



Ergebnisse der Makrophytenkartierung Brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiestufensystem der TGL

Alexandra Hoesch, Manfred Buhle

Zusammenfassung

Im Rahmen der Pilotstudie Artenschutzmonitoring an Seen wurden 24 Seen auf ihre Makrophytenvegetation hin untersucht. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Makrophytendaten mit den hydrologischen Daten der Gewässer zu vergleichen und einen Makrophytenindex für Brandenburg zu erstellen. Dazu wurde das modifizierte Trophiestufensystem des Fachbereichsstandards der TGL 27885/01(1982) herangezogen, das vom Gewässerkataster Brandenburg angewandt wird. Für den Vergleich wurden folgende fünf in Brandenburger Seen häufig auftretende Arten ausgewählt: *Ceratophyllum demersum*, *Nitellopsis obtusa*, *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus circinatus*.

Die durchschnittlichen Deckungsgrade wurden mit den Trophiestufen und den Tiefen, in denen die Arten auftraten, verglichen. Es zeigte sich eine deutliche Tiefenabhängigkeit: mit zunehmender Wachstumstiefe der jeweiligen Art nahm die Trophiestufe der Gewässer ab. Die Beziehung zwischen den Makrophytengrenzen und den Trophiestufen der Seen lassen sich optimal durch ein Polynom zweiter Ordnung mit Korrelationskoeffizienten $>0,99$ und einer Wahrscheinlichkeit von $P > 99,9\%$ ausgleichen. Als limitierender Faktor für die Tiefenverbreitung der Makrophyten ist die Lichtpenetration anzunehmen, die in den Untersuchungsgewässern hauptsächlich von der Phytoplanktondichte abhängig ist. Diese Größe geht als Meßwerte

von Chlorophyll a, neben der ortho- und Gesamtphosphatkonzentration bei phosphorlimitierten Gewässern und der durchschnittlichen Sichttiefe in die modifizierte Trophiestufenberechnung ein.

Das Verhältnis der Deckungsgrade der einzelnen Arten zu den Trophiestufen ergibt oft keine eindeutige Korrelation und kann für die Indikatorgruppenzuweisung innerhalb des Brandenburger Makrophytenindex nur Anhaltspunkte liefern. Dieses Ergebnis läßt sich in der Hinsicht erklären, daß die makrophytischen Arten nicht wie das Plankton allein von den hydrochemischen Parametern als Nährstoffquelle abhängen. Wie umfangreiche Untersuchungen zeigen, beziehen Makrophyten mehr Nährstoffe aus dem Sediment als aus dem Wasser. Als Vermittler zwischen Sediment und Wasserkörper sollten die Makrophyten als eigenständiger Parameter mit in die Trophieklassifizierung eingehen, wie dies beim ursprünglichen Fachbereichsstandard der TGL 27885/01 (1982) der Fall war.

1. Einleitung

Pflanzen benötigen, um wachsen und leben zu können, einen geeigneten Lebensraum, der für jede Art spezifisch ist. Das gilt sowohl für terrestrische als auch submerse Pflanzen. Inwieweit die Unterwasservegetation von der Wasserqualität oder vom Sediment abhängig ist, ist viel diskutiert worden (PEARSALL 1920, ARENS 1933; LITTLEFIELD & FORSBERG 1965; BARKO & SMART 1986; ANDERSON & KALFF 1988). In dieser Arbeit wird das Auftreten einiger häufiger Arten mit hydrochemischen

und hydrophysikalischen Werten verglichen. Diesem Zusammenhang wurde in den letzten Jahrzehnten Aufmerksamkeit geschenkt (MELZER 1976, 1988, 1991; PIETSCH 1972; WIEGLEB 1978, TRAPP 1995) und die Bedeutung der Makrophyten für den Naturschutz und die Bioindikation zunehmend erkannt. Als Primärproduzenten sollten die Makrophyten zusammen mit dem Phytoplankton das Hauptkriterium zur Trophiebestimmung bilden. Inwieweit die photosynthetische Produktionsleistung beim Phytoplankton oder den submersen Makrophyten liegt, ist abhängig von der Morphologie und der Nährstoffsituation des Gewässers. In tieferen Seen wird die Primärproduktion vom Phytoplankton beherrscht, Seen mit größeren Flachwasserzonen (< 6 m Tiefe) sind von Makrophyten dominiert (PORCELLA et al. 1979). In extrem nährstoffarmen Seen sind wenig Makrophyten enthalten, z.B. in neu entstandenen Baggerseen oder ultra-oligotrophen Alpenseen. Bei anfänglicher Nährstoffzufuhr nehmen die Makrophyten zu, bis zu einer Stufe der Eutrophierung, in der die submerse Vegetation durch die Beschattung des sich vermehrenden Phytoplanktons zurückgeht.

Dennoch werden bei den meisten beschreibenden Modellen zur trophischen Einstufung, wie nach SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978) und im TSI nach CARLSON (1977), um nur zwei zu nennen, die Makrophyten nicht berücksichtigt. Hingegen wird die Chlorophyll a - Menge in den oben genannten Modellen und vielen anderen, wie OECD (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982) oder TGL (1982), aufgenommen und als Hauptkriterium



für die Trophieeinstufung sogar einer besonderen Wichtung unterzogen (MIETZ et al. 1995, HAMM 1995). Die Chlorophyllbestimmung hat sich jedoch als störanfällig erwiesen (SCHRÖDER & SCHRÖDER 1978), da erhebliche jahresperiodische Schwankungen auftreten und der Chlorophyllgehalt einzelner Phytoplanktonpopulationen unterschiedlich sein kann. Die Makrophyten beschreiben aufgrund ihrer längeren Lebensdauer den Zustand eines Gewässers genauer und geben sozusagen eine Integration der Wasserverhältnisse über einen längeren Zeitraum wieder. Nach einmaliger Erhebung im Hochsommer sind Wiederholungsuntersuchungen erst nach 5 - 10 Jahren notwendig, soweit keine tiefgreifenden anthropogenen Veränderungen im Einzugsbereich des Gewässers stattgefunden haben. Weiterhin sind die submersen Makrophyten ortskonstant und punktförmige Belastungsquellen, wie Einleitungen und Zuflüsse, als auch flächige Belastungen, wie Fischhalterungsanlagen, Häfen oder Badestrände, zeigen sich unmittelbar in einer veränderten Artenzusammensetzung. In dieser Hinsicht erweist sich die Makrophytenkartierung als gute und auch notwendige Ergänzung zur wasserchemischen Analyse, in der meist ein Tiefenprofil über der tiefsten Stelle des Gewässers und teilweise auch Querprofile erhoben werden. Diese im Freiwasser ermittelten Werte geben aber keinen Aufschluß über den Gewässerzustand im Uferbereich oder gar Aufschluß über submerse Einleitungen und unterschiedliche Belastungszustände einzelner Uferzonen.

Das soziologische und trophische Verhalten der submersen Makrophyten variiert mit veränderter geographischer und klimatischer Lage. Entsprechend zeigen einige Arten in Brandenburg ein anderes Verhalten, was die Standortwahl betrifft, als in Bayern (Mündl. Mitt. KRAUSCH 1994, Mündl. Mitt. MELZER 1995, TRAPP 1994). Da der Makrophytenindex (MI) anhand von bayerischen Seen erstellt worden ist, muß er für Brandenburg verifiziert werden. Hierzu soll die Pilotstudie zum Artenschutzmonitoring beitragen, in deren Rahmen die Kartierungen stattgefunden haben. Der Makrophytenindex (MELZER 1976) ist ein dem Saprobienindex (KOLKWITZ 1950) in der Hinsicht analoges System, daß den einzelnen Arten Indikatorwerte zugeteilt wurden, die ihrem Anspruch an die Wasserqualität entsprechen und auch anzeigen sollen. Abgesehen von den Indikatoreigenschaften bilden die submersen Makrophyten eine an sich schützenswerte Vegetationseinheit, die parallel mit der Zunahme der Grundwasserbelastung als auch der Gewässererschmutzung verdrängt und gefährdet wird. Bereits 1981 wurden Characeen als eine im Aussterben begriffene Pflanzengruppe beschrieben (SCHMIDT 1981). Bisher ist den submersen Pflanzengesellschaften jedoch zu wenig Beachtung geschenkt worden, was nicht zuletzt an der Unzugänglichkeit der submersen Lebensräume liegt. Parallel zu Entwicklungen im Bereich der Tauchtechnik läßt sich die Unterwasservegetation im Rahmen der Makrophytenkartierung zunehmend einfacher und genauer untersuchen und kartographieren.

Das Land Brandenburg ist als eiszeitliches Ablagerungsgebiet des Norddeutschen Tieflandes landschaftlich geprägt durch mehrere Endmoränenzüge insbesondere des Weichsel-Glazials und den zugehörigen Urstromtälern (Thorn-Eberswalder-, Warschau-Berliner- und Glogau-Baruther-Urstromtal). Legt man SAMTER (1912) zugrunde, muß größenordnungsmäßig von ca. 3000 Seen im heutigen Bundesland Brandenburg ausgegangen werden, die insgesamt etwa 2,5 % der Fläche Brandenburgs einnehmen. Insbesondere die größeren Seen sind in ihrer Lage weitestgehend an den Verlauf der Urstromtäler gebunden. So zieht sich entlang der nördlichen Landesgrenze eine Kette größerer Seen mit Anschluß im Nordwesten zur Mecklenburgischen Seenplatte, deutlich getrennt durch trockeneren Landesteile von einer zweiten Kette, die südwestlich Potsdam/Werder bis zur Oder südlich Frankfurt/Oder verläuft. Kategorisiert man die Seen nach ihren Flächenmaßen, erhält man in etwa folgende prozentuale Verteilung:

Seen bis zu 10 ha	59,5 %
Seen mit 10-50 ha	25,0 %
Seen mit 50-100 ha	8,0 %
Seen größer 100 ha	7,5 %

Bezogen auf ihre Fläche nehmen die Großseen mit einer Größe von mehr als 50 ha (ca. 15 % aller Seen, d.h. etwa 400-450 Seen insgesamt) jedoch 60 % der Gesamtseenfläche bzw. etwa 1,5 % der gesamten Landesfläche ein. Wegen ihres das Landschaftsbild bestimmenden Charakters und der Vielzahl der an ihnen liegenden, nach § 34 BbgNatSchG besonders zu

schützenden Feuchtbiotope ist es nicht verwunderlich, daß gerade die Großseen zum überwiegen- den Teil Bestandteile ausgewie- sener Schutzgebiete sind.

II. Methodik

II.1 Seenauswahl

In Abstimmung mit den Fachrefe- raten des Landesumweltamtes und des Gewässerkatasters Brandenburg wurden für die auf mindestens zwei Vegetations- perioden angesetzte Pilotstudie

24 Großseen unterschiedlichster Genese und Trophiesituation ausgewählt.

Die bevorzugte Auswahl größe- rer, nicht durchströmter Seen begründet sich sowohl in der zu erwartenden Vielschichtigkeit der auszuwertenden Biotoptypen als auch der potentiellen Konfliktsitu- ationen (Land-, Forst-, Fischerei- und Wasserwirtschaft, Siedlungs- bereich, Verkehr und Freizeitnut- zung), so daß ein repräsentativer Querschnitt für das Land Bran- denburg erreicht werden kann. Im Gegensatz zu kleineren Ge- wässern lassen die deutlich heterogeneren Großgewässer

zusätzlich Informationen der Aus- wirkungen von Wind- und Wellen- exposition erwarten.

