

Sigrid SAGERT*, Uwe SELIG & Hans-Georg WAGNER

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

Bewertung von Strandseen anhand von Makrophyten

Biological assessment of macrophyte in non-tidal coastal lakes along the Western Baltic Sea (Germany)

Abstract

A classification system of macrophytobenthos for nontidal coastal lakes at the Baltic coast of Schleswig-Holstein (Germany) was developed according to guidelines of the European Water Framework Directive. The assessment system is based on the freshwater classification system for German lakes (Phylib). The species list for limnic systems was adapted to the specific conditions of shallow brackish systems. All potential species were grouped into three ecological categories: reference indicators, tolerant species, and disturbance indicators. The indicative capability of each species was derived from ecophysiological knowledge, historical observations, and recent mapping in seven coastal lakes at Schleswig-Holstein.

The new approach allows the registration of the disturbed state, regarding the depth distribution of macrophyte vegetation. The specific lists of reference species shows a balanced relation of reference species and disturbance indicator. The classification approach was tested in seven coastal lakes in 2007.

Keywords: coastal lakes, macrophytes, phytobenthos, ecological classification, Water Framework Directive

1 Einleitung

Strandseen sind hinsichtlich ihrer Morphologie und Hydrologie das Resultat von natürlichen Küstenbildungsprozessen. Sie entstehen durch Abtrennung einer Meeresbucht, z. B. bei der 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 insbesondere zu Beginn des 20. Jahrhunderts durch umfangreiche Maßnahmen zum Hochwasserschutz (Deichbauten, Dünenschüttungen und Wehre) große Teile des überflutungsgefährdeten Hinterlandes der Ostsee nahezu vollständig abgeriegelt. Die darauf folgende Verhinderung der periodischen Überflutungen (meist gekoppelt mit Drainage oder Schöpfwerksbetrieb) führte im Bereich der Strandseen zum Rückgang der ausgedehnten Salzwiesen- und Röhrichtgebiete bis hin zur

vollständigen Umwandlung des Gewässerumlandes in landwirtschaftliche Nutzflächen. Durch die veränderte Nutzung des Einzugsgebietes (EZG) und die zunehmende Aussüßung wurden die ehemals oligo- bis mesotrophen Strandseen zu eutrophen bis polytrophen Flachgewässern.

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) sieht eine Bewertung aller oberirdischen Standgewässer von mehr als 0,5 km² vor. Auf Grund ihrer Salinität und Morphologie nehmen Strandseen dabei eine Sonderstellung zwischen den limnischen Standgewässern und den brackigen Küstengewässern der Ostsee ein. Da große Strandseen in Deutschland nur in geringer Anzahl vorhanden sind, ist sowohl die Datenlage als auch die Kenntnis dieser Gewässer sehr gering. Dies dürften die Gründe dafür sein, dass Strandseen weder in den schon erarbeiteten Bewertungsinstrumentarien zu Küstengewässern (SCHUBERT et al. 2003) noch in denen für Seen (NIXDORF 2006; SCHAUMBURG et al. 2006; MISCHKE et al. 2007) berücksichtigt wurden. Letzteres schließt auf Grund des stark verminderten Artenspektrums „versauerte und versalzte bzw. natürlich stark salzhaltige Seen“ explizit von der Bewertung aus.

Somit bestehen für Strandseen aktuell erhebliche Defizite für die fristgerechte Umsetzung der EU-WRRL. Im Rahmen eines durch das Landesamt Schleswig-Holstein initiierten Projektes wurde deshalb für sieben Strandseen ein Bewertungsmodell für die Makrophytenvegetation erarbeitet (SAGERT et al. 2007), das sich an der Vorgehensweise für limnische Standgewässer orientiert.

2 Charakterisierung der Seen

Die sieben Strandseen befinden sich an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste (Abb. 1). Mit Ausnahme des Sehlendorfer Binnensees, sind alle Strandseen durch bauliche Maßnahmen in ihrem Austausch mit der Ostsee reguliert (LARSEN & POHL 2006), so dass die Seen hinsichtlich ihrer Salinität von nahezu limnisch bis zu α -mesohalin eingruppiert werden können (SAGERT et al. 2008).

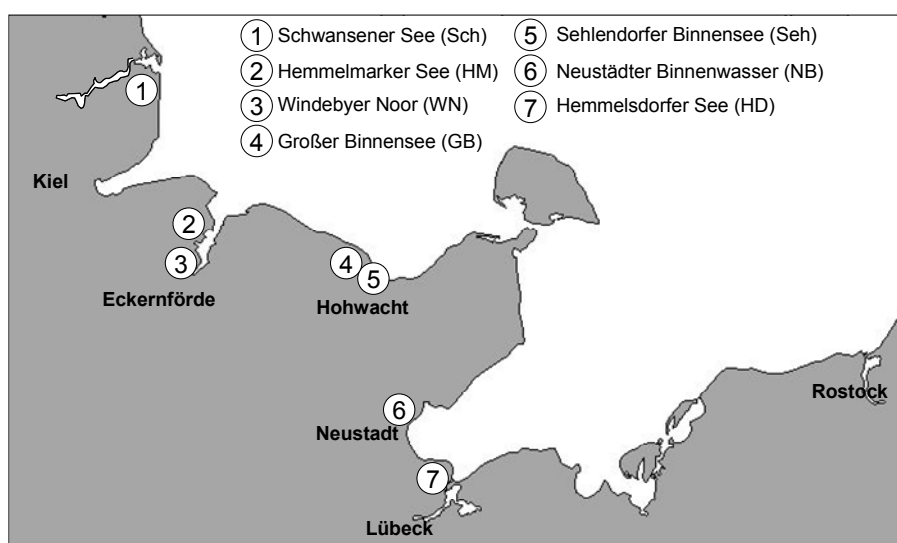


Abb. 1 Lage der untersuchten Strandseen entlang der schleswig-holsteinischen Ostseeküste.

Tab. 1 Hydrologisch-morphologische Parameter der untersuchten Strandseen (Seensteckbriefe des Landes Schleswig-Holstein, <http://www.umweltdaten.landsh.de>, Abkürzungen siehe Abb. 1). Die Salinitätsdaten basieren auf Messwerten des Seenmonitorings (in der Regel monatliche Beprobung von April bis September) des Landes Schleswig-Holstein (1:1996, 2:1997, 3:2001, 4:2002, 5:2006).

