

Klassifizierungsverfahren für Seen anhand des Phytoplanktons

Dr. Klaus Knopf, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin

Eberhard Hoehn
LBH, Glümerstr. 2a, D-79102 Freiburg

Dr. Ute Mischke
Lehrstuhl für Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus
D-15526 Bad Saarow

Projektleitung:
Prof. Dr. Brigitte Nixdorf
Lehrstuhl für Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus
D-15526 Bad Saarow

Berlin/Freiburg/Bad Saarow im Dezember 2000

Inhaltsverzeichnis Teil I

1	Phytoplanktonbiomasse und trophischer Zustand.....	1
1.1	Trophieklassifizierung nach SAKAMOTO (1966)	1
1.2	Trophieklassifizierung nach VOLLENWEIDER (1968, OECD 1982)	1
1.3	Trophieklassifizierung nach LIKENS (1975)	4
1.4	Trophic State Index (TSI) nach CARLSON (1977)	4
1.4.1	Transformation des CARLSON-Indexes nach OSGOOD (1982)	6
1.5	Lake Evaluation Index (LEI) nach PORCELLA, PETERSON & LARSEN (1979)	7
1.6	Studie von Forsberg & Ryding (1980)	8
1.7	Studie von HEINONEN (1980)	8
1.8	Trophieklassifizierung anhand der Phytoplanktonbiomasse nach ROSÉN (1981) und ROTT (1984)	9
1.9	Trophieklassifizierung nach dem Fachbereichstandard TGL 27885/01 (1982)	9
1.10	Vorschlag zur Klassifizierung der Wasserqualität von Binnengewässern in Finnland (HEINONEN & HERVE 1987)	11
1.11	Trophieklassifizierung anhand der Phytoplanktonbiomasse nach BRETTUM (1989)	12
1.12	Richtlinie zur Bewertung stehender Gewässer der LAWA (1998)	13
2	Trophieklassifizierung anhand der Zusammensetzung der Phytoplanktonbiozönose	16
2.1	Gesamtartenzahl und Diversität der Phytoplanktonbiozönose in Abhängigkeit des Trophietypus	16
2.2	Phytoplanktongruppen als Indikatoren für den Trophietypus	16
2.3	Artenzahlprozent verschiedener Phytoplanktongruppen und Trophieklassifizierung	21
2.4	Artenzahlquotienten und Trophieklassifizierung	22
2.4.1	Protococcal (Chlorococcal)-Desmidial-Quotient	22
2.4.2	Trophiequotienten nach NYGAARD (1949)	23
2.4.3	E:O- und EV:OV-Quotienten	25
2.5	Trophieklassifizierung anhand von Indikatorarten	27
2.5.1	Indikatorarten nach THUNMARK (1945)	27
2.5.2	Indikatorarten nach NYGAARD (1949)	28
2.5.3	Nennarten und Indikatorarten nach JÄRNEFELT (1952)	30
2.5.4	Indikatorarten nach TEILING (1955)	41
2.5.5	Studie von HEINONEN (1980)	42
2.5.6	Studie von ROSÉN (1981)	46
2.5.7	Indikatorarten nach KÜMMERLIN (1990)	53
2.5.8	Trophic-Lake-Index nach HÖRNSTRÖM (1981)	55
2.5.8.1	Modifikation nach TREMEL (1996)	57
2.5.9	Indikatorarten und Trophieniveau-Index nach BRETTUM (1989)	60
2.5.10	BRB-Index nach SCHÖNFELDER (1997)	65
2.5.11	Studie von LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998), LEPISTÖ (1999)	67
2.6	Saisonale Phytoplanktonentwicklung und Trophielage	72
3	Zusammenfassende Diskussion	73
4	Zitierte Literatur	89

Klassifizierungsverfahren für Seen anhand des Phytoplanktons

1 Phytoplanktonbiomasse und trophischer Zustand

1.1 Trophieklassifizierung nach SAKAMOTO (1966)

SAKAMOTO (1966) gibt eine Übersicht über den Chlorophyll a Gehalt in der euphotischen Zone von 11 japanischen Seen. Die Proben wurden in den Jahren 1956 – 1964 genommen. Die Untersuchung der einzelnen Seen erfolgte mit unterschiedlicher Frequenz (1 bis 7 mal jährlich) zu allen Jahreszeiten.

Wenngleich es nicht die Absicht von SAKAMOTO (1966) war, anhand des Chlorophyll a-Gehaltes eine Trophieklassifizierung der Seen vorzunehmen, so werden die untersuchten Seen doch einem Trophietyp zugeordnet. Die Klassifizierung der Seen erfolgte gemäß einer Arbeit von SAIJO & HANYA (1953, zitiert in SAKAMOTO 1966). Die sich aus der Arbeit von SAKAMOTO (1966) ergebenden Bereiche des Chlorophyll a-Gehaltes innerhalb der Trophietypen sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1: Chlorophyll a-Gehalt und Trophieklassen nach SAKAMOTO (1966)

Trophieklasse	Chlorophyll a [$\mu\text{g/l}$]
oligotroph	0,3 – 2,5
mesotroph	1 - 15
eutroph	5 - 140

Reduziert man die Daten von SAKAMOTO (1966) auf die während der Monate Mai bis September ermittelten Werte, ist lediglich die untere Grenze des Chlorophyll a-Gehaltes für den oligotrophen Typus auf 0,4 $\mu\text{g/l}$ zu erhöhen.

1.2 Trophieklassifizierung nach VOLLENWEIDER (1968, OECD 1982)

VOLLENWEIDER schlägt in seinem ersten OECD-Bericht aus dem Jahr 1968 vor, den trophischen Zustand eines Gewässers anhand der über das Zellvolumen ermittelten Phytoplanktonbiomasse zu beurteilen. Aus praktischen Erwägungen benutzt er hierzu die volumenbezogene, maximale jährliche Phytoplanktonbiomasse. Nach RUTTNER (1962) spiegelt diese mehr oder weniger direkt die Nährstoffverhältnisse des Wasser wider.

Anhand der Messwerte von 36 europäischen Seen nennt VOLLENWEIDER (1968) als grobe Annäherung für ultraoligotrophe Seen eine Phytoplanktonbiomasse von weniger als 1 mg/l, für hocheutrophe Seen kann ein Wert von 10 mg/l überschritten werden. Zwischen diesen beiden Werten ordnet er die mesotrophen und eutrophen Seen ein, wobei er einen

Übergangsbereich dieser beiden Trophieklassen von 3-5 mg/l angibt. Den oligotrophen Typus erwähnt VOLLENWEIDER (1968) nicht.

Auf der Grundlage der von VOLLENWEIDER (1968) genannten Werte kommen BERNHARDT *et al.* (1973) zu der in Tabelle 2 dargestellten Trophieklassifizierung anhand der maximalen Phytoplanktonbiomasse.

Tabelle 2: Zuordnung der maximalen jährlichen Phytoplanktonbiomasse zu Trophieklassen nach VOLLENWEIDER (1968), modifiziert von BERNHARDT *et al.* (1973)

Trophieklasse	Frischgewicht der Phytoplanktonbiomasse Maximalwert [mg/l]
ultraoligotroph	< 1
oligotroph	1 – 3
mesotroph	3 – 5
eutroph	5 – 10
hocheutroph	> 10

In dem OECD-Bericht von 1982 bemühte sich VOLLENWEIDER, die qualitativ definierten Trophieklassen anhand der Gesamtphosphorkonzentration, der Gesamtstickstoffkonzentration, der durchschnittlichen und maximalen Chlorophyll a-Konzentration sowie der durchschnittlichen und minimalen Sichttiefe quantitativ zu charakterisieren. Als Referenz für den trophischen Zustand der über 100 untersuchten Gewässer in Europa und Nordamerika diente die Einschätzung der jeweiligen lokalen Bearbeiter.

Auf der Basis einer statistischen Auswertung von Daten aller bei der OECD-Studie berücksichtigten Seen wurden zwei alternative Klassifizierungssysteme entwickelt: eines mit festen und eines mit offenen Klassengrenzen. Feste Klassengrenzen (Tabelle 3) bieten den Vorteil, dass sie einfach anzuwenden sind. Andererseits ist eine gewisse Willkürlichkeit bei der Festlegung der Klassengrenzen unvermeidbar und das starre System erlaubt keinen Beurteilungsspielraum. Um letzteren Nachteil auszugleichen, empfiehlt VOLLENWEIDER (OECD 1982), eine Trophieklassifikation niemals anhand von nur einem oder zwei Parametern vorzunehmen. Das Klassifizierungssystem mit offenen Klassengrenzen (Tabelle 4) ist in seiner Anwendung flexibler, aber auch anspruchsvoller und berücksichtigt die statistische Unsicherheit bei der Klassifizierung eines Sees

Tabelle 3: Von VOLLENWEIDER (OECD 1982) vorgeschlagene Grenzen der Trophieklassen für die Biomasseparameter Chlorophyll a und Sichttiefe. System mit festen Klassengrenzen

Trophieklasse	Chlorophyll a Jahresmittelwert Euphotische Zone [µg/l]	Chlorophyll a Maximalwert [µg/l]	Sichttiefe Jahresmittelwert [m]	Sichttiefe Jahresminimum [m]
ultraoligotroph	≤ 1,0	≤ 2,5	≥ 12,5	≥ 6,0
oligotroph	≤ 2,5	≤ 8,0	≥ 6,0	≥ 3,0
mesotroph	2,5 – 8	8 – 25	6 - 3	3 – 1,5
eutroph	8 – 25	25 – 75	3 – 1,5	1,5 – 0,7
hypertroph	≥ 25	≥ 75	≤ 1,5	≤ 0,7

Tabelle 4: Von VOLLENWEIDER (OECD 1982) vorgeschlagene Grenzen der Trophieklassen für die Biomasseparameter Chlorophyll a und Sichttiefe. System mit offenen Klassengrenzen, angegeben ist der Bereich der Messwerte. Weitere Details s. VOLLENWEIDER (OECD 1982), S. 77