Bei den insgesamt 24 Unter- suchungsgewässern handelt es sich durchgehend um bikarbonat- reiche, neutrale bis schwach alkalische Gewässer. Der Makro- phytenindex als solcher bezieht sich im Rahmen dieser Arbeit, als auch in der von MELZER 1976 ausgearbeiteten und begründe- ten Version, auf hydrogenkarbo- natreiche Gewässer, die in Mittel- europa den vorherrschenden Seentypus bilden (PIETSCH 1972).

Nr.	See	Tiefe (m)	Fläche (ha)	Umfang (m)	Trophie-Index
01	Blankensee	2,00	290,50	8927,05	4,0
02	Caputher See	9,2	49,6	3208,23	3,5
03	Gr. Gollinsee	13,00	45,20	4978,79	2,4
04	Gudelacksee	25,5	425,20	15907,21	3,3
05	Haussee b. Hardenbeck	35,00	159,80	10375,50	3,3
06	Helensesee	44,00	211,20	4605,14	1,8
07	Kolpinsee b. Lehnin	7,20	30,56	2083,76	3,0
08	Gr. Kronsee	31,00	46,27	3922,66	2,3
09	Gr. Küstrinsee	18,00	217,70	14386,55	2,3
10	Lübbesee b. Templin	13,00	309,37	20757,65	2,3
11	Mellensee b. Mellensee	9,20	215,31	7977,94	3,7
12	Peetschsee	21,00	89,10	5801,18	2,0
13	Gr. Plessower See	11,20	322,10	16047,93	3,0
14	Pinnower See b. Pinnow	10,00	47,31	5176,96	2,5
15	Schermützelsee	38,00	132,85	6324,84	2,3
16	Schwielochsee	9,00	1332,29	41414,54	4,5
17	Gr. Saddiner See	7,90	217,60	10163,12	3,8
18	Tornower See b. Tornow	6,00	35,60	3723,70	3,0
19	Gr. Wentowsee	3,00	272,40	13455,82	3,5
20	Wirchensee	11,50	34,90	4189,57	3,8
21	Wittwensee	11,00	160,36	9452,83	1,8
22	Wolletzsee	16,00	326,35	14642,13	2,8
23	Gr. Wummsee	36,00	147,90	9518,83	1,5
24	Gr. Zeschsee	15,50	37,55	3336,90	2,5

Tab. 1: Übersicht über die 24 Untersuchungsgewässer



II.2 Erhebung der Pflanzendaten

Die Makrophytenkartierung erfolgt als einmalige Erhebung im Hochsommer. Man kann davon ausgehen, daß abgesehen von einigen Arten, die im Spätfrühjahr schon wieder verschwunden sind, wie z.B. *Tolypella glomerata* (Knäuel-Armleuchteralge), der Großteil der Vegetation erfaßt wird.

Das Litoral wird flächendeckend abgetaucht, indem die Kartierer in vorgegebenen Tiefenstufen die Deckungsgrade der auftretenden Arten abschnittsweise bestimmen. Die Tiefenstufen gliedern sich in 0 - 1 m, 1 - 2 m, 2 - 4 m, 4 - 6 m usw. bis zur Makrophytengrenze. Die Abschnittslänge wird hierbei jeweils durch die Homogenität des Pflanzenbewuchses, des Sedimentes und der Uferbeschaffenheit bestimmt. Die Einstufung der Deckungsgrade bei der Erhebung der Pflanzendaten erfolgt in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (1964) in folgendem siebenstufigen System :

- + = Einzelfund
- r = kein Einzelfund, aber Deckung unter 1%
- 1 = Deckung unter 5%
- 2 = Deckung zwischen 5 und 25%
- 3 = Deckung zwischen 25 und 50%
- 4 = Deckung zwischen 50 und 75%
- 5 = Deckung zwischen 75 und 100%

Um jedoch mit den Deckungsgraden Berechnungen ausführen zu können, wurden die Einstufungen 'r' und '+' numerisch ersetzt.

II.3 Berechnung des Makrophytenindex

Es können nur Arten mit einem Indikatorwert versehen werden, die ein trophisches Verhalten zeigen, d.h. eine geringe ökologische Amplitude aufweisen und nur in bestimmten Wasserqualitäten wachsen oder sonstige wasserqualitätsbezogene Bestände, Verhaltenweisen oder Modifikationen bilden.

Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Artenzusammensetzung nicht allein von den Nährstoffbedingungen und den Lichtverhältnissen abhängt. Der Konkurrenzdruck, den die Arten aufeinander ausüben, ist ein weiterer Faktor, der das Auftreten von Arten regelt.

In die Berechnung des Makrophytenindex geht sowohl der für Brandenburg geänderte Indikatorgruppenwert der einzelnen Art als auch der Wert der ermittelten Deckungsgrade ein.

MELZER (1976, 1991) ermittelt nicht die Deckungsgrade, sondern die Pflanzenmenge (TÜXEN & PREISING 1942) nach einer fünfstufigen Skala, in die nicht nur die Deckungsgrade, sondern auch die Häufigkeit der einzelnen Art eingeht. „Zwischen den fünf Schätzstufen und der tatsächlichen Pflanzenmenge im See besteht allerdings kein linearer Zusammenhang, wie man aufgrund der Zahlen 1 - 5 annehmen könnte, sondern es liegt ein exponentieller Zusammenhang vor. Die Funktion $y = x^3$ kommt der Realität am nächsten. Die sich dadurch ergebenden Zahlen für die Pflanzenmenge werden Quantitätsstufen genannt“ (MELZER 1991). Zur Berechnung des Makrophytenindex dient als Grundlage die Formel des Saprobienindex nach PANTLE & BUCK

(1955), die wie oben erwähnt von MELZER (1976) in der Hinsicht abgeändert wurde, daß die Häufigkeiten - hier Pflanzenmengen (P)- potenziert werden. Ursprüngliche Berechnungsmethode des Makrophytenindex nach MELZER (1976):

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n (I_i * Q_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i} \text{ und } Q_i = P_i^3$$

mit

I_i = Indikatorgruppe jeweils einer Art

Q_i = Quantitätsstufe jeweils einer Art

P_i = Pflanzenmenge jeweils einer Art

€

Dadurch werden bestehende Unterschiede mit der Konsequenz verstärkt, daß Abschnitte mit Indikatorarten für gute Wasserqualität relativ noch verbesserte Indices erhalten und die Indices von Bereichen mit Indikatorarten für belastetes Wasser noch erhöht werden. Zum Beispiel im Liepnitzsee (GLEICHMANN & HOESCH 1994), in dem der Makrophytenindex noch nach der oben beschriebenen Methode mit Potenzierung berechnet wurde, treten mäßig und stark belastete Abschnitte dicht nebeneinander auf.

Aufgrund dieser Sachverhalte wird für den brandenburger Index die Ermittlung der „Pflanzenmenge“ durch die einfachere und bewährte Bestimmung von Deckungsgraden ersetzt. Hierdurch konnte auch auf die Potenzierung verzichtet werden und die unveränderte Formel von PANTLE & BUCK (1955) zur Anwendung kommen. Dadurch wird der Zustand der Uferregion nach eigenem Ermessen und Anraten von SCHMIDT (Mündl. Mitt. 1993) für den brandenburger Raum besser und authentischer.

schers beschrieben.

$$MI = \frac{\sum_{i=1}^n (I_i * D_i)}{\sum_{i=1}^n D_i}$$

mit

D_i = Deckungsgrad jeweils einer Art

I_i = Indikatorgruppe jeweils einer Art

II.4 Statistische Verfahren

Zur Verifizierung des geänderten Berechnungsmodus wurden beispielhaft an fünf in Brandenburg häufigen Pflanzenarten die Korrelationen zu den Trophie- und Tiefenstufen betrachtet. Es handelt sich hierbei um die Arten *Ceratophyllum demersum* (Rauhes Hornblatt), *Nitellopsis obtusa* (Sternarmleuchteralge), *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut), *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Laichkraut) und *Ranunculus circinatus* (Spreizender Hahnenfuß).

Die jeweils angewandten statistischen Standardverfahren wie Berechnung von Mittelwerten, Standardabweichungen sowie polynomiale Regression werden in den nachfolgenden Kapiteln in Verbindung mit den graphischen Darstellungen ausgeführt.

III. Anpassung des Makrophytenindex auf Brandenburg

III.1 Vergleich der Klassifizierungsklassen

Das System der TGL als auch das des Makrophytenindex beruhen beide auf einer fünfstufigen Einteilung. Unterschiedlich ist nur, daß die Gewässergüteklassifizierung (TGL) über die Kategorien der „Polytrophie“ (Klasse 4) und

„Hypertrophie“ (Klasse 5) verfügt. Letztere wird unter anderem als ein Gewässerzustand beschrieben, bei dem aufgrund der starken Belastung ein Makrophytenwachstum nicht mehr stattfinden kann. Hingegen wird der Begriff „hypertroph“ oder „hypereutroph“ im OECD - Programm (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1980), an das sich der Makrophytenindex anlehnt, so verwendet, wie in Brandenburg der Terminus „polytroph“ gebraucht wird, nämlich als sehr starke Belastung des Gewässers, in dem aber ein Makrophytenwachstum durchaus noch stattfindet.

Die Indexklasse „hypertroph“ wurde von MELZER (1988) nicht in das System des Makrophytenindex aufgenommen, da der Grund für eine Makrophytenverödung nicht nur in der Gewässerbelastung liegen muß, sondern ein Fehlen der submersen Vegetation auch durch folgende Gründe bedingt sein kann:

- geringe Sichttiefen oder Beschattung
- starke mechanische Belastung durch Badestellen oder Bootsanlegeplätze
- Fischbesatz mit makrophytenfressenden Arten, wie z.B. dem Graskarpfen
- Gewässerversauerung
- extrem weiche Sedimente von annäherndem Schwebestoffcharakter

Um aber dem Trophiesystem des Fachbereichstandards gerecht zu werden und auch weil es bei verschiedenen Gewässern, wie dem Gr. Plessower See, dem Mellensee und dem Kolpinsee, um nur einige zu nennen, durchaus nötig ist, soll für Brandenburg die Indexklasse der Hypertrophie in den Makrophytenindex mit aufgenommen werden. Oben

genannte Gründe, die, abgesehen von der Hypertrophie des Wassers, für ein Fehlen von Makrophytenbewuchs verantwortlich sein können, sind größtenteils beim Kartieren des Gewässers in Erfahrung zu bringen, wie z.B. die Sedimentbeschaffenheit, mechanische Belastungen oder Beschattungen. Faktoren wie z.B. Gewässerversauerung können durch Messungen des pH-Wertes ermittelt und der Fischbesatz erfaßt oder beim ortsansässigen Fischer erfragt werden.