Name See	GB ⁴	HM ^{2,5}	HD ^{1,5}	NB ⁴	SchS ^{3,5}	SehS ^{3,5}	WN ⁴
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]	3,0	6,2	39,0	1,6	1,2	1,1	14,0
mittlere Tiefe [m]	1,9	3,1	5,2	0,9	0,85	0,5	6,4
mittlere Salinität [PSU]	0,4	0,8	0,7	6,2	4,5	8,5	1,4

Die unterschiedliche Hydrographie sowie die Größe des Einzugsgebietes (Tab. 1) spiegeln sich in den Salinitäten der Seen wider (Abb. 2). Vier der sieben Seen zeigen Salinitäten zwischen 0 und 3 PSU und sind damit als stark limnisch geprägt einzustufen. Der Sehlendorfer Binnensee, der Schwansener See und das Neustädter Binnenwasser sind durch den Austausch mit der vorgelagerten Ostsee gekennzeichnet.

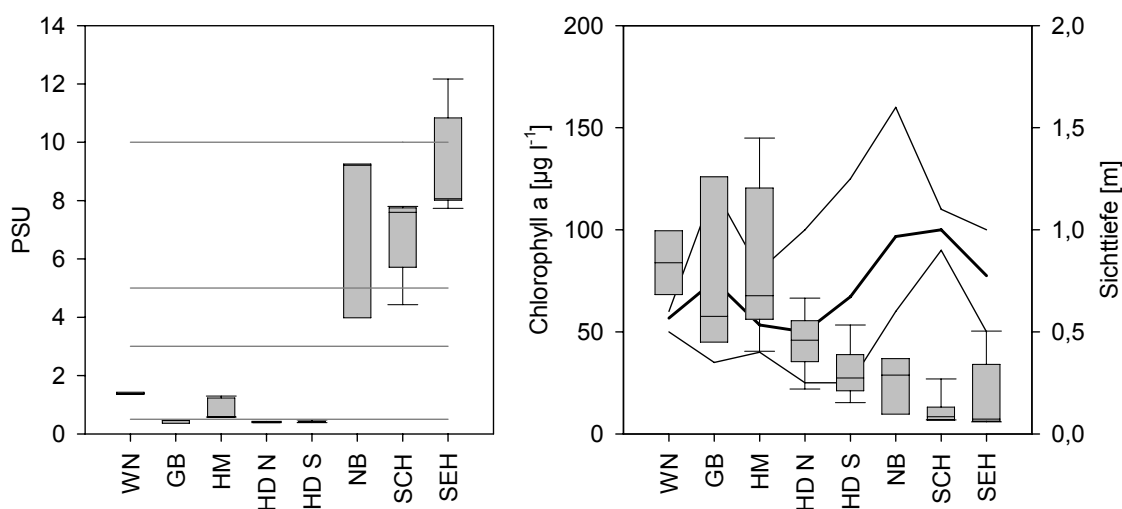


Abb. 2 Salinitäts- und Chl a-Werte der sieben untersuchten Seen. Dargestellt sind die Monitoringergebnisse der Monate Juli bis September aller Untersuchungsjahre eines Sees (siehe Tab. 1). Die Linien des Salinitätsdiagramms (linke Grafik) geben die Salinitätsgrenzen des Venedig-Systems an (CASPERs 1959). Salinität- und Chl a-Werte sind als Box-Whisker-Plots dargestellt, wobei die Boxen den Median (horizontale schwarze Linie) und das 25 bzw. 75 Perzentil darstellen. Die vertikalen T-Linien zeigen das 5 bzw. 95 Perzentil. Die Sichttiefe (rechte Grafik) ist als Mittelwert und Maximal- und Minimalband der untersuchten Jahre dargestellt.

Die sommerlichen Chlorophyll a-Werte (Chl a) weisen geringere Werte bei hohen Salinitäten (Abb. 2: SEH; SCH) auf, jedoch ist in allen Seen eine relativ große Variabilität zu beobachten. Die mittleren Sichttiefen liegen in allen Seen unterhalb von einem Meter, wodurch die Tiefenausbreitung der Makrophyten gegebenenfalls gehemmt werden könnte.

3 Typisierung

Der unterschiedlich große marine Einfluss in den untersuchten Strandseen (Abb. 2) zieht nicht nur eine Variabilität der Salinität nach sich, die für das Artenspektrum von entscheidender Bedeutung ist, sondern führt je nach Ausprägung des Wassereinzugsgebietes und dessen Nutzung 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 vorerst abgeschlossen (MATHES et al. 2002; REIMERS 2005). Da die Strandseen in ihren morphologisch-hydrologischen Eigenschaften zwischen diesen Gewässerkategorien stehen, wurde zunächst eine eigene Typologie entwickelt (SAGERT et al. 2008).

Tab. 2 Typologie der untersuchten Strandseen für das Untersuchungsjahr 2007. Die angegebenen Salinitäten geben den saisonalen Mittelwert des Untersuchungsjahres an (Sommer).

	ST 1	ST 2	ST 3	ST 4
	limnisch <0,5 PSU	β-oligohalin 0,5-3 PSU	α-oligohalin 3-5 PSU	β-mesohalin 5-10 PSU
Großer Binnensee	0,4 PSU			
Hemmelmarker See	0,1 PSU			
Hemmelsdorfer See	0,1 PSU			
Neustädter Binnenwasser				8,3 PSU
Schwansener See				8,4 PSU
Sehlendorfer Binnensee				9,2 PSU
Windebyer Noor		1,9 PSU		

Der Leitparameter der Typologie ist die Salinität, da sie die Artenzusammensetzung der Makrophyten als auch die Phytoplanktonbiomasse und das daraus resultierende Unterwasserlichtangebot (Sichttiefe) entscheidend prägt. Die unter die Umsetzung der EU-WRRL fallenden Seen zeigen eine potenzielle Salinitätsspanne von 0,5 bis etwa 10 PSU. Innerhalb dieser Spanne wurden vier Typen (ST 1 bis ST 4) festgelegt (Tab. 2). Da das hydrodynamische Regime der Strandseen annuellen Schwankungen unterliegt (vergleiche Tab. 1 und 2), wird die Typisierung des Sees spezifisch für die Gegebenheiten des Untersuchungsjahres vorgenommen.