Trophieklasse	Chlorophyll a Jahresmittelwert Euphotische Zone [µg/l]	Chlorophyll a Maximalwert [µg/l]	Sichttiefe Jahresmittelwert [m]
ultraoligotroph	-	-	-
oligotroph	0,3 – 4,5	1,3 – 10,6	5,4 – 28,3
mesotroph	0,3 – 11	4,9 – 49,5	1,5 – 8,1
eutroph	2,7 – 78	9,5 – 275	0,8 – 7,0
hypertroph	100 - 150	-	0,4 – 0,5

1.3 Trophieklassifizierung nach LIKENS (1975)

Auf der Basis mehrerer Originalarbeiten, unter anderem der von SAKAMOTO (1966) und VOLLENWEIDER (1968) machte LIKENS (1975) Angaben zu einigen Charakteristika von Seen, die in Zusammenhang mit der Primärproduktion des Phytoplanktons und dem trophischen Status stehen. Soweit diese die Phytoplanktonbiomasse und die Primärproduktion betreffen, sind sie in Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5: Trophieklassifizierung nach LIKENS (1975)

Trophieklasse	Primärproduktion [C/m ² /d]	Phytoplankton-Biomasse [mg/l]	Phytoplankton-Biomasse [µg C/l]	Chlorophyll a [µg/l]
ultraoligotroph	< 50	< 1	< 50	0,01 – 0,5
oligotroph	50 – 300		20 – 100	0,3 – 3
oligomesotroph		1 – 3		
mesotroph	250 – 1000		100 – 300	2 – 15
mesoeutroph		3 – 5		
eutroph	600 – 8000		> 300	10 – 500
hypereutroph		> 10		
dystroph	< 50 - 500		<50 - 200	0,1 - 10

1.4 Trophic State Index (TSI) nach CARLSON (1977)

Der Trophic State Index (TSI) von CARLSON (1977) stellt ein numerisches Verfahren zur Trophieklassifizierung von Seen dar. Der Index kann anhand der Parameter Sichttiefe, Chlorophyll a-Konzentration und Gesamtphosphorkonzentration berechnet werden. CARLSON (1977) entschied sich bewusst für eine numerische, kontinuierliche Klassifizierung, da auch das Trophiesystem kontinuierlich ist. Das numerische System weist nach CARLSONS (1977) Auffassung gegenüber einem wenigstufigen nomenklatorischen System einen größeren Informationsgehalt und eine höhere Sensitivität gegenüber trophischen Veränderungen auf.

Grundlage der Vorgehensweise CARLSONS (1977) ist die Überlegung, dass die üblichen Trophiekriterien (z.B. Phytoplanktonbiomasse, Nährstoffkonzentration, Nährstoffbelastung) kausal miteinander verbunden sind. Somit ist es ausreichend, eine dieser Größen zu bestimmen. CARLSON (1977) entschied sich für die Algenbiomasse als Grundlage seines TSI, da Algenblüten eine für jedermann erkennliche Erscheinung sind. Unter den möglichen Parametern für die Phytoplanktonbiomasse (Trocken- oder Frischgewicht, Biovolumen, Partikulärer Kohlenstoff, Chlorophyll a, Sichttiefe) wählte er den am einfachsten zu bestimmenden Parameter, die Sichttiefe.

Der auf der Sichttiefe basierende TSI(SD) berechnet sich nach der Formel:

$$\text{TSI(SD)} = 10(6 - \log_2 \text{SD})$$

mit SD = Sichttiefe [m]

Nach mathematischer Umformung ergibt sich:

$$\text{TSI}(\text{SD}) = 10 \left(6 - \frac{\ln \text{SD}}{\ln 2} \right) = 60 - 14,43 \ln \text{SD}$$

Für den so errechneten TSI wird eine Genauigkeit von 2 Stellen erwartet. Die Skala beginnt mit dem Wert 0 (entspricht $\text{SD} = 64 \text{ m}$) und endet, durch die Messpraxis bedingt, bei Werten um 100 oder 110 (entspricht einer SD von 6,4 bzw. 3,2 cm). Eine logarithmische Beziehung zwischen Phytoplanktonbiomasse und Sichttiefe vorausgesetzt, entspricht dann eine Erhöhung des TSI um 10 einer Verdoppelung der Biomasse.

Neben dem auf der Sichttiefe beruhenden $\text{TSI}(\text{SD})$ gibt CARLSON (1977) auch Formeln an, mit denen sich der TSI anhand der Chlorophyll a-Konzentration oder der Gesamtphosphorkonzentration berechnen lässt:

$$\text{TS}(\text{Chl}) = 10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln \text{Chl}}{\ln 2} \right)$$

$$\text{TSI}(\text{TP}) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{\text{TP}}}{\ln 2} \right)$$

mit $\text{Chl} = \text{Chlorophyll a-Konzentration} [\mu\text{g/l}]$
 $\text{TP} = \text{Gesamtphosphorkonzentration} [\mu\text{g/l}]$

Nach mathematischer Umformung ergibt sich:

$$\text{TSI}(\text{Chl}) = 30,60 + 9,81 \ln \text{Chl}$$

$$\text{TSI}(\text{TP}) = 4,15 + 14,42 \ln \text{TP}$$

Beide Formeln setzen eine Korrelation der Chlorophyll a-Konzentration und der Gesamtphosphorkonzentration mit der Phytoplanktonbiomasse bzw. der Sichttiefe voraus, wie sie z.B. von DILLON & RIGLER (1974) und dem OECD-Programm (VOLLENWEIDER 1968, 1979, OECD 1982) nachgewiesen werden konnte. Auf dieser Grundlage wurden sie durch mathematische Transformation aus der Formel für den $\text{TSI}(\text{SD})$ entwickelt.

CARLSON (1977) betont, dass der als TSI ermittelte Wert lediglich einen Index für den trophischen Zustand eines Sees darstellt, diesen aber nicht definiert. Er empfiehlt, den jeweils besten Indikator für den trophischen Zustand nach pragmatischen Gesichtspunkten individuell auszuwählen. So führt die Sichttiefe bei der Berechnung des TSI in extrem klaren oder stark gefärbten Seen sowie bei einer großen Menge partikulären Materials, das nicht vom Phytoplankton gebildet wird, zu fehlerhaften Ergebnissen. Die korrekte Bestimmung des TSI anhand der Gesamtphosphorkonzentration setzt voraus, dass die Primärproduktion tatsächlich phosphorlimitiert ist und der gesamte Phosphor auch

bioverfügbar ist. Als sichersten Indikator für den trophischen Status empfiehlt CARLSON (1977) die Phaeophytin-korrigierte Chlorophyll a-Konzentration.

CARLSON (1977) schlägt vor, im Sommer die biologischen Parameter für die Klassifikation zu bevorzugen, insbesondere der Chlorophyll-Index. Im Frühjahr, Herbst und Winter, wenn nicht Phosphor, sondern andere Faktoren das Algenwachstum limitieren, wird der trophische Status möglicherweise besser mit dem Phosphor-Index beschrieben. Eine praktikable Alternative ist es, während der Sommerstagnation epilimnische Proben zu entnehmen. Hierfür erwartet CARLSON (1977) die beste Übereinstimmung der Index-Parameter. Letztendlich überlässt es CARLSON (1977) dem Anwender, anhand welcher der Index-Parameter (Sichttiefe, Chlorophyll a, Gesamtphosphor) er den TSI berechnet. Am aussagekräftigsten ist es jedoch, alle drei Index-Parameter anzuwenden.

Weichen die ermittelten TSI-Werte voneinander ab, ist sowohl eine kritische Überprüfung der Analytik als auch der erwarteten Zusammenhänge zwischen den Parametern erforderlich (vergl. z.B. HENNING 1986). So sind Differenzen der TSI-Werte von mehr als 6 im Einzelfall mit der speziellen ökologischen Situation des betrachteten Gewässers zu begründen (OSGOOD (1982)).

1.4.1 Transformation des CARLSON-Indexes nach OSGOOD (1982)

Unterschiede drei Indizes für Gesamtphosphor, Sichttiefe und Chlorophyll a nach CARLSON (1977) können nach OSGOOD (1982) darauf zurückzuführen sein, dass die von CARLSON zugrunde gelegte Beziehungen zwischen Chlorophyll a, Sichttiefe und Phosphor regional unterschiedlich sind. Am Beispiel der Daten von 60 Seen in Minnesota (Mittelwerte der Monate Juni bis September, Oberflächenproben 0–2,5 m) zeigt OSGOOD (1982), wie die Indices mittels einer einfachen mathematischen Transformation an regionale Gegebenheiten angepasst werden können.

