

Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponente Makrophyten

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



Endbericht
November 2007

Dr. Sigrid Sagert
Dr. Uwe Selig
Dipl.-Ing. Hans-Georg Wagner

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



UNIVERSITÄT ROSTOCK

Danksagung

Neben der Auswertung von Literatur und Altdaten waren umfangreiche Geländearbeiten Gegenstand dieses Forschungsvorhabens. Wir möchten an dieser Stelle Herrn Dipl.-Biol. Peter Möller für seine Unterstützung, seine große Flexibilität und Einsatzbereitschaft und nicht zuletzt seinen Sachverstand bei den Kartierarbeiten danken.

Von Behörden, Naturschutzorganisationen, Betreuern und Anwohnern erfuhren wir viel Unterstützung bei der Organisation und Durchführung unseres Vorhabens. Unser Dank gilt deshalb Herrn Lothar Sielmann, Frau Dr. Irene Timmermann-Trosiener, Herrn Henning Schierbaum, Herrn Erwin Münster, Herrn P. Andreesen, Herrn Schromm und Herrn Schultz. Besonderer Dank gebührt Herrn Dr. Klaus van de Weyer, Nettetal, für die fachliche Hilfe bei der Entwicklung des Bewertungsansatzes, Herrn Dr. Ralf Schaible für seine Expertisen zu Characeen und Herrn Dipl.-Biol. Peter Bohlbrinker für die Überprüfung von Herbarbelegen.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1 Veranlassung des Projektes	3
2 Typisierung	4
3 Makrophyten-Bewertungsverfahren für limnische Stand- und Küstengewässer	8
3.1 Klassifizierung innerer Küstengewässer (ELBO-Verfahren)	9
3.2 Bewertung der emersen Salzrasen- und Röhrichtvegetation (Wanner-Rudolphi-Verfahren)	10
3.3 Bewertung tidebeeinflusster Fließgewässer ohne submerse Makrophytenvegetation (Stiller-Verfahren)	11
3.4 Ökologische Bewertung der Makrophyten und des Phytobenthos in limnischen Standgewässern (Phylib-Verfahren)	12
3.5 Vergleich der Bewertungsverfahren	13
4 Entwicklung des Bewertungsverfahrens für Strandseen	13
4.1 Erstellung der typspezifischen Artenlisten	14
4.1.1 Definition Makrophyten	14
4.1.2 Arteninventar	15
4.1.3 Ermittlung der Salztoleranz	19
4.1.4 Einstufung der Arten in ökologische Kategorien	20
4.2 Anpassung der Kartiermethodik	25
4.2.1 Anpassung der Transektzahl	25
4.2.2 Anpassung der Lage	25
4.2.3 Zusätzliche Standortfaktoren	26
4.2.4 Anpassung der Vegetationsaufnahme	31
4.3 Anpassung der Bewertungsmethodik	32
4.3.1 Konvertierung der Schätzklassen	33
4.3.2 Zuordnung der Taxa zu den typspezifischen Artlisten-Typisierung des Transektes	33
4.3.3 Anpassung des Referenzindex	33
4.3.4 Anpassung Indexgrenzen	34
4.3.5 Anpassung der Mittelwertbildung zur Gesamtbewertung	35
4.3.6 Anpassung der Zusatzkriterien	36
5 Charakterisierung und Bewertung der untersuchten Strandseen auf Basis der 2007 durchgeführten Kartierungen	38
5.1 Vollständigkeit des Artinventars	38
5.2 Tiefenverbreitung der Makrophyten	42
5.3 Artenverteilung in Abhängigkeit von der Salinität	46
5.4 Bewertung der Strandseen	48
6 Ausblick und Defizitanalyse	49
7 Literatur	51
Anhang 1	57
Anhang 2	61
Anhang 3	67

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Hydrologisch-morphologische Parameter der 7 zu untersuchenden Strandseen.....	4
Tab. 2: Typisierungsvorschlag für Strandseen.....	8
Tab. 3: Aufwandsabschätzung für die Anpassung der verschiedenen Bewertungsverfahren vor einer Anwendbarkeit an Strandseen.	13
Tab. 4: Für den Seentyp T_{KP} im Phylib-Verfahren bewertete Makrophyten, die aus chorologischen (c), ökologischen (ö) oder sonstigen (s) Gründen (Fehlen morphologischer Sonderformen) oder aufgrund des Fehlens rezenter Angaben aus Strandseen (r) nicht in die Artenliste für Strandseen übernommen wurden.....	19
Tab. 5: Neu in die Artenliste für Strandseen aufgenommene Sippen.	19
Tab. 6: Von der Phylib-Bewertung des Seentyps T_{KP} abweichend kategorisierte Arten.	22
Tab. 7: Liste der rezenten oder zu erwartenden Makrophyten in Strandseen Schleswig-Holsteins in Abhängigkeit von der Typisierung.	24
Tab. 8: Nach Schaumburg et al. (2006) empfohlene Transektzahl im Vergleich zur 2007 untersuchten Transektzahl und der für die Seen nachfolgend empfohlenen Anzahl.	25
Tab. 9: Vergleich der verschiedenen Schätzskalen zur Bestimmung der Deckung.....	32
Tab. 10: Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen für Makrophyten im Seentyp Strandsee. (nach Schaumburg et al. 2006).....	34
Tab. 11: Tiefenklassendifferenzierung für die Bewertung von Strandseen.....	35
Tab. 12: Beispiel einer tiefenstufenabhängigen Bewertung.....	35
Tab. 13: Herleitung der Mindestquantität pro Tiefenstufe bezogen auf die Gesamtdeckung durch eine Art.....	37
Tab. 14: Übersicht zum Arteninventar der Strandseen im Jahr 2007.	39
Tab. 15: Anzahl der Makrophytenarten pro Untersuchungsgewässer und prozentualer Anteil der indigenen Arten am potenziellen Inventar im Jahr 2007.....	40
Tab. 16: Gefährdungsgrad der potenziell in Strandseen auftretenden Makrophyten laut Roter Listen des Landes Schleswig-Holstein und der Bundesrepublik Deutschland.....	41
Tab. 17: Im Jahr 2007 gefundene Arten der Roten Listen.....	42
Tab. 18: Vorkommen ausgewählter Arten in den Untersuchungsgewässern in Abhängigkeit von der Tiefe.	44
Tab. 19: Gesamtdeckung der Makrophytenvegetation (%) in Abhängigkeit von der Tiefenstufe.....	45
Tab. 20: Anzahl der Vorkommen der im Sommer 2007 nachgewiesenen Makrophyten in Abhängigkeit von der Salinität.....	47
Tab. 21: Übersicht zur Gesamtbewertung der sieben untersuchten Strandseen.....	48

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Anteil der Seen am Einzugsgebiet sowie die Nutzungen im Einzugsgebiet.....	4
Abb. 2: Vorläufige Typisierung der Strandseen.....	6
Abb. 3: Darstellung der zu erwartenden Änderungen in der Salinität bei geänderter bzw. optimierter Sielführung im Vergleich zu den rezenten Werten.....	7
Abb. 4: <i>Ulva intestinalis</i> als Beispiel für neu aufgenommene Makrophyten.....	14
Abb. 5: <i>Potamogeton perfoliatus</i> als Beispiel für eine in Strandseentypen abweichend bewertete Art.....	20
Abb. 6: Anteil der Arten der ökologischen Kategorien A-, B- und C am potenziellen Inventar des jeweiligen Seentyps.....	24
Abb. 7: Anzahl der Arten je ökologischer Kategorie und See für die Kartierung 2007.....	38

Abkürzungsverzeichnis

GB	Großer Binnensee
HM	Hemmelmarker See
HD	Hemmelsdorfer See
NB	Neustädter Binnenwasser
WN	Windebyer Noor
SchS	Schwansener See
SehS	Sehlendorfer Binnensee
EZG	Einzugsgebiet
V _{See}	Seevolumen
Zm	Mittlere Tiefe
T _{KP}	Seentyp nach Phylib (polymiktisch-karbonatischer Wasserkörper des Tieflandes)
ST	Seentyp
Ex.	Exemplare
MW	Mittelwert
N	Anzahl
EU-WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie
MVÖ	Makrophytenverödung
Q _{ges}	Mindestquantität (3.Potenz der Kohlermenge)
Q _A	Quantität der A-Arten (3.Potenz der Kohlermenge)
Q _B	Quantität der B-Arten (3.Potenz der Kohlermenge)
Q _{Cs}	Quantität der C-Arten (3.Potenz der Kohlermenge)
uVg	untere Verbreitungsgrenze

Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde ein Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten zur Bewertung von Strandseen entwickelt. Dazu wurden im Sommer 2007 sieben Strandseen untersucht und im Rahmen von Erst- und Nachbeprobungen insgesamt 134 Transekte kartiert. Neben diesen rezenten Felddaten wurden bisher vorhandene Vegetationsdaten zu den sieben Seen ausgewertet.

Für die Bewertung von Strandseen wurden vier bestehende Bewertungsverfahren aus limnischen und brackigen Gewässern auf ihre Anwendbarkeit geprüft. Im Ergebnis wurde das Phylib-Verfahren für limnische Standgewässer als Basis für ein zu entwickelndes Verfahren in Strandseen ausgewählt.

Die Strandseen wurden zunächst entsprechend ihres Salzgehaltes nach dem Venedig-Systems in vier Typen gegliedert. Für jeden dieser vier Typen wurden spezifische Referenzartlisten erstellt, wobei jede Art nach den Vorgaben des Phylib-Verfahrens einer von drei ökologischen Kategorien zugeordnet wurde. Diese Einteilung in ökologische Kategorien wurde zudem um tiefenabhängige Indikationen der Arten erweitert. Im Gegensatz zum Phylib-Verfahren beinhalten die typspezifischen Referenzartlisten der Strandseen ein ausgewogenes Verhältnis zwischen Referenzarten und Störzeigern, so dass insbesondere der gestörte Zustand besser erfasst werden kann.

Im Unterschied zu den Phylib-Verfahren erfolgt die Berechnung des Referenzindex nicht über das gesamte Untersuchungstransect, sondern innerhalb von bis zu vier Tiefenstufen. Aus diesen vier Einzelwerten wird durch Mittelwertbildung eine Gesamtbewertung des Transektes berechnet. Diese Herangehensweise wird zum einen der Methodik der Vegetationsaufnahmen (Flachheit der Gewässer) besser gerecht und ermöglicht zum anderen eine Integration der unteren Verbreitungsgrenze der Arten in das Bewertungsverfahren, wodurch eine differenzierte Bewertung der submersen Vegetation ermöglicht wird. Darüber hinaus werden dadurch, im Gegensatz zum Phylib-Verfahren, Tiefenstufentiefen mit erkennbarer Makrophytenverödung direkt in die Bewertung einbezogen.

Die vom Phylib-Verfahren angesetzte Mindestquantität von 35 schließt für viele artenarme brackige Gewässer eine Anwendung dieses Bewertungsverfahrens aus. Da in Strandseen zudem Tiefenstufenbasiert bewertet wird, ist die Mindestquantität pro Tiefenstufe auf 8 gesenkt worden. Unterhalb dieses Wertes kann, bei Ausschluss natürlicher Ursachen, von einer Makrophytenverödung ausgegangen werden. Unabhängig von dieser Festlegung, ist bei Mindestquantitäten zwischen 8 und 35 von einer Störung der Vegetation auszugehen, deren Ursache in einem kürzeren Beprobungsrhythmus (jährlich) untersucht werden sollte, um eine gesicherte Aussage zur Stabilität der Vegetation innerhalb des sechsjährigen Bewertungszeitraumes zu ermöglichen.

Basierend auf den Erfahrungen einer ersten Bestandsanalyse wurde eine zukünftige Monitoringstrategie mit Ausweisung der Lage und Anzahl der Untersuchungstransecte vorgenommen und ein angepasster Kartierungsbogen erstellt.

Der vorliegende Ansatz basiert auf dem rezenten Kenntnisstand zur Verbreitung und Physiologie der Arten, jedoch bestehen für einzelne Arten noch große Wissensdefizite, die bei verbessertem Kenntnisstand auch in das Bewertungsverfahren eingearbeitet werden sollten. Es wird empfohlen die typspezifischen Artenlisten und Einordnungen in die drei ökologischen Kategorien mindestens alle 6 Jahre zu evaluieren.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie und FFH-Richtlinie verfolgen prinzipiell gleiche Zielstellungen, bergen aber zum Teil auch Interessenkonflikte, da als Vogelrastgebiete ausgewiesene Seen durch einen erhöhten Fraßdruck auf die Makrophyten und höheren Nährstoffeintrag, die Zielsetzungen der EU-WRRL ggf. nicht erreichen. Da zu dieser Thematik belastbare Daten (auch aus Küstengewässern) weitgehend fehlen, müssen diese Fragestellungen im Zusammenhang mit der Erstellung der Maßnahmepläne intensiver untersucht werden.

1 Veranlassung des Projektes

Strandseen sind hinsichtlich ihrer Morphologie und Hydrologie Resultat von natürlichen Küstenbildungsprozessen. Sie entstehen durch Abtrennung einer Meeresbucht, z.B. bei Bildung einer Nehrung. 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, DünenSchüttungen und Wehre) große Teile des überflutungsgefährdeten Hinterlandes bis heute nahezu vollständig abriegelt. 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 veränderte Nutzung des Einzugsgebietes und die zunehmende Aussüßung wurden die ehemals oligo- bis mesotrophen Strandseen zu heute eutrophen bis polytrophen Flachgewässern.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sieht, unabhängig von deren natürlich gegebenen Besonderheiten, eine Bewertung aller oberirdischen Standgewässer von mehr als 0,5 km² vor. Auf Grund ihrer Salinität und Morphologie nehmen Strandseen eine Sonderstellung zwischen den limnischen Standgewässern und den brackigen Küstengewässern der Ostsee ein. Zudem kommen große Strandseen in Deutschland nur in geringer Anzahl vor, was wiederum zu einer schlechten Datenlage und Kenntnis der Gewässer führt. Dies könnten die Gründe dafür sein, dass Strandseen weder in den schon erarbeiteten Bewertungsinstrumentarien zu Seen (Schaumburg et al. 2006) noch in denen zu Küstengewässern (Schubert et al. 2003) berücksichtigt wurden. Dies bedeutet, dass für Strandseen aktuell erhebliche Defizite für die fristgerechte Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bestehen. Neben der Typisierung betrifft dies vor allem die Bewertung der einzelnen Qualitätskomponenten.

Sowohl für Seen als auch für Küstengewässer liegen bereits Bewertungsmodelle der Qualitätskomponenten Phytoplankton und Makrophyten vor (Nixdorf et. al 2006, Schaumburg et. al. 2006, Schories et al. 2005, Schubert et al. 2003, Stiller 2005 a und b, Wanner & Rudolphi 2007), die jedoch „versauerte und versalzte bzw. natürlich stark salzhaltige Seen“ in der Regel ausschließen. Dies ist vor allem der Tatsache

geschuldet, dass Brackwassersysteme einen Extremlebensraum darstellen, der nur salztolerante Arten zulässt und deshalb ein stark vermindertes Artspektrum aufweist. Ziel des vorliegenden Projektes war es, exemplarisch an 7 schleswig-holsteinischen Strandseen die bisherigen Bewertungsansätze hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit zu prüfen und diese ggf. an diesen besonderen Lebensraum anzupassen.

2 Typisierung

Gegenstand der Untersuchung waren sieben schleswig-holsteinische Strandseen, die sich in ihren morphologischen und hydrologisch-chemischen Daten z.T. erheblich voneinander unterscheiden (Tab. 1).

Name See	GB	HM	HD	NB	SchS	SehS	WN
Fläche des Sees (km ²)	4,8	0,8	4,6	1,5	1,1	0,8	3,9
Fläche des EZG (km ²)	146,0	7,2	36,0	134,0	21,2	68,6	16,9
Seevolumen (10 ⁶ m ³)	9,0	2,5	23,9	1,4	0,9	0,4	25,0
Volumenquotient EZG / V _{See}	16,2	2,9	1,5	95,7	23,1	171,5	0,7
Austauschzeiten (d)	72	388	768	11	37	7	1741
maximale Tiefe (m)	3	6,2	39	1,6	1,2	1,1	14
mittlere Tiefe (m)	1,9	3,1	5,2	0,9	0,85	0,5	6,4
mittlere Salinität	0,4	0,8	0,7	6,2	4,5	8,5	1,4
75%Perzentil der Salinität	0,5	1,1	0,6	9,2	5,9	12,0	1,5
25%Perzentil der Salinität	0,4	0,6	0,4	4,7	2,4	6,5	1,4

Tab. 1: Hydrologisch-morphologische Parameter der 7 zu untersuchenden Strandseen.

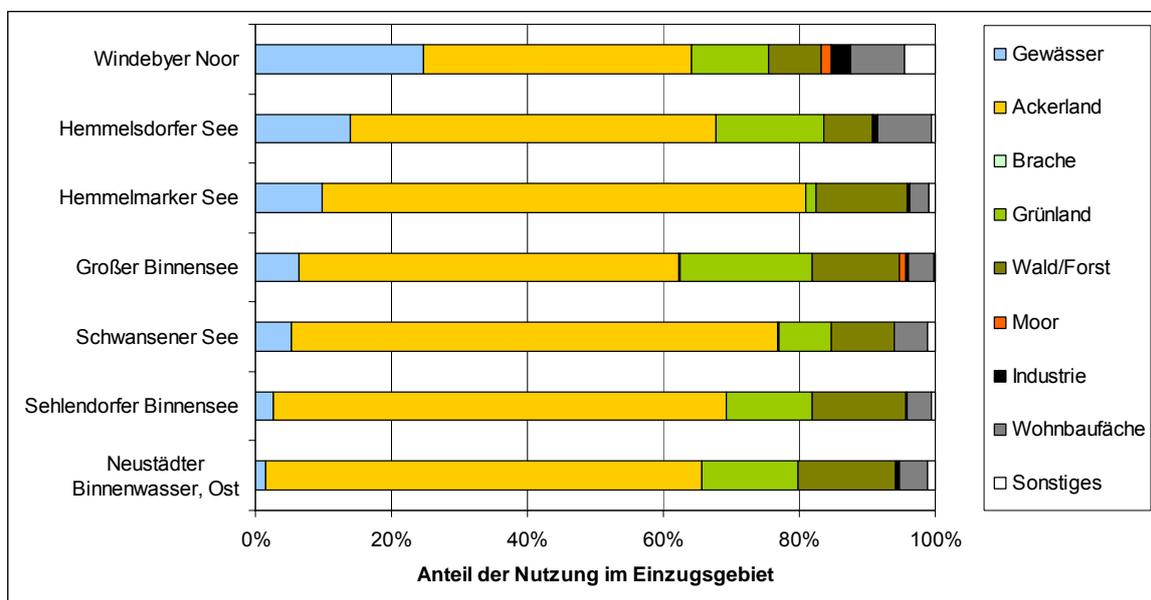


Abb. 1: Anteil der Seen am Einzugsgebiet sowie die Nutzungen im Einzugsgebiet.

Dies begründet sich in erster Linie durch ihre unterschiedlichen Austauschraten mit der vorgelagerten Ostsee. Der unterschiedlich große marine Einfluss zieht nicht nur eine Variabilität der Salzgehalte nach sich, die für das Artspektrum von entscheiden-

der Bedeutung ist, sondern führt je nach Ausprägung des Wassereinzugsgebietes und dessen Nutzung (Abb. 1) auch zu unterschiedlichen Nährstoff- und Phytoplanktonverhältnissen.

Für eine Bewertung der Seen ist es deshalb unerlässlich, sie in vergleichbare Typen zu unterteilen. Sowohl für limnische Standgewässer als auch für Küstengewässer wurden die Typisierungen im Jahr 2004 abgeschlossen (Mathes 2002, Reimers 2005). Da die Strandseen in ihren morphologisch-hydrologischen Eigenschaften zwischen diesen Gewässerkategorien stehen, wurde zunächst eine eigene Typologie entwickelt, die sich sehr eng an die schon vorhandenen Typen beider Systeme anlehnt. Diese Verfahrensweise soll gewährleisten, dass bei gleichen oder ähnlichen Eigenschaften der Systeme, direkte Vergleiche möglich sind und die Bewertungssysteme gemeinsam fortgeschrieben werden können¹.

Der Hauptfaktor der Einteilung ist, wie auch in Küstengewässern, die Salinität, da sie die Artenzusammensetzung der Makrophyten, die Phytoplanktonbiomasse (Chlorophyll *a*-Konzentration und Gesamtbiovolumen) und das daraus resultierende Unterwasserlichtangebot (Sichttiefe) entscheidend prägt. Gleichzeitig können erhöhte Salinitäten als Proxi für einen geringeren Einfluss des Einzugsgebietes und damit verbunden einen geringeren landseitigen Nährstoffeintrag gelten. Für die Einteilung der Typen werden die etablierten Salzgruppen des Venedig-Systems (Caspers 1959) genutzt. Derzeit werden die Strandseen unabhängig von einer möglichen Schichtung typisiert. Sowohl beim Windebyer Noor als auch beim Hemmeldorfer See legt der Tiefengradient (Mietz 1991) eine zumindest zeitweise Stagnationsphase nahe. Da mit den derzeitigen Monitoringdaten kein bedeutsamer Einfluss einer Schichtung auf die Artzusammensetzung bzw. die Biomasse/Deckung des Phytoplanktons und der Makrophyten belegt werden konnte, werden die Seen im vorliegenden Ansatz jedoch keinem speziellen Typ zugeordnet.

Für die vorgegebenen Salinitätsbereiche werden die Strandseentypen 1 bis 5 definiert. Da auch für die Seen kleiner 0,5 PSU (limnisch) die Referenzartenliste der Makrophyten einer Anpassung bedurfte, erfolgte keine Übernahme des Typs T_{KP}. Zur Phytoplanktonbewertung werden der limnische (ST 1) und der β -oligohaline Typ (ST 2) zusammengefasst, da sich die Produktionsleistungen auf Basis des Chlorophylls und der Biomasse, aber auch die Artzusammensetzung nach derzeitigem Kenntnisstand nicht signifikant unterscheiden (Erfahrungen aus Küstengewässern). Die wei-

¹ Die ausführliche Darlegung der Einzelschritte bei der Typisierung findet sich im 2. Zwischenbericht. An dieser Stelle soll für das weitere Verständnis nur ein Kurzüberblick erfolgen.



tere Aufspaltung in die einzelnen Typen erfolgt analog der Seentypisierung unter Berücksichtigung des Einzugsgebietes, des Volumenquotienten und der Verweildauer, da diese Parameter wesentlichen Einfluss auf die Biomasseproduktion des Planktons haben. Für höher-saline Strandseen folgt die Typologie den Salzgehaltsstufen für ST 3 bis ST 4 (Abb. 2). Die kurzfristig und vereinzelt zu findenden Salinitäten über 10 werden derzeit dem Strandseentyp 4 zugeordnet, da nach Larsen & Pohl (2006) langanhaltende Salinitäten über 10 ausschließlich im Referenzzustand des Windbyer Noors auftreten (Tab. 2) könnten. Da bisher nicht davon auszugehen ist, dass eine Renaturierung des Noors in diesem Ausmaß stattfinden wird, ist im Rahmen dieses Projektes die Bearbeitung auf Salinitäten zwischen 0 und 10 PSU beschränkt worden.