Es liegt also im Ermessen und in der Verantwortung des Anwenders der Methode zu entscheiden, inwieweit die Hypertrophie für die Vegetationsverödung ausschlaggebend ist.

Nach MELZER (1988) wurden die Werte des Makrophytenindex in sechs Indexklassen eingeteilt. Die Unterteilung erfolgte im Bereich von 2,0 bis 4,0 in 0,5-Stufen. Für die Bereiche unter 2,0 und über 4,0 wurden Stufen einer ganzen Zahl gewählt. Der brandenburger Makrophytenindex verfügt entsprechend unter Einbeziehung der Hypertrophie und der konsequenten Einteilung in 0,5er Einheiten über acht Indexklassen, die sich, wie in Tabelle 2 dargestellt, zu den Trophiestufen der TGL verhalten. Ergänzend muß noch gesagt werden, daß bezüglich des Gesamtphosphats die Einstufungen in die Trophiegrade gemäß der TGL 27885/01 und die Einteilung der Belastungszustände von Seen nach dem Makrophytenindex von MELZER (1976, 1988) nicht kongruent sind. Tabelle 3 soll einen kurzen Einblick in die unterschiedlichen Bewertungen des Gesamtphosphatgehaltes zur Frühjahrsvollzirkulation geben: Die Gesamtphosphatgrenzwerte



Trophiegrad	Indexklassen	Brandenburger Makrophyten- Klassifizierung	TGL-Klassifizierung	Bayerische Makrophyten- Klassifizierung
oligotroph	1	1,0 - < 1,5	1,0 - < 1,5: Klasse 1	1,0 - 1,99
schwach mesotroph	2	1,5 - < 2,0	1,5 - < 2,5: Klasse 2	
mesotroph	3	2,0 - < 2,5		2,0 - 2,49
schwach eutroph	4	2,5 - < 3,0	2,5 - < 3,5: Klasse 3	2,5 - 2,99
eutroph	5	3,0 - < 3,5		3,0 - 3,49
schwach polytroph	6	3,5 - < 4,0	3,5 - < 4,5: Klasse 4	3,5 - 3,99
polytroph	7	4,0 - < 4,5		4,0 - 5,0
hypertroph	8	4,5 - < 5,0	4,5 - 5,0: Klasse 5	

Tab. 2: Indexklassen im Verhältnis zu den Trophiestufen der TGL

für die Einstufung in die Trophiegrade liegen in der TGL deutlich höher als die des bayerischen Makrophytenindex und zwar sind erstere gegenüber den letztgenannten zwischen 13 und 33 % erhöht.

III.2 Heterogenität der Ufervegetation

Einen Einblick in die Verschiedenheit des Artenaufkommens zeigt die Abb. 1, in der die über die Tiefenstufen gemittelten Dek-

kungsgrade von Nitellopsis obtusa, Ceratophyllum demersum, Potamogeton pectinatus, Myriophyllum spicatum und Ranunculus circinatus in den einzelnen Abschnitten des Gr. Wummsees summarisch aufgetragen sind. Es zeigen sich enorme Deckungsschwankungen der einzelnen Arten, was die Einteilung des Ufers in Abschnitte rechtfertigt. Nun stellt der Gr. Wummsee diesbezüglich ein gutes Beispiel dar, ist aber in seiner Vielgestaltigkeit des Ufers keine Ausnahme.

III.3 Tiefenverteilung der Arten

In Abb. 2 sind die Deckungen der fünf voranstehenden Arten ohne Berücksichtigung der trophischen Situationen gegen ihr Auftreten in der Tiefe aufgetragen und mit Trendlinien verbunden. Es ist zu erkennen, daß alle Arten die höchsten Deckungen über 3 m - Tiefe aufweisen. Das Auftreten von Potamogeton pectinatus und Ceratophyllum demersum unterscheidet sich dahingehend, daß die Deckungen von Potamogeton pectinatus über den Tiefenbe-

Trophiegrad	oligotroph	mesotroph	eutroph	polytroph	hypertroph
TGL 27885/01	1 - 1,5	1,5 - 2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 4,5	4,5 - 5
Ges.-P in µg/l	< 15	< 45	< 100	< 150	> 150
bayer. Makro- phytenindex	1 - 2	2 - 3	3 - 4	4 - 5	
Ges.-P in µg/l	< 9,2	< 27,8	< 87,0	< 100	

Tab. 3: Bewertungen des Gesamtposphorgehaltes zur Frühjahrsvollzirkulation

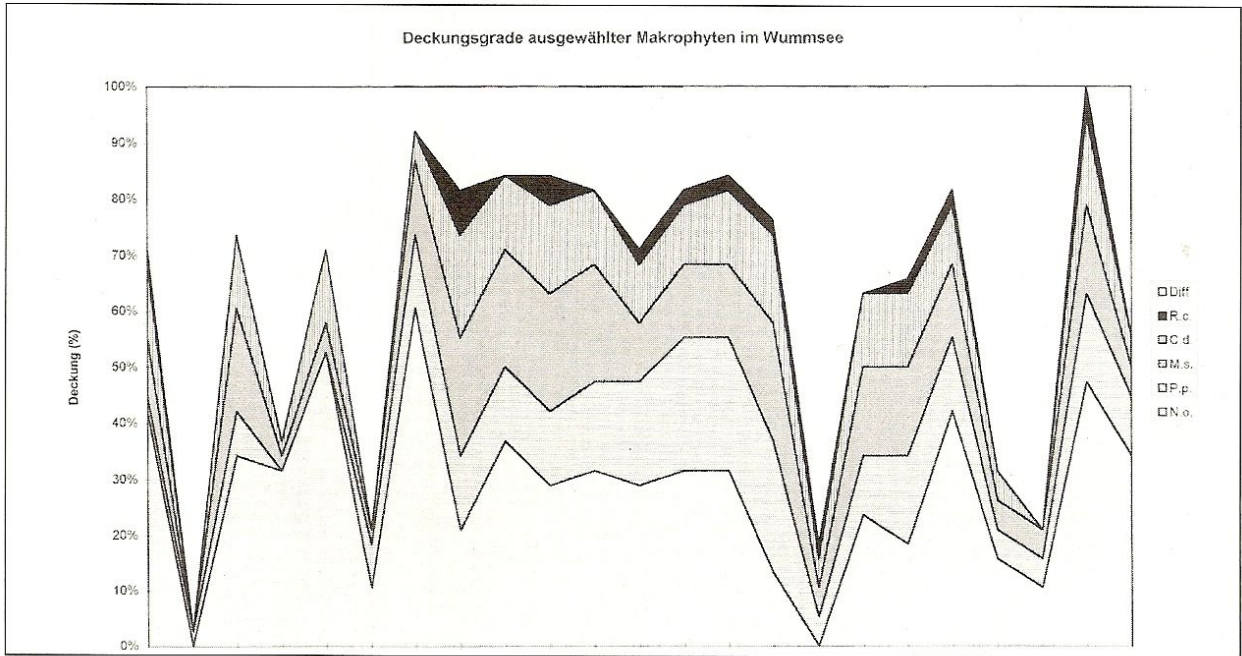


Abb. 1: Deckungsgrade ausgewählter Makrophyten im Wummsee

reich von 0 - 5 m mehr oder weniger konstant abnehmen, die Hauptverbreitung entsprechend im Flachwasserbereich liegt. C. demersum erreicht erst im

Tiefenbereich von ca. 2,0 m ein Deckungsmaximum und erfährt bis zur Tiefe von 5,0 m eine rasche Abnahme. Ähnliches Verhalten zeigen die Verbrei-

tungskurven von Myriophyllum spicatum und Ranunculus circinatus, mit dem Unterschied, daß beide Arten in geringeren Deckungsgraden als Cerato-

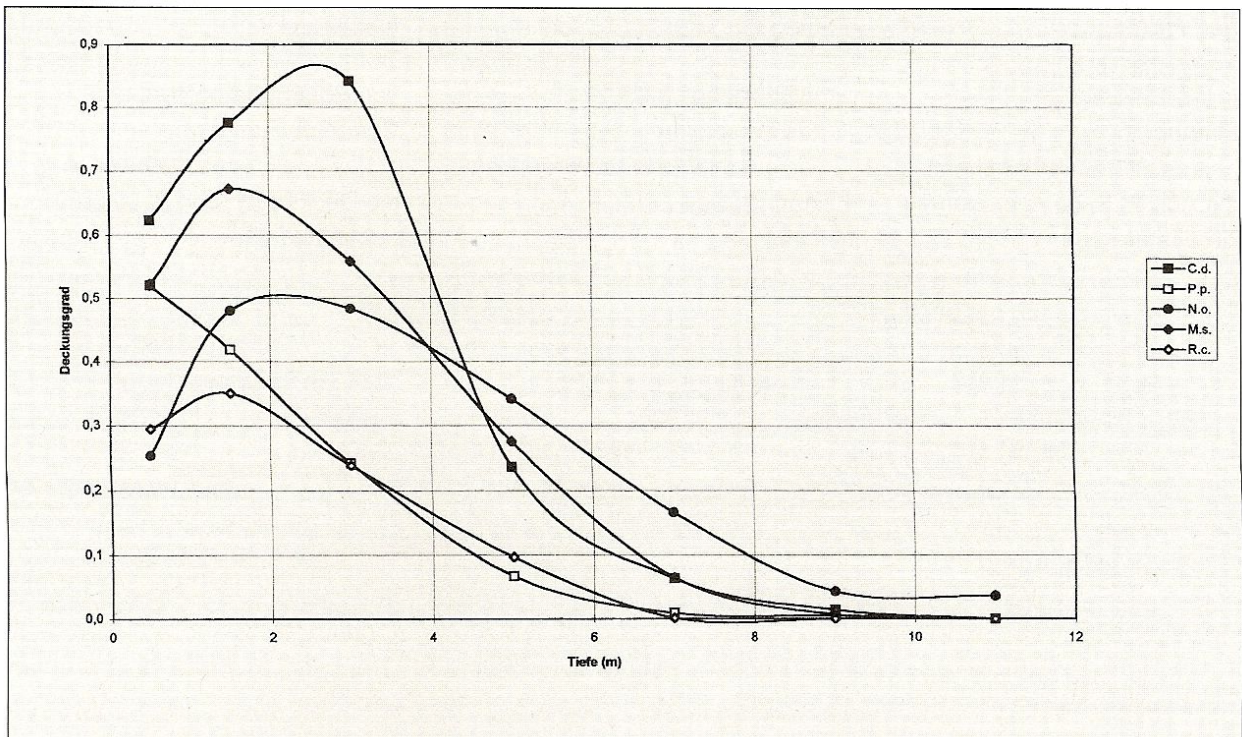


Abb. 2: Tiefenverteilung submerser Makrophyten in Brandenburg



phyllum demersum auftreten und deshalb die Kurven im 3 - 5 m - Bereich nicht so steil abfallen. Das Deckungsmaximum von Nitellopsis obtusa liegt im Tiefenbereich von 1,5 - 3 m. Der Kurvenverlauf unterscheidet sich von den anderen nur dahingehend, daß die Kurve mit zunehmender Tiefe nur langsam abfällt. Wie oben beschrieben tritt Nitellopsis obtusa bevorzugt in größeren Wassertiefen auf, was sich darin zeigt, daß die Art die höchsten Deckungsgrade gegenüber den anderen Arten in den Tiefen von 5 - 11 m erreicht.