Die Transformation erfolgt auf der Basis des TSI(Chl) durch die Angleichung der Regressionsgeraden an die 1:1-Gerade, welche man beim Auftragen des TSI(SD) bzw. TSI(TP) gegen den TSI(Chl) erhält, sofern die von CARLSON (1977) gefunden Beziehungen zwischen Sichttiefe bzw. Gesamtphosphor dem Chlorophyll a-Gehalt zutreffen.

$$\text{TSI(T)} = (\text{TSI(O)} - y) / m$$

mit TSI(T) = transformierter Index-Wert
 TSI(O) = ursprünglicher Index-Wert
 y = Abschnitt der neuen Regressionsgerade auf der y-Achse
 m = Steigung der neuen Regressionsgeraden

1.5 Lake Evaluation Index (LEI) nach PORCELLA, PETERSON & LARSEN (1979)

Der von PORCELLA *et al.* (1979, zitiert in HENNING 1986) entwickelte LEI-Index ist von CARLSONS (1977) TSI abgeleitet und umfasst wie dieser eine Skala von 1 bis 100. Ziel der Autoren war ein objektives Klassifizierungssystem, welches universell für alle Seetypen einsetzbar ist. In die Berechnung des Index gehen folgende Parameter ein:

1. Sichttiefe
2. Gesamtstickstoff
3. Chlorophyll a
4. Gesamtphosphor
5. Gelöster Sauerstoff
6. Makrophyten

In Gegensatz zu dem TSI nach CARLSON (1977) sind bei dem LEI auch Sauerstoffverhältnisse und Makrophyten sowie der Gesamtstickstoffgehalt berücksichtigt. Die aus den einzelnen Parametern resultierenden Skalenwerte werden nicht für sich alleine betrachtet, sondern nach mathematischer Transformation zu einem Gesamtindex zusammengefasst:

$$\text{LEI} = 0,25 [0,5 [\text{XCHL} + \text{XMAC}] + \text{XDO} + \text{XSD} + \text{XTP}] \quad \text{für } \text{XTP} > \text{XTN}$$

$$\text{LEI} = 0,25 [0,5 [\text{XCHL} + \text{XMAC}] + \text{XDO} + \text{XSD} + \text{XTN}] \quad \text{für } \text{XTP} < \text{XTN}$$

mit

- LEI = Lake Evaluation Index
- XCA = Skalenwert für Chlorophyll a
- XMAC = Skalenwert für Makrophyten
- XDO = Skalenwert für Sauerstoff
- XSD = Skalenwert für Sichttiefe
- XTP = Skalenwert für Gesamtphosphor
- XTN = Skalenwert für Gesamtstickstoff

Die Skalenwerte für die Parameter Sichttiefe, Chlorophyll a und Gesamtphosphor errechnen sich nach den Formeln von CARLSON (1977). Bezüglich der anderen Parameter sei hier auf die Originalarbeit bzw. die zusammenfassende Darstellung von HENNING (1986) verwiesen. Abgesehen von den einmal jährlich erfassten Makrophytendaten werden gemittelte Messwerte aus den Monaten Juli und August für die Bestimmung des LEI herangezogen. Während die Relationen von CARLSON (1977) auf Oberflächenkonzentrationen von Gesamtphosphor und Chlorophyll a beruhen, arbeiteten PORCELLA *et al.* (1979, zitiert in HENNING 1986) mit epilimnischen Konzentrationen.

Will man die Skalenwerte des LEI (und sinngemäß des TSI) auf die Trophiestufeneinteilung nach OECD (1982) übertragen, so entspricht ein LEI-Wert ≤ 45 einem oligotrophen Seezustand, Werte > 50 zeigen Eutrophie an (HENNING 1986).

1.6 Studie von Forsberg & Ryding (1980)

FORSBERG & RYDING (1980) erstellten eine Trophieskala auf der Basis sommerlicher Durchschnittswerte (Juni bis September) des Chlorophyll a-Gehaltes von 30 abwasserbelasteten schwedische Seen. Die Proben wurden in den Jahren 1972 bis 1977 mit einem Schöpfrohr an der Oberfläche von 0 bis 2 m genommen. Diese Trophieskala umfasst auch die mit dem Chlorophyll a-Gehalt korrelierten entsprechenden sommerlichen Mittelwerte der Stickstoff- und Phosphorkonzentration sowie der Sichttiefe. Die Angaben zu den Biomasseparametern Chlorophyll a und Sichttiefe sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6: Trophieskala nach FORSBERG & RYDING (1980)

Trophieklasse	Chlorophyll a [$\mu\text{g/l}$]	Sichttiefe [m]
	Mittelwert Juni – Sept. 0 – 2 m	Mittelwert Juni – Sept. 0 – 2 m
oligotroph	< 3	> 4,0
mesotroph	3 – 7	2,5 – 4,0
eutroph	7 – 40	1,0 – 2,5
hypertroph	> 40	< 1,0

1.7 Studie von HEINONEN (1980)

Die Arbeit von HEINONEN (1980) basiert auf 328 bzw. 498 Planktonproben, die in den Jahren 1963 und 1965 aus verschiedenen finnischen Gewässern entnommen wurden. Die Probenentnahme erfolge jeweils nur einmal im Hochsommer, wobei die Proben i.d.R. Profilproben des Epilimnions waren. Bei flachen, gut durchmischten Seen wurde die Wasserprobe aus einer Tiefe von 1 m genommen.

Anhand der hochsommerlichen („midsummer“) Phytoplanktonbiomasse klassifiziert HEINONEN (1980) die Trophie finnischer Seen wie in Tabelle 7 zusammengestellt.

Tabelle 7: Klassifizierung der Trophie anhand der Phytoplanktonbiomasse nach HEINONEN (1980)

Trophieklasse	Phytoplanktonbiomasse Frischgewicht [mg/l]
ultraoligotroph	< 0,2
oligotroph	0,21 - 0,50
beginnend eutroph [oligomesotroph]	0,51 - 1,0
mesotroph	1,01 - 2,5
eutroph	2,51 - 10,0
hypereutroph	> 10,0

1.8 Trophieklassifizierung anhand der Phytoplanktonbiomasse nach ROSÉN (1981) und ROTT (1984)

Die Klassifizierung von ROSÉN (1981) beruht auf der Untersuchung von 1.250 kleinen und mittleren Seen in Schweden im August 1972. Die Zuordnung der Phytoplanktonbiomasse zu den Trophiestufen erfolgte anhand von Indikatorarten (siehe Kapitel 2.5.6). In Tabelle 8 sind die Intervalle der Phytoplanktonbiomasse zusammengestellt, in denen sich die Trophieklassen wiederfinden. Die gleichen Biovolumenintervalle wurden auch von ROTT (1984) angegeben, der seine Untersuchungen an Seen in Tirol durchführte. Von ROSÉN (1981) und ROTT (1984) angegebene Biovolumina wurden mit einem Umrechnungsfaktor von 1,0 dem Frischgewicht der Biomasse gleichgesetzt. Humose Seen in ROSÉNS (1981) Studie waren hinsichtlich des Phytoplanktonbiovolumens vergleichbar den mesotrophen Seen.

Tabelle 8: Klassifizierung der Trophie anhand der Phytoplanktonbiomasse nach ROSÉN (1981) und ROTT (1984)

Trophieklasse	Phytoplanktonbiomasse Frischgewicht [mg/l]
Oligotroph	0,1-1,0
Mesotroph	0,5-5,0
Eutroph	>2,0

1.9 Trophieklassifizierung nach dem Fachbereichstandard TGL 27885/01 (1982)

Dieser Standard der früheren DDR wurde für die Klassifizierung stehender Gewässer entwickelt. Dieses Verfahren ist von RYDING & RAST (1989) exemplarisch als Klassifikationssystem ausführlich dargestellt. Die Beurteilung erfolgt nach drei Merkmalskomplexen:

1. Hydrographische und territoriale Kriterien
2. Trophische Kriterien
3. Salzgehalt, besondere und hygienisch relevante Kriterien

Diese Merkmalskomplexe fassen mehrere Bewertungskriterien zusammen. Eine abschließende, ausdrücklich nutzungsorientierte, zusammenfassende Bewertung erfolgt anhand aller drei Merkmalskomplexe. Zur Gewinnung der Daten für die Klassifizierung nach den beiden letztgenannten Merkmalskomplexen sind für Trinkwassertalsperren jährlich mindestens 10 Messungen vorgeschrieben, die in den Monaten April bis Oktober monatlich erfolgen müssen. Für alle anderen stehenden Gewässer sind jährlich 6 Untersuchungen, davon 4 in den Monaten April bis Oktober, vorgeschrieben.

Der Merkmalskomplex Trophie umfasst die Merkmalsgruppen:

4. Sauerstoffverhältnisse
5. Nährstoffverhältnisse
6. Bioproduktionsverhältnisse

Anhand dieser Merkmale wird der Trophiegrad des Gewässers ermittelt, jedoch nicht beim Namen genannt. Statt dessen erfolgt wie bei den anderen Merkmalskomplexen eine Einordnung in die Beschaffenheitsklassen 1, 2, 3a, 3b, 4 und 5.

Obligatorische Kriterien der Merkmalsgruppe Bioproduktionsverhältnisse sind das durch Zählung und Messung bestimmte Phytoplanktonbiovolumen im Epilimnion, die Chlorophyll a-Konzentration im Epilimnion (Mittelwert April bis September) und die Sichttiefe (Mittelwert April bis September). Zusatzinformationen geben die Jahresprimärproduktion, das Verhältnis der Primärproduktion in der produktionsmaximalen Meterlamelle (1 m mächtige Schicht des Primärproduktionsmaximums) zur Gesamtprimärproduktion (Mittelwert April bis September) und die Zooplanktonbiomasse im Epilimnion (Mittelwert April bis September). Die das Phytoplankton betreffenden Kriterien und die Einordnung der Messwerte in Beschaffenheitsklassen sind in Tabelle 9 zusammengestellt.

Tabelle 9: Trophieklassifizierung gemäß TGL 27885/01 nach solchen Kriterien, die das Phytoplankton betreffen

Kriterium	Beschaffenheitsklasse					
	1	2	3a	3b	4	5
Primärproduktion des Phytoplanktons						
Jahresprimärproduktion [g C/(m ² a)]	≤ 120	120 bis 250	250 bis 400		400 bis 500	> 500
Verhältnis der Primärproduktion in der produktionsmaximalen Meter- lamelle zur Gesamtprimär- produktion (Mittelwert April bis September) $\left[\frac{\text{mg C}/(\text{m}^3\text{d})}{\text{mg C}/(\text{m}^2\text{d})} \right]$	≤ 15	15 bis 30	30 bis 75		75 bis 90	> 90
Phytoplanktonbiomasse (im Epilimnion)						
Phytoplanktonvolumen [cm ³ /m ³]	≤ 1,5	≤ 5	5 bis 10	10 bis 20	20 bis 30	>30
Chlorophyll a [mg/m ³] (Mittelwert April bis September)	≤ 3	≤ 10	10 bis 20	20 bis 40	40 bis 60	> 60
Sichttiefe [m]	≥ 6	≥ 4	≥ 1		≥ 0,5	< 0,5

1.10 Vorschlag zur Klassifizierung der Wasserqualität von Binnengewässern in Finnland (HEINONEN & HERVE 1987)

HEINONEN & HERVE (1987) beschreiben detailliert ein Klassifizierungssystem, das im Sommer 1985 versuchsweise in Finnland zur Anwendung kam.