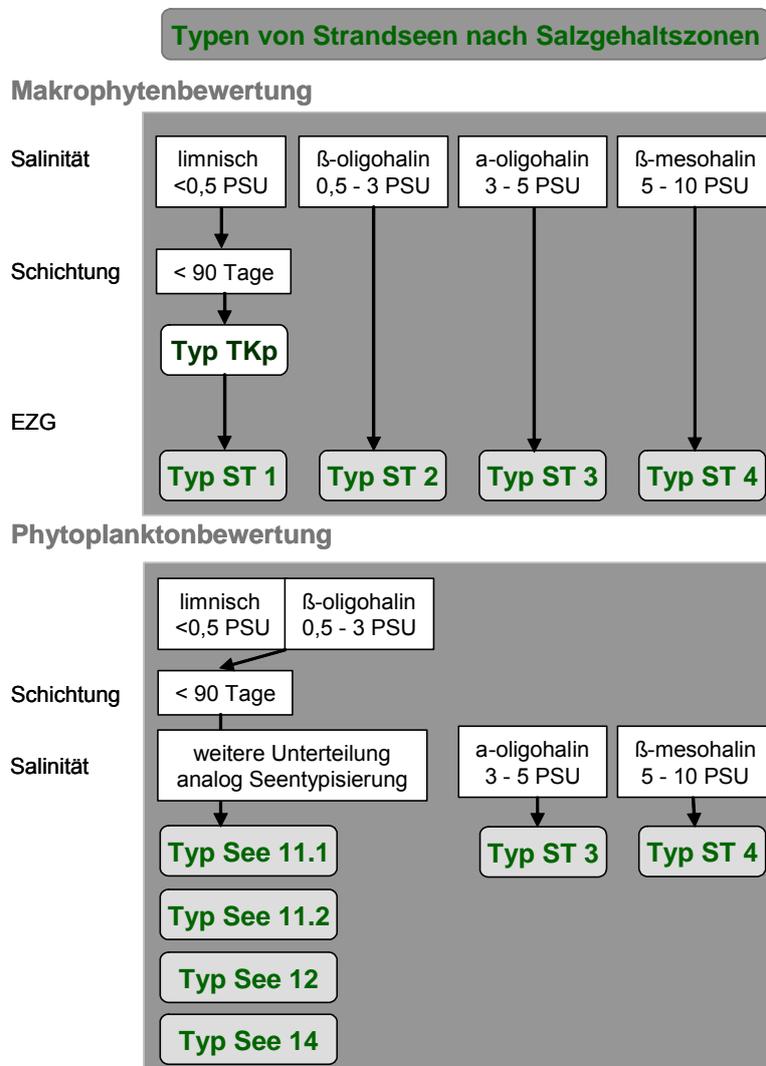


Abb. 2: Typisierung der Strandseen

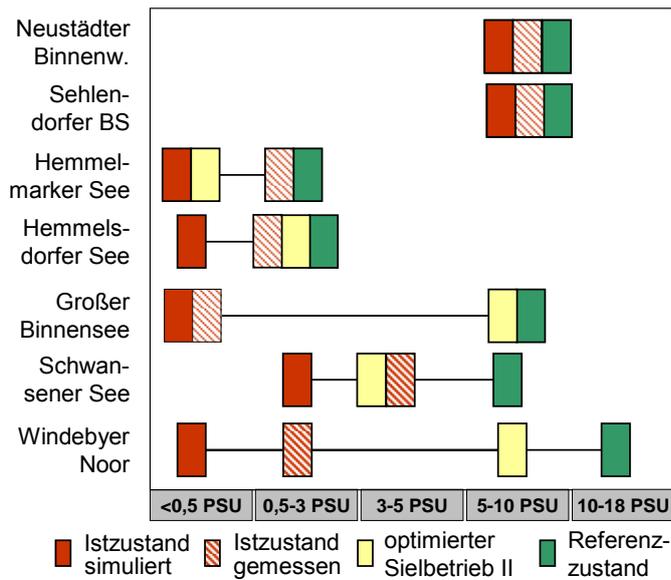


Abb. 3: Darstellung der zu erwartenden Änderungen in der Salinität bei geänderter bzw. optimierter Sieführung im Vergleich zu den rezenten Werten.

Der Istzustand stellt simulierte rezente Werte dar und ist deshalb mitunter kleiner als die rezenten Messungen. Er ergibt sich aus dem Zu- und Abfluss der einzelnen Gewässer. Dies gilt ebenfalls für das Szenario 2, das eine Optimierung des Siefbetriebes bei geringfügiger Auswirkung auf angrenzende Nutzungen darstellt. Der Referenzzustand charakterisiert den Zustand bei Rückbau aller Siele und Wehre.

Die Ausweisung der Gewässer als erheblich veränderter Wasserkörper (HMWB) spielt für die Typisierung selbst keine Rolle. Sie findet erst in der Bewertung, bei der Ausweisung des höchsten ökologischen Potenzials, Berücksichtigung. Dieses muss sich an der Typologie der aktuellen hydrologisch-morphologischen Eigenschaften orientieren. Da für alle postulierten Typen Referenzartenlisten erstellt werden, entstehen durch spätere Neugruppierungen keine Defizite in der Möglichkeit der Bewertung.

Die aktuellen Salinitäten der Strandseen werden entscheidend durch anthropogene Einflüsse geprägt.

Nach Larsen & Pohl (2006) würden sich die Salzgehalte einiger Strandseen bei ungestörten Bedingungen (Rückbau der Siele und Wehre) bzw. bei optimiertem Siefbetrieb verändern (Abb. 3). Lediglich das Neustädter Binnenwasser und der Sehlendorfer Binnensee befinden sich derzeit hinsichtlich ihres Austauschregimes in einem naturnahen Zustand (ausschließlich auf Wehre und Siele bezogen, nicht den Rückbau von Deichen). Für den Hemmeldorfer und Hemmelmarker See sind bei Öffnung des regulierten Austausches nur leichte Veränderungen im Salzgehalt zu erwarten, so dass sich hier der natürliche Zustand im β -oligohalinen Bereich befinden würde. Die größten Unterschiede zwischen aktuellem und potenziell natürlichem Wasserregime sind für das Windebyer Noor und den Großen Binnensee zu erwarten. Vom heute nahezu limnischen System würden sie bei optimiertem Siefbetrieb in den β -mesohalinen Bereich einzuordnen sein. Im potenziell natürlichen Zustand wären sogar Salinitäten von 10 bis etwa 14 PSU zu erwarten.

Somit wären bei Rückbau der Wehre, anders als in der aktuellen Situation, nur der Hemmelmarker und der Hemmelsdorfer See überwiegend limnisch beeinflusst, da hier auch im Referenzzustand Salinitäten unter 3 PSU vorliegen dürften.

Name See	GB	HM	HD	NB	SchS	SehS	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*	ST 1	(ST 2)	(ST 2)				ST 2
Typ für ökologischen Zustand		ST 2	ST 2	ST 4	ST 3 ²	ST 4	
optimierter Sielbetrieb	ST 4	ST 2	ST 2		ST 3 ²		ST 4
Referenzzustand	ST 4	ST 2	ST 2	ST 4	ST 4	ST 4	ST 5

Tab. 2: Typisierungsvorschlag für Strandseen.

Die mittlere Salinität ergibt sich als Mittelwert, der bisher vorliegenden Salinitätsmessungen des Landesamtes für Natur- und Umweltschutz SH. * bei Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper

Tab. 2 stellt die vorläufige Typisierung der sieben Strandseen in zusammengefasster Form dar². Neben der aktuellen Einstufung (Typ höchstes ökologisches Potenzial bzw. ökologischer Zustand) sind die Einordnungen bei optimiertem Sielbetrieb und bei Einstellung des Sielbetriebes aufgelistet.

3 Makrophyten-Bewertungsverfahren für limnische Stand- und Küstengewässer

Für limnische Gewässer und Küstengewässer sind bisher vier Verfahren der Bewertung entwickelt worden, wovon 3 speziell die Problematik von Brackgewässern aufgreifen. Im Einzelnen handelt es sich dabei um folgende Verfahren:

- Phylib-Verfahren für limnische Gewässer (Schaumburg et al. 2006).
- das „ELBO-Verfahren“ für innere Küstengewässer der Ostsee (Schubert et al. 2003)
- das „Tideelbe-Verfahren“ für tidebeeinflusste Fließgewässerabschnitte der Elbe (Stiller 2005 a,b)
- das „Salzrasen-Verfahren“ für Küstengewässer (Wanner & Rudolphi 2007).

² 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.

Nachfolgend sollen die Bewertungsverfahren im Hinblick auf ihre Eignung für Strandseen näher erörtert werden. Eine ausführliche Beschreibung, sowie Testung der Verfahren ist dem 3. Zwischenbericht (Mai 2007) zu entnehmen.

3.1 Klassifizierung innerer Küstengewässer (ELBO-Verfahren)

Für die inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurde durch Schubert et al. (2003) ein deskriptives Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makroalgen und Angiospermen erarbeitet, das folgende Bewertungsschwerpunkte berücksichtigt:

- die Abweichung der aktuellen unteren Verbreitungsgrenze vom Referenzzustand: „Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze“.
- sukzessiver Ausfall von Pflanzengemeinschaften im Vergleich zum Referenzzustand: „Ausfall von Pflanzengemeinschaften“.

Für beide Merkmalskomplexe wurden mit Ausnahme des Gewässertyps B1 (oligohalin) 5-stufige Klassifizierungsansätze nach den Vorgaben der EU-WRRL.

Der Bewertungsparameter „Rückgang der unteren Verbreitungsgrenzen“ basiert auf der Rekonstruktion der historischen Lichtverhältnisse in den Gewässern. Diese modellierten Daten wurden mit vorhandenen historischen Befunden zur Tiefenausbreitung von Makrophyten verschnitten (Blümel et al. 2002). Die Berechnung der fünf Klassengrenzen basiert auf der Skalierung der prozentualen (logarithmischen) Verringerung der Lichteindringtiefe. Das zweite Bewertungskriterium „Ausfall von Pflanzengemeinschaften“ beschreibt Degradationsreihen der Pflanzengemeinschaften, die durch Vergleich historischer Funde und aktueller Kartierungen erarbeitet wurden. Dieses Kriterium bewertet jedoch nur die Zustandstufen „mäßig“ bis „schlecht“.

Das ELBO-Verfahren bewertet Gewässer demnach anhand der Vollständigkeit von Pflanzengemeinschaften, die tiefenzonendifferenziert im Gewässer verteilt sind. Bei optimaler Ausbildung kommen auch in großer Tiefe noch charakteristische Gemeinschaften vor. Deren Verdrängung aus dem tiefen ins flachere Wasser, als auch der sukzessive Ausfall von Arten bei Verschlechterung des Gewässerzustandes gelten als zentrale Faktoren. Die historische Datenlage zu den Strandseen erlaubt es nicht, Aussagen über die historische untere Verbreitungsgrenze zu treffen. Problematisch ist in diesem Zusammenhang auch die Flachheit der Gewässer. Da nur drei der sieben Strandseen eine maximale Gewässertiefe größer 2 m besitzen, scheint eine fünfstufige Bewertung über die Tiefenzonierung der Gemeinschaften nicht praktika-



bel. Zudem zeigen die Strandseen, anders als die bisher bewerteten Küstengewässer, starke limnische Einflüsse bei der Ausprägung der Artenzusammensetzung, so dass die Küstengewässergemeinschaften (Indices) nur bedingt auf Strandseen übertragbar sind.

3.2 Bewertung der emersen Salzrasen- und Röhrichtvegetation (Wanner-Rudolphi-Verfahren)

Das Verfahren zielt auf das Aufzeigen von Degradationen der Hydromorphologie (Entwässerung, Aussüßung), der Sukzession durch mechanisch-strukturelle Einflüsse (Beweidung, Überflutung) und der Flächenverfügbarkeit (Verbau, Nutzung). Es ist für Gewässer anwendbar, deren angrenzende Salzrasen ein Teil des Wasserkörpers darstellen. Die Bewertung erfolgt über die Parameter:

- Flächenausdehnung der Salzrasen bzw. –röhrichte
- Qualität der Vegetation (Arteninventar / Artenzusammensetzung, Zonierung)
- Hydromorphologie (Priele, Gräben, Deiche)

Jeder dieser drei Faktorenkomplexe wird anhand spezifischer Kriterien zunächst separat bewertet. Für das Kriterium „Flächenausdehnung“ werden rezent vorhandene Salzrasen- bzw. -röhrichtflächen zu Referenzarealen ins Verhältnis gesetzt.

Die Qualität der Vegetation wird über die Einzelparameter Artenzusammensetzung, Deckung und Zonierung der Vegetation beschrieben.

Für die Bewertung der Hydromorphologie sind das Vorhandensein und der Zustand von Prieden, Gräben und Deichen bedeutend, wobei anthropogene Veränderungen des Wasserhaushaltes zur Abwertung des ökologischen Zustandes führen. Grundlegende Voraussetzung für die Bewertung ist, dass Salzrasen und –röhrichte mindestens 10 % der Gesamtfläche des Wasserkörpers bzw. mindestens 250 ha ausmachen. Die Bewertung erheblich veränderter Wasserkörper ist nicht möglich.

Strandseen ohne oder mit nur kleinflächiger Salzrasenvegetation bzw. stark ausgesüßte Seen (wie der Große Binnensee, das Windebyer Noor, der Schwansener See, der Hemmeldorfer See und der Hemmelmarker See) können demnach nicht bewertet werden.

Hinzu kommt, dass das Verfahren keinesfalls als etabliert bezeichnet werden kann. So sehen auch die Autoren selbst großen Anpassungs- und Überarbeitungsbedarf für ihr Verfahren. Nach derzeitigem Stand kann das Verfahren in Ergänzung zu an-

deren Verfahren eine Möglichkeit darstellen, die Degradation des Uferbereiches abzubilden (wie es z.B. laut FFH-Richtlinie für einige Strandseen vorgesehen ist). Als alleiniges Verfahren für die Bewertung der Strandseen nach EU-Wasserrahmenrichtlinie ist es derzeit nicht geeignet.

3.3 Bewertung tidebeeinflusster Fließgewässer ohne submerse Makrophytenvegetation (Stiller-Verfahren)

Mit dem Bewertungsverfahren soll die Degradation der Ufermorphologie und der Ufervegetation abgebildet werden. Die Bewertung des Gewässers erfolgt über die Berechnung des Standorttypie-Indexes Makrophyten (STI_M), der auf Basis der abschnittswisen Erfassung der Ufervegetation errechnet wird. Zentrale Erfassungsparemeter sind:

- Deckungsanteil der jeweiligen ökologischen Kategorie der vorkommenden Arten an der Gesamtbesiedlung
- Besiedlungsstruktur der Vegetation des Gewässerabschnitts (Ausdehnung, Zonierung und Vitalität)
- Anzahl der insgesamt in der Vegetation eines Uferabschnitts repräsentierten ökologischen Kategorien

Das Verfahren erfordert eine flächengenaue und vollständige qualitative Erfassung der Ufervegetation, die an Fließgewässern landeinwärts bis zur Mitteltidehochwasserlinie aufzunehmen ist. Zusätzlich macht Stiller (2005a) folgende Einschränkungen für eine Anwendung des Verfahrens:

- prinzipiell ist für jedes Untersuchungs-Gewässer ein Abgleich der Referenzbedingungen erforderlich, ebenso des gewässerspezifischen Arteninventars
- der Bewertungsansatz zielt bisher ausschließlich auf Fließgewässer ohne Makrophytenvegetation

Die Bewertung an Hand der Ufervegetation scheint zunächst auch für Strandseen ein lohnendes Verfahren, da jedoch die bisherigen Vegetationsaufnahmen in Strandseen submersen Makrophytenbewuchs anzeigen und - anders als im Tide-Elbe-Bereich - keine hydromorphologischen Gründe gegen eine submerse Vegetation sprechen, kann dieses Verfahren für Strandseen nicht als WRRL-konform angesehen werden. Will man es in Ergänzung anderer Verfahren anwenden, bedarf das Verfahren einer umfangreichen Überarbeitung der potenziellen Artlisten. Bisher werden im Bearbeitungsgebiet der Tideelbe (Stiller 2005b) 121 potenziell oder rezent auftretende

emerge Makrophyten-Arten berücksichtigt. Von diesen werden allerdings nur sieben als Indikatoren für die höchste ökologische Kategorie geführt. Hiervon wiederum sind allenfalls die beiden *Salicornia*-Arten potenziell auch an Strandseen zu erwarten. Zahlreiche weitere von den Strandseen bereits rezent bekannte Arten (z.B. *Althaea officinalis*, *Cochlearia anglica* oder sogar *Achillea millefolium*) bleiben bislang unberücksichtigt. Vergleicht man die vorhandenen Uferaufnahmen an Strandseen (Seenberichte) mit den von Stiller erarbeiteten Artliste, müsste die 121 Arten umfassende Liste der Uferpflanzen um mindestens 192 Arten erweitert werden. Aufgrund der notwendigen Erweiterung der Artenliste und ihrer Kategorisierung sowie der Ableitung von Referenzbedingungen wäre der Anpassungsbedarf für Strandseen bei diesem Verfahren sehr hoch.

3.4 Ökologische Bewertung der Makrophyten und des Phytobenthos in limnischen Standgewässern (Phylib-Verfahren)

Das Verfahren zielt auf das Aufzeigen einer eventuellen Gewässerdegradation als Abweichung von einem gewässertypspezifischen Referenzzustand. Dabei wird für die Qualitätskomponente Makrophyten der Referenzzustand eines Seentyps nicht direkt beschrieben, sondern die Bewertung erfolgt anhand einer Beschreibung der quantitativen und qualitativen Ausbildung der Unterwasser-Vegetation. Dies basiert auf der Eingruppierung von Arten in Referenzarten (A-Arten), Störungszeiger (C-Arten) und indifferente Arten (B-Arten). Die Zuordnung einer Art zu einer dieser ökologischen Kategorien basiert im Wesentlichen auf der Indikation der Art gegenüber der Trophie.

Zentrales Element der Bewertung eines Stillgewässers nach Phylib ist die rezente submerse Makrophytenvegetation. Das fakultative Modul Profundaldiatomeen dient der weiteren Absicherung der Ergebnisse.

Das Verfahren unterliegt nach Angaben der Autoren gewissen Einschränkungen. So wird für versauerte und versalzte bzw. natürlich stark salzhaltige Seen eine Bewertung ausgeschlossen. Weiterhin darf die Deckung der Arten bestimmte Werte nicht unterschreiten und der Anteil der eingestuftten Arten (typspezifische Artlisten) muss über 75% des Gesamtartenspektrums eines Sees erreichen.

Damit weist das Phylib-Verfahren zunächst für Strandseen einige erhebliche Anwendungsdefizite auf. Auf Grund des Salzwassereinflusses sind starke Abweichungen des Artspektrums im Vergleich zum limnischen Typus vorhanden. So zeigen die Auswertungen der Seenmonitoringprogramme 2001 und 2002, dass in drei Seen

(Neustädter Binnenwasser; Sehlendorfer Binnensee und Schwansener See) die kritische Grenze der eingestufteten Arten nicht erreicht werden konnte, da hier Brackwasserarten dominieren (vgl. auch Kapitel 4.1 und 5.1 zum Artinventar von Strandseen) Die Anwendung dieses Verfahrens für Strandseen erfordert demnach die Anpassung der Referenzartenlisten des polymiktisch-karbonatischen Wasserkörpers (T_{KP}) an marin beeinflusste Wasserkörper. Zusätzlich ist eine Einstufung der neu aufzunehmenden Taxa in eine der drei ökologischen Kategorien notwendig.

3.5 Vergleich der Bewertungsverfahren

Tab. 3 gibt einen Überblick über den Überarbeitungsbedarf der einzelnen Verfahren bei einer möglichen Anwendung in Strandseen. Die Bewertungsverfahren von Stiller und Wanner & Rudolphi sind nicht in allen sieben Strandseen anwendbar. Da beide Verfahren primär die emerse Ufervegetation bewerten, sind die Ansätze für potenziell makrophytendominierte Strandseen nicht WRRL-konform. Für das ELBO-Verfahren fehlen historische Daten zu den Seen, die die Verifizierung der Referenzzustände erlauben würden. Aufgrund der geringen Tiefe der meisten Seen ist eine Beschreibung der Degradation durch den Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze in einem fünfstufigen Bewertungsansatz nicht möglich. Somit ist ein modifiziertes Bewertungsverfahren nach Phylib am ehesten geeignet, auf die brackigen Flachgewässer angepasst zu werden. Zudem bleibt ein hohes Maß an Vergleichbarkeit zum etablierten Verfahren für die Bewertung von limnischen Gewässern bestehen.

Verfahren	Anpassung Artenlisten	Recherche autökologischer Daten	Einstufung ökologische Kategorie	statistische Absicherung	Festlegung weiterer Bewertungsparameter	
					Abgrenzung	Strukturen
Tide-Elbe	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Elbo	+				+++	+++
Salzrasen	++	++	+++	+++	+++	+++
Phylib	++	+	+	+	+	+

Tab. 3: Aufwandsabschätzung für die Anpassung der verschiedenen Bewertungsverfahren vor einer Anwendbarkeit an Strandseen.

(+ = erforderlich, mit geringem Aufwand; ++ = erforderlich, mit höherem Aufwand; +++ = dringend erforderlich, Zielerreichung ungewiss)

4 Entwicklung des Bewertungsverfahrens für Strandseen

Da das Phylib-Verfahren zur Bewertung von limnischen Standgewässern am ehesten für die Bewertung von Strandseen geeignet ist, wurde im Rahmen des Projektes eine Anpassung dieses Verfahrens vorgenommen. Diese Anpassungen betreffen die typ-

spezifischen Artlisten und die Kategorisierung der neu aufzunehmenden Arten sowie die Anpassung der Kartierungs- und Berechnungsmethodik auf die zumeist sehr flachen Strandseen.

4.1 Erstellung der typspezifischen Artenlisten

4.1.1 Definition Makrophyten



Abb. 4: *Ulva intestinalis* als Beispiel für neu aufgenommene Makrophyten.

In Ergänzung zum Phylib-Verfahren für limnische Gewässer wurden im erweiterten Verfahren für Strandseen neben zahlreichen *Characeen* auch weitere makroskopische Algen, wie z. B. *Ulva intestinalis* berücksichtigt.

Das Phylib-Verfahren basiert auf der Bewertung der Makrophyten und Phyto-benthosgemeinschaften von Seen. Dabei werden unter dem Begriff Makrophyten „alle submersen sowie unter der Mittelwasserlinie wurzelnden makrophytischen Wasserpflanzen (Characeen, Wassermoose und Gefäßpflanzen“ verstanden (Schaumburg et al. 2006).

Abweichend hiervon sind Makrophyten nach den gängigen Definitionen anderer Autoren (van de Weyer 1999, 2006; Weber-Oldecop 1974 und Wiegleb 1991) jedoch alle makrophytischen Phanerogamen (Blütenpflanzen) und Kryptogamen (Farnpflanzen, Moose, Rotalgen, Armeleuchteralgen, Grünalgen und Flechten sowie die Braunalgen, wenn sie zumindest teilweise submerse Formen ausbilden. Diese lassen sich nach Raunkiaer (1905) in die Lebensformtypen Rhizophyten (im Sediment wurzelnde Pflanzen; unterteilt in Helophyten (Sumpfpflanzen) und Hydrophyten (Wasserpflanzen)), Pleustophyten (Wasserschweber) und Haptophyten (Haftpflanzen: Moose, Rot-, Grün- und Braunalgen, Flechten) gliedern.