4 Entwicklung des Makrophyten-Bewertungsverfahrens für Strandseen

Die Entwicklung des Bewertungsverfahrens für Strandseen erfolgte auf Basis des schon etablierten Phylib-Verfahrens zur Bewertung von Stillgewässern

(SCHAUMBURG et al. 2006). Dieses Verfahren zielt auf das Aufzeigen einer Gewässerdegradation als Abweichung von einem gewässertypspezifischen Optimalzustand (Referenzzustand). Dabei wird für die Qualitätskomponente Makrophyten der Referenzzustand eines Seentyps nicht direkt beschrieben. Die Bewertung erfolgt vielmehr anhand einer Beschreibung der quantitativen und qualitativen Ausbildung der Unterwasservegetation. Dies basiert auf der Eingruppierung der Arten in Referenzarten (A-Arten), Störungszeiger (C-Arten) und tolerante Arten (B-Arten). Der daraus abgeleitete zahlenmäßige Referenz-Index (RI) ist das Verhältnis der Summe der jeweiligen Bedeckung (Kohlerskala in KOHLER 1978) von A- und C-Arten zur Gesamtbedeckung aller Arten. Die Zuordnung einer Art zu einer der drei ökologischen Kategorien basiert im Wesentlichen auf der Indikation der Art gegenüber der Trophie. Grundlage dieses Bewertungskonzeptes war der von MELZER & SCHNEIDER (2001) erarbeitete Makrophytenindex zur Beschreibung der Trophie in bayrischen Seen.

Da für die untersuchten Strandseen keine historischen Daten vorlagen, sollte der limnische Ansatz einer Bewertung über spezielle Indikatorspezies auch für Strandseen geprüft werden. Auf Grund der Salinität der Gewässer und deren Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung der Vegetation waren jedoch umfangreiche Anpassungen notwendig, die sowohl die typspezifischen Artenlisten als auch die Kategorisierung der neu aufzunehmenden Arten betraf. Wegen der Besonderheiten in der Morphometrie der Gewässer (Flachheit) waren darüber hinaus auch Anpassungen der Kartierungs- und Berechnungsmethodik notwendig. Im Folgenden sollen die einzelnen Schritte bei der Anpassung des Verfahrens erläutert werden.

4.1 Erstellung der typspezifischen Artenlisten

4.1.1 Makrophytenbegriff

Im Phylib-Verfahren für limnische Standgewässer 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 fassen WEBER-OLDECOP (1974), WIEGLEB (1991), VAN DE WEYER (1999) und VAN DE WEYER (2006) alle makrophytischen Phanerogamen (Blütenpflanzen) und Kryptogamen (Farnpflanzen, Moose, Rotalgen, Armleuchteralgen, Grünalgen und Flechten sowie die Braunalgen, wenn sie zumindest teilweise submerse Formen ausbilden) unter dem Begriff Makrophyten zusammen. Für Strandseen wurde in Anlehnung an diese Definition und auf Basis des zu erwartenden natürlichen Arteninventars der im Phylib-Verfahren definierte Makrophyten-Begriff um die Großalgen verschiedener systematischer Gruppen erweitert.

Aus dieser Erweiterung des Makrophyten-Begriffs als auch auf Grund des veränderten Arteninventars im Vergleich zu limnischen Standgewässern ergab sich die Notwendigkeit der Erstellung neuer Artenlisten für Strandseen, die die vier salinitätsdifferenzierten Seentypen (Tab. 2, ST 1-4) berücksichtigen. Ausgehend von der Phylib-Taxaliste des Typs TKP (Tieflandseen Norddeutschlands) wurde das potenzielle Artenspektrum von Strandseen über die Sichtung umfangreicher Literatur- und Felddaten ermittelt. Dabei wurde zunächst eine Gesamtartenliste für Brackwasserseen erstellt. Die Aufspaltung der Gesamtliste in typspezifische Artenlisten erfolgte in einem nächsten Schritt.

4.1.2 Arteninventar der Strandseen

Das Phylib-Verfahren bewertet Seen des Typs TKP 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 Definition von Makrophyten zur Neuaufnahme weiterer Arten.

Zunächst wurde geprüft, ob chorologische Gründe für das Vorkommen bzw. Nichtvorkommen von Arten in Schleswig-Holstein sprechen. So wurden z. B. für *Chara filiformis*, *Elatine hexandra* und *Elatine triandra* weder aktuelle noch historische Angaben (CASPER & KRAUSCH 1980, 1981; KORNECK et al. 1996; HAMANN & GARNIEL 2002) aus dem Gebiet Schleswig-Holsteins gefunden, was zur Streichung dieser Arten führte (Tab. 3). Weiterhin konnten einige *Potamogeton*-Hybriden nicht berücksichtigt werden, deren Auftreten zwar auf Grund des Vorkommens der Elternarten für Schleswig-Holstein nicht völlig auszuschließen ist, für die jedoch belastbares Datenmaterial fehlt. Zusätzlich aufgenommen wurde hingegen die bei Phylib nicht bewertete Buckel-Wasserlinse (*Lemna gibba*), die in nährstoffreichen Stillgewässern weit verbreitet ist.

Daran anschließend wurden Literaturangaben zu rezent vorkommenden Arten ausgewertet (Tab. 3). Als rezent werden dabei Nachweise aus den vergangenen 20 Jahren angesehen (RAABE 1987; KORNECK, et al. 1996; CHRISTENSEN et al. 2000; STUHR 2000, 2001, 2002; HEINZEL & MARTIN 2006). Im Zuge dieser Analysen wurden vor allem Brackwasserarten wie *Ruppia cirrhosa* und *Zostera marina* in die Taxaliste der Strandseen integriert.

Tab. 3 Im Phylib-Verfahren bewertete Makrophyten des Seentyps TKP, 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.

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

Weiterhin wurde die Gesamtartenliste für Strandseen 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), *Najas intermedia* im Hemmeldorfer See (CASPER & KRAUSCH 1980), *Ranunculus baudotii* und *Ruppia maritima* im Sehlendorfer Binnensee (SEEMANN 1960; RAABE 1987; HÄRDITTE 1984; CHRISTENSEN et al. 2000).