Die Klassifizierung erfolgt zum einen nutzungsbezogen im Hinblick auf Erholung, Wasserversorgung und Fischerei, aber auch eine generelle Klassifizierung kann durchgeführt werden. Die Qualitätskriterien sind in 5 oder 6 Stufen eingeteilt, welche von „excellent“ bis „bad“ oder „unsuitable“ reichen. Durch den nutzungsbezogenen Ansatz erfolgt mit der Klassifizierung gleichzeitig eine Bewertung, was in der Benennung der Qualitätsstufen zum Ausdruck kommt. Die ersten beiden Stufen umfassen Gewässer in natürlichem oder naturnahem Zustand.

Die für die Klassifizierung herangezogenen Kenngrößen orientieren sich an der beabsichtigten Nutzung. Eine generelle Klassifizierung ist als Summe der drei nutzungsbezogenen Einzelklassifizierungen zu erzielen. Alternativ können Kriterien für eine generelle Klassifizierung herangezogen werden. In Tabelle 10 und Tabelle 11 sind nur diejenigen Parameter zusammengestellt, welche das Phytoplankton betreffen.

Tabelle 10: Nutzungsbezogene Klassifizierung der Wasserqualität hinsichtlich Erholung und Wasserversorgung nach HEINONEN & HERVE (1987). Es sind nur die Parameter angegeben, welche das Phytoplankton betreffen

Qualitätsstufe	Erholung		Wasserversorgung	
	Sichttiefe [m]	Chlorophyll a Mittelwert Vegetationsperiode [µg/l]	Chlorophyll a Mittelwert Vegetationsperiode [µg/l]	Phytoplanktonbiomasse Frischgewicht, Mittelwert Vegetationsperiode [mg/l]
excellent	> 2,5 ¹⁾	< 3,0 ²⁾ 3 – 20 ²⁾	< 2	
good	1,0 – 2,5 ¹⁾	Algenblüten möglich > 20 ³⁾ / 3 – 10 ⁴⁾	2 - 5	< 0,5
satisfactory	-	Algenblüten verbreitet 10 – 30 ⁴⁾	5 - 20	0,5 – 2
poor	-	Blualgenblüten im Spätsommer	-	-
bad	-	30 – 100 Blualgenblüten	20 - 100	2 - 10
unsuitable	-	> 100	> 100	> 10

¹⁾ für dunkle, humose Seen

²⁾ für natürlich eutrophe Gewässer

³⁾ für Gewässer in natürlichem oder naturnahem Zustand

⁴⁾ für Gewässer mit geringer Abwasserbelastung o. ä.

Tabelle 11: Nutzungsbezogene Klassifizierung der Wasserqualität hinsichtlich Fischerei und generelle Kriterien nach HEINONEN & HERVE (1987). Es sind nur die Parameter angegeben, welche das Phytoplankton betreffen

Qualitätsstufe	Fischerei	Generelle Kriterien
	Chlorophyll a Mittelwert Vegetationsperiode [µg/l]	Chlorophyll a Mittelwert Vegetationsperiode [µg/l]
excellent	< 4	< 3
good	< 4 ⁵⁾ / < 10 ⁶⁾	< 10
satisfactory	< 20 ⁷⁾ / < 4 ⁸⁾	< 20
poor	< 30	20 – 50 häufig Algenblüten
bad	> 30	> 50

⁵⁾ für oligotrophe oder leicht eutrophierte Gewässer

⁶⁾ für natürlich leicht eutrophierte Gewässer

⁷⁾ für leicht verschmutzte Gewässer

⁸⁾ für Gewässer mit natürlicherweise hohem Humusgehalt

1.11 Trophieklassifizierung anhand der Phytoplanktonbiomasse nach BRETTUM (1989)

Anhand des Datenmaterials von norwegische Binnenseen untersuchte BRETTUM (1989) die Möglichkeit, Seen anhand von Phytoplanktonanalysen zu klassifizieren. Das zugrunde liegende Material umfasste etwa 1.000 quantitative Phytoplanktonanalysen von etwa 150 Seen aus den Jahren 1980 bis 1987. Im wesentlichen handelte es sich um Mischproben aus der maximal 10 m starken oberen Wasserschicht (doppelte Sichttiefe), die in den Monaten Mai bis Oktober gesammelt wurden.

Die Bedeutung der Phytoplanktonanalysen liegt nach BRETTUM (1989) überwiegend bei der Einschätzung des Trophieniveaus, wobei er diesen aufgrund des integrierenden Charakters des Phytoplanktons einen höheren Stellenwert einräumt als z.B. dem Phosphorgehalt. Zur Klassifizierung berücksichtigt BRETTUM (1989) Analyseergebnisse auf drei Ebenen:

1. Das maximale Biovolumen des Phytoplanktons sowie das Durchschnittsvolumen während der Vegetationsperiode (welche nicht genauer definiert ist)
2. Das Biovolumen einzelner Phytoplanktonklassen bzw. –gruppen sowie deren Verhältnis zueinander.
3. Die Menge einzelner Arten, insbesondere von Indikatorarten im Verhältnis zum Gesamtvolumen des Phytoplanktons.

Welches Gewicht diesen drei Stufen jeweils zukommt, hängt von der Anzahl der vorliegenden Untersuchungsergebnisse ab. Bei einer hohem Anzahl von Untersuchungen über die gesamte Vegetationsperiode liegt der Schwerpunkt der Beurteilung beim

Gesamtbiovolumen. Lediglich 2 oder 3 Untersuchungen reichen nach BRETTUM (1989) hierzu nicht aus. Für ein zufriedenstellendes Resultat fordert er mindestens 5 – 6 Untersuchungen über den Zeitraum Mai bis September/Okttober. Liegen nur wenige Analyseergebnisse vor, ist die qualitative Zusammensetzung des Phytoplanktons von größerer Bedeutung. Grundsätzlich erhöht sich die Sicherheit bei der Einschätzung mit der Anzahl der Untersuchungen.

Die qualitativen Aspekte der Arbeit von BRETTUM (1989) sind in den Kapiteln 2.2 und 2.5.9 dargestellt. Das Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons betreffend konnte BRETTUM (1989) zeigen, dass die Spitzenwerte der Phytoplanktonbiomasse mit deren Durchschnittswerten während der Vegetationsperiode korrelieren. Bei der Grenzen der einzelnen Intervalle der Trophieskala orientierte sich der Autor an der OECD-Studie (VOLLENWEIDER 1968, OECD 1982), wobei er jedoch eine feinere Einteilung realisierte. Diese Trophieklassifikation nach BRETTUM (1989) zeigt Tabelle 12. Mit der Annahme eines spezifischen Gewichts der Phytoplankter von 1,0 g/cm³ sind die von BRETTUM (1989) angegebenen Biovolumina als Frischgewicht der Biomasse angegeben.

Tabelle 12: Trophieklassifikation nach BRETTUM (1989)

Trophieklasse	Frischgewicht der Phytoplanktonbiomasse [mg/l] Spitzenwerte	Frischgewicht der Phytoplanktonbiomasse [mg/l] Im Durchschnitt der Vegetationsperiode
ultraoligotroph	< 0,20	< 0,12
oligotroph	0,20 – 0,70	0,12 – 0,40
oligomesotroph	0,7 – 1,2	0,4 – 0,6
mesotroph	1,2 – 3,0	0,6 – 1,5
eutroph	3,0 – 5,0	1,5 – 2,0
polyeutroph	5,0 – 10,0	2,0 – 5,0
hypertroph	> 10,0	> 5,0

1.12 Richtlinie zur Bewertung stehender Gewässer der LAWA (1998)

Das von der LAWA vorgeschlagene Bewertungssystem für glaziale Seen und Subrosionsseen basiert auf einer wertfreien Klassifizierung nach dem Trophiesystem. Der Bewertungsansatz selbst ist nicht nutzungsbezogen, sondern ökologisch begründet. Das Verfahren wurde anhand der Daten von 258 Seen entwickelt.

Zur Klassifizierung des Zustandes der Gewässer wurde das Nährstoff-Belastungskonzept nach VOLLENWEIDER (OECD 1982) modifiziert. Als Nährstoffparameter wird der Gesamtphosphorgehalt verwendet. Als Parameter für die Phytoplanktonbiomasse dienen die Chlorophyll a-Konzentration und die Sichttiefe. Weiterhin berücksichtigt das Klassifizierungsverfahren die mittlere Tiefe und als Maß für die Schichtungsstabilität den

Tiefengradienten nach MIETZ (1991, zitiert in LAWA 1998) als trophiesteuernde Kenngrößen der Seebeckenmorphologie. Anhand dieser Kenngrößen werden die zu klassifizierenden Gewässer einem von drei Seetypen zugeordnet (Tabelle 13).

Tabelle 13: Zuordnung der Seetypen nach LAWA (1998)

Seetyp	Seefläche [ha]	Tiefengradient
Kleinseen	≤ 5	entfällt
ungeschichtete, große Seen	> 5	≤ 1,5
geschichtete, große Seen	> 5	> 1,5

Das von der LAWA (1998) entwickelte System zur Trophieklassifizierung schreibt mindestens vier Beprobungen pro Jahr vor: Zur Zeit der Frühjahrszirkulation und dreimal während der sommerlichen Stagnationsphase (etwa Mai bis September). Messwerte, die zufällig während des Klarwasserstadiums (Sichttiefe mehr als zweimal so groß wie der Mittelwert der übrigen sommerlichen Werte oder Chlorophyll a-Konzentration weniger als 25% des Mittelwertes der übrigen sommerlichen Werte) ermittelt wurden, sind bei der Berechnung des Sommermittelwertes nicht einzubeziehen.