Für Strandseen ist in Anlehnung an diese Definition und auf Basis des zu erwartenden natürlichen Artinventars der Begriff Makrophyten deshalb insbesondere um Großalgen verschiedener systematischer Gruppen erweitert worden. Die Nichteinbeziehung beispielsweise von Flechten liegt im derzeit noch mangelnden Wissen um Bestimmung und Ökologie der Arten vor allem der potenziell vorrangig in Frage kommenden Gattung *Verrucaria* begründet.

4.1.2 Arteninventar

Die Referenzartenliste für den polymiktisch-karbonatischen Wasserkörper des Tieflandes (T_{KP}) des Phylib-Verfahrens konnte nicht die vollständige Referenzartenliste für die Strandseen darstellen, da die salztoleranten Arten im limnisch orientierten Phylib-Verfahren allenfalls als Störungszeiger zu interpretieren sein würden. Daraus ergab sich die Notwendigkeit einer Anpassung der Artenlisten für Strandseen, sowie deren Aufspaltung auf die vier salinitätsdifferenzierten Seentypen (Kap. 2). Das Phylib-Verfahren bewertet Seen des Typs T_{KP} bislang mit Hilfe von 75 submersen Makrophyten-Arten (Schaumburg et al. 2006). Ausgehend von dieser Artenliste waren aus chorologischen (arealkundlichen), ökologischen und historischen Gründen Ergänzungen bzw. Streichungen notwendig. Ferner führte die kritische Auslegung der eingangs aufgeführten Definition von Makrophyten zur Neuaufnahme weiterer Arten. Im Folgenden soll die schrittweise Erstellung der typspezifischen Artenlisten durch Überarbeitung der limnischen Ausgangsliste dokumentiert werden.

Chorologisch begründete Änderungen

In einem ersten Schritt war zu prüfen, inwieweit chorologische (arealkundliche) Gründe für das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von Arten in Schleswig-Holstein sprechen (Tab. 4). In diesem Zusammenhang wurden zunächst die 75 Arten der Phylib-Liste für den Seentyp T_{KP} kritisch geprüft. So wurden z.B. für *Chara filiformis*, *Elatine hexandra*, *Elatine triandra* weder aktuelle noch historische Angaben aus dem Gebiet Schleswig-Holsteins gefunden, was zur Streichung dieser Arten führte. Hierzu wurden vor allem die Arbeiten von Casper & Krausch (1980, 1981), Korneck et al. (1996) und Hamann & Garniel (2002) ausgewertet. Weiterhin wurden einige *Potamogeton*-Hybriden gestrichen. Deren Auftreten ist zwar auf Grund des Vorkommens der Elternarten für Schleswig-Holstein nicht völlig auszuschließen, jedoch fehlt belastbares Datenmaterial. Das betrifft die allgemein extrem selten gefundenen und teilweise ausgesprochen bestimmungskritischen Sippen *P. x nitens* (*P. gramineus* x *P. perfoliatus*), *P. x zizii* (*P. gramineus* x *P. lucens*) und insbesondere *P. x cooperi* (*P. crispus* x *P. perfoliatus*) (Preston 1995, Wiegleb 2005, van de Weyer mdl.). Auch aktuell (Sommer 2007) im Hemmelsdorfer See gesammelte Belege fraglicher Laichkräuter konnten ihre Zugehörigkeit nicht eindeutig klären (van de Weyer mdl.), so dass von der Aufnahme der *Potamogeton*-Hybriden abgesehen wurde.

Zusätzlich aufgenommen wurde hingegen die bei Phylib auffälligerweise nicht bewertete Buckel-Wasserlinse (*Lemna gibba*), die in nährstoffreichen Stillgewässern weit verbreitet ist.

Berücksichtigung rezenter Arten

In einem nächsten Schritt wurden Angaben zu rezenten Arten ausgewertet (Tab. 4). Als rezent werden dabei Angaben aus den vergangenen 20 Jahren angesehen. Die Daten hierzu stammen vor allem aus dem Seenkurzprogramm (Heinzel & Martin 2006, Stuhr 2000, 2001, 2002) sowie neueren Publikationen zu bestimmten Gewässern (Christensen et al. 2000). Ausgewertet wurden ferner die Untersuchungen von Raabe (1987) und Korneck et al. (1996). Nach der Analyse waren Brackwasserarten wie *Ruppia cirrhosa* und *Zostera marina* neu aufzunehmen.

Historische begründete Änderungen

Die Listen wurden im Folgenden um Arten erweitert, die für Strandseen in Schleswig-Holstein historisch beschrieben wurden. So gab es sichere Nachweise von *Chara baltica* im Sehlendorfer Binnensee (Seemann 1960). Die Auswertung weiterer Literatur (Triest 1988; Schubert 1974; Seemann 1960; Olsen 1944; Sonder 1890) erbrachte abweichend vom Zwischenbericht noch einen historischen Nachweis des zuvor bereits aus der Artenliste gestrichenen Mittleren Nixkrautes (*Najas intermedia*) im Hemmeldorfer See (Casper & Krausch 1980) sowie Hinweise auf *Ranunculus baudotii* und *Ruppia maritima* im Sehlendorfer Binnensee (Seeman 1960; Raabe 1987; Härdtle 1984; Christensen et al. 2000).

Autökologisch begründete Änderungen

Anschließend wurden aus der ursprünglichen Phylib-Liste Arten gestrichen, deren Autökologie nach Auswertung von Literatur ein Auftreten in einem Strandsee trotz ihres Vorkommens in Schleswig-Holstein extrem unwahrscheinlich erscheinen lässt. Als Beispiele sind *Littorella uniflora* (atlantisch verbreiteter Weichwasserbewohner), *Stratiotes aloides* (wellenschlagempfindliche Art der Verlandungszone von Alt- und Kleingewässern), *Myriophyllum alterniflorum* (Weichwasserart), *Utricularia australis* (Schwerpunkt in meso- bis schwach eutrophen limnischen Gewässern) oder *Fontinalis antipyretica* (Harts substratbewohner) zu nennen. Analog dazu wurden Arten aufgenommen, deren Vorkommen in den Strandseen aufgrund ihrer Ökologie und

Verbreitung wahrscheinlich ist. Das wesentliche Auswahlkriterium war die Salztoleranz der Arten. Beispiele für neu aufgenommene Arten sind u.a. *Chara canescens*, *Chara connivens* und *Chara horrida*. *Chara liljebladii* wurde dabei in Anlehnung an Blümel & Raabe (2004) als Form von *Chara baltica* eingeordnet. Grundlage der autökologisch begründeten Änderungen war die Auswertung synoptischer Literatur zur Verbreitung und Ökologie der Arten (z.B. Blümel et al. 2002; Casper & Krausch 1980, 1981; Hamann & Garniel 2002; Krause 1997; Preston 1995; Schubert & Blindow 2003; Triest 1988) sowie die Recherche von Ergebnissen spezieller Untersuchungen (u.a. Eggert et al. 2006). Zusätzlich wurde auf Smith (1978), Lindner (1972), Rothmaler (2005), Philippi (1998), Kleinsteuber (1998), van der Ploeg (1990), Moore (1986) und van der Meijden (1990) zurückgegriffen.

Definitionsbedingte Neuaufnahmen

In Anlehnung an die eingangs zitierte Definition von Makrophyten wurden weit verbreitete und leicht geländekenntliche potenziell oder rezent auftretende Großalgen in die Artliste aufgenommen. Wegen der naturgemäßen Artenarmut von Strandseen gegenüber limnischen Gewässern, die mit steigender Salinität noch weiter zunimmt, hätte die von Phylib vorgegebene Beschränkung auf Farn- und Blütenpflanzen sowie Characeen und evtl. einige wenige Moose eine Bewertung unsicher gemacht. Als neu aufgenommene Arten sind *Ulva lactuca*, *Ulva intestinalis* (syn. *Enteromorpha intestinalis*), *Fucus vesiculosus*, der im Sommer 2007 erstmals im Sehlendorfer Binnensee gefundene Neophyt *Gracilaria vermiculophylla* sowie die verbreiteten Grünalgen der Gattung *Cladophora* zu nennen. Ferner wurden zwei Arten der Krusten-Rotalgengattung *Hildenbrandia*, *Hildenbrandia rivularis* und *Hildenbrandia rubra* aufgenommen, die sich zwar nur mikroskopisch differenzieren lassen, im Gelände jedoch leicht wahrnehmbar sind und sich zudem standörtlich (*Hildenbrandia rubra* bevorzugt im Gegensatz zu *Hildenbrandia rivularis* sonnige Standorte) trennen (Sheath et al. 1993). Weiterhin wurde die leicht kenntliche Rotalge *Bangia atropurpurea* aufgenommen. Daneben sind aufgrund aktueller Funde in den Untersuchungsgewässern vor allem das Wassernetz *Hydrodictyon reticulatum* und die regelmäßig in stärker salzhaltigem Brackwasser zu findende *Chaetomorpha linum* in die Listen eingefügt worden. Das pleurocarpe Laubmoos *Brachythecium rivulare* ist eine seltene Ausnahmeerscheinung in der Spritzwasserzone schwach salzhaltiger Seen (Windebyer Noor), wo es auf Wurzeln von Gehölzen oder größeren Steinen sehr selten

einmal oberhalb der Mittelwasserlinie in der Spritzwasserzone anzutreffen ist. Es blieb unberücksichtigt. Das Vorkommen weiterer Braun- (*Heribaudiella fluviatilis*) und Rotalgen, die im limnischen Milieu zuweilen auch in Stillgewässern auftreten (*Batrachospermum spec.*, *Lemanea spec.*, *Chantransia spec.*, *Thorea ramosissima* etc.) wurde für Strandseen aufgrund ökologischer oder chorologischer Aspekte zunächst ausgeschlossen. Bisher nicht differenziert bearbeitet werden konnten brackwassertypische Flechten, insbesondere die Arten der Gattung *Verrucaria*. Mit *Verrucaria ditmarsica* Erichsen kommt zumindest ein Vertreter der Lichenes potenziell an Ufersteinen brackiger Gewässer vor, jedoch wurden bislang in Strandseen keine Funde. Darüber hinaus ist die Kenntnis zu salztoleranten Arten sowie ihrer Bestimmung gering (vgl. Thüs 2002). Nicht berücksichtigt wurden rasige Blaualgen (meist *Oscillatoria agardhii* Gomont. und ökologisch ähnliche Sippen), die auf Artniveau nur durch aufwändige mikroskopische Untersuchungen zu bestimmen wären. Sie fallen im Gelände als Bewuchs des Sediments und von Pflanzenstängeln auf. Darüber hinaus rahmen sie im Sommer vielfach auf.

Sonstige Änderungen

Als Sonderfall waren einige auch in Schleswig-Holstein durchaus weit verbreitete Arten zu streichen, die nur bei Auftreten in einer flutenden Form in der Phylib-Bewertung zu berücksichtigen sind. Über derartige morphologische Abweichungen liegen aus Strandseen noch keine gesicherten Daten vor. Zu nennen sind *Schoenoplectus lacustris* und *Sagittaria sagittifolia*. Im Resultat dieser Auswertungen wurden von den ursprünglich 75 Arten der Phylib-Liste 36 Arten (Tab. 4) gestrichen und 27 Arten neu aufgenommen (Tab. 5). Abweichungen gegenüber der im Zwischenbericht gleichen Zahl von 27 neu aufzunehmenden Arten ergeben sich z.B. durch das Streichen von Arten, die als Hartsubstratsiedler in Strandseen weitgehend fehlen bzw. allenfalls driftend anzutreffen sind (*Chorda filum*, *Dellesseria sanguinea*, *Fucus serratus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia nigresens*). Weiterhin wurden synonyme Taxa (*Ceramium tenuissimum*) entfernt und wie oben ausgeführt rezent nachgewiesene, zuvor aber nicht erwarteter Sippen wieder aufgenommen (*Elodea nuttallii*, *Potamogeton berchtoldii*, *Gracilaria vermiculophylla*). Gleiches gilt für historisch gesicherter Funde (*Najas intermedia*).

Art	Grund der Streichung	Art	Grund der Streichung
<i>Chara filiformis</i>	c	<i>Potamogeton filiformis</i>	ö
<i>Elatine hexandra</i>	c	<i>Potamogeton gramineus</i>	ö
<i>Elatine hydropiper</i>	c / ö	<i>Potamogeton nodosus</i>	c / ö
<i>Elatine triandra</i>	c	<i>Potamogeton obtusifolius</i>	ö
<i>Eleocharis acicularis</i>	c / ö	<i>Potamogeton natans</i>	ö
<i>Fontinalis antipyretica</i>	r / ö	<i>Potamogeton praelongus</i>	ö
<i>Littorella uniflora</i>	ö	<i>Potamogeton rutilus</i>	c / ö
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	ö	<i>Potamogeton trichoides</i>	s
<i>Nitella capillaris</i>	ö	<i>Potamogeton x nitens</i>	c
<i>Nitella flexilis</i>	ö	<i>Potamogeton x zizii</i>	c
<i>Nitella gracilis</i>	ö	<i>Ranunculus peltatus</i>	r
<i>Nitella opaca</i>	ö	<i>Ranunculus trichophyllus</i>	ö
<i>Nitella syncarpa</i>	ö	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	s
<i>Nymphoides peltatus</i>	c / ö	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	s
<i>Potamogeton acutifolius</i>	r	<i>Stratiotes aloides</i>	ö
<i>Potamogeton alpinus</i>	ö	<i>Utricularia australis</i>	ö
<i>Potamogeton compressus</i>	r / ö	<i>Utricularia intermedia</i>	r
<i>Potamogeton x cooperi</i>	c	<i>Utricularia vulgaris</i>	r

Tab. 4: Für den Seentyp T_{KP} im Phylib-Verfahren bewertete Makrophyten, die aus chorologischen (c), ökologischen (ö) oder sonstigen (s) Gründen (Fehlen morphologischer Sonderformen) oder aufgrund des Fehlens rezenter Angaben aus Strandseen (r) nicht in die Artenliste für Strandseen übernommen wurden.

Art	rezent / potenziell	Art	rezent / potenziell
<i>Bangia atropurpurea</i>	r	<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	r
<i>Ceramium diaphanum</i>	r	<i>Lamprothamnion hansenii</i>	p
<i>Chaetomorpha linum</i>	r	<i>Lamprothamnion papulosum</i>	p
<i>Chara baltica</i> (inkl. <i>Ch. liljebladii</i>)	p	<i>Lemna gibba</i>	p
<i>Chara connivens</i>	p	<i>Pylaiella littoralis</i>	p
<i>Chara canescens</i>	p	<i>Ranunculus baudotii</i>	p
<i>Chara horrida</i>	p	<i>Ruppia cirrhosa</i>	r
<i>Cladophora glomerata</i>	r	<i>Ruppia maritima</i>	p
<i>Cladophora fracta</i>	r	<i>Tolypella nidifica</i>	p
<i>Cladophora sericea</i>	r	<i>Ulva lactuca</i>	r
<i>Fucus vesiculosus</i>	r	<i>Ulva intestinalis</i>	r
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	r	<i>Zostera marina</i>	r
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	r	<i>Zostera noltii</i>	p
<i>Hildenbrandia rubra</i>	r		

Tab. 5: Neu in die Artenliste für Strandseen aufgenommene Sippen.

Die Spalte hinter dem Artnamen gibt das potenzielle (p: auf Grund autökologischer, historischer Befunde) und rezente (r: Kartierungen 2000, 2001, 2002, 2007) Vorkommen der Art in den 7 untersuchten Seen an.

4.1.3 Ermittlung der Salztoleranz

Die Zuordnung der Arten zu einem der vier Strandseentypen erfolgte auf Grundlage der Salztoleranz der Arten. Hierzu wurde vor allem auf die Daten des ELBO-Projekts (Schubert et al. 2003) zurückgegriffen. Weiterhin wurden neben Standardwerken zur Ökologie und Verbreitung von Makrophyten in Deutschland (Casper & Krausch 1980, 1981; Ellenberg et al. 1992; Rothmaler 2005; Krause 1997; Schubert & Blindow

2003; Linne von Berg & Melkonian 2004; Lindner 1972; Blümel et al. 2002; Hamann & Garniel 2002; Philippi 1998; Kleinstauber 1998) auch europäische Arbeiten zur Verbreitung (Preston 1995; van der Meijden 1990; Moore 1986) ausgewertet. Schwierigkeiten bei der Einordnung in die vier typspezifischen Listen sind vor allem durch die vielfach unspezifischen Angaben begründet (z.B. zur Gattung *Potamogeton*). Wenig konkrete Angaben wie z.B. „Salz ertragend und daher auch im Brackwasser“ (Casper & Krausch 1980) wurden zunächst als Vorkommen in ST1 und ST2 interpretiert. Zusätzlich wurde der Monitoringdatensatz für Küstengewässer analysiert um über die rezente Verbreitung der Arten Toleranzabschätzungen vornehmen zu können. Für die Einordnung der makrophytischen Algen wurden vor allem monografische Arbeiten zu einzelnen Arten oder Gattungen bzw. Gruppen (Knappe et al. 1996; Sheath et al. 1993; Bergström et al. 2003; Krause-Jensen et al. 1996 u.a.) herangezogen.

Priorität bei der Zuordnung hatten zunächst Literaturverweise zur Verbreitung in Deutschland bzw. dem baltischen Raum, dann europäische und schließlich solche aus Übersee. So gedeiht z.B. das Wassernetz (*Hydrodictyon reticulatum*) optimal im



Abb. 5: *Potamogeton perfoliatus* als Beispiel für eine in Strandseentypen abweichend bewertete Art.

rein limnischen Milieu, zeigt aber bis 5 PSU Wachstum. Nach Corillion & Guerlesquin (1977) toleriert es in Europa sogar bis 11 PSU. Da andere Angaben aus Deutschland nicht recherchierbar waren, wurde zunächst ein potenzielles Auftreten in allen vier Strandseentypen angenommen.

Die resultierenden typspezifischen Artenlisten sind im Anhang 1 mit Angabe der Literaturquelle und, soweit möglich, der vorhandenen Salinitätstoleranz, zusammengefasst.

4.1.4 Einstufung der Arten in ökologische Kategorien

Die für die einzelnen Strandseentypen ermittelten potenziell vorkommenden Arten mussten in einem nächsten Schritt in eine der drei trophiedifferenzierten ökologischen Kategorien des Phylib-Verfahrens eingeord-

net werden. Dies betrifft die neu in die Listen aufgenommen ebenso wie einige der bereits durch Phylib für limnische Seen eingruppierten Arten. Für alle aufgenommenen Arten liegen Vorschläge für eine Kategorisierung vor, die auf einer umfangreichen Literaturlauswertung beruhen. Zu den bereits genannten Publikationen, die vielfach auch Angaben zur Trophietoleranz enthalten, wurden für diesen Arbeitsschritt vor allem monografische Abhandlungen ausgewertet (z.B. Garwood 1982; Berger et al. 2003; Kamer & Fong 2001; Thomsen et al. 2007). In seltenen Ausnahmefällen konnten auch Angaben aus Schleswig-Holstein herangezogen werden (von Lingelsheim 1922).

Bei der Einstufung einer Art in eine bestimmte ökologische Kategorie wurde zunächst davon ausgegangen, dass eine bestehende Phylib-Kategorisierung für den Seentyp T_{KP} auch für Strandseen gültig bleibt. Eine bereits vorliegende Eingruppierung wurde deshalb zunächst nicht verändert. Ausnahmen bilden *Callitriche hermaphroditica* und *Najas intermedia*, von denen aus Deutschland vor allem Angaben aus oligo- bis schwach mesotrophen Gewässern vorliegen und deren Phylib-Einordnung in die Kategorie „B“ nicht nachvollzogen werden konnte.

Insbesondere für Arten der Kategorie „A“ sollte keine Abwertung erfolgen. Die Eingruppierung von „B“ und „C“ Arten musste aber für Strandseen auf Grund der erhöhten Salinität kritisch geprüft werden (z.B. Abb. 5). Dies basiert auf der Annahme, dass mit zunehmendem Salzgehalt eine Veränderung der Trophiesensitivität einiger Arten gegeben ist, da sich mit steigender Salinität eine Änderung der Konkurrenzverhältnisse ergeben kann, die zum Ausfallen bestimmter Arten führt. Insbesondere Characeen dürften hiervon betroffen sein, wofür vor allem die Ergebnisse des ELBO-Projekts sprechen. Ein Beispiel ist *Chara virgata*, die bei Phylib in der Tiefenstufe bis 1 m als Art der ökologischen Kategorie „B“ eingestuft wird. Nach Krause (1997) tritt sie in elektrolytarmen Moortümpeln ebenso wie in kalkarm-oligotrophen Klarwasserseen auf. Findet sie sich hingegen in einem nährstoffreichen und brackwasserbeeinflussten, also elektrolytangericherten Strandsee, am Rande ihres Verbreitungsschwerpunktes, sollte sie als Art der Kategorie „A“ eingestuft werden. Bei insgesamt 7 Arten war eine abweichende Bewertung von einer bereits bestehenden Phylib-Einstufung notwendig (Tab. 6)

Art	Phylib (T _{KP})	Strandseen	Begründung	Quelle
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	B	A	vor allem in meso- bis oligotrophen Gewässern	Casper & Krausch 1981
<i>Chara contraria</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST2)	ist bei leicht erhöhter Trophie zwar begünstigt, jedoch breitet sie sich im Bodensee erst seit Rückgang der Phosphatfrachten wieder aus	Krause 1997
<i>Chara virgata</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST3)	in elektrolytarmen Mooreseen ebenso wie in kalkarm-oligotrophen Klarwasserseen	Krause 1997
<i>Lemna gibba</i>	keine	C	ausgesprochener Zeiger für Abwasser- und Jauchebelastung	Casper & Krausch 1980
<i>Najas intermedia</i>	B	A	in mesotrophen Gewässern, eutrophierungsempfindlich	Philippi 1998
<i>Potamogeton lucens</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST2)	in meso- bis eutrophen Gewässern, bei höherer Trophie ausfallend	Casper & Krausch 1980
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	B	A (ab ST2)	Schwerpunkt in eutrophen Gewässern geringer Sichttiefe, daneben jedoch auch in mesotrophen Gewässern mit klarem Wasser	Casper & Krausch 1980

 Tab. 6: Von der Phylib-Bewertung des Seentyps T_{KP} abweichend kategorisierte Arten.

Die Gesamtliste aller in der jeweiligen Tiefenstufe zu erwartenden Taxa und ihre Einstufung in eine der drei ökologischen Kategorien zeigt Tab. 7. Sie ist Grundlage der Strandseenbewertungen. Es ist jedoch anzumerken, dass, wie in allen anderen Bewertungsverfahren auch, eine Fortschreibung der Listen erfolgen sollte, die zum einen auf in der Zukunft durchzuführenden Praxistests und zum anderen auf aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen zur Ökologie der einzelnen Arten beruhen sollte.