Anschließend wurde geprüft, ob die Autökologie von Arten ein Vorkommen in Strandseen zulässt. Trotz ihres Vorkommens in Schleswig-Holstein wurden deshalb

z. B. *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* (Hartsubstratbewohner) von der ursprünglichen Phylib-Liste (TKP) gestrichen. Analog dazu wurden Arten aufgenommen, deren Vorkommen in den Strandseen aufgrund ihrer Ökologie und Verbreitung anzunehmen ist. Das wesentliche Auswahlkriterium war die Salinitätstoleranz 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.

In Anlehnung an die Definition von Makrophyten wurden zudem potenziell oder rezent auftretende Großalgen in die Gesamtartenliste integriert. 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 eine Bewertung unsicher gemacht. In diesem Kontext sind *Ulva lactuca*, *Ulva intestinalis* (syn. *Enteromorpha intestinalis*), *Fucus vesiculosus*, der im Sommer 2007 im Sehlendorfer Binnensee gefundene Neophyt *Gracilaria vermiculophylla*, Grünalgen der Gattung *Cladophora* und zwei Krustenrotalgen der Gattung *Hildenbrandia* aufgenommen. Aufgrund aktueller Funde in den Untersuchungsgewässern sind zudem das Wassernetz *Hydrodictyon reticulatum* und die regelmäßig im Brackwasser zu findende *Chaetomorpha linum* in die Listen eingefügt worden.

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 75 Arten der Phylib-Liste 36 Arten gestrichen (Tab. 3) und 27 Arten neu aufgenommen (Tab. 4).

Tab. 4 Neu in die Artenliste für Strandseen aufgenommene Taxa. Hinter den Artnamen ist das potenzielle (p: auf Grund autökologischer, historischer Befunde) und rezente (r: Kartierungen 2000, 2001, 2002, 2007) Vorkommen der Art in den sieben untersuchten Seen angegeben.

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

4.1.3 Ermittlung der Salinitätstoleranz und Einstufung der Arten in ökologische Kategorien

In einem zweiten Schritt der Überarbeitung wurde die so entstandene Gesamtartenliste auf ihre Gültigkeit innerhalb der vier ausgewiesenen Strandseentypen

(Tab. 2) verifiziert. Die Zuordnung der Arten zu einer der vier Salinitätsstufen erfolgte auf Grundlage einer Literaturstudie zur Salinitätstoleranz der Arten. Zusätzlich wurden die Monitoringdatensätze für Küstengewässer analysiert, um über die rezente Verbreitung der Arten Toleranzabschätzungen vornehmen zu können. Im Ergebnis entstanden vier typspezifische Listen, die alle potenziell vorkommenden Arten eines bestimmten Salinitätstyps enthalten.

Die potenziell vorkommenden Arten mussten dann in eine der drei trophie-differenzierten ökologischen Kategorien (Referenzart [A], tolerante Art [B], Stör-anzeiger [C]) eingeordnet werden. Dies betraf die neu in die Listen aufgenommen ebenso wie einige der bereits durch Phylib für limnische Seen eingruppierten Arten, jedoch wurde zunächst davon ausgegangen, dass eine bestehende Phylib-Kategori-sierung für den Seentyp TKP auch für Strandseen gültig bleibt. Ausnahmen bilden *Callitriche hermaphroditica* und *Najas intermedia*, von denen aus Deutschland vor allem Angaben aus oligo- bis schwach mesotrophen Gewässern vorliegen und die deshalb in Strandseen in die Kategorie A eingeordnet wurden (nach SCHAUMBURG et al. 2006 in Kategorie B).

Insbesondere für Arten der Kategorie A sollte keine Abwertung erfolgen. Die Eingruppierung von B- und C-Arten musste für Strandseen auf Grund der erhöhten Salinität kritisch geprüft werden. Dies basiert auf der Annahme, dass sich mit zuneh-mender Salinität ggf. eine verstärkte Trophiesensitivität durch Einengung der Opti-mumsgrenzen oder durch veränderte Konkurrenzverhältnisse ergibt. Insbesondere Characeen dürften hiervon betroffen sein (BLÜMEL et al. 2002). 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 kalkarmen Klarwasserseen auf. Findet sie sich hingegen in einem nährstoff-reichen und brackwasserbeeinflussten, also elektrolytangereicherten Strandsee, am Rande ihres Verbreitungsschwerpunktes, sollte sie als Art der Kategorie A eingestuft werden. Bei insgesamt sieben Arten war eine abweichende Bewertung von der bereits bestehenden Phylib-Einstufung notwendig (Tab. 5).

Tab. 5 Von der Phylib-Bewertung des Seentyps TKP abweichend kategorisierte Arten. Die Angaben „bis“ und „ab“ 1 m beziehen sich auf unterschiedliche Kategorisierungen in Abhängigkeit von der maximalen Tiefenverbreitung der Art.

Art	(T _{KP})	Strandseentyp	Begründung	Quelle
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	B	A	vorrangig in meso- bis oligotrophen Gewässern	CASPER & KRAUSCH (1981)
<i>Chara contraria</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST 2)	in meso- bis eutrophen Gewässern	KRAUSE (1997)
<i>Chara virgata</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST 3)	in elektrolytarmen Moorseen und kalkarmen oligotrophen Klarwasserseen	KRAUSE (1997)
<i>Lemna gibba</i>		C	Zeiger für Abwasserbelastung	CASPER & KRAUSCH (1980)
<i>Najas intermedia</i>	B	A	eutrophierungsempfindlich	PHILIPPI (1998)
<i>Potamogeton lucens</i> (bis 1 m)	B	A (ab ST 2)	bei höherer Trophie ausfallend	CASPER & KRAUSCH (1980)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	B	A (ab ST 2)	in meso- bis eutrophen Gewässern	CASPER & KRAUSCH (1980)

Die Gesamtliste aller in der jeweiligen Tiefenstufe zu erwartenden Taxa und ihre Einstufung in eine der drei ökologischen Kategorien zeigt Tab. 6. Sie ist die wesentliche Grundlage der Bewertung. Es ist jedoch anzumerken, dass, wie in allen anderen Bewertungsverfahren auch, eine Fortschreibung der Listen erfolgen muss, die die Ergebnisse zukünftiger Praxistests als auch die Fortschreibung der wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Ökologie der einzelnen Arten berücksichtigt.

