Summe des Biovolumens der Cyanobakterien und Dinophyceen Bestimmtheitsmaße größer 0,5 zeigten.

Da das Biovolumen der Dinophyceen (Abb. 18c) jedoch im Vergleich zu dem der Cyanobakterien (Abb. 18a) sehr gering ist, spiegelt die Korrelation der Summe beider Parameter nahezu vollständig die Korrelation der Cyanobakterien wider. Sowohl das Biovolumen der Cyanobakterien als auch das Gesamtbiovolumen steigen mit abnehmenden Degradationsvektor. Gleichzeitig sind das Gesamtbiovolumen und das Biovolumen der Cyanobakterien positiv korreliert (Abb. 19). Da jedoch der Anteil der Cyanobakterien am Gesamtbiovolumen nur geringe Korrelation zum Degradationsvektor zeigt, kann ausgeschlossen werden, dass die Steigerung des Biovolumens ausschließlich auf den Anstieg des Cyanobakterienbiovolumens zurückzuführen ist. Vielmehr reagieren beide Parameter gleichsinnig auf eine Zunahme der Trophie.

Tab. 30 Spearman-Rangkorrelation (paarweise) zwischen potentiellen Indikatoren und Belastungskenngrößen. R-Rangkorrelationskoeffizient, p-Signifikanzniveau, n=28, *-nicht signifikant. Die jeweiligen Parameter sind bezogen auf den Sommeraspekt (Juli-September).

Kennggröße	Gesamtbiovolumen		Biovolumen Cyanobakterien	
	R	p	R	p
Lawa Trophieindex	0,637794	0,000261	0,694671	0,000041
Secchi-Tiefe	-0,591614	0,000914	-0,790379	0,000001
Chlorophyll a	0,833607	0,000001	0,890531	0,000001
Gesamt N	0,652497	0,000168	0,653869	0,000161
Gesamt P	0,505272	0,006096	0,472956	0,01103*
Degradationsfaktor	-0,645868	0,000206	-0,755337	0,000003

Somit können aus dem derzeitigen Datensatz zwei verwertbarere Degradationsanzeiger abgeleitet werden, die unabhängig von der jeweiligen Seentypisierung signifikante Korrelation zu verschiedenen Belastungskenngrößen zeigen (Tab. 30)

9.3 Probleme der Entwicklung eines spezifischen Bewertungsverfahrens

Zunächst sind zwar zwei potentielle Indikationsparameter des Phytoplanktons vorhanden, die im Gradienten der Trophie auch eine relativ robuste Indikation vorweisen könnten, jedoch muss die Festlegung von Klassengrenzen typspezifisch erfolgen, da die Unterschiede in der Hydrologie und Morphologie der Seen natürliche Unterschiede in der Referenztrophie erwarten lassen. Für eine typspezifische Auswertung und Weiterbearbeitung des Ansatzes reicht jedoch die derzeitige Datenlage keinesfalls aus (Tab. 26), da die einzelnen Typen trophisch weitgehend homogen sind, bzw. nur durch ein bis zwei Seen repräsentiert werden.

Bei Hinzuziehung eines breiteren trophischen Spektrums (weitere Seen) und weiterer intensiver Datenerhebung in den bisher definierten Strandseen scheint die Ableitung spezifischer Indikatoren jedoch aussichtsreich.

10 Monitoringstrategien

Aus der ersten Anwendung des Konzeptes zur Bewertung limnischer Standgewässer für Strandseen lässt sich ableiten, dass das Verfahren nach Nixdorf et al. (2006) prinzipiell auf Strandseen des Typs 1 und 2 übertragbar ist. Zur Anwendung ist dann die für limnische Standgewässer entwickelte Monitoringstrategie zwingend vorgeschrieben (Nixdorf et al. 2006, Anhang 2: Anforderungen an Probenahme, Felddaten und Ermittlung der Phytoplankton-Biozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL).

Die in Küstengewässern (Anwendung ST 4) favorisierte Frühjahrsbeprobung scheint in Strandseen nicht angezeigt, da das Biovolumen während der Sommersaison relativ gute Korrelation zu den allgemeinen Eutrophierungsparametern zeigt. Dies würde jedoch voraussetzen, dass für Strandseen des Typs ST 3 und ST 4 ein eigenständiges Verfahren zu entwickeln ist, das einer breiten Datenbasis bedarf. Soll zunächst das für Küstengewässer favorisierte Verfahren zum Einsatz kommen, sind Frühjahrsbeprobungen zwingend erforderlich (Schubert et al. 2003).

Die allgemein schlechte Datenlage für Strandseen legt nahe, dass das bisherige Untersuchungsintervall (>4 Jahre) für keinen der Ansätze ausreichend ist. Um die Seen sowohl hinsichtlich Artzusammensetzung und Biomasse als auch hinsichtlich

der Nährstoffverfügbarkeit zu charakterisieren, sollte zumindest im ersten Bewertungszeitraum der EU-WRRL eine jährliche Beprobung stattfinden.