Art	Strandseentyp				
	Phylib-Kategorie	ST1	ST2	ST3	ST4
<i>Bangia atropurpurea</i>		B	B	B	B
<i>Butomus umbellatus</i>	B	B	B		
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	B	A	A	A	
<i>Ceramium diaphanum</i>		C	C	C	C
<i>Ceratophyllum demersum</i> (ab 1 m)	B	B	B	B	B
<i>Ceratophyllum demersum</i> (bis 1 m)	C	C	C	C	C
<i>Ceratophyllum submersum</i>	B	B	B		
<i>Chaetomorpha linum</i>		C	C	C	C
<i>Chara aspera</i>	A	A	A	A	A
<i>Chara baltica</i> (inkl. <i>Ch. liljebladii</i>) (ab 1 m)		A	A	A	A
<i>Chara baltica</i> (inkl. <i>Ch. liljebladii</i>) (bis 1 m)		B	B	B	B
<i>Chara canescens</i> (ab 1 m)			A	A	A
<i>Chara canescens</i> (bis 1 m)			B	B	B
<i>Chara connivens</i>		-	B	B	B
<i>Chara contraria</i> (ab 1 m)	A	A	A	A	A
<i>Chara contraria</i> (bis 1 m)	B	B	A	A	A
<i>Chara globularis</i> (ab 1 m)	A	A	A	A	A
<i>Chara globularis</i> (bis 1 m)	B	B	B	B	B
<i>Chara hispida</i>	A	A	A	A	

Art	Strandseentyp				
	Phylib-Kategorie	ST1	ST2	ST3	ST4
<i>Chara horrida</i>				A	A
<i>Chara intermedia</i>	A	A	A		
<i>Chara polyacantha</i>	A	A			
<i>Chara rudis</i>	A	A	-		
<i>Chara tomentosa</i>	A	A	A	A	A
<i>Chara virgata</i> (ab 1 m)	A	A	A	A	A
<i>Chara virgata</i> (bis 1 m)	B	B	B	A	A
<i>Chara vulgaris</i>	A	A	A	A	
<i>Cladophora glomerata</i>		C	C	C	C
<i>Cladophora fracta</i>		C	C	C	C
<i>Cladophora sericea</i>					C
<i>Elodea canadensis</i> (ab 1 m)	B	B			
<i>Elodea canadensis</i> (bis 1 m)	C	C			
<i>Elodea nuttallii</i> (ab 1 m)	B	B	B		
<i>Elodea nuttallii</i> (bis 1 m)	C	C	C		
<i>Fucus vesiculosus</i>					A
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>		C	C	C	C
<i>Hildenbrandia rivularis</i>		B	B	B	
<i>Hildenbrandia rubra</i>					B
<i>Hippuris vulgaris</i>	B	B	B		
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>		C	C	C	C
<i>Lamprothamnium hansenii</i>					A
<i>Lamprothamnium papulosum</i>					A
<i>Lemna gibba</i>		C	C		
<i>Lemna minor</i>	B	B	B	B	
<i>Lemna trisulca</i>	B	B	B		
<i>Myriophyllum spicatum</i>	B	B	B	B	B
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	A	A			
<i>Najas intermedia</i>	B	A	A	A	A
<i>Najas marina</i>	C	C	C	B	B
<i>Nitella mucronata</i>	A	A			
<i>Nitellopsis obtusa</i> (ab 2 m)	A	A	A	A	A
<i>Nitellopsis obtusa</i> (bis 2 m)	B	B	B	B	B
<i>Nuphar lutea</i>	B	B	B		
<i>Nymphaea alba</i>	B	B	B		
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (ab 2 m)	A	A	A		
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (bis 2 m)	B	B	B		
<i>Potamogeton crispus</i> (ab 1 m)	B	B	B	B	B
<i>Potamogeton crispus</i> (bis 1 m)	C	C	C	C	C
<i>Potamogeton friesii</i> (ab 2 m)	A	B	A		
<i>Potamogeton friesii</i> (bis 2 m)	B	B	A		
<i>Potamogeton lucens</i> (ab 1 m)	A	A	A	A	
<i>Potamogeton lucens</i> (bis 1 m)	B	B	A	A	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	B	B	B	B	B
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	B	B	A		
<i>Potamogeton pusillus</i>	B	B	B		
<i>Pylaiella littoralis</i>		C	C	C	C
<i>Ranunculus baudotii</i>		C	C	C	C
<i>Ranunculus circinatus</i> (ab 1 m)	B	B	B	B	
<i>Ranunculus circinatus</i> (bis 1 m)	C	C	C	C	
<i>Ruppia cirrhosa</i>		B	B	B	B
<i>Ruppia maritima</i>		B	B	B	B
<i>Sparganium emersum</i>	B	B			
<i>Spirodela polyrhiza</i>	B	B	B		
<i>Tolypella glomerata</i>	A	A	A		
<i>Tolypella nidifica</i>				B	B

Art	Strandseentyp				
	Phylib-Kategorie	ST1	ST2	ST3	ST4
<i>Ulva intestinalis</i>		C	C	C	C
<i>Ulva lactuca</i>		C	C	C	C
<i>Zannichellia palustris</i> (ab 1 m)	B	B	B	B	B
<i>Zannichellia palustris</i> (bis 1 m)	C	C	C	B	B
<i>Zostera marina</i>				A	A
<i>Zostera noltii</i>				A	A
Summe Arten	39	55	51	40	38
davon A-Arten	11	13	13	12	11
davon B-Arten	24	27	23	14	13
davon C-Arten	4	15	15	14	14

Tab. 7: Liste der rezenten oder zu erwartenden Makrophyten in Strandseen Schleswig-Holsteins in Abhängigkeit von der Typisierung.

Die aktuelle Liste der potenziellen und rezenten Makrophyten in allen Strandseentypen Schleswig-Holsteins umfasst derzeit 66 Arten. Im Vergleich dazu lagen der ursprünglichen Phylib-Artenliste für den limnischen Seentyp T_{KP} , 75 Arten zu Grunde. Blieben die Großalgen (außer Characeen) wie im Phylib-Verfahren unberücksichtigt, würde sich das Artenspektrum um 14 Arten verringern (um 11 in ST1, um 11 in ST2, um 11 in ST3 und um 13 in ST4). Von den genannten 66 Arten sind naturgemäß nicht alle in jedem der vier differenzierten Typen zu erwarten. 55 von ihnen können potenziell im limnischen ST1 auftreten, 51 im schwach salzbeeinflussten ST2 zwischen 0,5 und 3 PSU, 40 im stärker salzhaltigen ST3 zwischen 3 und 5 PSU und 38 im ST4 mit bis zu 10 PSU.

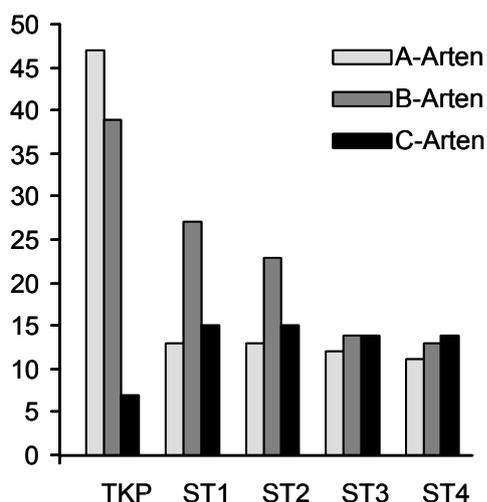


Abb. 6: Anteil der Arten der ökologischen Kategorien A-, B- und C am potenziellen Inventar des jeweiligen Seentyps.

Durch Tiefenstufendifferenzierung der Arten sind Mehrfachnennungen der Arten möglich.

Bei einer differenzierten Betrachtung der Arten der ökologischen Kategorien A-, B- und C in den verschiedenen Seentypen (Abb. 6) ist zu erkennen, dass das limnische Bewertungssystem für den Seentyp T_{KP} auffällig wenige Störungszeiger enthält. Demgegenüber liegt die Zahl der potentiell möglichen C-Arten in Strandseen mit 14 bis 15 je nach Seentyp doppelt so hoch wie im Typ T_{KP} mit 7. Im Extremfall können in einem See des Typs T_{KP} fast 7-Mal mehr Referenzzeiger auftreten als Störungszeiger, was in der Bewertung durchaus zu Verschiebungen führen könnte (ggf. zu positive Bewertung der Seen). Für Strandseen

wurden bei der Einordnung der potenziell auftretenden Arten deutlich gleichmäßigere Verteilungen zu erzielt, die sich in erster Linie durch die Berücksichtigung der makrophytischen Algen ergibt.

4.2 Anpassung der Kartiermethodik

Auf Grund der Tatsache, dass die meisten Strandseen extreme Flachgewässer mit sehr flach abfallenden Uferzonen darstellen, musste das Bewertungsverfahren auch in den methodischen Ansätzen der Datenerhebung auf diesen Seentyp angepasst werden. Die Vorgaben des Phylib-Verfahrens wurden im Folgenden den vorzuschlagenden Änderungen gegenübergestellt.

4.2.1 Anpassung der Transektzahl

In Analogie zum Phylib-Verfahren erfolgt die Datenerhebung zur Makrophytenbedeckung entlang von Transekten. Je nach Größe des Sees wird dafür eine bestimmte Anzahl empfohlen (Schaumburg et al. (2006), Tab. 8). Im Verlaufe der Untersuchungen wurde jedoch deutlich, dass wegen einer vielfach nur mosaikartig im Gewässer auftretenden Makrophytenvegetation die empfohlene Mindestzahl an Transekten nicht ausreicht, um Artenspektrum und Bedeckung repräsentativ zu erfassen, so dass, die in Tabelle 8 ausgewiesene Transektzahl zur weiteren Beprobung empfohlen wird. Da die Transektzahl gegebenenfalls Auswirkungen auf die Berechnung des ökologischen Zustandes hat, sollte die einmal festgelegte Anzahl bei wiederholter Kartierung der Seen beibehalten werden.

	Phylib-empfohlene Transektzahl	2007 untersuchte Transektzahl	für den Strandsee empfohlene Anzahl
Sehlendorfer Binnensee	4 - 8	6	8
Schwansener See	4 - 8	6	6
Hemmelmarker See	4 - 8	9	6
Neustädter Binnenwasser	4 - 8	11	8
Hemmelsdorfer See	5 - 10	12	8
Windebyer Noor	5 - 10	16	8
Großer Binnensee	5 - 10	19	10

Tab. 8: Nach Schaumburg et al. (2006) empfohlene Transektzahl im Vergleich zur 2007 untersuchten Transektzahl und der für die Seen nachfolgend empfohlenen Anzahl.

4.2.2 Anpassung der Lage

Nach Schaumburg et al. (2006) sollte die Lokalisation der Transekte folgenden Ansprüchen genügen:

- Erfassung aller charakteristischen Bereiche der Makrophytenvegetation

- Erfassung unterschiedlich steiler Stellen, Inseln sowie Einbuchtungen durch eine repräsentative Auswahl
- Berücksichtigung stark untergliederter Seen bzw. getrennter Seebecken durch eine der Gesamtfläche proportionalen Anzahl von Transekten
- Gleichmäßige Verteilung entlang des Seeufers (Brandungs- und Verlandungsufer sowie unterschiedlich stark beschattete Bereiche sind zu erfassen)
- in die Auswahl sind potentiell belastete Uferabschnitte einzubeziehen (z.B. unterschiedlich genutzte Bereiche wie Badestellen, Campingplätze, nahe gelegene Acker- und Weideflächen)
- Bereiche im unmittelbaren Einflussbereich der Zuflüsse sollten nicht beprobt werden

Entsprechend dieser Vorgaben wurden die Transekte in den einzelnen Seen festgelegt und im Jahr 2007 erstmals untersucht. In einigen Seen sind für die Untersuchungen im Jahr 2007 zusätzliche Transekte gezielt in abseits gelegene Gewässerteile oder etwa in Zu- oder Abflüssen gelegt worden um z.B. historische Literaturangaben zu prüfen (vgl. Einzelbewertung Seen, Anhang 3). In die Bewertung der Seen sind diese Transekte jedoch nicht eingeflossen. Unterschiedlich genutzte Bereiche sind in allen Seen repräsentativ vertreten. Seeufer unterschiedlicher Ausbildung (Brandungs- und Verlandungsufer, Steil- und Flachufer, verschiedene Sedimente bzw. Substrate) wurden dabei so weit als möglich berücksichtigt. Schließlich sind im Hemmelsdorfer See, im Windebyer Noor und im Schwansener See einige Transekte gezielt dorthin gelegt worden, wo im Vorfeld bereits Untersuchungen erfolgten (Heinzel & Martin 2006; Stuhr 2001, 2002). Die Lage des Transektes ist mit Hilfe eines GPS-Empfängers entlang der Mittelachse vom Ufer bis zur Vegetationsuntergrenze festzuhalten. Die empfohlene Transektbreite liegt bei 20-30 m zu je hälftiger Breite von der Mittellinie. In Fällen, wo die Vegetation besonders gering entwickelt ist, kann die Breite des Transektes erhöht werden. Die Lage der empfohlenen Transekte ist den Einzelbewertungen der Seen 2007 (Anhang 3) zu entnehmen.

4.2.3 Zusätzliche Standortfaktoren

In Analogie zum Phylib-Verfahren sind neben der Vegetation eine Reihe von Standortfaktoren aufzunehmen, die dem für Strandseen entwickelten Feldprotokoll zu entnehmen sind (Kartierungsblatt Strandseen: Transektbeschreibung). In Ergänzung zu limnischen Gewässern ist die Bestimmung der Salinität im Transekt obligat. Da die

Salinität in allen Seen saisonal schwanken kann, die Makrophytenaufnahmen aber im Frühsommer bis Sommer erfolgen, sollte zur Bestimmung der mittleren Salinität des Sees im Untersuchungsjahr ab Februar eine mindestens monatliche Messung entlang des Salinitätsgradienten erfolgen (ausgewählte Probenahmestellen). Gleiches gilt für den Parameter Sichttiefe. Messungen des Chlorophyll *a*-Gehaltes im monatlichen Intervall des Untersuchungsjahres sind für die Interpretation des Bewertungsergebnisses ebenfalls zu empfehlen, da sie Anhaltspunkte zu Phytoplankton- bzw. Makrophytendominanz des Gewässers geben können.

Angaben zum Sediment bzw. Substrat, zu Blaualgenrasen und Detritusauflagen sollten bei Strandseen pro Transekt und Tiefenstufe mit Hilfe der auch zur Makrophytenkartierung angewandten Schätzskala erfolgen (Feldprotokoll Strandseen: Vegetationsaufnahme) um natürliche Faktoren zur Makrophytenverödung auszuschließen. Darüber hinaus können so künftig eventuelle Präferenzen einzelner Arten für bestimmte Substrate abgeleitet werden. Da diese Aufnahmen mit vergleichsweise geringem Aufwand durchzuführen sind und für die Zukunft eine wichtige Grundlage weiterer Forschung zur Standortpräferenz einzelner Arten sein können, sind sie dringend empfohlen.

Feldprotokoll Strandseen: VEGETATIONSAUFNAHME

Gewässer	Transekt Nr:
Vegetationsgrenze [m]:	Tiefste beprobte Stelle [m]:
Bearbeiter:	Datum:

Tiefenstufe	e/s/n/ w/d/p	0,25m	0,5m	0,75m	1,0m	1,5m	2,0m		uVg
Gesamtdeckung									
Arten									
1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10									
11									
12									
13									
14									
15									
Blualgenmatten/-blüten									
Sandklaffmuscheln									
Dreikantmuscheln									
Teich-/Malermuscheln									
Sedimente									
Blöcke/ Größenangabe									
Steine (63-200mm)									
Grobkies (20-63mm)									
Fein-/Mittelkies (2-20mm)									
Sand/Schlick									
Torfmulde									
Sapropel									
Röhrichtstoppeln									
Detritus									
Schill									
Besonderheiten: (ankreuzen: x: wenig, xx: häufig, xxx: massenhaft)									
Steilabbruch									
Schwingrasen									
überhängende Vegetation									
Totholz									
Grundwasserzutritt									
Trittschäden									
Ankerbojen/-schäden									
Müll, Unrat									
Sonstiges									

Schätzklasse Deckungsgrad

r	1 Exemplar	2a	5 – 15 %
+	2 – 5 Exemplare	2b	15 – 25 %
1	< 5 %, weniger als 50 Exempl.	3	25 – 50 %
2m	< 5 %, mehr als 50 Exempl.	4	50 – 75 %
		5	>75 %

Spalte 2

emers = e
 natant = n
 wurzelnd = w
 submers = s
 driftend = d
 epiphytisch = p

4.2.4 Anpassung der Vegetationsaufnahme

Die Untersuchungen sollten in Abhängigkeit vom Einsetzen der frühjährlichen Vegetationsentwicklung in der Zeit zwischen Anfang Juni und Ende Juli erfolgen. Wie die aktuellen Vegetationsaufnahmen zeigten, können spätere Untersuchungen nicht immer die vollständige Erfassung des Makrophyteninventars gewährleisten (vgl. Einzelbewertungen der Seen 2007, Anhang 3).

Im Jahr 2007 wurden 2 Kartiermethoden getestet. Zunächst wurde bei hohen Deckungsgraden die Vegetation mit Tauchrahmen (1 m²) erfasst. Dazu erfolgten 5 repräsentative Aufnahmen auf einer Breite von 10-20 m pro Tiefenstufe. Die Ergebnisse der Einzelrahmen wurden später durch Mittelwertbildung zusammengefasst. Die Methode hat den Vorteil, dass die Deckungsschätzung nach Braun-Blanquet sehr einfach durchgeführt werden kann. Der wesentliche Nachteil besteht darin, dass sich in den naturgemäß flachen Strandseen eine einzelne Tiefenstufe sehr weit ins Gewässer erstrecken kann. Der als repräsentativ anzusehende Mittelwert aus einer 5-maligen Tauchrahmenkartierung würde aber nur die Situation auf 5 m² wiedergeben, so dass die Zahl der Tauchrahmenaufnahmen deutlich erhöht werden müsste. Dies erscheint wegen des hohen zeitlichen Aufwandes nicht sinnvoll. Für künftige Erhebungen wird deshalb die von Schaumburg et al. (2006) empfohlene Deckungsschätzung auf der Gesamtbreite des Transektes favorisiert. Die Erfahrungen der Kartierung 2007 zeigen, dass bei sorgfältiger Aufnahme auch mit dieser Methode eine kleinskalige Braun-Blanquet-Schätzung (siehe unten) möglich ist.

Die Aufnahme der Makrophytenvegetation erfolgte im Jahr 2007 in 25 cm-Tiefenstufen, um in den flachen Strandseen eine möglichst repräsentative Fläche zu erfassen. Da die endgültige Bewertung in 50 cm Tiefenstufen erfolgt, lässt sich durch Mittelwertbildung von 2 Stufen die Aussagekraft deutlich erhöhen. Sollte die kleinschrittige Aufnahme im zukünftigen Monitoring aus ökonomischen Gründen nicht möglich sein oder weist das beprobte Transekt ein großes Gefälle auf, ist eine Mindestabstufung von 50 cm für die Berechnung erforderlich. Insgesamt müssen bei Seetiefen größer 1,75m mindestens 4 Tiefenstufen (empfohlen sind 7-8) beprobt werden (vgl. dazu 4.3.5).

In Abweichung vom Phylib-Verfahren wurde die Häufigkeit der einzelnen Pflanzenarten nicht mittels einer fünfstufigen Skala nach Kohler (1978) geschätzt, sondern mit Hilfe der feineren 9-teiligen Skala nach Braun-Blanquet (1964) erfasst (Tab. 9). Diese

ist problemlos in die Mengenskala nach Kohler konvertierbar und erlaubt somit eine Auswertung mit dem Formelapparat nach Phylib (Tab. 9), der auf Angaben nach Kohler ausgelegt ist. Neben der Erhebung des genauen prozentualen Anteils der Makrophytenvegetation sowie der einzelnen Art an der Gesamtdeckung konnten so auch Angaben zur Deckung der emersen, submersen, lose im Substrat verankerten, epiphytischen und driftenden Arten sowie das Vorhandensein von Hartsubstrat (Steine) erheblich genauer abgeschätzt werden. Gerade im Blick auf die Makrophytenvegetation in Strandseen, über deren Verteilung und Deckung, insbesondere jedoch über deren natürliche Schwankungen im Verlauf mehrerer Jahre noch wenig bekannt ist, bietet sich eine differenzierte Erfassung entsprechender Daten an. Die Kohler-Skala erlaubt hierbei nur sehr unspezifische Angaben. Beispielsweise werden alle Deckungsgrade über 50% summarisch mit der Mengenangabe „5“ unter dem Begriff „massenhaft“ zusammengefasst. Für künftige statistische Auswertungen bzw. eine zukünftige Anpassung des Bewertungssystems wird die Verwendung der Braun-Blanquet'schen Skala nachdrücklich empfohlen.

Häufigkeit	Londo	%-uale Deckung	Braun-Blanquet	Kohler
sehr selten	1	<1	r (= 1 Ex.)	1
			+ (= 2-5 Ex.)	
selten	2	1-3	1 (= <5% / <50 Ex.)	2
	4	3-5	2m (= <5% / >50 Ex.)	
verbreitet	1-	5-10	2a (= 5-15%)	3
	1+	10-15	2b (= 15-25%)	
	2	15-25		
häufig	3	25-35	3 (= 25-50%)	4
	4	35-45		
	5-	45-50		
massenhaft	5+	50-55	4 (= 50-75%)	5
	6	55-60		
	7	65-75		
	8	75-85	5 (= >75%)	
	9	85-95		
10	95-100			

Tab. 9: Vergleich der verschiedenen Schätzskalen zur Bestimmung der Deckung.

4.3 Anpassung der Bewertungsmethodik

Zur Bewertung wurde der etablierte Formelapparat des Phylib-Verfahrens (Schaumburg et al. 2006) genutzt, wobei ausschließlich submerse Arten sowie Schwimmblattpflanzen herangezogen wurden. Amphiphytische Taxa wurden bei untergetauchtem Wachstum in die Bewertung einbezogen, helophytisch wachsende Pflanzen sind nicht berücksichtigt.

4.3.1 Konvertierung der Schätzklassen

Für die Berechnung ist die Konvertierung der 9-teiligen Schätzklasse nach Braun-Blanquet in die fünfteilige Skala nach Kohler (1978) notwendig (Tab. 9). Grundlage hierfür sind die Literaturangaben bei Londo (1975), Braun-Blanquet (1964), Wilmanns (1989), Dierssen (1990) und Veit & Kohler (2006).

4.3.2 Zuordnung der Taxa zu den typspezifischen Artlisten-Typisierung des Transektes

Für die Zuordnung der Makrophyten liegen in Anlehnung an das Phylib-Verfahren typspezifische Referenzlisten vor. Welche der vier Bewertungslisten zugrunde gelegt wird, sollte sich nach den Erfahrungen der aktuellen Kartierung aus der mittleren Salinität des Untersuchungsjahres ableiten (vgl. Kapitel 4.2.3). Zusätzlich ist die zur Probennahme jeweils aktuelle Salinität des Transektes zu messen und ggf. zu berücksichtigen. Im Falle starker Differenzen zwischen mittlerer Salinität im Jahresverlauf (definierte Messstellen unabhängig von den Transekten) und aktueller Transekt-salinität, sollte nach plausiblen Gründen der Abweichung gesucht werden. Die Zugrundelegung eines langjährigen Mittelwertes zu Typisierung, die einer festen Typzuweisung pro See entsprechen würde, erscheint nicht sinnvoll, da die Salinitäten der bisher vorliegenden Untersuchungsjahre durchaus saisonale und anuelle Schwankungen über die Typgrenzen hinaus zeigen (vgl. Kapitel 2). In Seen mit ausgeprägtem Salinitätsgradienten können durchaus mehrere Referenzlisten zum Einsatz kommen.