Tab. 6 Typspezifische Artenlisten für Strandseen. Die Angaben „bis“ und „ab“ 1 m beziehen sich auf unterschiedliche Kategorisierungen in Abhängigkeit von der maximalen Tiefenverbreitung.

Art	T _{KP} -Phylib	Strandseentyp			
		ST 1	ST 2	ST 3	ST 4
<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	
<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		

Art	TKP-Phylib	Strandseentyp			
		ST 1	ST 2	ST 3	ST 4
<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
<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

Die aktuelle Liste der potenziellen und rezenten Makrophyten in allen Strandseentypen Schleswig-Holsteins umfasst 66 Arten. Im Vergleich dazu lagen der ursprünglichen Phylib-Artenliste für den limnischen Seentyp TKP 75 Arten zu Grunde. Blieben die Großalgen (außer Characeen) wie im Phylib-Verfahren unberücksichtigt, würde sich das Artenspektrum um 14 Arten verringern. Von den 66 Arten sind naturgemäß nicht alle in jedem der vier Strandseentypen zu erwarten. 55 von ihnen können im limnischen Typ ST 1 auftreten, 51 im α -oligohalinen Typ ST 2, 40 im β -oligohalinen Typ ST 3 und 38 im β -mesohalinen Typ ST 4.

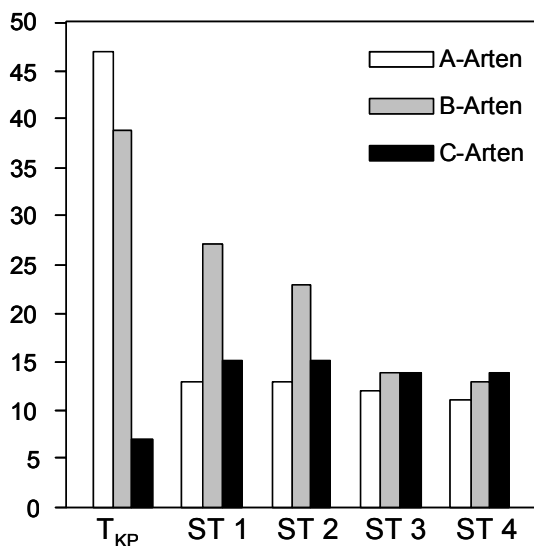


Abb. 3 Anteil der Arten der ökologischen Kategorien A, B und C am potenziellen Inventar des jeweiligen Seentyps. Durch die Tiefenstufendifferenzierung sind Mehrfachnennungen der Arten möglich.

Bei einer differenzierten Betrachtung der Arten der ökologischen Kategorien A, B und C in den verschiedenen Seentypen (Abb. 3) ist zu erkennen, dass das Bewertungssystem für den Seentyp TKP auffällig wenige Störungszeiger enthält. Demgegenüber liegt die Zahl der potenziell möglichen C-Arten in Strandseen mit 14 bis 15 je nach Strandseentyp doppelt so hoch wie im Seentyp TKP mit sieben. Im Extremfall können in einem See des Typs TKP fast sieben Mal mehr Referenzzeiger auftreten als Störungszeiger, was in der Bewertung durchaus zu Verschiebungen führen könnte (ggf. eine zu positive Bewertung der Seen). Für Strandseen liegt eine deutlich gleichmäßigere Verteilung der Artengruppen vor, die sich in erster Linie durch die Berücksichtigung der makrophytischen Algen ergeben.

4.2 Anpassung der Bewertungsmethodik

Zur Bewertung auf Basis der typspezifischen Artenlisten wurde der Formelapparat des Phylib-Verfahrens (SCHAUMBURG et al. 2006) zu Grunde gelegt. In Abweichung vom Phylib-Verfahren wurde für Strandseen empfohlen, die Häufigkeit der einzelnen Pflanzenarten nicht mittels einer fünfstufigen Skala nach KOHLER (1978) zu schätzen, sondern mit Hilfe der feineren neunteiligen Skala nach BRAUN-BLANQUET (1964) zu erfassen (Tab. 7).

Die Nachteile der Kohler-Skala liegen vor allem in der unspezifischen Erfassung von Einzelpflanzen (Stufe 1 und 2) und von Deckungsgraden über 50% (Stufe 5: massenhaft). 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. Da kein spezieller Formelapparat zur Bewertung der Strandseen entwickelt wurde, erfolgt für eine spätere Berechnung der Bewertungsindizes eine Transformation in die Kohler-Skala (Tab. 7). Diese Vorgehensweise scheint zunächst kompliziert, jedoch erlaubt sie, dass zukünftige Erfassungen eine hohe Genauigkeit aufweisen und die Kenntnisse zur Variabilität der Bedeckung in die Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens einfließen können.

Tab. 7 Vergleich der verschiedenen Schätzskalen zur Bestimmung der Deckung. Grundlage sind die Angaben bei LONDO (1975), BRAUN-BLANQUET (1964), WILMANN'S (1989), DIERSSEN (1990) und VEIT & KOHLER (2006). (Ex. = Exemplar bzw. Individuum)

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

Im Rahmen des Phylib-Verfahrens erfolgt eine Gesamtbewertung des jeweiligen Transektes und nicht seiner einzelnen Tiefenstufen. Für die Berechnung werden die Quantitäten (Q, dritte Potenz der Kohlermenge) aller A-, B- und C-Arten im Transekt addiert und nach Gl. 1 verrechnet.

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

Gl. 1 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.

Abweichend vom Phylib-Verfahren wird in Strandseen bei gleicher Formel für jede beprobte Tiefenstufe (Tab. 8) ein separater Referenzindex (RI) berechnet. Diese Vorgehensweise begründet sich damit, dass durch die Flachheit der Strandseen ggf. extrem große Aufnahmeflächen der Makrophytenvegetation entstehen. So können sich in Strandseen einzelne Tiefenstufen über viele Meter ins Gewässer erstrecken bevor die nächste Tiefenstufe erreicht wird. Bei einer durchschnittlichen Breite eines Transektes von 20-30 Metern kommen so z. T. Aufnahmeflächen von mehr als 1.000 m² 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.