Die Probenentnahme soll über der tiefsten Stelle des Sees erfolgen und stark gegliederte Seen sind ggf. an mehreren Stellen zu untersuchen. Bei geschichteten Seen werden nur Proben aus dem Epilimnion bei einer Entnahmetiefe von 0,5 bis 1,0 m berücksichtigt. Um eine repräsentative Probe zu gewährleisten, ist bei Einschichtungen von Phytoplanktonpopulationen ggf. eine Mischprobe zu entnehmen.

Die notwendige Information zur Mächtigkeit des Epilimnions und etwaiger Einschichtungen von Phytoplanktonpopulationen sind anhand von Vertikalprofilen der Temperatur und des Sauerstoffgehaltes zu gewinnen.

Folgende Kenngrößen sind zu ermitteln:

1. Gesamtphosphorkonzentration während der Frühjahrszirkulation
2. Epilimnisches Mittel der Gesamtphosphorkonzentration zur Zeit der Sommerstagnation (bei polymiktischen Seen von Mai bis September)
3. Epilimnisches Mittel der Chlorophyll a-Konzentration zur Zeit der Sommerstagnation (bei polymiktischen Seen von Mai bis September) ohne Klarwasserstadium
4. Mittlere Sichttiefe zur Zeit der Sommerstagnation (bei polymiktischen Seen von Mai bis September) ohne Klarwasserstadium

Diese Kenngrößen werden über eine Indexzuweisung unter Berücksichtigung der Seetypen (geschichtete, ungeschichtete und Kleinseen) quantifiziert. Die Klassifikation anhand der Chlorophyll a-Konzentration ist bei allen Seetypen einheitlich. Die Indexzuweisung aller anderen Kenngrößen erfolgt entsprechend deren statistischem Zusammenhang mit der Chlorophyll a-Konzentration. Ein Gesamtindex errechnet sich dann mit einer unter-

schiedlichen Wichtung der Einzelindizes. Die Chlorophyll a-Konzentration wird als wichtigster Trophieparameter erachtet und daher am stärksten gewichtet. Dem errechneten Gesamtindex wird ein Trophiegrad in einem letztlich siebenstufigen Trophiesystem zugeordnet, wobei die Bereiche eutroph und polytroph in je zwei Stufen unterteilt werden.

Wenngleich also in die Trophieklassifizierung nach dem System der LAWA (1998) keineswegs nur die Chlorophyll a-Konzentration und die Sichttiefe eingehen, sind die Spannen für diese Parameter der Phytoplanktonbiomasse für die einzelnen Trophieklassen in Tabelle 14 zusammengefasst.

Tabelle 14: Zuweisung des Trophiegrades für die Biomasseparameter Chlorophyll a- und Sichttiefe nach LAWA (1998)

Trophieklasse	Chlorophyll a [$\mu\text{g/l}$] im Epilimnion (Mittelwert Mai bis September, ohne Klarwasserstadium)	Sichttiefe [m] (Mittelwert Mai bis September, ohne Klarwasserstadium)		
	geschichtete, ungeschichtete und Kleinseen	geschichtete Seen	ungeschichtete Seen	Kleinseen
oligotroph	$\leq 3,0$	$\geq 5,88$		
mesotroph	$> 3,0 - 9,7$	$< 5,88-2,40$	$\geq 2,28$	$\geq 1,94$
eutroph 1	$> 9,7 - 17$	$< 2,40 - 1,53$	$< 2,28 - 1,42$	$< 1,94 - 1,24$
eutroph 2	$> 17 - 31$	$< 1,53 - 0,98$	$< 1,42 - 0,89$	$< 1,24 - 0,80$
polytroph 1	$> 31 - 56$	$< 0,98 - 0,63$	$< 0,89 - 0,56$	$< 0,80 - 0,52$
polytroph 1	$> 56 - 100$	$< 0,63 - 0,40$	$< 0,56 - 0,35$	$< 0,52 - 0,33$
hypertroph	> 100		$< 0,35 - 0,22$	$< 0,33 - 0,21$

Die LAWA (1998) schränkt den Anwendungsbereich der Richtlinie zur Bewertung stehender Gewässer ein. Hinsichtlich der notwendigen Klassifizierung nach trophischen Kriterien ist das beschriebene Verfahren nicht auf dystrophe, saure oder versauerte ($\text{pH} < 5$) sowie durch Gifteinleitung geschädigte Seen anwendbar. Die Sichttiefe eignet sich weder bei sedimentgetrübtem noch bei humosem Wasser als Biomasseparameter. Bei makrophytendominierten Seen ist das Phytoplanktonwachstum als Trophiekriterium ungeeignet. Weiterhin wird angenommen, dass die Phytoplanktonproduktion in Kleingewässern (< 1 ha) von untergeordneter Bedeutung für den Gesamtstoffhaushalt ist, und dass trophische Klassifizierungskriterien bei sehr jungen künstlichen Seen (weniger als 10 Jahre) eine hohe Veränderlichkeit aufweisen. Hinsichtlich der auf die Klassifizierung aufbauende Bewertung ergeben sich weitere Einschränkungen, wenn ein Referenzzustand nicht definierbar ist.

2 Trophieklassifizierung anhand der Zusammensetzung der Phytoplanktonbiozönose

2.1 Gesamtartenzahl und Diversität der Phytoplanktonbiozönose in Abhängigkeit des Trophietypus

HEINONEN (1980) kam bei der Untersuchung finnischer Seen (vergl. Kapitel 2.5.4) zu dem Ergebnis, dass die Anzahl der gefundenen Arten bis zu einer Biomasse von zumindest 5 mg/l mit der Biomasse anstieg. In den Proben mit einer Biomasse von über 10 mg/l nahm die Anzahl der gefundenen Arten aber mit zunehmender Biomasse wieder ab. Ebenfalls für finnischen Seen beschrieb JÄRNEFELT (1956, zitiert in HUTCHINSON 1967) die höchste Artenzahl in eutrophen Gewässern. Es zeigte sich, dass die Gesamtartenzahl zeitlich variiert und in kleineren Seen höher ist als in größeren Seen. NYGAARD (1949) fand in Dänemark in oligotrophen Seen und Teichen eine geringere Artenzahl als in eutrophen Seen. Zu dem selben Resultat kamen KÖPF & SCHAUMBURG (2000) für bayerische Seen. Diese Resultate widersprechen der Annahme von FRITSCH (1931, zitiert in NYGAARD 1949), dass das Plankton oligotropher Gewässer generell artenreicher als das eutropher Gewässer ist.

LEPISTÖ (1999) kam anhand langjähriger Untersuchungen an finnischen Seen zu dem Schluss, dass die Diversität des Phytoplanktons mit steigender Trophie abnimmt. Die von HEINONEN (1980) für seine Proben ermittelte Diversität (nach MARGALEF bzw. SHANNON, beide zitiert in HEINONEN 1980, vgl. dazu auch SOURNIA 1978) ergab allerdings keine für die Trophieklassifizierung verwertbaren Resultate.

2.2 Phytoplanktongruppen als Indikatoren für den Trophietypus

Anhand von Daten, die im Rahmen der langjährigen Überwachungstätigkeit der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee ermittelt wurden (KÜMMERLIN & BÜRGI 1989), konnte KÜMMERLIN (1990) zeigen, dass veränderte Umweltbedingungen sich in der Biomassentwicklung systematischer Phytoplanktongruppen widerspiegeln. So führte eine erhöhte Phosphorbelastung im Bodensee-Gnadensee in den Jahren 1969 bis 1973 zu einer starken Dominanz von Cyanophyceen und Diatomeen und zu einem Zurücktreten von Chrysophyceen und Dinophyceen.

LIKENS (1975) nennt in einer kurz gefassten Übersicht Chrysophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae und Bacillariophyceae als dominante Phytoplanktongruppen im oligotrophen Bereich sowie Bacillariophyceae, Cyanophyta, Chlorophyta und Euglenophyta für den eutrophen Bereich. KÖPF & SCHAUMBURG (2000) formulierten aufgrund ihrer an bayerischen Seen gewonnenen Untersuchungsergebnisse die Hypothese, dass mit steigender Trophie der Anteil der Bacillariophyceen abnimmt, während derjenige der Cryptophyceen und Chlorophyceen zunimmt. Chrysophyceen werden von den Autoren als sowohl hinsichtlich der Artenzahl als auch der Biomasse als Indikatoren für Mesotrophie genannt.

Bei der Benennung von Indikatorgruppen, d.h. Artengruppen von indikatorisch sicherem Charakter sah THUNMARK (1945) das Problem in dem oft subjektiven Charakter der

Beurteilung standortökologischer Eigenheiten einer Art. Infolgedessen beschränkte er sich auf taxonomische Gruppen, denen er einen Indikationswert zuschrieb. Dies sind die Chlorococcalen als Indikatoren für eutrophe Verhältnisse und die Desmidiaceen als Indikatoren für oligotrophe Verhältnisse. Aus diesem Ansatz entwickelte er das Chlorococcal-Desmidial-System zur trophischen Charakterisierung von Planktongemeinschaften (s. Kapitel 2.4.1). Betreffend der soziologischen Charakterisierung von Planktongemeinschaften stellte THUNMARK (1945) Richtlinien vor, die auf der Artenzahl der Chlorococcalen und Desmidiaceen basieren und durch die Nennung des jeweils dominanten Vertreters aus dem Phytoplankton und dem Crustaceenplankton näher charakterisiert wird.