III.4 Beziehungen zwischen der Verbreitung von 5 in Brandenburg häufigen Arten und Trophiestufensystem der TGL

Damit die Neueinstufung der Makrophyten für Brandenburg nicht rein auf empirischer Ebene begründet bleibt, wurde versucht, sie durch Korrelation mit hydrochemischen und physikalischen Daten zu untermauern. Dafür bietet sich das modifizierte TGL-Programm (TGL 27885/01) zur Ermittlung der Trophiestufe an, welches vom Gewässerkataster und angewandte Gewässerökologie e.V. ausgearbeitet wurde und seither in Brandenburg angewandt wird. In die Berechnung der Trophiestufe gehen die Frühjahrs- und Sommerwerte des Gesamtphosphats und ortho-Phosphats ein. Die Bioproduktion wird anhand der jahresdurchschnittlichen Chlorophyll-a-Menge erfaßt. Weiterhin ist die durchschnittliche Sichttiefe zwischen März und November und der Sauerstoffgehalt zum Ende der Sommerstagnation in der Berechnung enthalten. Für jeden See und Tiefenstufe

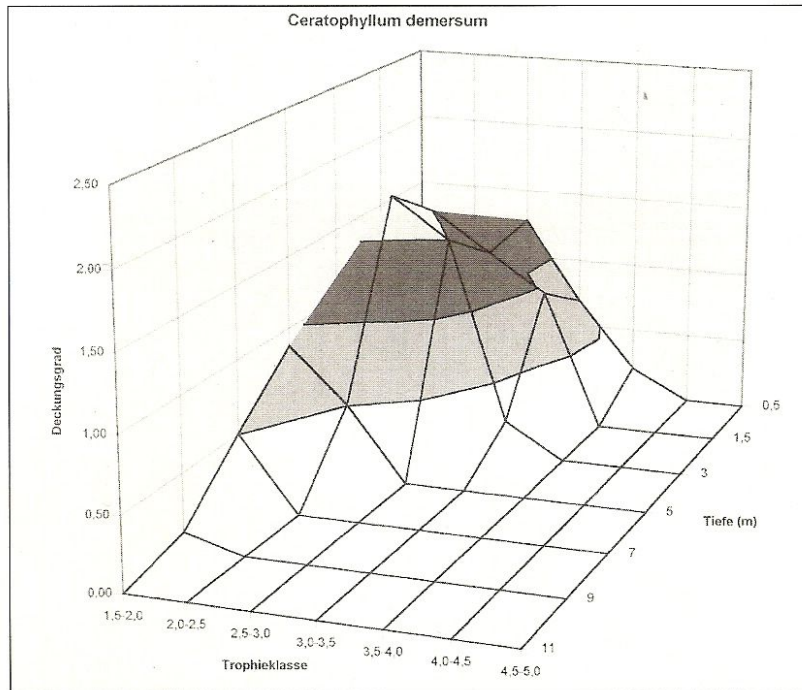


Abb. 3: Dreidimensionale Darstellung des Deckungsgrades von *Ceratophyllum demersum* in Abhängigkeit von Trophie und der Tiefe (m)

wurden Mittelwerte der in den einzelnen, nach ihrer Länge gewichteten Uferabschnitten und Tiefenstufen getrennt erhobenen Deckungsklassen gebildet. Da sich die Deckungsgradangaben bei Seen gleicher Trophiestufe überlagern, wurden Trophiestufengruppen von 0,5er Schritten gebildet, Mittelwerte für die jeweiligen Tiefenstufen errechnet und in den nachfolgenden Abbildungen 3 - 7 dargestellt. MELZER verglich 1988 seine Pflanzendaten mit den Gesamtphosphatwerten zur Zeit der Vollzirkulation und fand heraus, daß sich mit diesem chemischen Parameter die beste Korrelation ergibt. Im Rahmen dieser Arbeit wurden gleichfalls Berechnungen mit den Gesamtphosphatwerten angestellt. Es deutete sich hierbei an, daß eine Bezugnahme auf die Trophiestufenwerte fundiertere Aussagen zuläßt, nicht zuletzt, da die isolierte Betrachtung nur einer hydrochemischen Größe

leicht zu Fehlschlüssen führen kann (WIEGLEB 1978).

III.4.1 *Ceratophyllum demersum* (Rauhes Hornblatt)

Ceratophyllum demersum ist eine pleustophytische Pflanze, die oft mit Sproßabschnitten im Sediment verankert ist. Die Art ist in den bayerischen Seen sehr viel seltener vertreten als in Gewässern im Norden Deutschlands (HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. 1989). In Süddeutschland scheint *Ceratophyllum demersum* nur in extrem belasteten Uferabschnitten aufzutreten, entsprechend wurde der Art in Bayern der Indikatorwert von 5,0 zugewiesen, der die stärkste Belastung im Rahmen des bayerischen Makrophytenindex anzeigt. Diese Bewertung läßt sich mit dem Vorkommen und Verhalten der Art in Brandenburg nicht ver-



einbaren, da hier *Ceratophyllum demersum* sehr häufig in noch klaren Seen bestandsbildend wächst, wie z.B. im Haussee bei Hardenbeck oder dem Gr. Kronsee.

In Abb. 3 sind seebezogen die mittleren Deckungsklassen von *Ceratophyllum demersum* gegen die Trophieindexklassen und Tiefenverbreitungen aufgetragen. Das Deckungsmaximum tritt bei einer Trophieklasse von 2,0 - 2,5 und einer Tiefe von 3 m auf. Die höchsten Deckungen von über 25 % wurden im Haussee bei Hardenbeck, im Gr. Küstrinsee und im Gr. Kronsee aufgenommen. Die gemittelten Deckungen nehmen mit steigender Trophie und zunehmender Tiefe ab. Mit abnehmender Trophiestufe dringt *Ceratophyllum demersum* in immer größere Tiefen vor (TRAPP 1995). Tiefer als 5 m kommt die Art nur noch in Seen mit einer Trophiestufe vor, die geringer als 2,5 ist. Wird die Transparenz des Wassers zu gering, tritt das *Ceratophyllum demersum* auch als Schwebematten an die Wasseroberfläche. Dieses Verhalten ist im bisherigen Rahmen erst einmal beobachtet worden, ist aber allgemein bekannt (SUCCOW & KOPP 1985). In dieser Erscheinungsform ist es als Indikator von polytrophem Wasserverhältnissen zu bewerten und an der Wasseroberfläche schwebend mit der Indikatorgruppe 4,5 zu versehen.

III.4.2 *Potamogeton pectinatus* (Kammlaichkraut)

Potamogeton pectinatus ist ein Kosmopolit und besiedelt viele verschiedene Lebensräume, so z.B. alkalisches und brackisches, stehendes und fließendes Was-

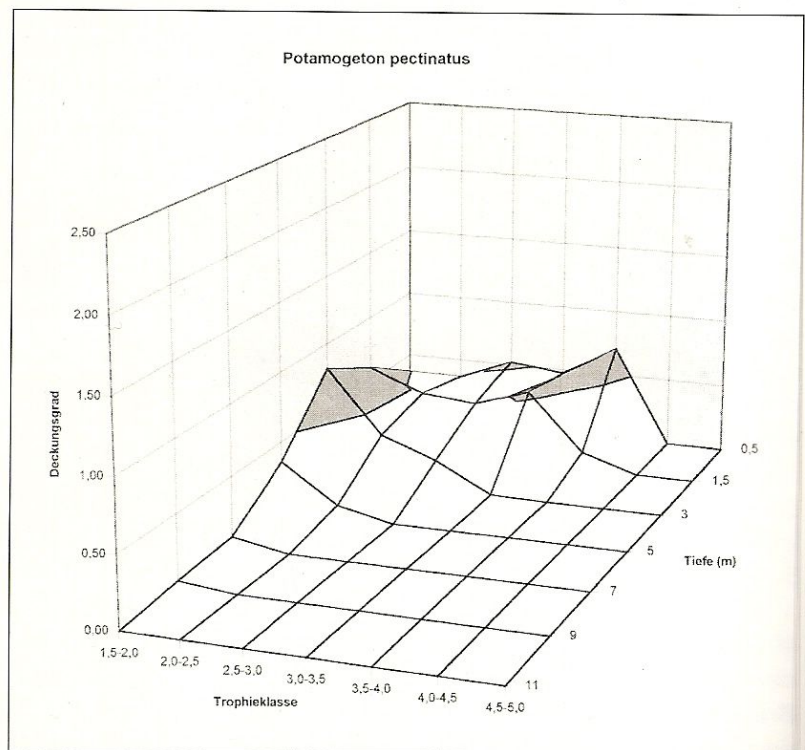


Abb. 4: Dreidimensionale Darstellung des Deckungsgrades von *Potamogeton pectinatus* in Abhängigkeit von Trophie und Tiefe (m)

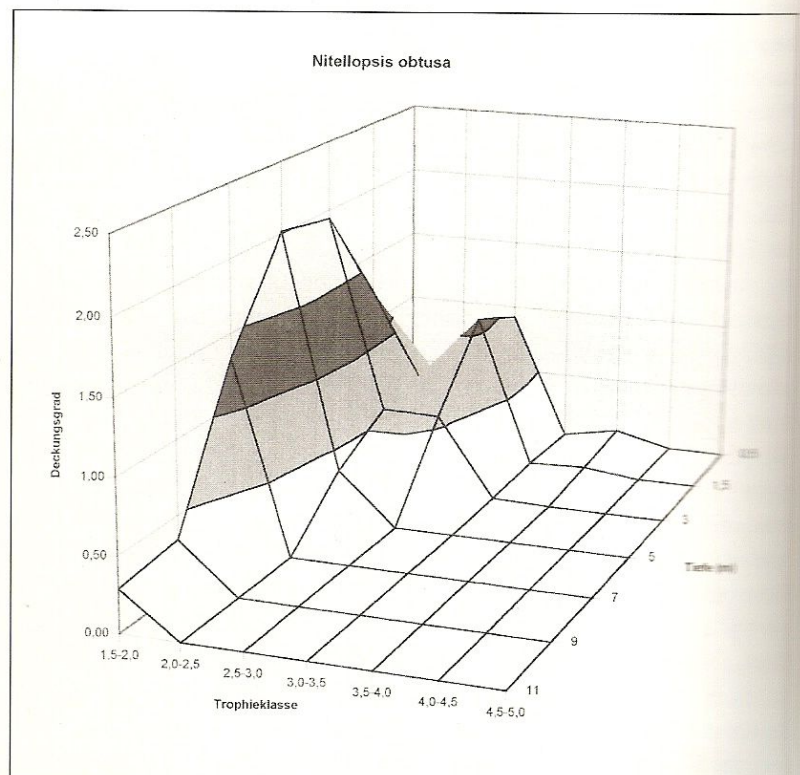


Abb. 5: Dreidimensionale Darstellung des Deckungsgrades von *Nitellopsis obtusa* in Abhängigkeit von Trophie und Tiefe (m)