Durch die Summierung der Transektdaten wird im Phylib-Verfahren zudem die tiefenabhängige Degradation der Vegetation nur ungenügend berücksichtigt. So könnte z. B. eine gute Ausprägung der Flachwasservegetation einen schlecht ausgebildeten Tiefenbereich (Merkmal von Degradation) in der Transektbewertung egalieren. Bei isolierter Betrachtung von Tiefenstufen werden jedoch vier bis acht tiefenabhängige Einzelbewertungen pro Transekt erhoben (Tab. 8), so dass die Tiefenausbreitung der Vegetation als ein wesentliches Bewertungskriterium berücksichtigt

wurde. Die Umrechnung des RI in den M_{MP} -Wert (skalierter Referenzindex, Skala von 0-1, Gl. 2) erfolgt in Analogie zum Phylib-Ansatz.

Aus dem M_{MP} -Wert der jeweiligen Tiefenstufe wird die ökologische Zustandsklasse über Indexgrenzen abgeleitet. Da die Datenlage für Strandseen eine neue Festsetzung der Indexgrenzen nicht erlaubte, wurden die Indexgrenzen des Phylib-Seentyps TKP für alle Strandseentypen übernommen (Tab. 9).

Tab. 8 Tiefenklassendifferenzierung für die Bewertung von Strandseen

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. 9 Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen für Makrophyten im Seentyp Strandsee. (nach SCHAUMBURG et al. 2006). MVÖ = Makrophytenverödung, Q_{ges} = Mindestquantität

Ökologische Zustandsklasse	Klassengrenzen M_{MP}
1 - sehr gut	1,00-0,76
2 - gut	<0,76-0,51
3 - mäßig	<0,51-0,26
4 - unbefriedigend	<0,26-0,00
5 - schlecht	MVÖ; $Q_{ges} < 8$

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 von einer vollständigen Bedeckung ausgegangen werden kann. Sollte der begründete Verdacht einer natürlichen Ursache der Makrophyten-Verödung bestehen, wird die Tiefenstufe nicht in die Bewertung einbezogen. Liegt die Mindestquantität (siehe Tab. 9) unter acht, wird ebenfalls von einer Makrophyten-Verödung ausgegangen und die Tiefenstufe mit der Zustandsklasse „5“ bewertet.

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

Gl. 2 Berechnung des M_{MP} nach SCHAUMBURG et al. (2006). M_{MP} = skalierter Referenzindex; RI_{Seen} = typbezogener berechneter Referenzindex Seen

Weitere Anpassungen waren in der Mittelwertbildung der Einzelbewertungen nötig. Während im Phylib-Verfahren die Transekte durch Mittelwertbildung den Gesamtzustand des Sees charakterisieren, müssen in Strandseen durch die gesonderte Betrachtung der Tiefenstufen mehrere Mittelwertbildungen erfolgen. Dazu werden zunächst die Bewertungen der einzelnen Tiefenstufen durch Mittelwertbildung zu Tiefenklassen zusammengefasst (Tab. 8). Dieser Schritt lässt die Möglichkeit offen, bei einer Mindestzahl von vier Tiefenstufen, auch in größeren Tiefenabständen als 0,25 m (0,5 m) zu beproben (z. B. aus gewässermorphologischen Gründen) und trotzdem eine Vergleichbarkeit der Mittelwerte der Transekte 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 und die Mindestzahl von vier bewerteten Tiefenstufen einzuhalten. In diesen Seen werden gegebenenfalls weniger als vier Tiefenklassen zusammengefasst aber mindestens vier Tiefenstufen (Tab. 8) bewertet.

Grundsätzlich erfolgt in Strandseen keine Bewertung einer Tiefenstufe bzw. Tiefenklasse, in der Röhricht entwickelt ist (Tab. 10), es sei denn, es ist so dünn ausgebildet, dass hier dennoch bewertungsrelevante Makrophyten auftreten. Die auf zwei Dezimalstellen berechneten Werte der Tiefenklasse werden wiederum durch Mittelwertbildung zur Gesamtbewertung des Transektes zusammengefasst. Die Bewertung des Sees erfolgt in Analogie durch Mittelwertbildung der Einzeltransekte. Um die Bewertung der Tiefenstufen und Transekte möglichst genau in die Mittelwertbildung einfließen zu lassen, wird erst die Bewertung des Gesamtgewässers auf ganze Klassen gerundet.

Tab. 10 Beispiel einer tiefenstufenabhängigen Bewertung im Vergleich zur Transektbewertung nach SCHAUMBURG et al. 2006). $Q_{A,B,C,ges}$ = Quantität der jeweiligen Kategorie, RI = Referenzindex; M_{MP} = skaliertes Referenzindex, nb = nicht bewertet, Uvg = untere Verbreitungsgrenze.

Tiefenstufe [m]	Tiefenklasse	Q_A	Q_C	Q_B	Q_{ges}	RI	M_{MP}	Bewertung Tiefenstufe	Bemerkung	Bewertung Tiefenklasse
0,25	I	0	0	0	0			nb	Röhricht	2,00
0,50		27	8	35	70	27,14	0,64	2		
0,75		27	8	27	62	30,65	0,65	2		
1,00	II	8	16	27	51	-15,69	0,42	3		2,50
1,25		0	8	15	23	-34,78	0,33	3		
1,50	III	0	8	0	8	-100	0	4		3,50
1,75		0	4	0	4	-100	0	5		
2,00	IV	0	0	0	0			5	$Q_{ges} < 8$; Uvg	5,00
Gesamtbewertung Transekt nach Strandseenansatz										3,25 (mäßig)
Transektbewertung nach Phylib		Q_A	Q_C	Q_B	Q_{ges}	RI	M_{MP}	Bewertung Transekt:		2 (gut)
		62	52	104	218	4,59	0,53			

Wie beim Phylib-Verfahren sind bei Strandseen für eine sichere Bewertung erforderlichen Mindestquantitäten (dritte Potenz der Kohlermenge) erforderlich. Das Phylib-Verfahren fordert eine Mindestquantität von 35. Diese ist unter der Annahme von einer Art nur mit Bedeckungen oberhalb 25% ($Q=64$), oder bei zwei Arten mit Bedeckungen von zwei bzw. drei Kohlereinheiten zu erreichen ($2^3+3^3=35$). Nach diesem Verfahren gilt somit eine 30%-ige Bedeckung (Tab. 7) mit zwei Arten noch als kritisch. Bei Unterschreitung dieser Mindestquantität (bezogen auf den gesamten Transekt), geben SCHAUMBURG et al. (2006) an, für den Transekt eine Makrophyten-Verödung „zu prüfen“ bzw. „die Bewertung als unsicher einzustufen“. Unter welchen Maßgaben dies erfolgen soll, wird nicht näher erläutert. 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 acht festgelegt werden. Dies entspricht einer Bedeckung (ggf. einer einzelnen Art) von 1-5%. Unterhalb dieses Wertes ist von einer massiven

Schädigung bzw. Makrophyten-Verödung auszugehen. Die Bewertung „schlechter Zustand“ (Klasse 5) erfolgt für einzelne Tiefenstufen demnach wenn a) die Grenzquantität von acht unterschritten wird und b) in der Tiefenstufe keine Makrophyten auftreten (Makrophyten-Verödung).