4.3.3 Anpassung des Referenzindexes

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

RI	Referenzindex
Q_{Ai}	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe A
Q_{Ci}	Quantität des i-ten Taxons aus Gruppe C
Q_{gi}	Quantität des i-ten Taxons aller Gruppen
n_A	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe A
n_C	Gesamtzahl der Taxa aus Gruppe C
n_g	Gesamtzahl der Taxa aller Gruppen

Referenzindexberechnung nach
Schaumburg et al. 2006

Im Rahmen des Phylib-Verfahrens erfolgt eine Gesamtbewertung des Transektes und nicht seiner einzelnen Tiefenstufen. Hierfür werden die Quantitäten aller A-, B- und C-Arten im ganzen Transekt addiert und verrechnet.

Abweichend vom Phylib-Verfahren wird in Strandseen bei gleicher Formel für jede Tiefenstufe ein separater Referenzindex (R_i) errechnet. Sowohl bei besonders tiefen Seen beispielsweise des Alpenvorlandes als auch

den flachen Strandseen bestehen jedoch morphologische Besonderheiten, die extrem große Aufnahme­flächen der Makrophytenvegetation nach sich ziehen. So können sich in Strandseen z.B. einzelne Tiefenstufen über viele Meter ins Gewässer erstrecken, bevor die nächste anschließt. Bei einer durchschnittlichen Breite eines Transektes von 20-30 Metern kommen so ggf. Aufnahme­flächen von mehr als 1.000m² zustande. In der Praxis ist es jedoch schwierig, auf derart großen Flächen zu einer fehlerarmen Schätzung der Deckung einzelner Arten zu gelangen. Zudem wird bei Arten, die in allen Tiefenstufen auftreten, ohne verschiedenen ökologischen Kategorien anzugehören, ein *a priori* vereinheitlichter Schätzwert dem tatsächlichen Deckungsgrad eines derart großen Transektes nicht gerecht.

Darüber hinaus berücksichtigt die von Phylib vorgeschlagene Verrechnung die tiefenabhängige Verbreitung und vor allem die tiefenabhängige Degradation der Vegetation nur ungenügend, ein Kritikpunkt der derzeit auch bei den Anwendern diskutiert wird³. So könnte z.B. eine gute Ausprägung der Flachwasservegetation, einen schlecht ausgebildeten Tiefenbereich (Merkmal von Degradation) in der Transektbewertung egalisieren (vgl. Tab. 12). Bei Betrachtung der Tiefenstufen werden bis zu 4

$$M_{MP} = \frac{(RI_{seen} + 100) * 0,5}{100}$$

M_{MP} Modul Makrophytenbewertung
 RI_{seen} typbezogener berechneter Referenzindex_{seen}

Berechnung des M_{MP} nach
 Schaumbura et al. (2006)

tiefenabhängige Einzelbewertungen pro Transekt erhoben, die gleichberechtigt in die Mittelwertbildung eingehen (vgl. auch 4.3.5, Tab. 12), so dass für die Bewertung der Strandseen die Tiefenausbreitung der Vegetation ein wesentliches Bewertungskriterium darstellt.³

Die Umrechnung des R_I in den sogenannten M_{MP}-Wert (Skala von 0-1) erfolgt in Analogie zum Phylib-Ansatz.

4.3.4 Anpassung Indexgrenzen

Die Indexgrenzen des Phylib-Seentyps T_{KP} werden für die vier Untertypen des neuen Seentyps Strandseen übernommen und bleiben zunächst unverändert (Tab. 10).

Ökologische Zustandsklasse	Klassengrenzen M _{MP}
1	1,00-0,76
2	<0,76-0,51
3	<0,51-0,26
4	<0,26-0,00
5	MVÖ; Q _{ges} <8

Tab. 10: Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen für Makrophyten im Seentyp Strandsee. (nach Schaumburg et al. 2006).
 MVÖ: Makrophytenverödung, Q_{ges}: Mindestquantität

³ Für fachlichen Rat und Diskussionsbeiträge sei Herrn Dr. Klaus van de Weyer an dieser Stelle herzlich gedankt.

In Abweichung von Phylib wird das vollständige Fehlen von Makrophyten in einer Tiefenstufe mit der Zustandsklasse „5“ bewertet, da in Strandseen mit mittleren Tiefen oberhalb von 2 m in der Regel von einer vollständigen Bedeckung ausgegangen werden kann. Sollten der begründete Verdacht einer natürlichen Ursache der Makrophytenverödung bestehen, wird die Tiefenstufe nicht in die Bewertung einbezogen.

4.3.5 Anpassung der Mittelwertbildung zur Gesamtbewertung

Die Bewertungen der einzelnen Tiefenstufen wurden durch arithmetische Mittelwertbildung zu Tiefenklassen zusammengefasst (Tab. 11). Dieser Schritt lässt die Möglichkeit offen, auch in größeren Tiefenabständen zu beproben (z.B. aus gewässermorphologischen Gründen) und trotzdem eine Vergleichbarkeit der Mittelwertbildung pro Transekt zu gewährleisten. Für Seen mit Tiefen zwischen einem und zwei Metern sollten die Tiefenstufen in jedem Falle in 25-cm-Schritten erfasst werden, um eine tiefenabhängige Degradation möglichst genau zu erfassen.

Tiefenstufe	Tiefenklasse
00-25 cm	I
25-50 cm	
50-75 cm	II
75-100 cm	
100-125 cm	III
125-150 cm	
150-175 cm	IV
175-200 cm	
bis zur Vegetationsuntergrenze	

Tab. 11: Tiefenklassendifferenzierung für die Bewertung von Strandseen

Tiefenstufe	Tiefenklasse	Q _A	Q _C	Q _B	Q _{ges}	R _I	M _{MP}	Klasse	Bemerkung	Bewertung
0,25	I	0	0	0	0			nb	Röhricht	2
0,5		27	8	35	70	27,14	0,64	2		
0,75	II	27	8	27	62	30,65	0,65	2		2,5
1		8	16	27	51	-15,69	0,42	3		
1,25	III	0	8	15	23	-34,78	0,33	3		3,5
1,5		0	8	0	8	-100	0	4		
1,75	IV	0	4	0	4	-100	0	5	Q _{ges} <8;Uvg	5
2		0	0	0	0			5		
Gesamtbewertung Transekt										3,25 (3)

Tab. 12: Beispiel einer tiefenstufenabhängigen Bewertung.

Q_{A,B,C,ges}: Quantität der jeweiligen Kategorie, R_I: Referenzindex; M_{MP}: skaliertes Referenzindex, nb: nicht bewertet, Uvg: untere Verbreitungsgrenze. Bei Anwendung des ursprünglichen Phylib-Verfahrens wäre dieser Transekt bei einem M_{MP} von 0,52 mit „gut“ bewertet worden.



Grundsätzlich erfolgt keine Bewertung einer Tiefenstufe bzw. Tiefenklasse, in der Röhricht entwickelt ist (Tab. 12), es sei denn, dieses ist so dünn ausgebildet, dass hier dennoch bewertungsrelevante Makrophyten auftreten. Die auf zwei Komma-stellen berechneten Werte der Tiefenklasse werden wiederum durch Mittelwertbildung zur Gesamtbewertung des Transektes zusammengefasst. Die Bewertung des Sees erfolgt in Analogie durch Zusammenfassung der Einzeltransekte. Erst der Endwert der Bewertung (See) wird auf ganze Klassen gerundet.

4.3.6 Anpassung der Zusatzkriterien

Wie auch beim Phylib-Verfahren sind für den Seentyp Strandsee einige Zusatzkriterien bei der Bewertung zu berücksichtigen. Diese betreffen vor allem die für eine sichere Bewertung erforderlichen Mindestquantitäten.

Die im Phylib-Verfahren geforderte Mindestquantität von 35 entspricht als dritte Potenz einer 10 %-igen Bedeckung durch eine Art (Tab. 13). Da diese Werte auf den gesamten Transekt bezogen sind, ist tatsächlich von einer Störung der Makrophyten auszugehen. Da die Kohler Skala aber in der Stufe 3 Bedeckungsgrade von 5-25 % zusammenfasst, wäre die maximal zu erreichende Gesamtquantität bei einer Art nur 27. Nach dem Phylib-Ansatz wäre also noch mindestens eine zweite Art mit einer Kohler-Mindestdeckung von 2 (ca. 1-5 %) erforderlich, um eine Gesamtquantität von 35 zu erreichen. Somit könnte also im Extremfall eine 35 %-ige Bedeckung mit 2 Arten noch als kritisch gelten.

Als Folgerung zur weiteren Verfahrensweise geben Schaumburg et al. (2006) vor, für den Transekt der Makrophytenverödung „zu prüfen“ bzw. „die Bewertung als unsicher einzustufen“. Unter welchen Maßgaben dies erfolgen soll, wird nicht näher erklärt. Insbesondere die Einstufung als „ungesichert“ scheint schwer umsetzbar, da die Nichteinbeziehung dieser Transekte in die Gesamtbewertung des Sees das Ergebnis verfälschen würde (in der Regel Verbesserung des Zustands).

Da brackige Lebensräume auch im natürlichen Zustand durch eine hohe Variabilität in der Artenzahl und der Ausbreitung der Gemeinschaften gekennzeichnet sind, sollte in Abweichung vom Phylib-Verfahren in Strandseen eine Aufnahme auch dann bewertet werden, wenn nur eine einzige Art in geringen Deckungen auftritt (Unterschreitung der Grenzquantität von 35). Hinzu kommt, dass in Strandseen jede Tiefenstufe separat bewertet werden soll, so dass naturgemäß häufiger Quantitäten unterhalb 35 auftreten, wie auch die Untersuchungen 2007 zeigten. Für Strandseen

sollte nach jetzigen Erkenntnissen der kritische Wert der Mindestquantität bei 8 festgelegt werden. Dies würde einer Bedeckung (ggf. einer einzelnen Art) von 1-5 % entsprechen. Unterhalb dieses Wertes ist von einer massiven Schädigung bis hin zur Makrophytenverödung auszugehen. Die Bewertung „schlechter Zustand“ (Klasse 5) erfolgt für einzelne Tiefenstufen demnach wenn a) die Grenzquantität von 8 unterschritten wird und b) in der Tiefenstufe keine Makrophyten auftreten (Makrophytenverödung).

% Bedeckung	Kohlermenge	Kohlermenge gebrochen auf %	Kohlerquantität [x ³]	
			auf Basis der %-Werte	auf Basis der Kohlermenge
1	1	1,00	1,00	1
2	2	2,00	8,00	8
3	2	2,50	15,63	
4	2	3,00	27,00	
5	3	3,00	27,00	
6	3	3,05	28,37	27
7	3	3,10	29,79	
8	3	3,15	31,26	
9	3	3,20	32,77	
10	3	3,25	34,33	
11	3	3,30	35,94	
12	3	3,35	37,60	
13	3	3,40	39,30	
14	3	3,45	41,06	
15	3	3,50	42,87	
16	3	3,55	44,74	
17	3	3,60	46,66	
18	3	3,65	48,63	
19	3	3,70	50,65	
20	3	3,75	52,73	
21	3	3,80	54,87	
22	3	3,85	57,07	
23	3	3,90	59,32	
24	3	3,95	61,63	
25	4	4,00	64,00	64

Tab. 13: Herleitung der Mindestquantität pro Tiefenstufe bezogen auf die Gesamtdeckung durch eine Art.

Eine mathematische Berechnung der ökologischen Zustandsklasse „5“ ist demnach nicht vorgesehen, sie wird ausschließlich definitionsbedingt vergeben. Für die Gesamtbewertung des Transektes und des Sees (Mittelwerte der Tiefenstufen bzw. Transekte) ist die Vergabe der Stufe „5“ durch die Mittelwertbildung $>4,5$ möglich.

Da bei geringen Artenzahlen mit geringer Deckung auch in Strandseen nicht von stabilen Beständen ausgegangen werden kann, sollte in Fällen, in denen die Quantität in mehreren Transekten einen Wert größer 8 und kleiner 35 erreicht, eine mehrmalige Untersuchung des Sees im Bewertungszeitraum (ggf. jährlich) stattfinden.

5 Charakterisierung und Bewertung der untersuchten Strandseen auf Basis der 2007 durchgeführten Kartierungen

5.1 Vollständigkeit des Artinventars

Die Makrophytenvegetation der 7 untersuchten Strandseen wurde im Jahr 2007 erstmals gleichzeitig (also unter gleichen klimatischen) Bedingungen kartiert. Für den Hemmelmarker See fand erstmalig eine Erfassung⁴. Dabei sind im Jahr 2007 entgegen dem langjährigen Mittel nur 3 der postulierten 4 Strandseentypen erfasst wor-

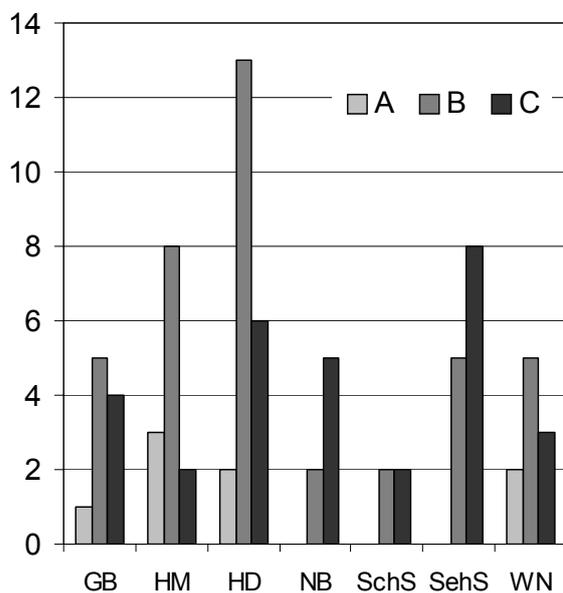


Abb. 7: Anzahl der Arten je ökologischer Kategorie und See für die Kartierung 2007.

den. Der Strandseentyp 3 ist aktuell nicht vertreten. Unter Berücksichtigung der Definition für Makrophyten (Kap. 4.1.1) wurden im Jahr 2007 insgesamt 33 Makrophyten nachgewiesen. Lediglich *Ulva intestinalis* kommt in allen sieben Gewässern vor, weitere 3 Arten (*Cladophora glomerata*, *Potamogeton pectinatus* und *Zannichellia palustris*) treten in 5-6 Seen auf. Obwohl potenziell 17 Arten der Kategorien A und B in allen Strandseentypen auftreten können (gegenüber 12 gemeinsa-

men C-Arten, Tab. 7), sind die o.g. gemeinsamen Arten der Seen durch ein hohes Maß an Eutrophierungs- und Verschmutzungsresistenz gekennzeichnet. Weit verbreitet sind in den Strandseen des Landes derzeit nur salztolerante, euryöke Makrophyten, die als z.T. Schmutzwasserzeiger gelten (Casper & Krausch 1980; Rothmaler 2005). Anspruchsvollere Arten fehlen weiträumig oder treten nur gelegentlich in geringen Deckungen auf (Tab. 14).

⁴ Die Einzelbewertung der Transekte, sowie eine detaillierte Beschreibung ist den Einzelberichten der Strandseen zu entnehmen (Anhang 3). Die vollständige Artliste pro Transekt mit den zugehörigen Daten (vgl. Feldprotokolle) sind der ebenfalls gelieferten Exceltabelle zu entnehmen.

	Art	ST1	ST2			ST4		
		GB	HM	HD	WN	NB	SchS	SehS
driftend	<i>Ceramium diaphanum</i>						2	
	<i>Cladophora glomerata</i>						1	
	<i>Dellesseria sanguinea</i>						1	
	<i>Fucus vesiculosus</i>							3
	<i>Furcellaria lumbricalis</i>						1	4
	<i>Polysiphonia nigrescens</i>							2
	<i>Ulva intestinalis</i>		1					
A	<i>Chara aspera</i>				7			
	<i>Chara contraria</i> (> 1m)		6	1				
	<i>Chara globularis</i> (> 1m)		3	3				
	<i>Chara vulgaris</i>		3					
	<i>Potamogeton perfoliatus</i>				11			
B	<i>Bangia atropurpurea</i>			2	1			
	<i>Butomus umbellatus</i>			9				
	<i>Ceratophyllum demersum</i> (> 1m)		2					
	<i>Chara contraria</i> (< 1m)	16		6				
	<i>Chara globularis</i> (< 1m)			1				
	<i>Elodea canadensis</i> (> 1m)			6				
	<i>Elodea nuttallii</i> (1-4m)			9				
	<i>Hildenbrandia rivularis</i>		2					
	<i>Hildenbrandia rubra</i>							5
	<i>Lemna minor</i>			2	2	1		1
	<i>Myriophyllum spicatum</i>	5						
	<i>Nuphar lutea</i>		4					
	<i>Nymphaea alba</i>		11	13				
	<i>Potamogeton berchtoldii</i> (< 2m)	12						
	<i>Potamogeton crispus</i> (> 1m)		8	22				
	<i>Potamogeton friesii</i> (< 2m)	6						
	<i>Potamogeton pectinatus</i>	38	25	29	57		9	20
	<i>Potamogeton perfoliatus</i>		5	22				
	<i>Ranunculus circinatus</i> (> 1m)			6				
	<i>Ruppia cirrhosa</i>					20	39	34
<i>Spirodela polyrhiza</i>				1				
<i>Zannichellia palustris</i> (> 1m)		15	5	2				
<i>Zostera marina</i>							1	
C	<i>Ceramium diaphanum</i>					4		2
	<i>Chaetomorpha linum</i>					6		10
	<i>Cladophora glomerata</i>	10	9	8	39		7	9
	<i>Cladophora sericea</i>							2
	<i>Gracilaria vermiculophylla</i>							2
	<i>Hydrodictyon reticulatum</i>			3				
	<i>Potamogeton crispus</i> (< 1m)	3		20				
	<i>Ranunculus circinatus</i> (< 1m)			2				
	<i>Ulva intestinalis</i>	4	28	21	25	16	5	16
	<i>Ulva lactuca</i>					4		25
	<i>Zannichellia palustris</i> (< 1m)	9		7	20	1		2

Tab. 14: Übersicht zum Arteninventar der Strandseen im Jahr 2007.

Die erste Spalte gibt die Kategorie der Arten an. Die Zahlen ergeben sich aus der Fundhäufigkeit der Art (Mehralsbeprobungen inklusive).

In 4 von 7 Untersuchungsgewässern überwiegen im Jahre 2007 indifferente Arten der Kategorie B. Im Sehlendorfer Binnensee und dem Neustädter Binnenwasser überwiegen die Störungsanzeigenden Arten der Kategorie C. Einzig im Hemmelmarker See konnten mehr A- als C-Arten gefunden werden (Abb. 7). Im Sehlendorfer Binnensee, dem Schwansener See und dem Neustädter Binnenwasser fehlen Arten der Kategorie A völlig. Bezogen auf die untersuchten Gewässer ist *Chara contraria* die häufigste Art der Kategorie A (in 3 Untersuchungsgewässern). Als indifferente Art der Kategorie B ist *Potamogeton pectinatus* in 6 Gewässern zu finden. *Ulva intestinalis* schließlich ist als Art der Kategorie C mit Vorkommen in allen Untersuchungsgewässern der häufigste Störzeiger (Tab. 14). Das Gesamtinventar der Seen weist derzeit 5 Arten der ökologischen Kategorie A, 23 Arten der Kategorie B und 11 Arten der Kategorie C auf.

Vergleicht man die Zahl der in der aktuellen Untersuchung pro Gewässer nachgewiesenen Makrophyten der Kategorie A und B mit der Anzahl der potenziell in einem Strandsee des entsprechenden Typs zu erwartenden A- und B-Arten, zeigt sich, dass derzeit keines der Untersuchungsgewässer mehr als 18 % des potenziellen Arteninventars beherbergt (Tab. 15). Mit nur etwa 6 % des potenziellen Artenspektrums (ohne Störzeiger) sind der Schwansener See und das Neustädter Binnenwasser derzeit als artenärmste Strandseen einzustufen, jedoch ist in diesen beiden Seen im Gegensatz zu den anderen Seen auch der Anteil der Störzeiger sehr gering.

	GB	HM	HD	NB	SchS	SehS	WN
	ST1	ST1	ST1	ST4	ST4	ST4	ST2
A+B Arten potenziell	40	40	40	24	24	24	36
A+B Arten vorhanden	6	11	15	2	2	5	7
Anteil vorhanden an potenziell	15%	28%	38%	8%	8%	21%	19%
Gesamtzahl indigene Arten	10	13	21	7	4	13	10

Tab. 15: Anzahl der Makrophytenarten pro Untersuchungsgewässer und prozentualer Anteil der indigenen Arten am potenziellen Inventar im Jahr 2007.

Zur Betrachtung des Arteninventars können vergleichend auch die Roten Listen herangezogen werden. Diese liegen für die Farn- und Blütenpflanzen sowie die Armleuchteralgen des Landes Schleswig-Holstein (Mierwald & Romahn 2005; Hamann & Garniel 2002) vor. Rote Listen weiterer systematischer Gruppen gibt es bisher allenfalls auf Bundesebene (limnische Rotalgen, Knappe et al. 1996; marine Makroalgen, Schories et al. 1996) oder sie fehlen noch völlig (Grünalgen außer Characeen). Tab. 16 zeigt die Einordnung der potenziellen Arten für Strandseen in die jeweiligen roten

Listen. Nicht aufgeführte Arten (vgl. Tab. 7) sind entweder nicht erfasst oder ohne Gefährdungsstatus.

Art	RL SH	RL BRD
<i>Bangia atropurpurea</i>	k.v.	2
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	3	G
<i>Ceramium diaphanum</i>	k.v.	*
<i>Chara aspera</i>	3	2
<i>Chara baltica</i> (inkl. <i>Ch. liljebladii</i>)	1	2
<i>Chara canescens</i>	1	2
<i>Chara connivens</i>	0	R
<i>Chara contraria</i>	3	3
<i>Chara hispida</i>	3	2
<i>Chara horrida</i>	0	1
<i>Chara intermedia</i>	0	2
<i>Chara polyacantha</i>	0	1
<i>Chara rudis</i>	0	2
<i>Chara tomentosa</i>	1	2
<i>Fucus vesiculosus</i>	G	3
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	k.v.	3
<i>Hildenbrandia rubra</i>	*	D
<i>Hippuris vulgaris</i>	3	3
<i>Lamprothamnium hansenii</i>	R	0
<i>Lamprothamnium papulosum</i>	1	1
<i>Myriophyllum spicatum</i>	V	*
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	V	*
<i>Najas intermedia</i>	k.A.	2
<i>Najas marina</i>	1	3
<i>Nitella mucronata</i>	1	3
<i>Nitellopsis obtusa</i>	3	3
<i>Potamogeton friesii</i>	V	2
<i>Potamogeton lucens</i>	3	*
<i>Ranunculus baudotii</i>	3	*
<i>Ruppia cirrhosa</i>	*	3
<i>Ruppia maritima</i>	2	2
<i>Tolypella glomerata</i>	2	1
<i>Tolypella nidifica</i>	1	1
<i>Zostera marina</i>	*	3
<i>Zostera noltii</i>	V	3
Summe Kategorie 0	5	1
Summe Kategorie 1	7	5
Summe Kategorie 2	2	11
Summe Kategorie 3	8	10

Tab. 16: Gefährdungsgrad der potenziell in Strandseen auftretenden Makrophyten laut Roter Listen des Landes Schleswig-Holstein und der Bundesrepublik Deutschland.