ser von unterschiedlich trophischen Zuständen. Aufgrund der weiten ökologischen Amplitude muß die Art eine sehr erfolgreiche Überlebensstrategie haben (VAN WIJCK 1988). Zudem handelt es sich um eine extrem heteroplastische Art (GLÜCK 1936), die entsprechend den Standortbedingungen spezifische Modifikationen bilden kann. So kann *Potamogeton pectinatus* var. *scoparius* im Flachwasserbereich sehr kurzwüchsige, büschelige Formationen bilden, die im Habitus mit *Potamogeton filiformis* zum Verwechseln ähnlich sind. Wie verschiedene Untersuchungen gezeigt haben, hat dieses Laichkraut die Möglichkeit, Nährstoffe über das Wasser als auch über das Substrat aufzunehmen (VAN WIJCK 1988, HUEBERT 1983). Dieses euryöke Verhalten hat sich auch in unseren Untersuchungen bestätigt und zeigt sich in Abb. 4 dahingehend, daß *Potamogeton pectinatus* L. über fast alle Trophiestufen verteilt auftritt, sowohl im meso- als auch im polytrophen Bereich. Abb. 4 zeigt eine zweigipflige Kurve der Deckungsgradverteilung. In der Trophieklasse von 1,5 - 2,0 liegt das erste Maximum bei einer Tiefe von 3 m. Diese Deckungsgrade beziehen sich auf den Gr. Wummsee und den Helensee. Das zweite Maximum ist etwas flachgipfliger und liegt zwischen den Trophiestufenklassen von 2,5 und 3,5. Die höchsten Deckungsgrade sind hier im Flachwasserbereich von 0 - 2 m zu finden. Das Vorkommen von *Potamogeton pectinatus* ist in der Hinsicht bemerkenswert, daß Massen- und Reinbestände hauptsächlich in eutrophen Seen, wie im Gudelacksee und im Gr. Plessower See, und auch

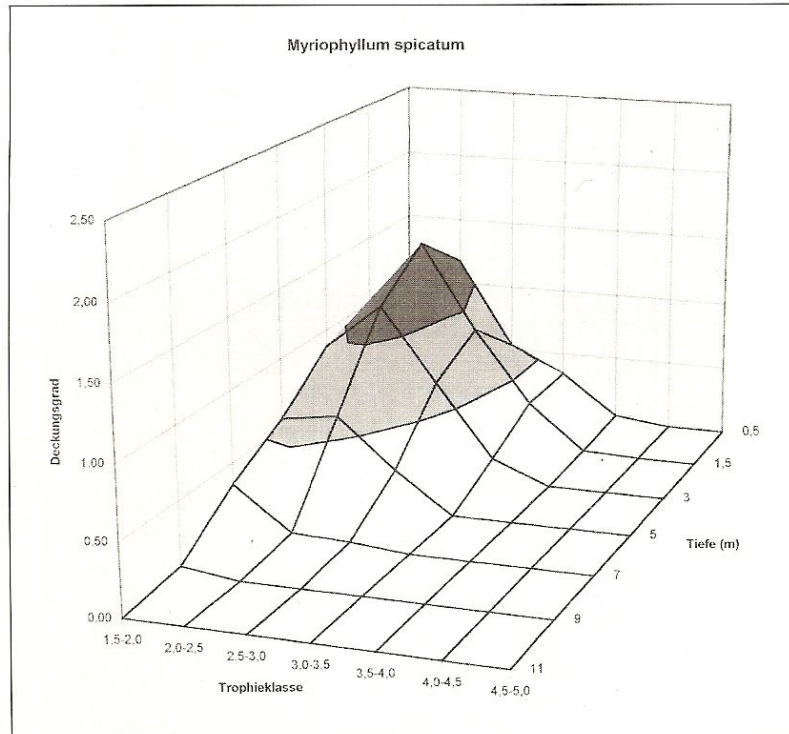


Abb. 6: Dreidimensionale Darstellung des Deckungsgrades von *Myriophyllum spicatum* in Abhängigkeit von Trophie und Tiefe (m)

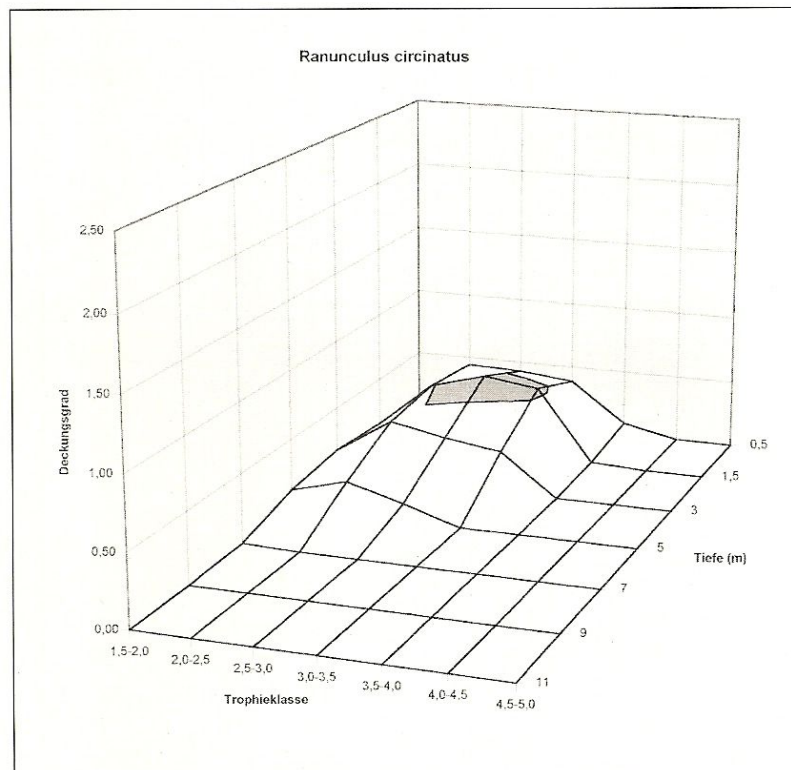


Abb. 7: Dreidimensionale Darstellung des Deckungsgrades von *Ranunculus circinatus* in Abhängigkeit von Trophie und Tiefe (m)



polytrophen Gewässern, wie im Mellensee, auftreten. Bei diesen Vorkommen handelt es sich um *Potamogeton pectinatus* var. *pectinatus*.

Folgende Tabelle gibt die Anzahl der Abschnitte in den jeweiligen Seen an, in denen diese Variation in Massen- und Reinbeständen auftritt.

Seename	Trophiestufen	Abschnitte
Gr.Plessower See	3,0	4
Gudelacksee	3,0	11
Mellensee	3,7	4

III.4.3 *Nitellopsis obtusa* (Stern-Armlauchteralge)

Nitellopsis obtusa zeigt nach KRAUSE 1985 neuerdings ein überraschendes Verhalten, indem

sie aus dem Tiefenwasser mesotropher Gewässer bei Eutrophierung in den Flachwasserbereich vordringt. Diese Beobachtung kann im Untersuchungsrahmen bestätigt und noch dahingehend erweitert werden, daß ansehnliche Bestände im Flachwasserbereich des als polytroph eingestuftes Gr. Seddiner See vorkommen. In diesem Fall handelt es sich mit Sicherheit nicht um ein „Hochwandern“, wie es oben beschrieben wurde, sondern um eine Pionierbesiedelung, welche für *Nitellopsis obtusa* ein typisches Verhalten ist. Im Flachwasserbereich ist die Characee meist klein und tritt zusammen mit Phanerogamen auf, im genannten Beispiel mit *Najas marina* subspecies *intermedia* und *Potamogeton pectinatus*, während sie in der Tiefe zwischen 3-9 m dichte Einartbestände von großwüchsigen Individuen bildet.

Abb. 5 zeigt ein ausgeprägtes Deckungsmaximum der Art im

Bereich der Trophieklasse 1,5 - 2,0, das im Tiefenbereich von 3 - 5 m zu auftritt. Die Deckungen nehmen in den Tiefen von 7 - 11 m ab, was nicht zuletzt mit der sinkenden Anzahl der Seen zusammenhängt, in denen die Makrophyten in solche Tiefen vordringen können. Eine der Hauptverbreitungen von *Nitellopsis obtusa* liegt in der Tiefe von 1-12 m mit knapp 25 % Deckung im Helenensee. Hohe Deckungen über 25 % treten auch im als schwach mesotroph eingestuften Gr. Wummsee auf.

Im Gr. Zeschsee tritt die Art in der Tiefe von 0 - 1 m mit einer Deckung von durchschnittlich knapp 25 % auf. Im Tiefenbereich von 1 - 2 m steigert sich die Gesamtdeckung der Art im See auf knapp 50 % und nimmt dann in der Tiefenstufe von 2 - 4 m auf unter 5 % ab. Das Auftreten von *Nitellopsis obtusa* im inzwischen als eutroph eingestuften Gr. Zeschsee ist ein typisches Beispiel für das oben erwähnte

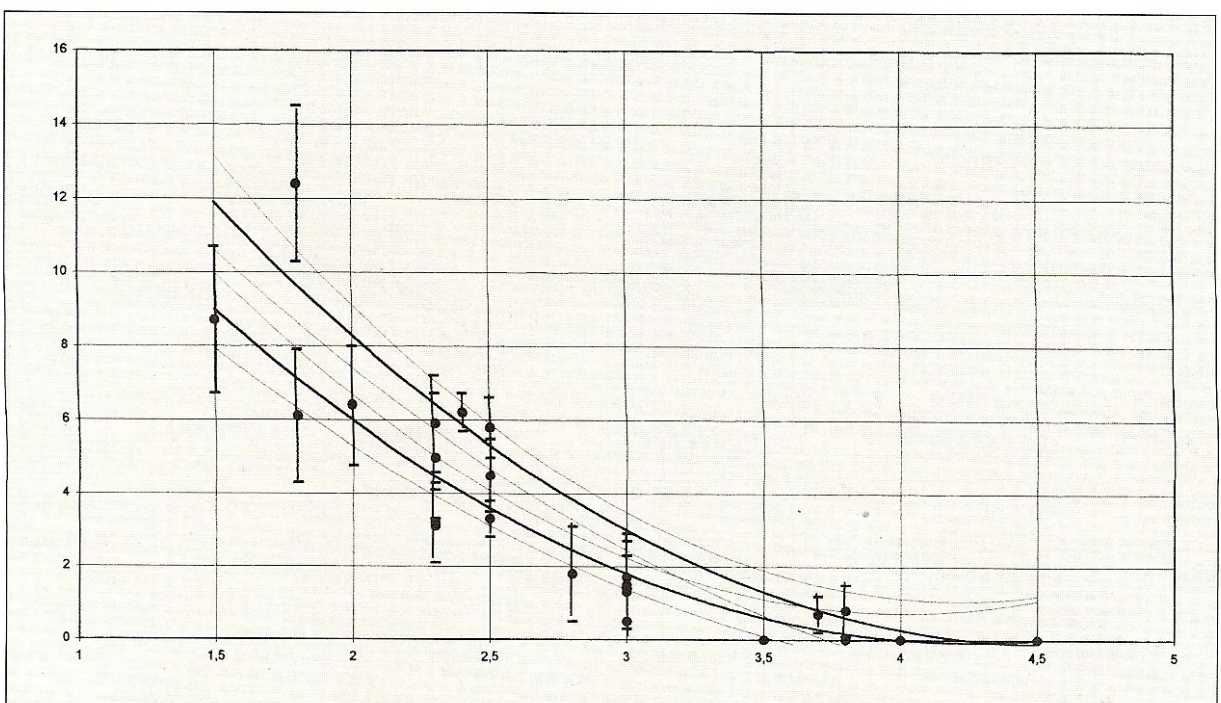


Abb. 8: Korrelation zwischen Makrophytengrenze und Trophie-Index



Phänomen des „Hochwanderns“ der beschriebenen Art.