Eine mathematische Berechnung der ökologischen Zustandsklasse „5“ in einer Tiefenstufe ist demnach nicht vorgesehen, sie wird ausschließlich definitionsbedingt vergeben. Für die Gesamtbewertung des Transektes und des Sees (Mittelwerte der Tiefenstufen/Tiefenklassen 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 bei einer Mindestquantität zwischen acht und 35 eine mehrmalige Untersuchung des Sees im Bewertungszeitraum (ggf. jährlich) stattfinden.

5 Bewertung der sieben Strandseen anhand der Makrophytenkartierung 2007

Die Makrophytenvegetation der sieben Strandseen wurde im Jahr 2007 erstmals gleichzeitig kartiert. Insgesamt wurden 33 Makrophyten nachgewiesen. Lediglich *Ulva intestinalis* kommt in allen sieben Gewässern vor, weitere drei Arten (*Cladophora glomerata*, *Potamogeton pectinatus* und *Zannichellia palustris*) treten in fünf bis sechs Seen auf.

Somit sind in den Strandseen derzeit nur salztolerante, euryöke Makrophyten, die z. T. als Schmutzwasserzeiger gelten (CASPER & KRAUSCH 1980; ROTHMALER 2005) weit verbreitet. Arten der Kategorie A fehlen weiträumig oder treten nur gelegentlich in geringen Deckungen auf wie u. a. *Chara globularis* ab 1 m (HD) oder *Chara aspera* (WN).

In vier der sieben Untersuchungsgewässer überwiegen im Jahre 2007 indifferente Arten. Im Sehlendorfer Binnensee und dem Neustädter Binnenwasser überwiegen die störungsanzeigenden Arten. Einzig im Hemmelmarker See konnten mehr A- als C-Arten gefunden werden (Abb. 4). 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 drei Untersuchungsgewässern des Typs ST 4). Als Art der Kategorie B ist *Potamogeton pectinatus* in sechs Gewässern zu finden. Das Gesamtinventar der Seen weist derzeit fünf Arten der ökologischen Kategorie A, 23 Arten der Kategorie B und 11 Arten der Kategorie C auf.

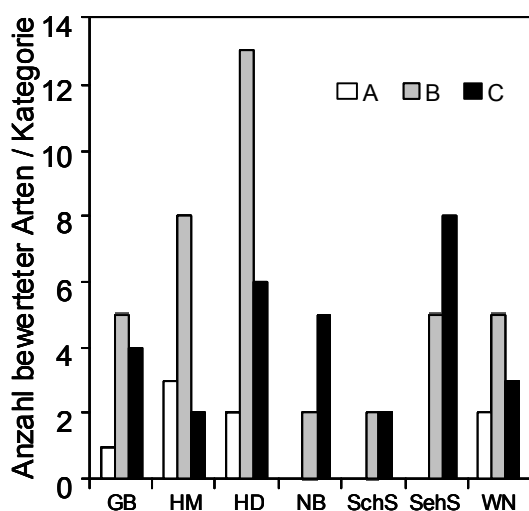


Abb. 4 Anzahl der Arten je ökologischer Kategorie und See für die Kartierung 2007. Durch die Tiefenstufendifferenzierung sind Mehrfachnennungen der Arten möglich. (Seenkürzel siehe Abb. 1).

Tiefenbereiche unterhalb 2 m können, bedingt durch die Morphometrie, nur in drei der sieben Strandseen besiedelt sein. 2007 lag mit dem Vorkommen von *Potamogeton*

perfoliatus im Windebyer Noor 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 *Potamogeton crispus* im Hemmeldorfer See bei 2,1 m gefunden werden. Dichte Makrophytenbestände waren in keinem der Seen unterhalb von 1,5 m zu beobachten.

In allen Seen wurde eine stark mosaikartige und schlecht ausgeprägte Besiedlung der Makrophyten festgestellt. Vielfach konnten, gerade in den sehr flachen Seen (Sehlendorfer Binnensee, flache Bereiche des Großen Binnensees) ausgedehnte Schlammansammlungen beobachtet werden. Die größten Deckungen der Vegetation wurden im Schwansener See und im Sehlendorfer Binnensee erreicht. Tab. 11 stellt die zusammenfassende Bewertung der Seen anhand der Komponente Makrophyten dar.

Tab. 11 Zusammenfassende Bewertung der untersuchten Strandseen anhand der Komponente Makrophyten (Abkürzungen siehe Abb. 1).

Name See	GB	HM	HD	NB	SchS	SehS	WN
Typ 2007	ST 1	ST 1	ST 1	ST 4	ST 4	ST 4	ST 2
bewertete Transekte	19	8	12	9	6	8	16
ökologischer Zustand	4,6 (5)	4,2 (4)	4,0 (4)	3,6 (4)	3,1 (3)	3,8 (4)	3,8 (4)

Der aktuelle Zustand des Großen Binnensees muss im Untersuchungsjahr 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. In allen Untersuchungsgewässern sind aufgrund der derzeitigen Situation Maßnahmen zur Erreichung des geforderten „guten ökologischen Zustandes“ erforderlich.

6 Ausblick und Defizitanalyse

Die in diesem Projekt vorgeschlagene Bewertungsstrategie für Strandseen basiert im Wesentlichen auf dem Phylib-Verfahren. Dies bietet den Vorteil, dass die Bewertung und Methodik der Vegetationskartierung für limnische Standgewässer im Wesentlichen auf Strandseen übertragbar ist. Die Erfahrungen mit der Erprobung des Phylib-Verfahrens zeigen jedoch auch, dass durch regions- und seespezifische Besonderheiten immer wieder Überarbeitungen stattfinden müssen. Das vorliegende Bewertungsverfahren basiert auf einer geringen Datengrundlage, die hauptsächlich die letzten 10 Jahre betrachtet und somit bereits starken anthropogenen Einflüssen unterliegt.