Bedeutung der Kürzel: RL SH: Rote Liste Schleswig-Holstein, RL BRD: Rote Liste Deutschlands, k.v.=keine Rote Liste für die systematische Gruppe vorhanden; *=nicht gefährdet, G=Gefährdung anzunehmen, D=Datenlage mangelhaft, k.A.=keine Angabe; die Art ist in der jeweiligen Roten Liste nicht verzeichnet, 0= ausgestorben/verschollen, R=extrem selten 1=vom Aussterben bedroht, 2=stark gefährdet, 3=gefährdet

Da sich die Analyse der Gefährdungssituation in den Roten Listen auf den natürlichen Lebensraum der Arten beschränkt und auf Thallusfragmente ohne Etablie-

rungsmöglichkeit nicht übertragbar ist, wurde in Tab. 16 ausschließlich der Gefährdungsstatus der 2007 gefundenen indigenen Arten der Strandseen zusammengefasst. Es ist auffällig, dass der gesamte aktuelle Makrophytenbestand lediglich 2 in Schleswig-Holstein gefährdete Arten enthält, während der potentielle Artbestand der Seen deutlich mehr Arten ausweist (Tab. 17).

Mit *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton friesii* sind zwei weitere Arten auf der Vorwarnliste vertreten (Tab. 17). Die gesamtdeutschen Roten Listen weisen außerdem vier weitere Arten aus, wobei *Ruppia cirrhosa* und *Zostera marina* in Schleswig-Holstein nicht als gefährdet gelten und *Bangia atropurpurea* und *Hildenbrandia rivularis* in Schleswig-Holstein nicht in Roten Listen erfasst sind.

	Art	Vorkommen	RL SH	RL BRD
A	<i>Chara aspera</i>	Windebyer Noor	3	2
A	<i>Chara contraria</i>	Hemmelsdorfer See, Hemmelmarker See	3	3
B	<i>Bangia atropurpurea</i>	Hemmelsdorfer See	k.v.	2
B	<i>Hildenbrandia rivularis</i>	Hemmelmarker See	k.v.	3
B	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Großer Binnensee	V	*
B	<i>Potamogeton friesii</i>	Großer Binnensee	V	2
B	<i>Ruppia cirrhosa</i>	Neustädter Binnenwasser, Schwansener See, Sehlendorfer Binnensee	*	3
B	<i>Zostera marina</i>	Sehlendorfer Binnensee	*	3

Tab. 17: Im Jahr 2007 gefundene Arten der Roten Listen. Kürzel vergleiche Tab. 14.

5.2 Tiefenverbreitung der Makrophyten

Tiefestufen unterhalb 2 m können nur in 3 der sieben Strandseen besiedelt sein. 2007 lag im Windebyer Noor mit dem Vorkommen von *Potamogeton perfoliatus* die tiefste Besiedlung bei 2,4 m. *Chara globularis*, *Chara vulgaris* und *Zannichellia palustris* erreichten im Hemmelmarker See maximal 2,2 m. *Potamogeton pectinatus* konnte im Windebyer Noor ebenfalls bei 2,2 m und *P. crispus* im Hemmelsdorfer See bei 2,1 m gefunden werden. Potenziell könnten jedoch alle genannten Arten auch in größeren Tiefen auftreten. Demgegenüber bleiben *Bangia atropurpurea* und *Hildenbrandia rivularis* auf die Flachwasserbereiche beschränkt, obwohl *Hildenbrandia* ebenfalls erheblich tiefer siedeln könnte (Knappe et al. 1996). Gleichzeitig geht erwartungsgemäß die Deckung der Arten in der Tiefe zurück.

Art	Name See	max Tiefe	Tiefenklasse in Metern				
			<0,5	0,5-1	1-1,5	1,5-2	2-2,5
<i>Bangia atropurpurea</i>	Hemmelsdorfer See	39	0,6				
	Windebyer Noor	14	1,0				
<i>Butomus umbellatus</i>	Hemmelsdorfer See	39	8,0	1,0	1,1	1,2	0,2
<i>Ceramium diaphanum</i>	Neustädter Binnenw.	1,6	2,0	2,0	3,5		
	Sehendorfer Binnens.	1	1,0	1,0			
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Hemmelsdorfer See	6,2				0,4	
<i>Chaetomorpha linum</i>	Neustädter Binnenw.	1,6	0,7	1,0	3,5		
	Sehendorfer Binnens.	1	12,0	1,9			
<i>Chara aspera</i>	Windebyer Noor	14	10,6	1,0			
<i>Chara contraria</i>	Hemmelsdorfer See	6,2			1,0	6,9	
	Hemmelsdorfer See	39	14,6	9,1	0,2		
	Großer Binnensee	3	29,6	50,4			
<i>Chara globularis</i>	Hemmelsdorfer See	6,2				5,0	2,0
	Hemmelsdorfer See	39		5,0	27,5	15,0	
<i>Chara vulgaris</i>	Hemmelsdorfer See	6,2				20,0	5,0
<i>Cladophora glomerata</i>	Großer Binnensee	3	1,0	1,0	2,0		
	Hemmelsdorfer See	6,2	20,3	10,0	1,0	0,6	
	Hemmelsdorfer See	39	15,0	0,6	0,6	0,4	
	Schwansener See	1,2	0,5	0,6			
	Sehendorfer Binnens.	1	13,7	1,0			
	Windebyer Noor	14	34,5	26,1	9,3	25,0	
<i>Cladophora sericea</i>	Sehendorfer Binnens.	1	1,7				
<i>Elodea nuttallii</i>	Hemmelsdorfer See	39		2,0	3,5	2,1	
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Sehendorfer Binnens.	1	15,0	25,0			
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	Hemmelsdorfer See	6,2	50,0				
<i>Hildenbrandia rubra</i>	Sehendorfer Binnens.	1	1,0	21,7			
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Großer Binnensee	3	1,0	7,0			
<i>Nuphar lutea</i>	Hemmelsdorfer See	6,2		1,0	1,0		
<i>Nymphaea alba</i>	Hemmelsdorfer See	6,2	8,0	56,3	81,3	15,0	
	Hemmelsdorfer See	39		46,7	58,6	26,7	
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	Großer Binnensee	3	8,0	3,1	5,0		
<i>Potamogeton crispus</i>	Hemmelsdorfer See	6,2			1,1	3,0	1,0
	Hemmelsdorfer See	39	18,8	7,9	4,9	0,9	1,0
	Großer Binnensee	3	1,0	1,0			
<i>Potamogeton friesii</i>	Großer Binnensee	3	1,0	2,3			
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Großer Binnensee	3	21,9	30,0	32,5		
	Hemmelsdorfer See	6,2	30,3	14,2	19,4	9,3	1,0
	Hemmelsdorfer See	39	21,2	33,2	25,0	0,6	
	Schwansener See	1,2		7,0	0,4		
	Sehendorfer Binnens.	1	10,4	11,6			
	Windebyer Noor	14	16,3	10,0	22,8	41,0	5,0
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Hemmelsdorfer See	6,2	38,0	87,5	25,0		
	Hemmelsdorfer See	39	1,0	23,0	15,2		
	Windebyer Noor	14		18,0	58,3	58,3	37,5
<i>Ranunculus circinatus</i>	Hemmelsdorfer See	39		12,7	58,8	14,9	
<i>Ruppia cirrhosa</i>	Neustädter Binnenw.	1,6	22,5	27,7	43,3		
	Schwansener See	1,2	26,0	50,1	40,3		
	Sehendorfer Binnens.	1	37,7	59,3			
<i>Sparganium erectum</i>	Hemmelsdorfer See	6,2	1,0				

Art	Name See	max Tiefe	Tiefenklasse in Metern				
			<0,5	0,5-1	1-1,5	1,5-2	2-2,5
<i>Sparganium erectum</i>	Hemmelsdorfer See	39			0,2	0,2	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Windebyer Noor	14	1,0				
<i>Ulva intestinalis</i>	Großer Binnensee	3	1,0	7,6			
	Hemmelmarker See	6,2	14,5	8,3	29,1	29,9	
	Hemmelsdorfer See	39	21,8	5,0	1,8		
	Neustädter Binnenw.	1,6	7,0	5,7	8,0		
	Schwansener See	1,2	3,5	15,0			
	Sehlendorfer Binnens.	1	7,0	8,3			
<i>Zannichellia palustris</i>	Windebyer Noor	14	16,3	18,5	38,5		
	Hemmelmarker See	6,2			15,3	9,6	2,0
	Hemmelsdorfer See	39	17,4	12,2	1,5	0,4	
	Großer Binnensee	3	1,0	5,1			
	Neustädter Binnenw.	1,6		1,0			
	Sehlendorfer Binnens.	1	3,5				
<i>Zostera marina</i>	Sehlendorfer Binnens.	1	1,0				

Tab. 18: Vorkommen ausgewählter Arten in den Untersuchungsgewässern in Abhängigkeit von der Tiefe.

Die Werte geben den durchschnittlichen Anteil der Deckung der jeweiligen Art in Prozent als Mittelwert aller Transekte an.

Da die Gewässer mit sehr unterschiedlichen Artspektren besiedelt sind, lassen sich vergleichende Untersuchungen zur Zone der maximalen Deckung nur schwer durchführen. Bei Betrachtung einzelner Arten, die in mindestens 3 Gewässern auftreten, zeigt sich dass die größten Dichten im ufernahen Flachwasser bis in eine Tiefe von 1 bis 1,5 m entwickelt sind (Tab. 18). Auch *Potamogeton pectinatus* kann in allen Tiefenstufen bis 2 m Tiefe hohe Anteile erreichen, im Windebyer Noor zwischen 1,5 und 2,0 m bis zu 41 %. *Potamogeton perfoliatus* zeigt im selben Gewässer in der gleichen Tiefe sogar eine mittlere Deckung von 58,3 %. Diese beiden hochwüchsig-langgestreckten Laichkräuter reichen jedoch mit ihren Blättern zumindest im Hochsommer bis an die Oberfläche und sind deshalb bezüglich einer Tiefenbindung kaum aussagekräftig. *Chara contraria* hingegen, die in der Tiefenzone von 1,5-2 m im Hemmelmarker See noch eine mittlere Deckung von knapp 7 % erreicht, ist durch ihre meist niedrige Wuchsform (Wuchshöhe max. bis 60 cm, Schubert & Blindow 2003) nicht in der Lage, das Lichtangebot höherer Wasserschichten zu nutzen. Ihre dichtesten Bestände sind deshalb in Strandseen zwischen 0,0 und 1,0 m Tiefe zu beobachten. Auch der Teichfaden (*Zannichellia palustris*) bildet meist niedrige Wuchsformen aus. Seine höchste Deckung zeigt er in einer Tiefe von 1-1,5 m. Ähnlich verhält sich die Spiralige Salde (*Ruppia cirrhosa*) mit ebenfalls rasigem Wuchs, die sich aber im Sommer zur Blütezeit vielfach auch

streckt. Ihre höchsten durchschnittlichen Deckungen an der Gesamtdeckung werden in Tiefen von 0,5 bis 1,5 m erreicht (Tab. 18).

Name See	max Tiefe [m]	mittlere Tiefe [m]	10%-Tiefe [m]	Daten	<0,5m	0,5-1m	1-1,5m	1,5-2m	2-2,5m	2,5-3m
GB	3	1,2	0,43	MW	10,3	21,7	3,6	0,0	0,0	0,0
				N	49	51	20			
HM	6,2	2,9	1,90	MW	8,8	15,4	21,1	17,9	0,6	0,0
				N	28	29	28	20	11	
HD	39	5,3	1,54	MW	9,3	16,8	32,3	14,0	0,6	0,0
				N	48	47	32	10	2	
WN	14	6,4	1,05	MW	30,2	26,6	26,9	33,1	26,3	0,0
				N	32	30	20	8	3	
SchS	1,2	0,8	0,80	MW	15,4	49,9	40,3	n.v.	n.v.	n.v.
				N	24	25	4			
NB	1,6	0,9	1,41	MW	18,3	30,6	36,3	n.v.	n.v.	n.v.
				N	20	17	4			
SehS	1	0,6	0,55	MW	42,8	48,1	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
				N	30	20				

Tab. 19: Gesamtdeckung der Makrophytenvegetation (%) in Abhängigkeit von der Tiefenstufe.

Angegeben sind die Mittelwerte (MW) aller Transekte pro Gewässer bis in eine Tiefenstufe von 3,0 m. N gibt die Anzahl der zu Grunde liegenden Aufnahmen (Funde) an.

Ökologisch aussagekräftiger sind hingegen die Gesamtdeckungen pro Tiefenklasse (Tab. 19). Die größten Deckungen der Vegetation werden im Schwansener See und im Sehlendorfer Binnensee erreicht. Auf Grund ihrer geringen maximalen Tiefe reichen diese Bedeckungen auch bis an die maximale Tiefengrenze. Diese Aussage kann aber nicht bedeuten, dass beide Seen gleichmäßig bewachsen wären, vielmehr sind neben Transekten hoher Deckung auch Transekte sehr geringer Deckung zu beobachten. Gleiches gilt bei insgesamt geringeren Zahlen für das Neustädter Binnenwasser. Obwohl in den anderen Seen theoretisch größere Besiedlungstiefen zur Verfügung stehen, können diese kaum von der Vegetation genutzt werden. Die Ursache hierfür dürfte vor allem im geringen Lichtangebot mit zunehmender Tiefe zu suchen sein. Die maximale Tiefenausdehnung erreicht die Vegetation im Windebyer Noor. In der Tiefenstufe 2-2,5 m lag hier im Jahr 2007 noch eine mittlere Bedeckung von 26 % vor.

Mit Ausnahme des Noors korrelieren die Verbreitungsschwerpunkte der Makrophytenvegetation mit der 10 %-Eindringtiefe des Lichtes⁵, die als Maß für die untere Veg-

⁵ Bei diesen Werten handelt es sich um einmalige Aufnahmen im Sommer. Um genauere Aussagen treffen zu können, müssten insbesondere Frühjahrs- und Frühsommerwerte der 10 %-Tiefen bewertet werden. Die 10 %-Tiefe ist jene Tiefe in der noch 10 % des Oberflächenlichtes verfügbar sind. Sie errechnet sich aus der Attenuation des Wasserkörpers und ist bezogen auf den Spektralbereich des photosynthetisch aktiven Lichtes.



etationsgrenze gilt. Die Abweichungen im Windebyer Noor könnten im Ort der Probenahme für die Lichtmessung begründet liegen, der in allen Seen in der Regel in der geografischen Mitte eines Gewässers gesucht wurde. Die Makrophytenvegetation des Noors hingegen ist derzeit vor allem am wenig windbeeinflussten Südrand des Sees gut entwickelt. Es ist denkbar, dass durch Nachstrom von Süßwasser aus dem Binnenland, das in diesem Falle ebenfalls im Süden und Westen anschließt, eine vom Wind zusätzlich begünstigte Drift des Phytoplanktons zur Mitte und zum Nordrand des Gewässers ausgeprägt war, die die Lichtmessung stärker beeinflusste.

5.3 Artenverteilung in Abhängigkeit von der Salinität

Die aktuelle Verteilung einzelner Arten in Abhängigkeit vom Salzgehalt zeigt ebenso erwartete wie unerwartete Befunde (Tab. 20), wobei jedoch zu beachten ist, dass die Salinitätswerte auf ein bis zwei punktuellen Messungen im Sommer 2007 beruhen. *Cladophora glomerata*, *Potamogeton pectinatus*, *Ulva intestinalis* und *Zannichellia palustris* ssp. *palustris* sind momentan mit deutlichen Schwerpunkten in den Strandseentypen bis 0-3 PSU nachweisbar, obwohl ein Auftreten bei höherer Salinität erwartet werden kann. Gleiches gilt für *Bangia atropurpurea*, *Chara contraria*, *Chara globularis* und *Potamogeton crispus*, während *Ceramium diaphanum*, *Chaetomorpha linum* und *Ruppia cirrhosa* nur in Seen mit Salinitäten von mehr als 5 PSU auftraten. Für *Potamogeton crispus*, *Ceramium diaphanum* und *Chaetomorpha linum* die ökologisch relativ anspruchslos sind ist dieser Befund unerklärlich. Bei den weniger ausbreitungsfreudigen *Chara*-Arten und *Ruppia cirrhosa* handelt es sich offenbar um Relikte des ehemaligen Inventars, das sich ggf. nur sehr langsam wieder ausbreitet (vgl. Krause 1997; Casper & Krausch 1980). Eine Verbesserung des ökologischen Zustandes im Sinne der WRRL wird also kaum durch kurzfristiges Wiederauftreten von Arten feststellbar sein. Dies gilt vor allem für ökologisch anspruchsvollere Arten, die zwar in allen Salinitätsstufen auftreten könnten, aber bislang dort nicht nachgewiesen wurden (z.B. *Chara tomentosa*, *Nitellopsis obtusa* oder *Ruppia maritima*).

Art	0-0,5 PSU	0,5-3 PSU	5-10 PSU	>10 PSU
<i>Bangia atropurpurea</i>	2	1		
<i>Butomus umbellatus</i>	9			
<i>Ceramium diaphanum</i>			2	6
<i>Ceratophyllum demersum</i>	2			
<i>Chaetomorpha linum</i>			3	13
<i>Chara aspera</i>		7		
<i>Chara contraria</i>	23	9		
<i>Chara globularis</i>	7	1		
<i>Chara vulgaris</i>	3			
<i>Cladophora glomerata</i>	22	44	10	7
<i>Cladophora sericea</i>			1	1
<i>Elodea canadensis</i>	6			
<i>Elodea nuttallii</i>	9			
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>				2
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	1	1		
<i>Hildenbrandia rubra</i>			5	
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	3			
<i>Lemna minor</i>	2	2	2	
<i>Lemna trisulca</i>			1	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5			
<i>Nuphar lutea</i>	2	2		
<i>Nymphaea alba</i>	18	6		
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	12			
<i>Potamogeton crispus</i>	46	7		
<i>Potamogeton friesii</i>	6			
<i>Potamogeton pectinatus</i>	78	73	15	14
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	27	11		
<i>Ranunculus circinatus</i>	8			
<i>Ruppia cirrhosa</i>			48	45
<i>Spirodela polyrhiza</i>		1		
<i>Ulva intestinalis</i>	43	36	25	12
<i>Ulva lactuca</i>			9	20
<i>Zannichellia palustris</i>	28	32	2	1
<i>Zostera marina</i>				1

Tab. 20: Anzahl der Vorkommen der im Sommer 2007 nachgewiesenen Makrophyten in Abhängigkeit von der Salinität.

Grau hinterlegt = potenziell in allen Salinitätsstufen auftretende Art. Die Salinitätsstufe 3-5 wurde 2007 von keinem Seen repräsentiert.

5.4. Bewertung der Strandseen

Typ	See	Transekt	1	2	Gesamt	Typ	See	Transekt	1	2	Gesamt	
ST1	GB	T 01	5	5	4,56	ST2	WN	T 01	3,17		3,79	
		T 02	5	5				T 02	2,62			
		T 03	5	5				T 03	3,62			
		T 04	4	5				T 04	3			
		T 05	5	5				T 05	4,12			
		T 06	3,75	4,37				T 06	4,87			
		T 07	3	3,75				T 07	4,5			
		T 08	5	5				T 08	3,67			
		T 09	5	5				T 09	3,87			
		T 10	5	5				T 10	4,25			
		T 11	5	5				T 11	4,12			
		T 12	5	5				T 12	4,5			
		T 13	5	5				T 13	4,12			
		T 14	3	3,67				T 14	3,67			
		T 15	3	4				T 15	2,63			
		T 16	3,5	4,5		T 16	4					
		T 17	4,25	4,75								
		T 18	4,25	4,75								
	T 19	5										
	HD N	T 01	3,5	3,5	3,88	ST4	NB	T 02	5		3,6	
		T 02	4	4,33				T 03	3,5			
		T 03	3	5				T 04	4			
		T 04	5	5				T 05	3			
		T 05	3,17	3,83				T 06	3,5			
		T 06	2,75	3,5				T 07	3,5			
	HD S	T 07	3,67	4,33	4,20			T 08	4,5			3,06
		T 08	5	5				T 09	3			
		T 09	4,3	4,5				T 10	3			
		T 10	4	3,37				T 11	3			
		T 11	4,38	4								
	HM	T 12	4	3,87	4,21	SchS	T 01	3	3	3,06		
		T 01	3,5	3,75			T 02	3	3,5			
		T 02	4,75	4,5			T 03	3	3			
T 03		5	5	T 04			3	3,17				
T 04		5	5	T 05			3	3				
T 05		3,6	3,39	T 06			3	3				
T 06		3,0	4,37	SehS		T 01(O)	3,5	3,25	3,79			
T 07		5	5			T 01(W)	4,5	3,75				
T 08	3,5	3,62		T 02	4	5						
				T 03(N)	4	5						
				T 03(S)	3,8	3,8						
				T 04	3	3						
				T 05	3,25	2,75						
				T 06	4	4						

Tab. 21: Übersicht zur Gesamtbewertung der sieben untersuchten Strandseen.

Die Spalten 1 und 2 geben die Erst- und Zeituntersuchung des Gewässers an. N = Nord, S = Süd, W = West, O = Ost

Alle untersuchten Strandseen waren mit Hilfe des neu entwickelten Verfahrens bewertbar. Der aktuelle Zustand des Großen Binnensees muss in diesem Jahr mit „schlecht“ eingestuft werden. Der Schwansener See erreicht trotz seiner Artenarmut den „mäßigen Zustand“. Dies ist vor allem auf das Fehlen von Störzeigern und eine relativ hohe Deckung der Vegetation im Gewässer zurückzuführen. Die anderen fünf Seen müssen derzeit mit „unbefriedigend“ (4) bewertet werden (Tab. 21). In allen Untersuchungsgewässern sind aufgrund der derzeitigen Situation Maßnahmen zur

Erreichung des geforderten „guten ökologischen Zustandes“ erforderlich. Ausführliche Informationen zur Bewertung der einzelnen Seen sind den separaten Kurzberichten zu entnehmen (Anhang 3).

6 Ausblick und Defizitanalyse

Die in diesem Projekt vorgeschlagene Bewertungsstrategie für Strandseen basiert im Wesentlichen auf den Ansätzen des Phylib-Verfahrens. Dies bietet den Vorteil, dass die Erfordernisse der EU- Wasserrahmenrichtlinie erfüllt werden und die Methodik der Anwendung vergleichbar ist. Im zukünftigen Monitoring werden sich deshalb kaum Unterschiede zu den limnischen Standgewässern ergeben. Die Erfahrungen mit der Erprobung des Phylib-Verfahrens zeigen jedoch auch, dass durch regions- und seespezifische Besonderheiten immer wieder Überarbeitungen stattfinden müssen. Dies wird sicher auch für das vorliegende Verfahren gelten müssen. Das Bewertungsverfahren entstand unter zu Hilfenahme einer eher unzureichenden, weil geringen, Datengrundlage, die hauptsächlich auf Daten der letzten 10 Jahre beruht und somit schon starken anthropogenen Einflüssen unterliegt.

Da historische Daten kurzfristig nur in geringem Umfang verfügbar waren, anthropogen gering belastete Vergleichsgewässer fehlen und international bisher keine Bewertungsmodelle für den speziellen Lebensraum Strandsee entwickelt worden sind (bzw. nicht recherchierbar waren), ist insbesondere die Beschreibung des Referenzzustandes nicht möglich.