11 Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden die bisher entwickelten Bewertungsverfahren für das Phytoplankton limnischer Standgewässer und innerer Küstengewässer der Ostsee auf ihre Eignung für die Bewertung von Strandseen getestet.

Dazu wurden die Strandseen in Übereinstimmung zur Komponente Makrophyten zunächst typisiert und entsprechend ihrer Salinität in 4 Subtypen unterteilt. Für die Phytoplanktonbewertung können die Subtypen 1 und 2 zusammengefasst werden.

Das limnische Bewertungssystem ist auf Strandseen des Typs 1 und 2 (bis 3 PSU) anwendbar, jedoch lassen die bisherigen Datensätze keine ausreichende Genauigkeit in der Bewertung zu. Auf Grundlage der bisherigen Werte können das Windbyer Noor und der Hemmelmarker See mit „mäßig“, und der Hemmeldorfer See mit gut bewertet werden. Die im Jahr 2007 erhobenen Makrophytenbewertungen liegen in der Bewertung ein bis zwei Klassen niedriger.

Das für innere Küstengewässer von 5-10 PSU entwickelte Bewertungssystem basiert auf Phytoplanktonwerten des Frühjahres. Das Bewertungssystem könnte für Strandseen des Typs 4 zur Anwendung kommen. Die vorliegenden Daten sind für eine gesicherte Bewertung nicht ausreichend genau. Auf Basis der jeweils vorhandenen Frühjahrsbeprobung würde der Schwansener See mit „unbefriedigend“, der Sehlendorfer Binnensee mit „mäßig“ und das Neustädter Binnenwasser mit „gut“ bewertet werden. Während die Ergebnisse der Makrophytenbewertung für den Schwansener See und den Sehlendorfer Binnensee ähnliche Ergebnisse liefern, ist die Makrophytenvegetation des Neustädter Binnenwassers im Jahr 2007 im „ungenügenden Zustand“.

Die Bewertung des Strandseentyps 3 ist bisher nicht möglich, da aus Küstengewässern kein adäquater Ansatz vorliegt und die bisherigen Phytoplanktondaten der Strandseen keine Daten dieses Typs beinhalten.

Die Entwicklung eines typspezifischen Bewertungssystems ist auch nach Erhöhung der Datenbasis durch Hinzuziehung weiterer Strandseen, mit den derzeit vorliegen-

den Daten nicht möglich. Erste Analysen zeigen aber, dass prinzipiell Indikatoren der Eutrophierung ableitbar wären.

Für das weitere Monitoring wird zur Erhöhung der Datenbasis und als Grundlage für eine gesicherte Bewertung die jährliche Überprüfung der Seen in den nächsten 6 Jahren empfohlen. Dabei sind für die limnisch geprägten Strandseen (< 3 PSU, ggf. bis 5 PSU) die Monitoringrichtlinien nach Nixdorf et al. 2006 anzuwenden. Eine zusätzliche Winterprobenahme der Nährstoffe, wird zur Verifizierung des trophischen Potenzials der Seen dringend empfohlen.

In Strandseen über 5 PSU sollten neben den Probenahmen der Hauptvegetationsperiode (gemäß Nixdorf et al. 2006) zusätzliche Probenahmen in den Monaten Februar – April/Mai erfolgen, um das Küstengewässerkonzept zur Bewertung heranziehen zu können.

12 Literatur

- Caspers, H. (1959): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur ("The Venice System"). *Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol.* 44 (2): 313-315.
- Gasiunaite, Z.R., Cardoso, A.C., Heiskanen, A.-S., Henriksen, P., Kauppila, P., Oleina, I., Pilkaityte R., Purina, I., Razinkovas, A., Sagert, S., Schubert, H., Wasmund, N. (2005): Seasonality of coastal phytoplankton in the Baltic Sea: Influence of salinity and eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 239-252.
- Hällfors, G. (2004): Checklist of Baltic Sea Phytoplankton Species (including some heterotrophic protistan groups). *Baltic Sea Environment Proceedings* 95: 1-208.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.(1998): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Bearb. vom LAWA-Arbeitskreis "Gewässerbewertung - Stehende Gewässer". Kulturbuch-Verlag Berlin, 74 S.
- Larsen, O., Pohl, C. (2006): Modellierung des Salzgehaltes von Strandseen an der Ostsee unter ungestörten Bedingungen. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein. Bericht für das LANU-SH, 1-121.
- Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – In: Deneke, R., Nixdorf, B. (Hrsg.): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5 / 2002: 15-23.
- Mietz, O.(1991): Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter der besonderen Berücksichtigung des Einflusses von topographischen und morphometrischen Parametern auf den Chlorophyll-Gehalt. Dissertation A, Humboldt- Universität Berlin: 1-129.
- Mischke, U. (2006): Harmonisierte Taxonliste des Phytoplanktons in Flüssen und Seen Deutschlands-Stand: 11.09.2006. <http://www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/#Downloads>
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. (2007): Bundesweiter Praxistest – Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Seen zur Umsetzung der WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O5.05. 1-114.
- Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E., Riedmüller, U. (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht LAWA, 1-190.
- Reimers, H.-C. (2005): Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In: Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser, Friedrich, G. (eds.), Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. *Limnologie aktuell* 11: 37-45.
- Rieling, T., Sagert, S., M. Bahnwart, M., Selig U., Schubert, H. (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: *Water Pollution VII – Modelling, Measuring and Prediction*. Brebia CA, Almorza D, Sales D [eds.] Southampton, Boston, WIT Press, pp103-114
- Sagert, S, Rieling, T., Eggert, A., Schubert, H.: Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast), *Hydrobiologia* accepted