Da historische Daten nur in geringem Umfang verfügbar waren, anthropogen unbelastete Vergleichsgewässer fehlen und international bisher keine Bewertungsmodelle für den speziellen Lebensraum Strandsee entwickelt worden sind, ist die Beschreibung des Referenzzustandes nicht möglich. Dieser kann derzeit nur indirekt über den mathematischen Zusammenhang aus der Berechnung des Referenz-

indexes 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 zu 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 annuellen Zyklen. Um den enormen Forschungsbedarf auf diesem Feld auszugleichen und Bewertungssysteme wirklich belastbar zu gestalten, ist deshalb ein intensiver Praxistest des Systems nötig.

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 ihrer Salinität typisiert worden. Dahinter steht auch der Gedanke, dass geringere Salinitäten 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 potenziell natürlichen Nährstoffhaushalt in Abhängigkeit vom Austauschgeschehen und der internen Belastung dringend angeraten und für weiterführende Maßnahmepläne unerlässlich.

Danksagung

Das Projekt wurde vom Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein gefördert. Die vollständigen Berichte zur Erstellung des Bewertungskonzeptes und zur Kartierung 2007 können beim Auftraggeber angefordert werden.

An dieser Stelle sei Herrn Dipl.-Biol. Peter Möller für seine Unterstützung bei den Kartierarbeiten ganz herzlich gedankt. Besonderer Dank gebührt auch Herrn Dr. Klaus van de Weyer für die fachliche Hilfe bei der Entwicklung des Bewertungsansatzes.

Literatur

- Blümel, C., A. Domin, J. C. Krause, M. Schubert, U. Schiewer & H. Schubert, 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. & U. Raabe, 2004. Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13: 09-26.
- Braun-Blanquet, J., 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Aufl. Springer Verlag, Wien.
- Casper, S. J. & H.-D. Krausch, 1980. Pteridophyta und Anthophyta. Teil 1: Lycopodiaceae bis Orchidaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 23, Stuttgart, New York: 1-403.
- Casper, S. J. & H.-D. Krausch. 1981. Pteridophyta und Anthophyta. Teil 2: Saururaceae bis Asteraceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 24, Stuttgart, New York: 404-942.
- Caspers, H., 1959. Vorschläge einer Brackwassernomenklatur ("The Venice System"). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 44: 313-315.
- Christensen, E., R. Grimm & P. Sackwitz, 2000. Flora und Avifauna des NSG „Sehendorfer Binnensee und Umgebung“. Rundbriefe zur Botanischen Erfassung des Kreises Plön 9: 2-60.
- Dierssen, K., 1990. Einführung in die Pflanzensoziologie – Vegetationskunde. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

- Hamann, U. & A. Garniel, 2002. Die Armeleuchteralgen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 50 pp.
- Härdtle, W., 1984. Vegetationskundliche Untersuchungen in Salzwiesen der ostholsteinischen Ostseeküste. Mitteilungen der Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 34: 1-142.
- Heinzel, K. & C. Martin, 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, 78 pp.
- Kohler, A., 1978. Wasserpflanzen als Bioindikatoren. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 11: 259-281.
- Korneck, D., M. Schnittler & I. Vollmer, 1996. Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 21-187.
- Krause, W., 1997. Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, Band 18: 1-202.
- Larsen, O. & C. Pohl, 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-Schleswig-Holstein, 121 pp.
- Londo, G., 1975. De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. - Gorteria 7: 101–106.
- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg, 2002. Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Deneke, R., & B. Nixdorf (eds): Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002: 15-23.
- Melzer, A. & S. Schneider, 2001. Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung in Seen. In Steinberg, C. E., Calmano, Klapper, H., Wilken (eds): Handbuch angewandte Limnologie, Ecomed-Verlag, Stuttgart: 1-13.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2007. Bundesweiter Praxistest – Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Seen zur Umsetzung der WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt O5.05, 114 pp.
- Nixdorf, B., 2006. Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht LAWA, 190 pp.
- Philippi, G., 1998: Najadaceae. In Sebald, O., S. Seybold, G. Philippi & A. Wörz (eds): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 7, spezieller Teil (Spermatophyta, Unterklassen Alismatidae, Liliidae Teil 1, Commelinidae Teil 1) Butomaceae bis Poaceae. Stuttgart: 595 pp.
- Raabe, E. W., 1987. Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. Dierssen, K. & U. Mierwald. [eds], Neumünster, 654 pp.
- Reimers, H.-C., 2005. Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. In: Feld, C., S. Rödiger, M. Sommerhäuser & G. Friedrich (eds.): Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. Limnologie aktuell 11: 37-45.
- Rothmaler, W., 2005: Exkursionsflora von Deutschland 4. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. 10. Auflage. Heidelberg, 980 pp.
- Sagert, S., C. Porsche & U. Selig, 2008. Die Typologie im Kontext der Bewertungsverfahren für die deutsche Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 7-24.
- Sagert, S., U. Selig, & H.-G. Wagner, 2007. Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponente Makrophyten, Projektbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 4121.3-2006-511 F, 78 pp.
- Schaumburg, J., U. Schmedtje, B. Köpf, C. Schranz, S. Schneider, D. Stelzer & G. Hofmann, 2006. Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos - Stand September 2006. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 45 pp.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert, U. Selig, M. Bahnwart, S. Bauer, A. Domin & J. C. Krause, 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, 183 pp.

- 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: 353-364.
- 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. 100 pp.
- 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. 148 pp.
- 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. 256 pp.
- van de Weyer, K., 1999. Makrophyten. In Friedrich, G. & W. von Tümpling (eds): Allgemeine Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung 2, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 198-219.
- 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. 107 pp.
- Veit, U. & A. Kohler, 2006. Methoden zum Monitoring der Makrophyten-Vegetation in Fließgewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsband 2006: 378-382.
- Weber-Oldecop, D. W., 1974. Makrophytische Kryptogamen in der oberen Salmonidenregion der Harzbäche. Archiv für Hydrobiologie 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.
- Wilmanns, O., 1989. Ökologische Pflanzensoziologie. 5. Aufl. Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.