Dieser kann derzeit nur indirekt über den mathematischen Zusammenhang aus der Berechnung des Referenzindex als Dominanz von Arten der ökologischen Kategorie A in Artenzahl bzw. Deckung abgeleitet werden. Die Herleitung der entsprechenden Artenlisten des jeweiligen Salinitätstyps beruhte vor allem auf Literaturaussagen zum Vorkommen der Arten in vergleichbaren Lebensräumen. Ökophysiologische Untersuchungen zur einzelnen Arten, insbesondere zur Salinitäts- und Trophietoleranz (vor allem in ihrem Zusammenspiel) sind leider nach wie vor die Ausnahme. Gleiches gilt für die Variabilität von Makrophytenbeständen in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren, bzw. ihre saisonalen und anuellen Zyklen. Um den enormen Forschungsbedarf auf diesem Feld auszugleichen und Bewertungssysteme wirklich belastbar zu gestalten, ist deshalb eine intensive Testung der Systeme dringend angeraten. Zumindest in den nächsten Jahren sollten wiederholte vergleichende Untersuchungen der Strandseen durchgeführt werden, um letztlich auch eine Datenbasis zur Erweite-

rung und Anpassung des Systems zu schaffen. Wünschenswert wäre darüber hinaus, die Forschung an möglichst naturnahen Strandseen, wie sie ggf. im östlichen Baltikum noch zu finden sind.

In engem Zusammenhang mit dem Referenzzustand für Makrophyten steht die Diskussion des natürlichen Trophiezustandes der Strandseen. Zunächst sind alle Strandseen in Anlehnung an die Vorgehensweise bei Küstengewässern nach ihrem Salzgehalt typisiert worden. Dahinter steht auch der Gedanke, dass geringere Salzgehalte eine im Vergleich zur Ostsee erhöhte Trophie des Gewässers nach sich ziehen (Fjord-Effekt). Insbesondere für die kleinen extrem flachen Strandseen, am Übergang zur Verlandung, die zudem *hot-spots* des Vogelzuges darstellen, sind weitere Untersuchungen zum potentiell natürlichen Nährstoffhaushalt in Abhängigkeit vom Austauschgeschehen und der internen Belastung dringend angeraten und für weiterführenden Maßnahmepläne unerlässlich. Gleiches gilt auch für die Betrachtung der zum Teil buchten- und beckenreichen Gewässer, wie zum Beispiel den Hemmelsdorfer See und das Neustädter Binnenwasser. Ohne weitere Erkenntnisse der Hydrologie und Wasserchemie lässt sich gegenwärtig nicht gesichert ableiten ob eine getrennte Betrachtung der einzelnen Seebecken nötig ist.

Weiterer Forschungsbedarf besteht auch für Ausweisung der Ziele zur Erfüllung der FFH-Richtlinie und der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Strandseen, die beiden Richtlinien unterliegen. Nach van de Weyer (2006) können die fünf ökologischen Zustandsklassen der EU-WRRL mit den 3 Erhaltungszuständen der FFH-Richtlinie relativ gut abgeglichen werden. Darüber hinaus zeigen die generellen Ziele der EU-WRRL ein hohes Maß an Übereinstimmung mit jenen der FFH-Richtlinie.

So sind laut Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung allgemeine Erhaltungsziele für den Lebensraumtyp 1150 „Lagunen des Küstenraumes (Strandseen) die

- Erhaltung vom Meer beeinflusster Küstengewässer und deren natürlicher Verbindung zur Nord- oder Ostsee
- Erhaltung eines weitgehend natürlichen hydrophysikalischen und hydrochemischen Gewässerzustandes
- Erhaltung weitgehend natürlicher Sediment- und Strömungsverhältnisse im Küstenbereich sowie der durch diese bewirkten Morphodynamik
- Erhaltung störungsarmer Küstenabschnitte

- Erhaltung vorhandener Submersvegetation z.B. aus Armleuchteralgen, Salden oder Laichkräutern

Bei näherer Betrachtung der Schutzziele spezieller Seen sind jedoch deutliche Diskrepanzen zu erkennen. So ist beispielsweise der Schwansener See einerseits als Brutvogelschutzgebiet ausgewiesen. Ziel ist dabei u.A. eine möglichst hohe Wasserqualität und -klarheit, sowie ein reiches Kleinfischvorkommen zu erreichen. Insbesondere diese Ziele sind relativ gut mit einem makrophytenreichen Flachgewässer der EU-WRRL abzugleichen. Gleichzeitig ist der See aber als bedeutender Rastplatz des Vogelzuges bzw. als Standplatz für überwinternde Vögel unter Schutz gestellt. Eine massive winterliche Guanifizierung scheint jedoch für den 1 m tiefen Schwansener See kaum mit dem Erreichen eines (sommerlichen) Klarwasserstadiums (FFH-Richtlinie) und dem „guten ökologischen Zustand“ (EU-WRRL) vereinbar zu sein. Ohne die konkrete Bilanzierungen von Nährstofffrachten bzw. die konkrete Untersuchung des Fraßverhaltens (selektive Abweidung der Makrophyten) und die Auswirkungen der Bioturbation von Vögeln bleiben Aussagen über das Potenzial der Seen (durch Makrophyten dominiert oder durch Phytoplankton dominiert) immer spekulativ. Darüber hinaus ist die Erstellung von Maßnahmeplänen grundlegend mit der Beantwortung derartiger Fragekomplexe verbunden.

7 Literatur

- Berger, R., Henriksson, E., Kautsky, L., Malm, T. (2003): Effects of filamentous algae and deposited matter on the survival of *Fucus vesiculosus* L. germlings in the Baltic Sea. - Aquatic Ecology 37 (1): 1-11.
- Bergström, L., Berger, R., Kautsky, L. (2003): Negative direct effects of nutrient enrichment on the establishment of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. - Eur. J. Phycol. 38: 41-46.
- Bischof, K., Rautenberger, R., Brey, L., Pérez-Lloréns, J. L. (2006): Physiological acclimation to gradients of solar irradiance within mats of the filamentous green macroalga *Chaetomorpha linum* from southern Spain. - Mar. ecol., Prog. ser. 306: 165-175.
- Blümel, C., Domin, A., Krause, J. C., Schubert, M., Schiewer, U., Schubert, H. (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Sind historische Daten zur Bestimmung der typspezifischen ökologischen Referenzbedingungen gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union geeignet? - Rostocker Meeresbiologische Beiträge 10: 5-111.
- Blümel, C., Raabe, U. (2004): Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: 09-26.
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. Springer Verlag, 1-631, Wien.

- Casper, S. J., Krausch, H.-D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta. Teil 1: Lycopodiaceae bis Orchidaceae. - Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 23: 1-403, Stuttgart, New York.
- Casper, S. J., Krausch, H.-D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta. Teil 2: Saururaceae bis Asteraceae. - Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 24: 404-942, Stuttgart, New York.
- Caspers, H. (1959): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur ("The Venice System"). Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol. 44 (2): 313-315.
- Christensen, E., Grimm, R., Sackwitz, P. (2000): Flora und Avifauna des NSG „Sehendorfer Binnensee und Umgebung“. – Rundbriefe zur Botanischen Erfassung des Kreises Plön (Nord-Teil) 9 (1/2): 2-60.
- Corillion, R., Guerlesquin, M. (1977): Remarques sur *Hydrodictyon reticulatum* (L.) Lagerh. (Euchlorophycée, Hydrodictyacee) dans le nord-ouest de la France et au Maroc occidental. - Bull. Mayenne – Sciences 1977: 80-88.
- Dierssen, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie – Vegetationskunde. – Wiss. Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Eggert, A., Ihnken, S., Selig, U., Karsten, U., Schubert, H. (2006): Distribution of three submersed macrophytes in coastal lagoons of the German Baltic Sea: Comparison of laboratory and field data. - Botanica Marina 46: 386-395.
- Ellenberg, H. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18.
- Garwood, P. E. (1982): Ecological interactions among *Bangia*, *Cladophora* and *Ulothrix* along the Lake Erie shoreline. – J. Great lakes Res. 8: 54-60.
- Hamann, U., Garniel, A. (2002): Die Armeleuchteralgen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. – Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 1-50.
- Härdtle, W. (1984): Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste. – Mitt. d. AG Geobotanik in Schl.-Holst. u. Hamburg 34: 1-142.
- Heinzel, K., Martin, C. (2006): Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten für WRRL und FFH-RL in schleswig-holsteinischen Seen. – Fachgutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 1-78.
- Kamer, K., Fong, P. (2001): Nitrogen enrichment ameliorates the negative effects of reduced salinity on the green macroalga *Enteromorpha intestinalis*. – Mar. Ecol. Prog. Ser. 218: 87-93.
- Kleinsteuber, A. (1998): Hydrocharitaceae. In: Sebald, O., Seybold, S., Philippi, G., Wörz, A. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 7: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklassen Alismatidae, Liliidae Teil 1, Commelinidae Teil 1) Butomaceae bis Poaceae. 1- 595.
- Knappe, J., Geissler, U., Gutowski, A., Friedrich, G. (1996): Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. - Schr.-R. f. Vegetationskde. 28: 609-623.
- Kohler, A. (1978): Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Würt. 11: 259-281.
- Korneck, D., Schnittler, M., Vollmer, I. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – Schr.-R. f. Vegetationskde. 28: 21-187.
- Krause, W. (1997): Charales (Charophyceae). - Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 18: 1-202, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.

- Krause-Jensen, D., Mc Glathery, K., Rysgaard, S., Christensen, P. B. (1996): Production within dense mats of the filamentous macroalga *Chaetomorpha linum* in relation to light and nutrient availability. - Marine Ecology Progress Series 134: 207-216.
- 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.
- Lindner, A. (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. - Dissertation, Universität Rostock.
- Linne von Berg, K.-H., Melkonian, M. (2004): Der Kosmos-Algenführer. Die wichtigsten Süßwasseralgeln im Mikroskop: 1-366, Stuttgart.
- Londo, G. (1975): De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. - Gorteria 7: 101-106.
- 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.
- Middelboe, A.L., K. Sand-Jensen. (2000): Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia* 39 (3): 245-257.
- Mierwald, U., Romahn, K. (2005): Die Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. Band 1. Rote Liste. – 4. Fassung. 1-122, Kiel.
- 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.
- Moore, J. A. (1986): Charophytes of Great Britain and Ireland. – BSBI-Handbook No. 5. 1-141, London.
- Nixdorf, B. (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht LAWA, 1-190.
- Olsen, S. (1944): Danish Charophyta. Chorological, ecological and biological Investigations. – Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter, Bind III, Nr. 1: 1-240.
- Pankow, H., Wasmund, N. (1994): Produktionsbiologie und Soziologie des Makro- und Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddenkette. - Rostock. Meeresbiol. Beitr. 3(2): 61-68.
- Philippi, G. (1998): Najadaceae. In: Sebald, O., Seybold, S., Philippi, G., Wörz, A. (Hrsg.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 7: Spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklassen Alismatitidae, Liliidae Teil 1, Commelinidae Teil 1) Butomaceae bis Poaceae. 1-595, Stuttgart.
- Preston, C. D. (1995): Pondweeds of Great Britain and Ireland. – B.S.B.I-Handbook no. 8. London: 1-352.
- Raabe, E. W. (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. – Hrsg. v. K. Dierssen, U. Mierwald. 1-654, Neumünster.
- Raunkiaer, C. C. (1905): Types biologiques pour la géographie botanique. - Bulletin Academy of Royal Science (Denmark) 5: 347-437.

- 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.
- Rothmaler, W. (Bgr.)(2005): Exkursionsflora von Deutschland 4. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. – 10. Auflage. Heidelberg. 1-980.
- 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.
- Schmidt, D., K. Van de Wyer, W. Krause, L. Kies, A. Garniel, U., Geissler, A. Gutowski, R. Samietz, W. Schütz, H.-Ch. Vahle, M., Vöge, P. Wolff, A. Melzer (1996): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands in: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 547-567, Bonn.
- Schories D, Selig U (2006): Die Bedeutung eingeschleppter Arten (alien species) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 15: 147-158
- Schories, D., Härdtle, W., Kaminski, E., Kell, V., Kühner, E., Pankow, H. (1996): Rote Liste und Florenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyceae, Rhodophyceae et Phycophyceae) Deutschlands. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn. Schriftenr. Vegetationskd. 28: 577–607.
- Schories, D., Selig, U., Schubert, H. (2005): Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste, Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL Teil A: Äußere Küstengewässer. - Bericht zum Forschungsvorhaben der LAWA: 1-187.
- Schubert, C. (1974): Das Neustädter Binnengewässer: Zur Biologie einer hypertrophen Brackwasserlagune der Lübecker Bucht. - Diplomarbeit an der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. 1-117.
- Schubert, H., Blindow, I. (2003): Charophytes of the Baltic Sea. – The Baltic Marine Biologists Publication 19, Koeltz Scientific Books, 1-309, Königstein.
- 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.
- Seemann, W. (1960): Der Sehlendorfer Binnensee. Limnologische und fischereibiologische Untersuchung eines Strandgewässers an der deutschen Ostseeküste. Teil 2: Die Wasser-, Gelege- und Uferpflanzen des Sehlendorfer Binnensees. – Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften IX (5/6): 353-364.
- Sheath, R., Kaczmarczyck, D., Cole, K. M. (1993): Distribution and systematics of freshwater *Hildenbrandia* (Rhodophyta, Hildenbrandiales) in North America. – Eur. J. Phycol. 28: 115-121.
- Smith, A. J. E. (1978): The moss flora of Britain and Ireland. 1-706, Cambridge.
- Sonder, C. (1890): Die Characeen der Provinz Schleswig-Holstein und Lauenburg nebst eingeschlossenen fremden Gebietsteilen. – Inaugural-Dissertation der Universität Rostock.

- Stiller, G. (2005a): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Fachgutachten im Auftrag der Arge Elbe, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. 1-47.
- Stiller, G. (2005b): Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Fachgutachten im Auftrag der Arge Elbe, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. 1-35.
- Stuhr, J. (2000): Die Ufer- und Unterwasservegetation des Bottschlotter Sees, des Einfelder Sees, des Fastensees, des Großen Binnensees, des Neustädter Binnenwassers, des Pinnsees, des Sehlendorfer Binnensees und des Wenkendorfer Sees. - Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 1-100.
- Stuhr, J. (2001): Die Vegetation des Bistensees, des Bothkamper Sees, des Langsees, des Mözener Sees, des Pohlsees, des Senkelmarker Sees, des Schwansener Sees, des Schöhsees und des Südensees. - Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 1-148.
- Stuhr, J. (2002): Die Vegetation des Behler Sees, des Belauer Sees, des Bornhöveder Sees, des Großen Eutiner Sees, des Kellersees, des Neversdorfer Sees, des Postsees, des Schmalensees, des Sibbersdorfer Sees, des Stendorfer Sees, des Stolper Sees und des Windebyer Noores. - Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 1-256.
- Thomas, D. N., Collins, J. C., Russell, G. (1990): Interpopulation differences in the salt tolerance of two *Cladophora* species. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 30: 201–206.
- Thomsen, M. S., Staehr, P. A., Nyberg, C. D., Schwærter, S., Krause-Jensen, D., Silliman, B. R. (2007): *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, 1967 (Rhodophyta, Gracilariaceae) in northern Europe, with emphasis on Danish conditions, and what to expect for the future. – *Aquatic Invasions* 2 (2): 83-94.
- Thüs, H. (2002): Taxonomie, Verbreitung und Ökologie silicoler Süßwasserflechten im außeralpinen Mitteleuropa. – *Bibliotheca Lichenologica* 83: 1-214.
- Triest, L. (1988): A revision of the genus *Najas* L. (Najadaceae) in the old world. – Koninklijke Academie voor Overzeese Wetenschappn, Klasse voor Natur- en Geneeskundige Wetenschappen, Verhandelingen, Nieuwe Reeks, Boek 22. 1-172.
- van de Weyer, K. (1999): Makrophyten. In: Friedrich, G., von Tümpling, W. (Hrsg.): *Allgemeine Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung* 2, 198-219, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- van de Weyer, K. (2006): Klassifikation und Bewertung der Makrophytenvegetation der großen Seen in Nordrhein-Westfalen gemäß EG-Wasserrahmen-Richtlinie. – *Merkblatt* 52 des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen. 1-107.
- van der Meijden, R. (1990): *Heukels Flora van Nederland*. - Eenentwintigste Druk: 1-662. Groningen.
- van der Ploeg, D. T. E. (1990): *De nederlandse breedbladige Fonteinkruiden*. – *Wetenschappelijke Mededeling KNNV* nr. 195. 1-99, Utrecht.
- Veit, U., Kohler, A. (2006): Methoden zum Monitoring der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern. – *Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Tagungsbericht 2006*: 378-382.
- von Lingelsheim, A. (1922): Eine bemerkenswerte Rotalge des Süßwassers und ihre Erhaltung. – *Beiträge zur Naturdenkmalpflege* 9: 348-360.
- Wanner, A., Rudolphi, H. (2007): Salzrasen und –röhrichte an der Ostsee in der Bewertung von Küstengewässern nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): Prüfung der

Tauglichkeit und Vorschlag für ein Bewertungsverfahren. – Projektbericht an das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. 1-99.

Weber-Oldecop, D. W. (1974): Makrophytische Kryptogamen in der oberen Salmonidenregion der Harzbäche. – Arch. Hydrobiol. 74: 82-86.

Wiegleb, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehung zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. – Tuexenia 11: 135-147, Göttingen.

Wiegleb, G. (2005): Potamogeton. In: Rothmaler, W. (Bgr.): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 10., bearbeitete Auflage. 1-980.

Wilmanns, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. – 5. Aufl. Quelle und Meyer: Heidelberg, Wiesbaden.

Zavodnik, N. (1975): Effects of temperature and salinity variations on photosynthesis of some littoral seaweeds of the North Adriatic Sea. *Bot.Mar.* 18 (4), 245-250.

Anhang 1: Quellen der literaturbasierten Salinitätseinstufung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. F= fehlend (laut Literatur nicht in Gewässern diesen Salzgehaltes vorkommend), x= vorkommend/nachgewiesen. In Klammern stehende Salinitätsangaben geben den Schwerpunkt der Verbreitung an.

Art	Vorkommen	<0,5 PSU	0,5-3 PSU	3-5 PSU	5-10 PSU	Toleranz laut Literatur (ggf. Optimum in Klammern)	Quelle
<i>Bangia atropurpurea</i>	rezent	x	x	x	x	limnisch, auch marines Vorkommen	Linne von Berg & Melkonian 2004: 270
<i>Butomus umbellatus</i>	rezent	x	x	f	f	rezent im Windebyer Noor bei 1,4 PSU Mittelwert	Stuhr 2002
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	potenziell	x	x	x	f	im Norden auch im Brackwasser	Casper & Krausch 1981: 596
<i>Ceramium diaphanum</i>	rezent	x	x	x	x	keine Angaben	
<i>Ceratophyllum demersum</i> (bis /ab 1m)	rezent	x	x	x	x	zwischen 0,5 und 9,3 PSU	Blümel et al. 2002: 14; Lindner 1972; Datensatz Küstengewässer MV
<i>Ceratophyllum submersum</i>	potenziell	x	x	f	f	0-0,5 PSU; "in Küstengebieten auch in oligohalinen Gewässern"	ELBO-Projekt; Casper & Krausch 1981: 480
<i>Chaetomorpha linum</i>	rezent	x	x	x	x	0,5-18 PSU	Blümel et al. 2002: 31
<i>Chara aspera</i>	rezent	x	x	x	x	0-18 PSU	Schubert & Blindow 2003: 50
<i>Chara baltica</i>	potenziell	x	x	x	x	0-18 (2-10) PSU	Schubert & Blindow 2003: 61
<i>Chara canescens</i>	potenziell	f	x	x	x	2,3-19,91 (7-8) PSU	Schubert & Blindow 2003: 77-78; Datensatz Küstengewässer MV
<i>Chara connivens</i>	potenziell	f	x	x	x	1-8 PSU	Schubert & Blindow 2003: 87
<i>Chara contraria</i> (bis /ab 1m)	rezent	x	x	x	x	0-8 PSU	Schubert & Blindow 2003: 93
<i>Chara globularis</i> (bis /ab 1m)	rezent	x	x	x	x	0-7 PSU	Schubert & Blindow 2003: 104
<i>Chara hispida</i>	potenziell	x	x	x	f	Indikation einer Salinitätstoleranz; ohne konkrete Angaben	Schubert & Blindow 2003: 111
<i>Chara horrida</i>	potenziell	f	f	x	x	3,1-9 PSU	Schubert & Blindow 2003: 121; Datensatz Küstengewässer MV
<i>Chara intermedia</i>	potenziell	x	x	f	f	geringe Salinitätstoleranz	Schubert & Blindow 2003: 126; Blümel et al. 2002: 14; Lindner 1972
<i>Chara polyacantha</i>	potenziell	x	f	f	f	keine Brackwasserfunde bekannt	Schubert & Blindow 2003: 130
<i>Chara rudis</i>	potenziell	x	f	f	f	limnisches Vorkommen	Hamann & Garniel 2002: 27
<i>Chara tomentosa</i>	potenziell	x	x	x	x	0-9,8 (0-5) PSU	Schubert & Blindow 2003: 138; Hamann & Garniel 2002: 27; Datensatz Küstengewässer MV
<i>Chara virgata</i> (bis /ab 1m)	potenziell	x	x	x	x	0-6 PSU; wenige Brackwasserfunde	Schubert & Blindow 2003: 147

Anhang 1: Quellen der literaturbasierten Salinitätseinstufung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. F= fehlend (laut Literatur nicht in Gewässern diesen Salzgehaltes vorkommend), x= vorkommend/nachgewiesen. In Klammern stehende Salinitätsangaben geben den Schwerpunkt der Verbreitung an.

Art	Vorkommen	<0,5 PSU	0,5-3 PSU	3-5 PSU	5-10 PSU	Toleranz laut Literatur (ggf. Optimum in Klammern)	Quelle
<i>Chara vulgaris</i>	rezent	x	x	x	f	0-4 PSU	Schubert & Blindow 2003: 153-154
<i>Cladophora fracta</i>	potenziell	x	x	x	x	keine Angaben, vermutlich ähnlich <i>Cladophora glomerata</i> : bis 34 PSU	
<i>Cladophora glomerata</i>	rezent	x	x	x	x	bis 34 PSU	Thomas et al. 1990
<i>Cladophora sericea</i>	rezent	f	f	f	x	10,5-21,5 PSU	Middleboe & Sand-Jensen 2000
<i>Elodea canadensis</i> (bis /ab 1m)	rezent	x	f	f	f	0-0,5 PSU	ELBO-Projekt Blümel et al. 2002
<i>Elodea nuttallii</i> (0-1m / 1-4 m)	rezent	x	x	f	f	limnische Art, geringe Salinitätstoleranz	Casper & Krausch 1980: 205
<i>Fucus vesiculosus</i>	potenziell	f	f	f	x	5-18 PSU	Blümel et al. 2002: 31
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	rezent	x	x	x	x	Brackwasserart mit hoher Salinitätstoleranz; keine genauen Angaben	Thomsen et al. 2007
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	rezent	x	x	x	f	breite Salinitätstoleranz; auch im Brackwasser; rezent in einem Kleingewässer am Ufer des Großen Binnensees bei 1,6 PSU	Sheath et al. 1993
<i>Hildenbrandia rubra</i>	rezent	f	f	f	x	10,5-21,5 PSU	Middleboe & Sand-Jensen 2000
<i>Hippuris vulgaris</i>	potenziell	x	x	f	f	salzertragend	Casper & Krausch 1981: 674
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	rezent	x	x	x	x	limnische Art; europäische Form bis 11 PSU	Corillion & Guerlesquin 1977
<i>Lamprothamnium hansenii</i>	potenziell	f	f	f	x	8-25 PSU; Angaben bezogen auf <i>L. papulosum</i> , als dessen Syn. <i>L. hansenii</i> teilweise gilt	Schubert & Blindow 2003: 161
<i>Lamprothamnium papulosum</i>	potenziell	f	f	f	x	8-25 PSU (13,9-14,3)	Schubert & Blindow 2003: 161
<i>Lemna gibba</i>	potenziell	x	x	f	f	breite Salinitätstoleranz; auch im Brackwasser; rezent in einem Kleingewässer am Ufer des Großen Binnensees bei 1,6 PSU	Casper & Krausch 1980: 364; Rothmalder 2005: 932
<i>Lemna minor</i>	rezent	x	x	x	f	0-5 PSU	ELBO-Projekt
<i>Lemna trisulca</i>	rezent	x	x	f	f	limnische Art, auch im Brackwasser; rezent im Großen Binnensee bei 1,6 PSU (MW)	van der Meijden 1990: 570; ELBO-Projekt
<i>Miriophyllum spicatum</i>	rezent	x	x	x	x	0-11,9 PSU	Casper & Krausch 1981: 666; Datensatz Küstengewässer MV

Anhang 1: Quellen der literaturbasierten Salinitätseinstufung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. F= fehlend (laut Literatur nicht in Gewässern diesen Salzgehaltes vorkommend), x= vorkommend/nachgewiesen. In Klammern stehende Salinitätsangaben geben den Schwerpunkt der Verbreitung an.