Ein zweites kleineres Maximum der gemittelten Deckungsgrade zeichnet sich im Flachwasserbereich zwischen den Trophiestufen von 2,5 und 3,5 ab. Es ist zu erkennen, daß *Nitellopsis obtusa* im Flachwasserbereich von 0-1 m sowohl im mesotrophen als auch im polytrophen Bereich auftritt.

III.4.4 *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Laichkraut)

Myriophyllum spicatum ist eine weitverbreitete Art, die sowohl in gering belasteten als auch in sehr stark belasteten Gewässer zu finden ist. Aus Abb. 6 ist zu ersehen, daß die Maximaldeckung von *Myriophyllum spicatum* im Tiefenbereich von 1 - 3 m und im Trophiestufenbereich von 1,5 - 2,5 liegt. Die höchsten durchschnittlichen Deckungsgrade sind im Gr. Kronsee, Helenesee, Schermützelsee, und Lübbesee in diesem Tiefenbereich gefunden worden. Im schwach mesotrophen Gewässern, wie dem Gr. Wummsee, dem Helenesee und dem Wittwesee, reichen *Myriophyllum spicatum* - Vorkommen bis in den Tiefenbereich von 9 m. Mit steigender Trophieklasse nimmt die Tiefenverteilung um 2 m ab und die durchschnittlichen Deckungsgrade sinken in der Trophiestufenklasse von 3,5 - 4,0 in der Tiefe von 1 m fast auf Null ab.

III.4.5 *Ranunculus circinatus* (Spreizender Hahnenfuß)

Ranunculus circinatus ist vergleichsweise zu den oben beschriebenen Arten eine nicht so häufige und in großen Deckun-

gen auftretende Art. In Abb. 7 ist zu erkennen, daß die gemittelten und zu Klassen zusammengefaßten Deckungen nicht den Wert „1“ übersteigen.

Das Deckungsmaximum der Art ist schwach ausgeprägt und erstreckt sich über den mesotrophen und eutrophen Trophiegrad. In den schwach mesotrophen und polytrophen Bereichen sinken die Deckungsgrade langsam ab. Wie *Myriophyllum spicatum* handelt es sich um eine Flachwasserpflanze, die ihr Verbreitungsmaximum im Tiefenbereich von 0 - 3 m hat. In 5 m Tiefe tritt *Ranunculus circinatus* hauptsächlich in der Trophieklasse von 2,0 - 2,5 auf, die mesotrophen Gewässern entspricht.

III.5 Beziehungen zwischen Makrophytengrenzen und den Trophiestufen

Zwischen der Höhe der Trophiestufe und der Tiefenverbreitung von Makrophyten ist ein gegenläufiges Verhältnis zu erwarten. Die Makrophytengrenze eines Gewässers ist eine Größe, die die Wassertransparenz und die Lichtverhältnisse in einem See über die Vegetationsperiode hin widerspiegelt.

Sichttiefenmessungen werden stark von den Wetterverhältnissen, temporären Planktonblüten und auch momentanen Lichtverhältnissen beeinflusst. Aus diesem Grunde sind Wiederholungsmessungen unbedingt notwendig, während die Makrophytengrenze als einmalige Erhebung eine Integration der Lichtverhältnisse und der Wassertransparenz während der Vegetationsperiode wiedergibt.

Im Vergleich zu gängigen Linearisierungsverfahren und Interpreta-

tionen des Datenmaterials durch unterschiedliche Funktionen ließen sich die gemittelten, maximalen Makrophytengrenzen in Beziehung zu Trophieklassen von 0,5 Schritten am besten durch ein Polynom 2. Ordnung mit einem Korrelationskoeffizienten >0,99 und einer Wahrscheinlichkeit von P>99,9 % ausgleichen. Die Beziehung zwischen Makrophytengrenze und Trophie beschreibt nachfolgende Gleichung:

$$MG = 1,29 \cdot TS^2 - 11,75 \cdot TS + 26,6$$

mit

MG = maximale Makrophytengrenze

TS = Trophiestufe

In Abb. 8 sind abweichend von der Berechnung der Ausgleichsfunktion die Mittelwerte und Standardabweichungen der Makrophytengrenzen der einzelnen Seen aufgetragen. Der obere Polynomzug (s. Gleichung) gleicht die auf Trophieklassen gemittelten Maximalwerte, der untere die Mittelwerte aus.

Es ergeben sich somit als Grenzwerte für die Trophiestufen die Tiefenangaben aus Tabelle 4.

Die maximale Makrophytengrenze gibt die besten Wachstumsbedingungen in dem jeweiligen Gewässer wieder, die optimale Lichtverhältnisse und Wassertransparenz voraussetzen. Bei der Lichteinstrahlung sind minimale Uferbeschattung und optimale Sonnenexposition die wichtigsten Parameter.

Die Wassertransparenz in Klarwasserseen kann zusätzlich durch Sedimentaufwirbelungen beeinträchtigt werden, die durch Strömungen und Turbulenzen hervorgerufen werden. Wichtige Faktoren für minimale Strömung und Turbulenz sind die Lage des



Trophiestufe	oligotroph	mesotroph	eutroph	polytroph	hypertroph
max. Makrophytengrenze	> 12,0 m	> 5,3 m	> 1,3 m	< 1,3 m	0,0 m
mittl. Makrophytengrenze	> 9,0 m	> 3,6 m	> 0,6 m	< 0,6 m	0,0 m
Makrophytengrenze (SUCCOW et al. 1985)	> 8,0 m	> 5,0 m	> 1,5 m	< 1,5 m	

Tab. 4: Grenzwerte für die Trophiestufen bei folgenden Tiefenangaben

Uferabschnittes zur Hauptwindrichtung, die Abwesenheit von Zuflüssen und anthropogenen Störungseinflüssen, wie Bade- stellen, Fährbetriebe und Häfen. Andererseits ist die Durchsichtigkeit des Wassers stark von der Planktondichte abhängig. Auf das Planktonwachstum üben anthropogene Nährstoffzufuhr von häuslichen und gewerblichen Abwässern, landwirtschaftliche Nutzungen des Uferbereichs, Badestellen sowie Häfen großen Einfluß aus. Auch stetige Windverfrachtungen von Planktonblüten und Nährstoffzufuhr durch Zuflüsse wirken ebenso auf die örtliche Planktondichte eines Gewässers ein. Die bessere Korrelation zwischen den maximalen Makrophytengrenzen und den Trophiestufen könnte man auch darin begründet sehen, daß die Parameter für die Trophiestufenbestimmung überwiegend an der tiefsten Stelle eines Gewässers erhoben werden, wo die örtlichen Störeinflüsse des Uferbereichs meist nicht mehr so schwer ins Gewicht fallen.

III.6 Spezifizierung der submersen Biotoptypen

Die Wiedergabe der Pflanzen- daten im Rahmen des bayeri- schen Makrophytenindex erfolgt in der Weise, die Pflanzenmen-

gen einer Art in den einzelnen Abschnitten eines Gewässers kartographisch durch Symbole anzugeben (Vergleiche MELZER 1986, 1988). Entsprechend wird pro Art eine Karte hergestellt, was für ein eutrophes Gewässer, in dem durchschnittlich ca. 20 Arten auftreten, entsprechend viele Karten erfordert. Tritt eine Art in verschiedenen Tiefen auf, so werden auch noch die ver- schiedenen Tiefenstufen geson- dert dargestellt, was das Karten- material für einen eutrophen See nochmal verdrei - bis vervier- fachen kann. In Anbetracht der Vielzahl von Seen ist für die Makrophytenkartierung Brandenburg eine weniger auf- wendige Lösung zu erarbeiten. Als alternative Darstellungsform sollen die verschiedenen Biotop- typen in den Abschnitten und den Tiefenstufen eines Gewässers in einer Isobathenkarte angegeben werden.

Um sich einen Eindruck der Vege- tation und Morphologie der Ge- wässer zu verschaffen, wurde ein Seentypensystem erstellt. Da sich diese Einteilung auf branden- burgische Gewässer bezieht, die natürlicherweise einen hohen Kalkgehalt aufweisen, wird die- ses System sich nur auf bikarbo- natreiche Gewässer anwenden lassen. Aufgrund der unterschied- lichen Situationen im Nährstoff- haushalt, wird zwischen

A. Flachseen (< 10 m Tiefe) und B. Tiefen Seen (> 10 m Tiefe) differenziert, da ab 10 m Tiefe des Wasserkörpers von einer stabilen Temperaturschichtung im Sommer ausgegangen werden kann.