Die Artenzahlbereiche, die in solchen Gemeinschaftsnamen angegeben werden, sind folgende:

	Artenzahl
extrem artenreich	> 25
sehr artenreich	16 – 25
mäßig artenreich	11 – 15
mäßig artenarm	6 – 10
sehr artenarm	1 – 5
artenfrei	0

So kommt es zu Bezeichnungen wie: Sehr chlorococcalenartenreiche – mäßig desmidiaceenartenarme *Fragilaria crotonensis* – *Diatomus gracilis* – Gemeinschaft. Die in solchen Bezeichnungen enthaltene Information zum Verhältnis der Chlorococcalenartenzahl und der Desmidiaceenartenzahl ist – entsprechend dem Chlorococcal-Desmidial-System des Autors (s. Kapitel 2.4.1) - zwanglos mit der trophischen Gruppierung der untersuchten Seen in Übereinstimmung zu bringen (s. Tab. 1 in THUNMARK 1945).

NAUMANN (1931) beschrieb die Möglichkeit, Gewässer anhand ihrer Phytoplanktongesellschaften zu charakterisieren. Bei der Auflistung solcher Planktontypen gab er an, ob diese in oligotrophen oder in eutrophen Gewässern verbreitet sind (Tabelle 15). Neben dem qualitativen Aspekt betonte NAUMANN (1931) ausdrücklich auch die quantitative Komponente bei diesem Typisierungsansatz, wobei er eine Hochproduktion von einer Geringproduktion abgrenzt. Die genannte Einteilung in Planktontypen beruht zumindest überwiegend auf mit dem Netz entnommenen Proben (JÄRNEFELT 1952).

In Anlehnung an NAUMANN (1931) definierte JÄRNEFELT (1952) Planktontypen im Hinblick auf den prozentualen Anteil verschiedener Phytoplanktongruppen am gesamten Biovolumen des Phytoplanktons. Er arbeitete jedoch nicht mit Netzplankton, sondern nahm seine Planktonproben gemäß der UTERMÖHL-Methode direkt aus Wasserproben vor. Auf der Grundlage von 346 Wasserproben, die in verschiedenen Jahren im Zeitraum von Juni bis Oktober aus dem Pelagial von 329 finnischen Seen entnommen wurden, unterschied er folgende Planktontypen:

- | | |
|-----------------------|----------------------------------|
| 1) Diatomeen-Typus | 6) eutraphenter Peridineen-Typus |
| 2) Cyanophyceen-Typus | 7) Chrysomonadinen-Typus |

- | | |
|---------------------------------|-----------------------|
| 3) Protococcalen-Typus | 8) Heterokonten-Typus |
| 4) Eugleninen-Typus | 9) Desmidiaceen-Typus |
| 5) oligotropher Peridinee-Typus | 10) Misch-Typus |

Diese Planktontypen können innerhalb eines Sees sowohl von Jahr zu Jahr als auch innerhalb eines Jahres variieren, so dass diese nicht zwanglos mit Seetypen unter trophischen Gesichtspunkten gleichzusetzen sind.

Tabelle 15: Planktontypen nach NAUMANN (1931)

Plankton-Typus	Beschreibung	Trophie-Typus
Chlorophyceen-Typus	Geringproduktion aus Grünalgen (<i>Botryococcus</i> , <i>Sphaerocystis</i> usw.)	oligotroph
Chrysomonaden-Typus	Geringproduktion aus Chrysomonaden (<i>Dinobryon</i> , <i>Mallomonas</i> usw.)	oligotroph
Desmidiaceen-Typus	Geringproduktion aus Desmidiaceen	oligotroph
oligotropher Peridinee-Typus	Geringproduktion aus <i>Ceratium hirundinella</i> (mit <i>Peridinium willei</i> usw.)	oligotroph
<i>Tabellaria-Cyclotella</i> -Typus	Geringproduktion dieser Algen	oligotroph
Chroococcaceen-Typus	Hochproduktion aus Chroococcaceen	eutroph
<i>Fragilaria crotonensis</i> -Typus	Hochproduktion dieser Alge	eutroph
<i>Melosira-Stephanodiscus</i> -Typus	Hochproduktion dieser Algen	eutroph
Myxophyceen-Typus	Erweiterung des Chroococcaceen-Typus	eutroph
<i>Pediastrum</i> -Typus	Hochproduktion dieser Algen	eutroph
eutropher Peridinee-Typus	Hochproduktion aus <i>Ceratium hirundinella</i> (mit zahlreichen <i>Peridinium</i> -Arten)	eutroph

Bei der Einteilung der untersuchten Seen in Trophiegruppen berücksichtigte JÄRNEFELT (1952) neben der Trophie auch den Humusgehalt der Gewässer. Er macht in dieser Arbeit allerdings keine Angaben, nach welchem Kriterium er folgende Klassen festlegte:

- eutrophe s.str. Seen
- dyeutrophe Seen
- oligotrophe s.str. und oligohumose Seen
- meso- und polyhumose Seen

In einer späteren Arbeit nannte JÄRNEFELT (1956, zitiert in HUTCHINSON 1967) Kriterien zur Abgrenzung oligo- und eutropher Seen: In oligotrophen Seen kommt es demnach im Gegensatz zu eutrophen Seen niemals zu „Wasserblüten“. Die maximale Phytoplankton-

biomasse oligotropher Seen setzte er bei 0,15 mg/l an, den minimalen Wert eutropher Seen bei 0,8 mg/l.

Die Auswertung des Datenmaterials der untersuchten finnischen Seen ergab, dass bei einer allgemeinen Dominanz von Diatomeen meist *Melosira* und *Stephanodiscus* in nahrungsreichen, *Cyclotella* in nahrungsarmen Seen dominierten. Weiterhin fanden sich in eutrophen Seen nach den Diatomeen vor allem Cyanophyceen, Protococcale und Eugleninen, während in oligotrophen bis oligohumosen der Misch-Typus und die Heterokonten vorherrschten. In dyseutrophen Seen dominierten in sehr starkem Maße die Diatomeen. Gleichwohl kommt JÄRNEFELT (1952) zu der zusammenfassenden Beurteilung, dass die Dominanzverhältnisse unter den verschiedenen Algengruppen zwar Hinweise auf die Trophiestufe eines Sees geben können, aber letztendlich keine verlässliche Bestimmung des Trophiegrades ermöglichen.

BRETTUM (1989) untersuchte neben dem Indikatorwert der gesamten Phytoplanktonbiomasse (Kapitel 1.10) und demjenigen einzelner Arten (Kapitel 2.5.9) auch den Indikatorwert verschiedener Phytoplanktongruppen. Das zugrunde liegende Material umfasste etwa 1.000 quantitative Phytoplanktonanalysen von etwa 150 Seen aus den Jahren 1980 bis 1987. Im wesentlichen handelte es sich um Mischproben aus der maximal 10 m starken oberen Wasserschicht (doppelte Sichttiefe), die in den Monaten Mai bis Oktober gesammelt wurden.

Folgende Phytoplanktongruppen wurden von BRETTUM (1989) unterschieden: Cyanophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae, Raphidiphyceae (Chloromonadinae, nur mit *Gonyostomum semen*), Euglenophyceae (nur mit *Trachelomonas hispida* und *T. volvocina*), Xanthophyceae (nur mit *Isthmochloron trispinatum*) und die Sammelgruppe der kleinen μ -Algen. Zur Bestimmung des indikatorischen Wertes der Phytoplanktongruppen wurde sinngemäß das gleiche Verfahren angewendet, wie es in Kapitel 2.5.9 für einzelne Arten dargestellt ist. Einschränkend vermerkte BRETTUM (1989), dass eine solche Gruppe Arten mit teilweise sehr unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen enthält. Daher ist eine Gewässerklassifizierung, welche von der Biomasse der Gruppen ausgeht, oft von viel geringerer Aussagekraft als eine solche, die auf einzelnen Indikatorarten basiert.

Betreffend der Trophie (definiert anhand des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons, siehe Kapitel 2.2) sind die Ergebnisse wie folgt zusammenzufassen:

1. Cyanobakterien als Gruppe (außer *Merismopedia tenuissima*) sind ein guter Indikator für sehr nährstoffreiche Gewässer
2. Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae und Xanthophyceen als Gruppe haben keinen besonders guten Indikatorwert
3. Ein hoher prozentualer Anteil an Chrysophyceen am Gesamtvolumen ist ein guter Hinweis auf Oligotrophie. Auch Dinophyceen und sog. μ -Algen machen in nährstoffarmen Gewässern einen Grossteil des Phytoplanktons aus.

Weiterhin untersuchte Brettum (1989) auch die Verteilung der Gruppen im Verhältnis zum pH-Wert und den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor. Bei hohen pH-Werten (als Folge einer hohen Photosyntheserate) waren die Gruppen mit dem höchsten Anteil am Phytoplankton die gleichen, welche auch überwiegend in eutrophen Seen zu finden waren. Insbesondere handelte es sich hierbei um die Cyanophyceen. Bei niedrigen pH-Werten zwischen 4 und 5 bildeten die Dinophyceen den höchsten prozentualen Anteil am

Phytoplankton. Chrysophyceen, Xanthophyceen und die Sammelgruppe der μ -Algen dominierten meist bei pH-Werten zwischen 5 und 7.

Hinsichtlich des häufig limitierenden Nährstoffes Phosphor ergab sich eine ähnliche Verteilung der Algengruppen wie sie im Verhältnis zur gesamten Phytoplanktonbiomasse gefunden wurde. Für Gesamtstickstoff traf dies jedoch nicht zu und es ergab sich für einige Gruppen ein klares Verteilungsmuster in Abhängigkeit des N:P-Verhältnisses. Bei einem niedrigen N:P-Verhältnis dominierten Cyanophyceen und Euglenophyceen (*Trachelomonas*-Arten), bei einem hohen N:P-Verhältnis *Gonyostomum semen* (Raphidiophyceae) und *Isthmochloron trispinatum* (Xanthophyceae) sowie weniger deutlich Dinophyceae, Chrysophyceae und die μ -Algen.