Sagert, Selig, U., Wagner, H.-G. (2007): Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponente Makrophyten, Endbericht zum Forschungsvorhaben 4121.3-2006-511 F des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 1-67.

Sagert, Selig, U., Wagner, H.-G. (2007): WRRL – Bewertung der Strandseen anhand der Makrophyten, Berichtszeitraum Januar – Mai 2007: Typisierung der Strandseen, Auswertung vorliegender Daten - Test bestehender Bewertungsverfahren, Ableiten von Referenzzuständen, Vorstellung des Beprobungsplanes. Forschungsvorhaben 4121.3-2006-511 F des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 1-53.

Schaumburg, J., Schmedtje, U., Köpf, B., Schranz, C., Schneider, S., Stelzer, D., Hofmann, G. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos - Stand September 2006. – Bayerisches Landesamt für Umwelt: 1-45.

Schlunbaum, G., Baudler, H., Krech, M. (2001): Das Eutrophierungsproblem der Darß-Zingster Bodden - Nährstoffeinträge und Nährstoffbilanz. Meer und Museum 16: 25-34.

Schubert, H., Blümel, C., Eggert, A., Rieling, T., Schubert, M., Selig, U., Bahnwart, M., Bauer, S., Domin, A., Krause, J.C. (2003): Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO - Entwicklung leitbildorientierter Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL - sowie zum LUNG-Projekt - Analyse von Langzeitdatenreihen des Phytoplanktons aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Hinblick auf die Erfordernisse der EU-WRRL.

Wasmund, N., Schiewer, U. (1994): Overview on ecology and biological production of phytoplankton from the Darss-Zingst Bodden chain (southern Baltic). Rostock. Meeresbiol. Beitr. (2): 41-60.

Weber, M. von (2002): Die Typologie der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, <http://www.wrrlmv.de>.

Bewertung der Strandseen des Typs ST 1 und ST 2 (Schleswig-Holstein) nach dem überarbeiteten Verfahren zur Bewertung limnischer Standgewässer (Mischke et al. 2007). Quelle: LANU SH 2007. Seenkürzel siehe Tab. 2. Die Bewertung des Hemmeldorfer Sees erfolgte, auf Grund der Unsicherheiten in der Typisierung, zunächst in verschiedenen Varianten. Die Bewertung des Sees sollte in Zukunft auf einer Betrachtung des Gesamtsees als Typ 14 erfolgen (Spalte 6).

	Gewässer	HM	GB	WN	HD gesamt	HD gesamt	HD N	HD S	HD N	HD S
	See/Becken	See	See	See	See	See	Becken Var1	Becken Var1	Becken Var2	Becken Var2
	Typ	11.2	11.2	14	14	11.1	14	14	11.2	13
	Jahr	2006	2002	2002	2006	2006	2006	2006	2006	2006
	LAWA-Index	4,2	4,1	4,0			3,6	3,3	3,6	3,3
Gesamt bewertung	PSI	3,9	4,0	4,1	3,3	2,8	3,4	3,0	2,4	3,6
	PSI verbal	unbefried.	unbefried.	unbefried.	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	gut	unbefried.
	PSI inklusive DiProf	3,9	-	-	3,1	2,8	3,2	3,0	2,4	3,8
Bewertung Einzel- metrics	Biomasse	3,9	3,8	4,3	3,2	2,7	3,5	2,7	2,5	3,6
	Algenklassen	3,6	4,3	3,9	2,3	1,6	2,5	2,0	1,7	2,9
	PTSI	4,3	0,0	0,0	4,3	3,8	4,3	4,2	3,3	3,8
	DiProf	4,2	-	-	2,3	2,3	2,0	2,9	2,0	4,4
Bewertung Algen- klassen	Dino	8	5						2	
	Cyano	4	4			2			2	
	Chloro+Crypto									
	Chlorop	1	4						2	1
	Chryso									6
	Dino+Cyano			4	2		2	2		2
Beprobungs- konformität	ja	nein nur 4-5 Proben	nein nur 4-5 Proben	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja
	Bewertungs- sicherheit	gegeben	Bewertung unsicher keine PTSI – Wertung: im Mittel <4 Indikatortaxa	Bewertung unsicher keine PTSI – Wertung: im Mittel <4 Indikatortaxa	gegeben	Typisierung unsicher	Typisierung unsicher	Typisierung unsicher	gegeben	gegeben
	Bemerkung				sinnvollste Bewertungs- variante für HD					