In Hinblick auf die dominierenden Familien, Gattungen, Arten und Formationen wurden bisher fol- gende Typen herausgearbeitet:

I. Seen mit Grundrasen

1. Characeae

- a. *Nitellopsisobtusa*
- b. *Chara rudis*
- c. *Chara hispida*
- d. *Chara intermedia*
- e. *Chara polyacantha*
- f. *Chara tomentosa*
- g. *Flachwassercharaceen* (*Ch. aspera*, *Ch. contraria*, *Ch. fragilis*, *Ch. delicatula*)
- h. *Chara contraria* - Tiefenwasser form
- i. *Chara fragilis* - Tiefenwasser- form
- j. *Chara filiformis*
- k. *Chara vulgaris* - Tiefenwasser form
- l. *Nitella flexilis* m. *Nitella opaca*

2. Najadeceae

- n. *Najas marina* subsp. *intermedia*
- o. *Najas marina* subsp. *marina*



3. sonstige grundrasenbildende Arten

p. *Fontinalis-antipyretica*-See

II. Seen mit Tauchfluren

4. Ceratophyllaceae

q. *Ceratophyllum demersum*
r. *Ceratophyllum submersum*

5. Myriophyllaceae.

Myriophyllum spicatum

t. *Myriophyllum alterniflorum*
u. *Myriophyllum verticillatum*

6. Potamogetonaceae

v. *Potamogeton pectinatus*
w. *Potamogeton lucens*
x. *Potamogeton perfoliatus*
y. andere großblättrige
Laichkräuterz. *Potamogeton filiformis*
aa. *Potamogeton mucronatus*
ab. *Potamogeton obtusifolius*
ac. andere schmalblättrige
Laichkräuter

7. Elodea

ad. *Elodea canadensis*
ae. *Elodea nuttallii*

8. Ranunculaceae

af. *Ranunculus circinatus*
ag. *Ranunculus trichophyllus*

9. submerse Formen amphibischer und emergierender Arten

ah. *Hippurus vulgaris* f. *fluviatilis*
ai. Tauchblätter von *Nuphar lutea*
aj. *Stratiotes aloides* f. *submersa*
ak. *Sagittaria sagittifolia* f. *vallisneriifolia*
al. Tauchblätter von *Sparganium emersum*
am. Wasserform von *Scirpus lacustris* subsp. *lacustris*

III. Seen mit Schwimmblatt-, pleustophytischer oder amphibischer Vegetation

10. Nymphaeaceae

an. *Nuphar lutea*
ao. *Nymphaea alba*

11. Lemnaceae

ap. *Spirodela polyrrhiza*
aq. *Lemna trisulca*
ar. *Lemna minor*

12. Utriculariaceae

as. *Utricularia vulgaris*
at. *Utricularia australis*

13. amphibische Arten

au. *Stratoides aloides*
av. *Hippuris vulgaris*
aw. *Sagittaria sagittifolia*
ax. *Eleocharis acicularis* f. *fluitans*

IV: Seen mit Pflanzendeckung des Lithorals unter 5 %

Bei der Zuweisung des Seentyps wird abschnittsweise und seeübergreifend vorgegangen. Durch Aufaddierung der Deckungsgrade aller grundrasenbildender, tauchflurenbildender und schwimmblattbildender Vegetation wird der dominierende Biotoptyp jedes Uferabschnittes und des ganzen Gewässers für den Flachwasserbereich (0 - 2 m) und für die tieferen Bereiche (2 m bis Makrophytengrenze) bestimmt. Die folgende Untergruppierung, die mit arabischen Zahlen beschrieben wird, umfaßt, abgesehen von einer Gattung und drei Sammelkategorien, hauptsächlich Familien und wird deshalb „Familientyp“ genannt. Für die Bestimmung des „Familientyps“ werden ebenfalls die Deckungen der einzelnen Familien bzw. Sammelkategorien aufaddiert und die

dominierende Gruppe angegeben.

Die letzte Stufe der Spezifizierung der submersen Biotoptypen basiert weitestgehend auf Arten und wird deshalb „Artytp“ genannt. Es werden aber auch Subspecies wie *Najas marina* subsp. *intermedia* oder Formationen wie *Stratoides aloides* forma *submersa* eingeschlossen.

Im Falle, daß mehrere dominierende Arten nebeneinander auftreten, wird so verfahren, daß maximal drei Arten genannt werden. Treten mehr als drei Arten in gleichen Deckungsgraden auf, so wird auf die Angabe des „Artytys“ verzichtet und es wird nur der „Familientyp“ angegeben. Es hat sich bewährt, die Unterteilung von Biotoptyp, Familientyp und Artytp unabhängig voneinander durchnummerieren, da es häufig vorkommt, daß die häufigste Art nicht aus der dominierenden Familie stammt und weiterhin die dominierende Familie nicht unbedingt dem vorherrschenden Biotoptyp zugehört. So wird z.B. der Lübbesee im Flachwasserbereich dem Seentyp B-II-6-o zugeordnet, was besagt, daß es sich um ein Gewässer handelt, das tiefer als 10 m ist und von Tauchfluren dominiert wird. Die dominierende Familie ist die der Laichkräuter, die häufigste Art allerdings ist das Mittlere Nixkraut, das zu den grundrasenbildenden Arten gehört. Zu den Flachwassercharaceen zählen *Chara aspera*, *Chara vulgaris*, *Chara delicatula*, *Chara contraria* und *Chara fragilis*. Es bestehen in dieser Einteilung Überschneidungen mit dem Parvocharacetum im Sinne von SAUER (1937), der allerdings *Chara delicatula* nicht erwähnt,



aber *Chara tomentosa* (*Chara ceratophylla*) mit hinzuzählt. Diese Art nimmt im hier entwickelten System eine gesonderte Stellung ein, da Vergesellschaftungen mit den anderen Seichtwasserarten selten beobachtet worden sind.

Die Arten lassen sich zu dem oben genannten Typ der Flachwassercharaceen zusammenfassen, da sie vermehrt im Seichtwasser ausgedehnte, kurzrasige Characeenwiesen ausbilden.

Einige dieser Arten treten auch in tieferen Regionen des Litorals auf. So bilden z.B. *Chara fragilis*, *Chara contraria* und *Chara vulgaris* im Helensee in Tiefen bis zu 10 m größere Bestände. Aus diesem Grund sind Vorkommen der genannten Arten, die unter 2 m Wassertiefe wachsen, als Tiefenwasserformen gesondert aufgeführt.

Die Grobeinteilung in die Biotoptypen I - IV wurde dem Brandenburger Biotoptypenschlüssel (LUA 1994) entlehnt, wobei die trophische Einstufung in oligo- bis mesotroph für Grundrasen, meso- bis leicht eutroph für Tauchfluren, eutroph bis polytroph für Schwimmblattvegetation und hypertroph für Wasserpflanzen fehlend nicht übernommen wurden. Von der trophischen Eingliederung der Biotoptypen wurde Abstand genommen, da z.B. *Najas marina subsp. marina* zwar grundrasenähnliche Bestände bildet, aber keine Zeigerpflanze für oligo- bis mesotrophe sondern für eutrophe bis schwach polytrophe Gewässer ist. Ähnlich verhält es sich mit *Fontinalis antipyretica*, das sowohl in oligotrophen als auch in eutrophen Seen bestandsbildend auftritt und aus diesem Grunde keinem Trophiezustand zugewiesen werden kann. Auch innerhalb

der tauchflurenbildenden Familien der Potamogetonaceae und Myriophyllaceae finden sich bezüglich der Arten unterschiedliche Ansprüche an die Wasserqualität.

Für eine trophische Einstufung des Gewässers kann vielmehr von der Indikatorgruppenzuweisung der dominierenden Art ausgegangen werden.

IV. DISKUSSION UND AUSBLICKE

Die Empfindlichkeit der submersen Vegetation gegenüber Belastungen gibt Auskunft über den trophischen Zustand des Gewässers und es ist eine genaue Untersuchung der Vegetationsveränderung auf störende Einflüsse hin erforderlich.

In den Abb. 3 - 7 ist zu erkennen, daß die hier beispielhaft betrachteten Arten, die im Flachwasser in eutrophen bis polytrophen Gewässern vorkommen, in größeren Tiefen nur noch in mesotrophen Gewässern zu finden sind. Um dieser Beziehung gerecht zu werden, soll die maximale Makrophytengrenze und damit indirekt die Trophiestufenbewertung des GUG (Gewässerkataster und angewandte Gewässerökologie e.V.), anhand der die maximalen Makrophytengrenzen trophisch geeicht wurden, in die Berechnung der Makrophytenindices mit eingehen. Sie dient als Korrekturfaktor, da bisher ein Gewässer mit einer Makrophytengrenze von 1,0 m den gleichen Makrophytenindex erhalten hat wie ein Gewässer gleicher Vegetation, aber mit einer Vegetationsgrenze von z.B. 8,0 m. Dieser Unterscheidung ist im bayerischen

Makrophytenindex nicht vorgenommen worden.

Die Vegetation im Litoralbereich großer Seen kann sehr heterogen sein, wie die Makrophytenzusammensetzung des Gr. Wummsees in Abb. 1 zeigt. Diese Heterogenität spiegelt die Diversität der submersen Vegetation wieder, die diese Uferbereiche aufweisen.

Folgerichtig kann man sich fragen, inwieweit eine punktuelle Probenahme an der tiefsten Stelle eines Sees, aufgrund der üblicherweise die Trophieeinstufung der Gewässers vollzogen wird, dieser Vielgestaltigkeit des Litorals gerecht werden kann. Diese Unverhältnismäßigkeit wird noch klarer, wenn man sich den 10 km langen Lübbesee vorstellt, der ein sehr schmaler Rinnensee ist. Die Vegetation dieses Gewässers variiert von Nitellopsis-Beständen am Nordende über *Najas intermedia*-Vorkommen im mittleren Teil zu Krebscherenvegetation am Süden. Selbst bei solch einem extrem langen See basiert die Trophieeinstufung auf der Probenahme an nur einer Stelle des Gewässers. Wie schon in der Einleitung erwähnt, können diese Freiwasserwerte keinerlei Aufschluß über den Gewässerzustand im Uferbereich geben. Deswegen stellt die Makrophytenkartierung eine notwendige Ergänzung zu den bisherigen Datenerhebungen bezüglich der Trophieeinstufungen dar.

Der Vergleich der Deckungsgrade der fünf besprochenen Arten mit den Trophiewerten zeigt, daß das Trophiesystem einen Anhaltspunkt für die Indikatorgruppenzuweisung liefern kann, aber nicht den Ausgangspunkt. So gilt *Ceratophyllum demersum* in der Literatur (KRAUSCH 1981; TGL



27885/01, 1982) und eigenen Erfahrungen als Nährstoffanzeiger, der durch Eutrophierung in seiner Ausbreitung gefördert wird. Grundsätzlich ist *Ceratophyllum demersum* als eine Art zu bewerten, die eine Degradation der bestehenden Pflanzengesellschaft darstellt. Das Vorkommen in größeren Gewässern wird oft in der Literatur nicht als eigenständige Gesellschaft bewertet (POTT 1989), sondern z.B. als Subassoziation des *Nitellopsidetum obtusae*. Daß *Ceratophyllum demersum* *Nitellopsis - obtusa* - Bestände bei Eutrophierung verdrängt, ist im Untersuchungsrahmen oft beobachtet worden.

Nitellopsis obtusa ist eine Pflanze, die in mesotrophen Gewässern ausgedehnte Einartbestände bildet, die in große Tiefen vordringen können. Das trophische Verhalten von *Nitellopsis obtusa* spiegelt sich gut in der Abb. 5 wieder.