2.3 Artenzahlprozent verschiedener Phytoplanktongruppen und Trophieklassifizierung

Anhand des Datenmaterials von 329 finnischen Seen (siehe Kapitel 2.1) überprüfte JÄRNEFELT (1952), inwieweit die Artenhäufigkeit innerhalb verschiedener Algengruppen, die Artenzahlprozent, den Trophiestatus eines Sees widerspiegeln. Er unterschied die in Tabelle 16 zusammengestellten Artenzahlgruppen gemäß ihrer Häufigkeit in Seen unterschiedlicher Trophie und von unterschiedlichem Humusgehalt.

Tabelle 16: Verteilungsschwerpunkte der Artenzahlgruppen in Abhängigkeit von Trophie und Humusgehalt finnischer Seen (nach JÄRNEFELT 1952)

Phytoplankton-Artenzahlgruppe	Verteilungsschwerpunkt
1) Protococcalen über 35 %	Überwiegend in eutrophen s.str. Seen, insbesondere bei mehreren Eugleninen-Arten
2) überwiegend Protococcalen, Diatomeen und Cyanophyceen, Eugleninen vorhanden	Überwiegend in dyseutrophen Seen
3) überwiegend Protococcalen, Diatomeen und Cyanophyceen, ohne Eugleninen	überwiegend in oligotrophen und oligohumosen bis polyhumosen, nicht aber in eutrophen
4) Protococcalen und Diatomeen	vor allem in oligotrophen und oligohumosen Seen
5) Protococcalen und Desmidiaceen	gering humose Seen
6) keine vorherrschende Algengruppe	vor allem in oligotrophen und oligohumosen, nie in stark dystrophen Seen
7) Diatomeen und Chrysomonaden	meso-polyhumose Seen
8) Diatomeen	meso-polyhumose Seen
9) Cyanophyceen	(in 2 oligotrophen-oligohumosen Seen) ¹⁾

¹⁾ Stichprobenumfang zu gering

Wie auch bei den biomassebezogenen Planktongruppen war auch eine saisonale Variabilität der Artenzahlgruppen zu beobachten.

Zusammenfassend kam JÄRNEFELT (1952) zu dem Schluss, dass die genannten Artenzahlgruppen auf die Trophie oder den Humusgehalt von Seen hindeuten. Für eutrophe Seen nannte er die Typen 1 und 2, für oligotrophe Seen die Typen 7 und 8, für einen geringen Humusgehalt die Typen 5 und 6 und für einen hohen Humusgehalt 7 und 8. Dennoch waren die Abweichungen hiervon so groß, dass die Möglichkeit einer zuverlässigen Trophieklassifizierung anhand der Artenzahlprozent verneint wird.

2.4 Artenzahlquotienten und Trophieklassifizierung

2.4.1 Protococcal (Chlorococcal)-Desmidial-Quotient

THUNMARK (1945) befasste sich intensiv mit der Soziologie des Planktons südschwedischer Seen, wobei er mit Netzplanktonmaterial arbeitete. Er kam zu der Auffassung, dass sich eutrophe Gewässer insbesondere durch einen Reichtum an Chlorococcalenarten auszeichnen. Die entsprechende qualitative Planktonhauptgruppe bezeichnete er demnach als "Chlorococcalenplankton". Als charakteristisch für oligotrophe Verhältnisse beschrieb der Autor eine hohe Anzahl an Desmidieenarten, den entsprechenden Phytoplanktonhaupttyp bezeichnete er als "Desmidieenplankton". Wenn auch THUNMARK (1945) einschränkend feststellte, dass unter den Chlorococcalen etliche indifferente und sogar oligotrophente Arten (z.B. *Crucigeniella rectangularis*) auftreten, und dass auch die Desmidieen nicht ausnahmslos oligotrophent sind, so sah er doch keinen „nennenswerten Einfluss auf den erörterten Indikatorwert der normal planktischen Gesamtartenbestände der beiden Gruppen.“

Aufgrund der o.g. Aussagen schlägt THUNMARK (1945) eine trophische Charakterisierung von Planktongemeinschaften und der entsprechenden Gewässer anhand des Verhältnisses der Chlorococcalenartenzahl und derjenigen der Desmidieenartenzahl vor und nennt das Verfahren "Chlorococcal-Desmidial-System". Das Verhältnis der genannten Artenzahlen wird mit folgendem Quotienten ausgedrückt:

$$Q = \frac{\text{Chlorococcalenartenzahl}}{\text{Desmidieenartenzahl}}$$

Für die untersuchten südschwedischen Seen fand THUNMARK (1945) einen klaren Zusammenhang des Chlorococcal-Desmidial-Quotienten mit der "augenscheinlichen Trophielage". Bei einem Klassifizierungssystem, welches lediglich den eutrophen vom oligotrophen Typus unterscheidet, ergab sich für eutrophe Seen ein Quotient ≥ 1 , für oligotrophe Seen ein Quotient erheblich < 1 . Eine dreistufige Klassifizierung ergab für die untersuchten schwedischen Seen einen Quotienten von 0,2 bis 0,5 für oligotrophe Seen, bei schwach eutrophen Seen lag er zwischen 1,0 und 3,0 und bei hocheutrophen Seen zwischen 2,6 und 14,0. Als Referenz für den indikatorischen Wert des Quotienten nennt THUNMARK (1945) für die untersuchten nährstoffreichen Seen die „hohe Produktionslage des Phytoplanktons“, das Vorkommen von als eutrophent eingeschätzten Chlorococcalen, der Rotifera *Brachionus angularis* und *Pompholyx sulcata* sowie die untergeordnete Rolle der Desmidieen. NYGAARD (1949) fand anhand von Netzplanktonmaterial aus dänischen Seen für oligotrophe Seen einen Chlorococcal-Desmidial-Quotienten von $< 0,7$, für eutrophe Seen 0,7-3,5.

Die von JÄRNEFELT (1952) ebenfalls anhand von Netzplanktonmaterial aus finnischen Seen (s. Kapitel 2.1) ermittelten Chlorococcal-Desmidial-Quotienten erlaubten keine klare Differenzierung nährstoffarmer von nährstoffreichen Seen. Für nahrungsarme Seen lag der Quotient zwischen 0,1 und 0,7, aber auch für nahrungsreiche Seen ergaben sich Werte von 0,2-0,6. Gleichwohl war der Mittelwert für oligotrophe Seen mit 0,3 geringer als derjenige für oligotrophe Seen mit 1,0. Weiterhin stellte sich heraus, dass der Quotient für ein und denselben See innerhalb weniger Wochen derart unterschiedlich sein kann, dass die Klassifizierung eines Sees zum oligotrophen oder eutrophen Typus mit dem Chlorococcal-

Desmidial-Quotienten gemäß THUNMARK (1945) nicht möglich war. Die Auswertung von Schöpfproben (JÄRNEFELT 1952) ergab im Vergleich zu Netzproben erwartungsgemäß eine Erhöhung des Quotienten, da kleine Protococcalen in Netzproben gegenüber großen Desmidieen zwangsläufig unterrepräsentiert sind. Wie auch für die Netzproben war der Mittelwert des Quotienten für eutrophe Seen höher als für oligotrophe Seen, ansonsten war aber kein Zusammenhang des ermittelten Quotienten mit dem trophischen Charakter der untersuchten Seen zu erkennen.

Zusammenfassend stellte JÄRNEFELT (1952) fest, dass der Protococcal-(Chlorococcal)-Desmidial-Quotient zumindest für die von ihm untersuchten finnischen Seen nicht als Indikator für den Trophietypus anwendbar ist. Ebenso kamen NIINIOJA (1975, zitiert in HEINONEN 1980) mit Daten dänischer Seen und HEINONEN (1980) mit Daten finnischer Seen (s. Kapitel 1.4.1) zu dem Ergebnis, dass sich mit dem Chlorococcal-Desmidial-System keine klaren Aussagen zur Trophielage ableiten lassen.

Ein dem Chlorococcal-Desmidial-Quotienten ähnliches Verfahren wendete PEARSALL (1932, zitiert in NYGAARD 1949) an. Er stellte fest, dass das Verhältnis der Desmidieen zu „grünen, koloniebildenden Formen“ mit steigendem N:P-Verhältnis abnimmt, doch wendete er diesen Quotienten sehr vorsichtig an. Im Gegensatz zu THUNMARK (1945) berücksichtigte PEARSALL unter den „grünen, koloniebildenden Formen“ auch die Tetrasporales, und er berechnete den Quotienten nicht mit Artenzahlen, sondern mit dem prozentualen Anteil der entsprechenden Individuen an der Gesamtzahl der Organismen der Probe.

2.4.2 Trophiequotienten nach NYGAARD (1949)

In Anlehnung an die Arbeit von THUNMARK (1945) entwickelte NYGAARD (1949) weitere, nur auf der Artenzahl von taxonomischen Gruppen begründete Quotienten:

$$\text{Myxophyceen - Quotient} = \frac{\text{Myxophyceae}}{\text{Desmidieae}}$$

$$\text{Chlorophyceen - Quotient} = \frac{\text{Chlorococcales}}{\text{Desmidieae}} \quad (\text{THUNMARK 1945})$$

$$\text{Diatomeen - Quotient} = \frac{\text{Centrales}}{\text{Pennales}}$$

$$\text{Eugleninen - Quotient} = \frac{\text{Euglenineae}}{\text{Myxophyceae} + \text{Chlorococcales}}$$

$$\text{Compound - Quotient} = \frac{\text{Myxophyceae} + \text{Chlorococcales} + \text{Centrales} + \text{Euglenineae}}{\text{Desmidieae}}$$

Hierbei ging NYGAARD (1949) davon aus, dass insbesondere Euglenineae, aber auch Cyanobakterien (Myxophyceae) und die Mehrzahl der Chlorococcalen und Centralen euträphent sind, während es sich bei den Desmidieae überwiegend um oligotrophente Arten handelt. Gleichwohl merkte NYGAARD (1949) an, dass es Ausnahmen von diesen

Regeln gibt. So nennt er z.B. *Cosmarium depressum* var. *planctonicum*, *Closterium gracile* und *Staurastrum tetracerum* var. *validum* als euträphente Vertreter unter den Desmidiaceae. Die pennalen Diatomeen *Cymatopleura elliptica*, *Cymatopleura solea* und *Synedra acus* var. *angustissima* sollen, wie die centralen *Melosira*-Arten, euträphent sein.