Art	Vorkommen	<0,5 PSU	0,5-3 PSU	3-5 PSU	5-10 PSU	Toleranz laut Literatur (ggf. Optimum in Klammern)	Quelle
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	potenziell	x	f	f	f	rein limnische Art	Casper & Krausch 1981: 667
<i>Najas intermedia</i>	potenziell	x	x	x	x	0,5-10 PSU	Blümel et al. 2002: 31 (Angaben bezogen auf <i>Najas marina</i> , von dem <i>N. intermedia</i> teilw. als Unterart betrachtet wird)
<i>Najas marina</i>	potenziell	x	x	x	x	0-10 PSU	Blümel et al. 2002: 31
<i>Nitella mucronata</i>	potenziell	x	f	f	f	0,47 PSU	Schubert & Blindow 2003: 197
<i>Nitellopsis obtusa</i> (bis / ab 2m)	potenziell	x	x	x	x	0-8 (0,3-2,5) PSU	Schubert & Blindow 2003: 221
<i>Nuphar lutea</i>	rezent	x	x	f	f	keine Angaben; vermutlich ähnlich <i>Nymphaea alba</i> : geringe Salinitätstoleranz	Casper & Krausch 1981: 471
<i>Nymphaea alba</i>	rezent	x	x	f	f	limnische Art, geringe Salinitätstoleranz	Casper & Krausch 1981: 461
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (bis / ab 2m)	rezent	x	x	f	f	keine Angaben; ähnlich <i>P. pusillus</i>	Rothmaler 2005
<i>Potamogeton crispus</i> (bis / ab 1m)	rezent	x	x	x	x	5-8 PSU	Blümel et al: 52ff.
<i>Potamogeton friesii</i> (bis / ab 2m)	rezent	x	x	f	f	schwach salzertragend ("im Zannichellietum und im Najadetum"); 0,5-3,5 PSU	Casper & Krausch 1981: 126; Datensatz Küstengewässer MV
<i>Potamogeton lucens</i> (bis / ab 1m)	potenziell	x	x	x	f	0-3,2 PSU	Datensatz Küstengewässer MV
<i>Potamogeton pectinatus</i>	rezent	x	x	x	x	0-10 PSU	Blümel et al. 2002: 15; Lindner 1972
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	rezent	x	x	f	f	limnische Art, sehr geringe Salinitätstoleranz	Casper & Krausch 1981: 120
<i>Potamogeton pusillus</i>	potenziell	x	x	f	f	rezent im Großen Binnensee bei 0,4 PSU (MW) Funde in höherer Salinität nicht gesichert, geringe Salinitätstoleranz	Stuhr 2000: 77; Casper & Krausch 1980
<i>Pylaiella littoralis</i>	potenziell	x	x	x	x	keine Angaben recherchierbar	
<i>Ranunculus baudotii</i>	potenziell	x	x	x	x	Brackwasserart, auch limnische Vorkommen	Casper & Krausch 1981: 514
<i>Ranunculus circinatus</i> (bis / ab 1m)	rezent	x	x	x	f	limnische Art, wenige Brackwasservorkommen	Casper & Krausch 1981: 527
<i>Ruppia cirrhosa</i>	rezent	f	x	x	x	0,5-18 PSU	Blümel et al. 2002: 31
<i>Ruppia maritima</i>	potenziell	f	f	x	x	3,5 -4,2 PSU, in der Ostsee bis 5 PSU	Casper & Krausch 1980: 137
<i>Sparganium emersum</i>	potenziell	x	f	f	f	limnische Art, rezent im Großen Binnensee bei 0,4 PSU (MW)	van der Meijden 1990: 573



Anhang 1: Quellen der literaturbasierten Salinitätseinstufung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. F= fehlend (laut Literatur nicht in Gewässern diesen Salzgehaltes vorkommend), x= vorkommend/nachgewiesen. In Klammern stehende Salinitätsangaben geben den Schwerpunkt der Verbreitung an.

Art	Vorkommen	<0,5 PSU	0,5-3 PSU	3-5 PSU	5-10 PSU	Toleranz laut Literatur (ggf. Optimum in Klammern)	Quelle
<i>Spirodela polyrhiza</i>	rezent	x	x	f	f	limnische Art, geringe Salztoleranz, rezent im Windebyer Noor bei 1,4 PSU (MW)	Rothmaler 2005: 932
<i>Tolypella glomerata</i>	potenziell	x	x	f	f	Angabe aus Kleingewässern der Mittelmeerküste ohne Nennung eines Salzgehaltes; im Windebyer Noor rezent bei 1,4 PSU (MW)	Krause 1997: 168
<i>Tolypella nidifica</i>	potenziell	f	f	x	x	3-30 (4-20) PSU	Schubert & Blindow 2003: 230
<i>Ulva intestinalis</i>	rezent	x	x	x	x	0-35 PSU	Linne von Berg & Melkonian 2004: 348
<i>Ulva lactuca</i>	rezent	x	x	x	x	0-35, < 64 PSU	Zavodnik 1975
<i>Zannichellia palustris</i> (bis / ab 1m)	rezent	x	x	x	x	0-10 PSU;	Blümel et al. 2002: 14; Lindner 1972
<i>Zostera marina</i>	rezent	f	f	x	x	8,5-10; rezent im Schwansener See bei 4,5 PSU (MW)	Blümel et al. 2002: 14; Lindner 1972
<i>Zostera noltii</i>	potenziell	f	f	x	x	3-18 PSU	Blümel et al. 2002: 31

Anhang 2: Quellen der literaturbasierten Kategorisierung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. A= typspezifisch, B= indifferent, C= Störanzeiger

Art	Phylib limnisch	Einstufung Strandseen				Quelle / Bezug für diese Einschätzung	Bemerkungen
		ST1	ST2	ST3	ST4		
<i>Bangia atropurpurea</i>	-	B	B	B	B	Linne von Berg & Melkonian 2004: 270	in sauberen Bergbächen bis in die Spritzwasserzone verschmutzter Flüsse
<i>Butomus umbellatus</i>	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1980: 185	an Ufern basen- und nährstoffreicher Gewässer
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	B	A	A	A	-	Casper & Krausch 1981: 596	vor allem in kalkarmen, meso- bis oligotrophen Gewässern
<i>Ceramium diaphanum</i>	-	C	C	C	C	Schories et al. 2005: 144ff.	zeigt WRRL-Bewertungszustand von 3 o. 4 an
<i>Ceratophyllum demersum</i> (ab 1m)	B	B	B	B	B	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1981: 478	Nährstoffzeiger, durch Eutrophierung in Ausbreitung begriffen
<i>Ceratophyllum demersum</i> (bis 1m)	C	C	C	C	C	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1981: 478	Nährstoffzeiger, durch Eutrophierung in Ausbreitung begriffen
<i>Ceratophyllum submersum</i>	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1981: 480	in sich stark erwärmenden, meist nährstoff- und basenreichen, mesotrophen -eutrophen Gewässern
<i>Chaetomorpha linum</i>	-	C	C	C	C	Krause-Jensen et al. 1996; Schories et al. 2005: 144ff.; Bischof et al. 2006: 165	Kennzeichen für ökol. Zustandsklasse "5" ist das Erstickten der stationären Vegetation durch Massen von Driftalgen; häufig in eutrophen Gewässern
<i>Chara aspera</i>	A	A	A	A	A	Phylib 2006: 24; Krause 1997: 98	wird durch Eutrophierung verdrängt
<i>Chara baltica</i>	-	B	B	B	B	Schubert & Blindow 2003: 62	Vorkommen in leicht eutrophen Gewässern möglich
<i>Chara canescens</i>	-	-	C	C	C	Schubert & Blindow 2003: 79	in hypertrophen Ästuaren
<i>Chara connivens</i>	-	B	B	B	-	Schubert & Blindow 2003: 87; Krause 1997: 92f.	relativ eutrophierungsunempfindlich
<i>Chara contraria</i> (ab 1m)	A	A	A	A	A	Phylib 2006: 24; Krause 1997: 85	in β -mesosaprobe Klarwasserseen
<i>Chara contraria</i> (bis 1m)	B	B	A	A	A	Phylib 2006: 24; Krause 1997: 85	in β -mesosaprobe Klarwasserseen
<i>Chara globularis</i> (ab 1m)	A	A	A	A	A	Phylib 2006: 24; Schubert & Blindow 2003: 104	limnische Art mit hoher Eutrophierungstoleranz
<i>Chara globularis</i> (bis 1m)	B	B	A	A	A	Phylib 2006: 24; Schubert & Blindow 2003: 104	limnische Art mit hoher Eutrophierungstoleranz
<i>Chara hispida</i>	A	A	A	A	-	Phylib 2006: 24; Krause 1997: 73	hauptsächlich in stenothermen, oligosaprobe Gewässern


Anhang 2: Quellen der literaturbasierten Kategorisierung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. A= typspezifisch, B= indifferent, C= Störanzeiger

Art	Phylib limnisch	Einstufung Strandseen				Quelle / Bezug für diese Einschätzung	Bemerkungen
		ST1	ST2	ST3	ST4		
<i>Chara horrida</i>	-	-	-	A	A	Hamann & Garniel 2002: 25	in nährstoffärmeren, unbelasteten bis schwach belasteten Gewässern
<i>Chara intermedia</i>	-	A	A	-	-	Phylib 2006: 24; Hamann & Garniel 2002: 26	in nährstoffärmeren, unbelasteten bis schwach belasteten Gewässern
<i>Chara polyacantha</i>	A	A	-	-	-	Phylib 2006: 24; Hamann & Garniel 2002: 26	in nährstoffärmeren, gering belasteten Gewässern
<i>Chara rudis</i>	A	A	-	-	-	Phylib 2006: 24; Krause 1997: 126; Hamann & Garniel 2: 27	in β -mesosaprobe Seen in Kalkgebieten; in Seen mit nährstoffärmerem und unbelastetem bis schwach belastetem Wasser
<i>Chara tomentosa</i>	A	A	A	A	A	Phylib 2006: 24; Krause 1997: 68; Hamann & Garniel 2002: 27	in größeren mesosaprobe Seen; in Seen mit mittlerem Nährstoffgehalt und unbelastetem bis schwach belastetem Wasser, auch in Buchten der Ostsee
<i>Chara virgata</i> (ab 1m)	A	A	A	A	A	Phylib 2006: 24; Krause 1997: 91	in elektrolytarmen Moortümpeln ebenso wie in oligotrophen Klarwasserseen
<i>Chara virgata</i> (bis 1m)	B	B	B	A	A	Phylib 2006: 24; Krause 1997: 91	in elektrolytarmen Moortümpeln, in oligotrophen Klarwasserseen
<i>Chara vulgaris</i>	A	A	A	A	-	Phylib 2006: 24; Krause 1997	eutrophierungsresistenter als andere Characeae
<i>Cladophora fracta</i>	-	C	C	C	C	Pankow & Wasmund 1994: 63	keine Angaben, vermutlich ähnlich <i>Cladophora glomerata</i> : stärkere Entwicklung zeigt Verschlechterung der Wasserqualität
<i>Cladophora glomerata</i>	-	C	C	C	C	Pankow & Wasmund 1994: 63	stärkere Entwicklung zeigt Verschlechterung der Wasserqualität
<i>Cladophora sericea</i>	-	-	-	-	C	Pankow & Wasmund 1994: 63	keine Angaben, vermutlich ähnlich <i>Cladophora glomerata</i> : stärkere Entwicklung zeigt Verschlechterung der Wasserqualität
<i>Elodea canadensis</i> (ab 1m)	B	B	-	-	-	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1980: 204	in nährstoffreichen eutrophen, seltener in mesotrophen Gewässern, verschmutzungstolerant
<i>Elodea canadensis</i> (bis 1m)	C	C	-	-	-	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1980: 204	in nährstoffreichen eutrophen, seltener in mesotrophen Gewässern, verschmutzungstolerant

Anhang 2: Quellen der literaturbasierten Kategorisierung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. A= typspezifisch, B= indifferent, C= Störanzeiger

Art	Phylib limnisch	Einstufung Strandseen				Quelle / Bezug für diese Einschätzung	Bemerkungen
		ST1	ST2	ST3	ST4		
<i>Elodea nuttallii</i> (0-1m)	C	C	C	-	-	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1980: 205; Kleinstauber 1998: 39	in nährstoffreichen, auch verunreinigten, meist flachen Gewässern; z.T. in stark verschmutzten Gewässern
<i>Elodea nuttallii</i> (1-4m)	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1980: 205; Kleinstauber 1998: 39	in nährstoffreichen, auch verunreinigten, meist flachen Gewässern; z.T. in stark verschmutzten Gewässern
<i>Fucus vesiculosus</i>	-	-	-	-	A	Bergström et al. 2003: 45	frühe Lebensstadien intolerant gegenüber Trophieschwankungen
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	-	C	C	C	C	Schories & Selig 2006	das Auftreten von Neophyten als Indiz für den schlechten ökologischen Zustand
<i>Hildenbrandia rivularis</i>	-	B	B	B	-	Knappe et al. 1996: 610	in sauberen, schnell fließenden Bächen bis verschmutzten Flüssen
<i>Hildenbrandia rubra</i>	-	-	-	-	B	Sheath et al. 1993	indifferent
<i>Hippuris vulgaris</i>	B	B	B	-	-	Casper & Krausch 1981: 674	gern an vom Weidevieh beeinflussten, mit Nährstoffen angereicherten Standorten
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	-	C	C	C	C	Linne von Berg & Melkonian 2004: 194	in nährstoffreichen Gewässern, oft Massenvorkommen
<i>Lamprothamnium hansenii</i>	-	-	-	-	A	Hamann & Garniel 2002: 28	wie <i>L. papulosum</i> in nährstoffärmeren und wenig belasteten Gewässern
<i>Lamprothamnium papulosum</i>	-	-	-	-	A	Hamann & Garniel 2002: 29	in nährstoffärmeren und wenig belasteten Gewässern
<i>Lemna gibba</i>	-	C	C	C	C	Casper & Krausch 1980: 364	in sehr nährstoffreichen, verschmutzten Gewässern, Zeiger für Abwasser- und Jauchebelastung
<i>Lemna minor</i>	B	B	B	B	-	Phylib 2006: 24; Casper & Krausch 1980	in mäßig- bis stark nährstoffreichen Gewässern, Verschmutzung ertragend
<i>Lemna trisulca</i>	B	B	B	-	-	van der Meijden 1990: 570	in nährstoffreichen Gewässern
<i>Myriophyllum spicatum</i>	B	B	B	B	A	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1981: 666	in stehenden, meist tieferen nährstoffarmen bis nährstoffreichen Gewässern
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	A	A	-	-	-	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1981	in schwach eutrophen bis mesotrophen Gewässern, empfindlich gegen Verschmutzung
<i>Najas intermedia</i>	B	A	A	A	A	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1980: 141; Rothmaler 2005: 779;	in mesotrophen, stehenden Gewässern (ruhige Seebuchten), verschmutzungsempfind-

Anhang 2: Quellen der literaturbasierten Kategorisierung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. A= typspezifisch, B= indifferent, C= Störanzeiger

Art	Phylib limnisch	Einstufung Strandseen				Quelle / Bezug für diese Einschätzung	Bemerkungen
		ST1	ST2	ST3	ST4		
						Philippi 1998: 49	lich
<i>Najas marina</i>	C	C	C	B	B	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1980: 141; Rothmaler 2005: 779; Philippi 1998: 48	in eutrophen bis stark eutrophen Gewässern
<i>Nitella mucronata</i>	A	A	-	-	-	Krause 1997: 156	meist in Gewässern mit hoher Produktion organischer Substanz
<i>Nitellopsis obtusa</i> (ab 2m)	A	A	A	A	A	Phylib 2006: 25; Krause 1997: 131	v.a. limnisch; tolerant gegenüber anthropogener Eutrophierung
<i>Nitellopsis obtusa</i> (bis 2m)	B	B	B	B	B	Phylib 2006: 25; Krause 1997: 131	v.a. limnisch; tolerant gegenüber anthropogener Eutrophierung
<i>Nuphar lutea</i>	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1981: 471	indifferent gegen Trophieänderung
<i>Nymphaea alba</i>	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1981: 461	meist in eutrophen, auch in mesotrophen bis schwach oligotrophen und schwach dystrophen Gewässern
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (ab 2m)	A	A	A	-	-	Phylib 2006: 25	in basen- und nährstoffreichen, oft eutrophen und verschmutzten Gewässern
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (bis 2m)	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1980: 129	in basen- und nährstoffreichen, oft eutrophen und verschmutzten Gewässern
<i>Potamogeton crispus</i> (ab 1m)	B	B	B	B	B	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1980: 120	in basen- und nährstoffreichen, oft eutrophen und verschmutzten Gewässern
<i>Potamogeton crispus</i> (bis 1m)	C	C	C	C	C	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1980: 120	in basen- und nährstoffreichen, oft eutrophen und verschmutzten Gewässern
<i>Potamogeton friesii</i> (ab 2m)	A	A	A	-	-	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1980: 126	in meso- bis eutrophen Gewässern (Schwerpunkt im mesotrophen bis schwach eutrophen Bereich)
<i>Potamogeton friesii</i> (bis 2m)	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 25; Casper & Krausch 1980: 126	in meso- bis eutrophen Gewässern (Schwerpunkt im mesotrophen bis schwach eutrophen Bereich)
<i>Potamogeton lucens</i> (ab 1m)	A	A	A	A	-	Casper & Krausch 1980: 114	in meso- bis eutrophen Gewässern
<i>Potamogeton lucens</i> (bis 1m)	B	B	A	A	-	Casper & Krausch 1980: 114	in meso- bis eutrophen Gewässern
<i>Potamogeton pectinatus</i>	B	B	B	C	C	Phylib 2006: 25-26; Casper & Krausch 1980: 132	sehr trophietolerant, bis in polytrophe und stark verschmutzte Gewässern

Anhang 2: Quellen der literaturbasierten Kategorisierung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. A= typspezifisch, B= indifferent, C= Störanzeiger

Art	Phylib limnisch	Einstufung Strandseen				Quelle / Bezug für diese Einschätzung	Bemerkungen
		ST1	ST2	ST3	ST4		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	B	B	A	-	-	Phylib 2006: 26; Casper & Krausch 1980: 120	in mesotrophen bis eutrophen Gewässern
<i>Potamogeton pusillus</i>	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 26; Casper & Krausch 1980: 127	in klaren, mäßig nährstoffreichen, basenreichen, mesotrophen Gewässern, an nährstoffärmeren Standorten als <i>P. berchtoldii</i>
<i>Pylaiella littoralis</i>	-	C	C	C	C	Schories et al. 2005: 144ff.	weist auf WRRL-Bewertungszustand 3 oder 4 hin
<i>Ranunculus baudotii</i>	-	C	C	C	C	Casper & Krausch 1981: 514	an gestörten Standorten; durch Eutrophierung gefördert
<i>Ranunculus circinatus</i> (ab 1m)	B	B	B	B	-	Phylib 2006: 26; Casper & Krausch 1981: 527	in meso- bis eutrophen, vorwiegend kalkreichen Gewässern
<i>Ranunculus circinatus</i> (bis 1m)	C	C	C	C	-	Phylib 2006: 26; Casper & Krausch 1981: 527	in meso- bis eutrophen Gewässern
<i>Ruppia cirrhosa</i>	-	B	B	B	B	Casper & Krausch 1980: 139	häufig in Gemeinschaft zu <i>Chara baltica</i> , gleiche Standortansprüche ableitbar
<i>Ruppia maritima</i>	-	B	B	B	B		keine Angaben
<i>Sparganium emersum</i>	B	B	-	-	-	Phylib 2006: 26; Rothmaler 2005: 934	in eutrophen bis mesotrophen Gewässern
<i>Spirodela polyrhiza</i>	B	B	B	-	-	Phylib 2006: 26	Eutrophierungszeiger
<i>Tolypella glomerata</i>	A	A	A	-	-	Phylib 2006: 26; Schmidt et al. 1996: 570	in oligo- bis mesotrophen Gewässern
<i>Tolypella nidifica</i>	-	-	-	B	B	Schubert & Blindow 2003: 231	in flachen Abschnitten eutrophierter Gewässer
<i>Ulva intestinalis</i>	-	C	C	C	C	Linne von Berg & Melkonian 2004: 348	in überdüngten stehenden und langsam fließenden, salzbelasteten Gewässern
<i>Ulva lactuca</i>	-	C	C	C	C	http://www.seaweed.ie/algae/ulva.las so	in nährstoffangereicherten Gewässern
<i>Zannichellia palustris</i> (ab 1m)	B	B	B	B	B	Phylib 2006: 26	Einschätzung in Anlehnung an Phylib sowie Erfahrungen aus ELBO
<i>Zannichellia palustris</i> (bis 1m)	C	C	C	B	B	Phylib 2006: 26	Einschätzung in Anlehnung an Phylib sowie Erfahrungen aus ELBO
<i>Zostera marina</i>	-	-	-	A	A	Schubert & Blindow 2003: 161; Krause 1997: 77	zusammem mit <i>Lamprothamnion papulosum</i> ; Zannichellia, <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Chara</i>



Anhang 2: Quellen der literaturbasierten Kategorisierung der Arten zur Erstellung der Referenzartlisten. A= typspezifisch, B= indifferent, C= Störanzeiger

Art	Phylib limnisch	Einstufung Strandseen				Quelle / Bezug für diese Einschätzung	Bemerkungen
		ST1	ST2	ST3	ST4		
							<i>baltica</i> in Seeland
<i>Zostera noltii</i>	-	-	-	A	A		Keine Angaben, vermutlich ähnlich <i>Z. marina</i> : zusammem mit <i>Lamprothamnion papulosum</i> ; Zannichellia, <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Chara baltica</i> in Seeland

Anhang 3:

Übersicht

Kartierung der Makrophytenvegetation zur Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Schwansener See (2007)

Kartierung der Makrophytenvegetation zur Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Sehlendorfer Binnensee (2007)

Kartierung der Makrophytenvegetation zur Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Neustädter Binnenwasser (2007)

Kartierung der Makrophytenvegetation zur Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Hemmelmarker See (2007)

Kartierung der Makrophytenvegetation zur Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Hemmeldorfer See (2007)

Kartierung der Makrophytenvegetation zur Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Windebyer Noor (2007)

Kartierung der Makrophytenvegetation zur Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie Großer Binnensee (2007)

Excel Datenblatt zur Kartierung 2007