Das euryöke Verhalten von *Potamogeton pectinatus* ist bereits erwähnt worden. Die Massen- und Reinbestände der *Variatio pectinatus* müssen jedoch als Zeiger von schwach polytrophen Gewässern bewertet werden (SUCCOW 1985; TGL 27885/01, 1982). *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus circinatus* sind ähnlich wie *Ceratophyllum demersum* als eutraphente Arten zu bewerten, als welche sie auch im ursprünglichen Fachbereichstandard (TGL 27885/01, 1982) eingestuft wurden. In dem Vergleich mit dem modifizierten Trophiesystem zeigt sich, daß typische eutraphente Arten ihre Deckungsmaxima in mesotrophen Gewässern haben. Das liegt größtenteils daran, daß Gewässer, die von der Vegetation, wie auch der Makrophyten-

grenze eutrophen Charakter haben, wie z. B. der Gr. Küstrinsee und der Lübbesee im modifizierten Trophiesystem der TGL als mesotroph eingestuft werden. Ein möglicher Grund hierfür könnte sein, daß das Trophiesystem sich auf die Wasserqualität bezieht und die Sedimentqualität nicht betrachtet wird. Ein Großteil der Makrophyten sind Rhizophyten, die im Sediment wurzeln. Sie stellen im übertragenen Sinne eine Brücke zwischen der Wassersäule und dem Substrat dar. Die Sedimentbeschaffenheit ist eine wichtige Größe für die Biomasseentwicklung (BARKO & SMART 1986) und das Artenspektrum in einem Gewässer, da es oft die Hauptnährstoffquelle der wurzeltragenden Makrophyten für Phosphor und Stickstoff ist (CHEN & BARKO 1988; BOLE & ALLEN 1978 in BARKO & SMART 1980; ANDERSEN & KALFF 1988). Das trifft aber nicht für alle Pflanzen gleichermaßen zu. So fanden LITTLEFIELD & FORSBERG (1965), daß bei *Chara globularis* alle Teile der Pflanze den Phosphor mehr oder weniger gleich gut aufnehmen. DENNY (1972) stellt die Möglichkeit heraus, daß die Hauptnährstoffaufnahme an den Pflanzenteilen stattfindet, die das größte Nährstoffangebot zur Verfügung haben.

Die Beziehung zwischen Trophie des Wassers und Nährstoffgehalt des Sedimentes besteht darin, daß in oligotrophen Gewässern aufgrund der geringen Phytoplanktonentwicklung im Epilimnion wenig organische Materie auf den Gewässerboden sinkt. Der organische Anteil im Sediment ist gering und die Dekomposition von sedimentierendem Plankton läuft unter den aeroben Bedingungen schnell ab. Ist der

Nährstoffgehalt des Wassers erhöht, so steigt entsprechend die Sedimentation aus den produktiven Planktongesellschaften. Bei der Anreicherung des Sedimentes mit organischen Material steigt zunächst das Makrophytenwachstum an, da dem Sediment Nährstoffe wie Phosphor und Stickstoff zugeführt werden.

In Anbetracht dieser Zusammenhänge wäre es sinnvoll, die Makrophytenzuordnung zu Indikatorklassen durch Sedimentanalysen zu untermauern. Um den Umfang der Analysen nicht zu groß werden zu lassen, sollte man sich auf Ermittlung des organischen Gehaltes und der Korngrößenverteilung beschränken. Weiterhin muß man auf die Arten zurückgreifen, die bestandsbildend in mindestens 20 voneinander unabhängigen Gewässern auftreten, um eine räumliche Autokorrelation zu vermeiden. Bis entsprechende Untersuchungen realisiert werden können, wird die Indikatorgruppenzuweisung Anwendung finden, die von KRAUSCH und HOESCH 1994 für Brandenburg entwickelt worden ist.

Literaturverzeichnis

ANDERSON, R. & KALFF, J. (1988) : Submerged aquatic macrophyte biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate lakes. *Freshwater Biology* 19, S. 115-121

ARENS, K. (1933) : Physiologisch kontrollierter Massenaustausch und Photosynthese bei submersen Wasserpflanzen. 1. *Planta*, 20, S. 621-658



- BARKO, J.W. & SMART, R.M. (1980): Mobilisation of sediment phosphorus by submerged freshwater makrophytes. *Freshwater Biology* 10, S. 229-238
- BARKO, J.W. & SMART, R.M. (1986): Sediment-related mechanisms of growth limitation in submerged macrophytes. *Ecology* 67 (5), S. 1328-1340
- BOLE, J.B. & ALLAN, J.R. (1978): Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata*. *Water Research* 12, S. 353-358
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. - 3.Aufl., Wien
- CARLSON, R.E. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnol. and Oceanography* 22(2), S. 361-369
- CASPER, S. J. & Krausch, H.D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta 1. und 2. Teil. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Hrsg. v. Ettl, H.; Gerloff, J.; Heynig, H.; 23, 24, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena
- CHEN, R.L. & BARKO, J.W. (1988): Effects of freshwater makrophytes on sediment chemistry. *Journal of Ecology* 4, S. 279- 288
- DENNY, P. (1972): Sites of nutrient absorption in aquatic macrophytes. *Journal of Ecology*, 60, S. 819-829
- LITTLEFIELD, L. & FORSBERG, C. (1965): Absorption and translocation of Pn₂ by *Chara globularis*. *Physiol. Plant.*, 18, S. 291-296
- GLEICHMANN, S. & HOESCH, A. (1994): Die terrestrische und aquatische Vegetation des Liepnitzsees - Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 1/94, Hrsg. Mietz, O., Knuth, D., Koschel, R., Marcinek, J., Mathes, J., S. 104-122
- GLÜCK, H. (1936): Pteridophyten und Phanerogamen unter gleichzeitiger Berücksichtigung der wichtigsten Wasser-und Sumpfgewächse des ganzen Kontinents von Europa. In Pascher, A. (Hrsg): *Die Süßwasserflora Mitteleuropas*. Heft 15, Jena
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (1989): *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der BRD*, 2. Auflage, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart
- HAMM, A. (1995): Möglichkeiten und Probleme einer durchgehenden Trophiebewertung. Jahrestagung d. DGL/SIL in Berlin
- HUEBERT, D.B. & GORHAM, P.R. (1983): Biphasic mineral nutrition of the submerged aquatic macrophyte *Potamogeton pectinatus* L. *Aquatic Botany*, 16, S. 269-284
- HUTCHINSON, G.E. (1975): *A Treatise on Limnology*. Vol 3: *Limnological Botany*. New York. S. 660 ff
- KOLKWITZ, R. (1950): *Ökologie der Saprobien*. Über die Beziehung der Wasserorganismen zur Umwelt. - *Schr. Ver. Wasser-, Boden-, Lufthygiene*, 4. S. 1-64
- KRAUSE, W. (1985): Über die Standortsansprüche und das Ausbreitungsverhalten der Stern Armleuchteralge *Nitellopsis obtusa* (Desvaux) J. Groves. *Carolinea*, 42, S. 31-42
- LUA (1994): *Biotopkartierung Brandenburg - Kartierungsanleitung*. Landesumweltamt Brandenburg 130 S.
- MELZER, A. (1976): *Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen*. Diss. Bot. 34, Verl. J. Cramer, Vaduz
- MELZER, A. (1988): *Der Makrophytenindex - eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen*, Habilitationsschrift der Technischen Universität München
- MELZER, A. (1991): *Die submerse Vegetation bayerische Seen - Möglichkeiten einer biologischen Gewässerbeurteilung*. Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd.2 „Ökologie der oberbayerischen Seen“, S. 75-85
- MELZER, A. & HARLACHER, R. & HELD, K. & SIRCH, R. & VOGT E. (1986): *Die Makrophytenvegetation des Chiemsees*. Informationsbericht Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/86
- MELZER, A. & HARLACHER, R. & HELD, K. & VOGT, E. (1988): *Die Makrophytenvegetation des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weißlinger Sees*. - Landesamt für Wasserwirtschaft 1/88



- MIETZ, O., VIETINGHOFF, H., GABRYSCH, I. (1995) : Statistische Untersuchungen zur Auswahl, Wichtung und zum Abgleich von Parametern innerhalb eines Klassifikationsansatzes für deutsche Seen sowie die regionale und typenbezogene Differenzierung der Seen in diesem Ansatz. - Endbericht zu dem DWVK-Forschungsauftrag. 36 S. Potsdam.
- OECD (1982) : Eutrophication of waters - monitoring, assessment and controll.- OECD, Paris
- PANTLE, K. & BUCK, H. (1955) : Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. - Bes. Mitt. z. Dt. Gewässerkundl. Jb. 12, S. 135 - 143
- PEARSALL, W.H. (1920) : The aquatic vegetation in English lakes. Journal of Ecology 8, S. 163-201
- PIETSCH, W. (1972) : Ausgewählte Beispiele für Indikatoreigenschaften höherer Wasserpflanzen. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung. Bd. 12, H.2, S. 121-151
- PORCELLA, D.B., PETERSON, S.A. & LARSEN, D.P. (1979) : Proposed method for the evaluation of effects for restoring lakes. In : Limnological and Socioeconomic Evaluation of Lake Restoration Projects. Approaches and preliminary results. Corvallis Environmental Research Laboratory, EPA-600/3-79-005, S. 265 - 310
- POTT, R. (1992) : Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - UTB für Wissenschaft, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, S. 45 - 65
- SAMTER, M. (1912) : Statistik der märkischen stehenden Gewässer. - Jb. f. Gewässerk. Nordd., Bes. Mitt. 2(4), S. 1-82
- SAUER, F. (1937) : Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. Arch. Hydrobiol. Suppl. 6, S. 431-592
- SCHMIDT, D. (1981) : Die Characeen - eine im Ausstreben begriffene Pflanzengruppe unserer Gewässer. Gleditschia, Band 8, S. 141-157
- SCHRÖDER, R. & SCHRÖDER, H. (1978) : Ein Versuch zur Quantifizierung des Trophiegrades von Seen. - Arch. Hydrobiol. 82, S. 240-262
- SUCCOW, M. & KOPP, D. (1985) : Seen als Naturraumtypen. Petermanns Geogr. Mitt. 3, S. 161 - 170
- TGL 27885/01, (1982) Fachbereichstandard: Nutzung und Schutz der Gewässer,- Stehende Gewässer,-Klassifizierung. Verlag für Standardisierung, Leipzig
- TRAPP, S. (1994) : Die submerse Vegetation ausgewählter Seen in Bremen und im Bremer Umland. Diplomarbeit an der Universität Bremen
- TRAPP, S. (1995) : Wasserpflanzen Bremer Seen und ihr Verhältnis zur Gewässergüte. Abh. Naturw. Verein Bremen, 43/1, S. 165-177
- TÜXEN, R. & PREISING, E. (1942) : Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. - Dtsch. Wasserwirtsch. 37, S. 10 - 17 und 57 - 69
- VOLLENWEIDER, R.A & KERÉKES, J. (1980) : The loading concept as basis for controlling eutrophication: Progress in Water Technol. Bd.12, 2, S. 5-39
- VAN WIJCK, C. & DE GROOT, C.-J. & GRILLAS, P. (1992) : The effect of anaerobic sediment on the growth of Potamogeton pectinatus L.: the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. Aquatic Botany, 44, S. 31-49
- WIEGLEB, G. (1978) : Untersuchung über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. Arch. Hydrobiol., 4, S. 443-484

Anschrift der Autoren:

Alexandra Hoesch
Königinstr. 37
80539 München

Dr. Manfred Buhle
Natur & Text in Brandenburg
GmbH
Friedensallee 21
15834 Rangsdorf