Da sich die einzelnen taxonomischen Gruppen des Phytoplanktons nicht zu allen Jahreszeiten in vergleichbarem Maße entwickeln, gab NYGAARD (1949) die Empfehlung, den Myxophyceen-, Chlorophyceen-, Eugleninen- und Compound-Quotienten nur in den Monaten Mai bis September oder sogar nur von Juni bis August anzuwenden. Der Diatomeen-Quotient hingegen kann nach Einschätzung des Autors während des ganzen Jahres von indikatorischem Wert sein.

Weiterhin machte NYGAARD (1949) darauf aufmerksam, dass bei der Verwendung von Netzplankton die kleinen Formen des Nanoplanktons nicht erfasst werden, was bei der Berechnung von Artenzahlquotienten zu einem anderen Ergebnis führt als wenn das gesamte Artenspektrum berücksichtigt wird.

Zur Beschreibung von Phytoplanktongesellschaften schlägt NYGAARD (1949) vor, die Nennung dominanter und evtl. subdominanter Arten sowie deren Häufigkeit um die Angabe der Gesamtartenzahl und der 5 Quotienten zu ergänzen. Die Quotienten sollten nicht nur als Dezimalzahl, sondern in Form eines Bruches dargestellt werden, so dass im Zähler und Nenner die jeweils gefundene Artenzahlen zu erkennen sind.

Die Brauchbarkeit der verschiedenen Artenzahlquotienten zur Charakterisierung des Trophiegrades untersuchte NYGAARD (1949) anhand der Daten von 15 Seen und 20 Teichen in Dänemark, er gab jedoch nicht an, nach welchem Kriterium er Seen von Teichen abgrenzte. Der trophische Status der Seen wurde teilweise mit Hilfe der Sichttiefe, teilweise anhand dominanter Arten eingeschätzt. In wenigen Fällen lagen hierzu auch chemische Analysen vor. Zur Beschreibung des trophischen Zustandes der Teiche stand eine umfangreichere Datengrundlage, unter anderem zum Nährstoffgehalt und der gesamten Masse des Planktons (incl. Detritus), zur Verfügung.

Aufgrund von Schwierigkeiten bei der statistischen Aufarbeitung seines Datenmaterials konzentrierte sich NYGAARD (1949) auf die Betrachtung des Compound-Quotienten und stellte folgende Hypothesen auf:

1. Ist der Compound-Quotient < 1 , handelt es sich wahrscheinlich um ein oligotrophes Gewässer. Bei Werten von 0 bis 0,3 sind dystrophe Verhältnisse anzunehmen.
2. Ist der Compound-Quotient > 1 , handelt es sich wahrscheinlich um ein eutrophes Gewässer. Hierbei unterscheidet NYGAARD (1949) dann schwach eutrophe Seen (welche er auch als mesotroph bezeichnet) mit Werten von 1 bis 2,5, mäßig eutrophe Seen mit Werten von 3 bis 5, stark eutrophe Seen mit Werten von 5 bis 20 und hoch eutrophe Seen mit Werten um 20 bis 43.

Weiterhin vertrat NYGAARD (1949) die Auffassung, dass sich die Saprobie (hier verwendete er den Begriff „Sabrotrophie“) mit Hilfe des Eugleninen-Quotienten beschreiben lässt. Er sah die „Sabrotrophie“ als Steigerung extremer Eutrophie und nahm anhand der wenigen ihm vorliegenden Daten an, dass sich diese beiden Zustände möglicherweise mit einem Eugleninen-Quotienten im Bereich von 2 bis 3 abgrenzen lassen.

Einschränkend vermerkte NYGAARD (1949), dass der Compound-Quotient lediglich ergänzend neben vielen anderen Charakteristika des Gewässers zu einer trophischen Klassifizierung genutzt werden sollte. Diese Charakteristika sind z.B. die vertikale Verteilung von Kohlendioxid, Kalziumhydrogenkarbonat und Sauerstoff, die qualitativen und quantitative Zusammensetzung der Makrophytenflora und des Zoobenthos, die Beckenmorphometrie, die Sedimente, der jährlichen Zyklus von Stickstoff, Eisen und Phosphat und andere. HUTCHINSON (1967) stellte als Nachteil des Compound-Quotienten heraus, dass der Nenner des Quotienten lediglich durch die Diversität der Desmidiaceen bestimmt wird. Dies ist insofern bedeutsam, als das Auftreten vieler Desmidiaceen wahrscheinlich mehr durch einen geringen Kalziumgehalt als durch niedrige Stickstoff- und Phosphorgehalte bestimmt wird (HUTCHINSON 1967).

Den von NYGAARD (1949) formulierten Compound-Quotienten griffen HÖHNE & KLOSE (1966, zitiert in KALBE 1980) unverändert auf und nannten ihn Trophiequotient. Nach der Auffassung von KÜMMERLIN (1990) bringt die Anwendung dieses Quotienten nicht immer brauchbare Ergebnisse. Ebenso kamen NIINIOJA (1975, zitiert in HEINONEN 1980) mit Daten dänischer Seen und HEINONEN (1980) mit Daten finnischer Seen (s. Kapitel 1.4.1) zu dem Ergebnis, dass sich mit den Artenzahlquotienten nach NYGAARD (1949) keine klaren Aussagen zur Trophielage ableiten lassen. Nach HUTCHINSON (1967) ist die Anwendbarkeit der Trophiequotienten regional begrenzt.

2.4.3 E:O- und EV:OV-Quotienten

Im Gegensatz zu den von THUNMARK (1945) und NYGAARD (1949) entwickelten Trophiequotienten (vergl. Kapitel 2.4.1 und 2.4.2) sind die E:O- und EV:OV-Quotienten nach JÄRNEFELT *et al.* (1963, zitiert in HEINONEN 1980) auf Artniveau definiert. Der E:O-Quotient berechnet sich aus der Anzahl der Arten, die eutrophe bzw. oligotrophe Verhältnisse bevorzugen. Der EV:OV-Quotient berechnet sich aus dem gesamten Biovolumen dieser Arten.

$$\frac{E}{O} = \frac{\text{Anzahl eutropher Indikatorarten}}{\text{Anzahl oligotropher Indikatorarten}}$$

$$\frac{EV}{OV} = \frac{\text{Gesamtbiomasse eutropher Indikatorarten}}{\text{Gesamtbiomasse oligotropher Indikatorarten}}$$

Von JÄRNEFELT (1952) als Trophieindikatoren genannte Arten sind in Kapitel 2.5.3 tabellarisch zusammengestellt. Als maximale Werte der Quotienten für oligotrophe Seen nannten JÄRNEFELT *et al.* (1963, zitiert in HEINONEN 1980) Zahlen von 8 bzw. 35. Höhere Quotienten indizieren demnach eutrophe Verhältnisse.

Bei der Anwendung der Quotienten auf die Daten finnischer Seen ergab sich für HEINONEN (1980) das Problem, dass dieser in einigen Fällen mangels oligotropher

Indikatorarten nicht berechnet werden konnte. Ferner stellte HEINONEN (1980) fest, dass der E:O-Quotient mit zunehmender Eutrophierung besser mit der Gesamtbiomasse korreliert ist als der EV:OV-Quotient. Gleichwohl waren die Unterschiede der Quotienten zwischen den von HEINONEN (1980) anhand der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons definierten Trophiegruppen (vergl. Kapitel 1.7) nicht signifikant. Die Anwendungsmöglichkeit des E:O- und EV:OV-Quotienten sah HEINONEN (1980) eingeschränkt, da nur eine geringe Anzahl oligotropher Indikatorarten bekannt ist und insbesondere der volumenbezogene Quotient stark streuende Resultate ergibt.

2.5 Trophieklassifizierung anhand von Indikatorarten

2.5.1 Indikatorarten nach THUNMARK (1945)

Die Vorschläge von THUNMARK (1945), Planktongesellschaften unter trophischen Gesichtspunkten zu charakterisieren, wurden in den Kapiteln 2.1 und 2.4.1 beschrieben. Es war nicht die Absicht des Autors, eine Liste von Indikatorarten zur Trophieklassifizierung zu erstellen. Gleichwohl macht er Aussagen zum Indikatorwert einiger Arten, welche in Tabelle 17 und Tabelle 18 zusammengestellt sind.

Tabelle 17: Indikatorarten eutropher Seen nach THUNMARK (1945)

Cyanobacteria	Chlorophyceae
<i>Anabaena spiroides</i> var. <i>crassa</i>	<i>Actinastrum hantzschii</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Golenkinia radiata</i>
<i>Microcystis viridis</i>	<i>Lagerheimia ciliata</i>
Bacillariophyceae	<i>Lagerheimia citriformis</i>
<i>Attheya zachariasii</i>	<i>Micractinium pusillum</i>
<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Pediastrum kawraiskyi</i>
<i>Melosira ambigua</i>	<i>Scenedesmus naegelii</i>
Conjugatophyceae	<i>Scenedesmus serratus</i>
<i>Closterium moniliferum</i> ¹⁾	<i>Tetraedron muticum</i>
<i>Staurastrum chaetoceras</i> ¹⁾	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>

¹⁾ Desmidiaceen mit „eutropher Tendenz“

Tabelle 18: Arten, die sich nach THUNMARK (1945) nicht als Indikatorarten für den Trophiegrad eignen

Cyanobacteria	Chlorophyceae
<i>Microcystis flos-aquae</i>	<i>Pediastrum araneosum</i>
Chlorophyceae	<i>Pediastrum boryanum</i>
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>brevicorne</i>
<i>Botryococcus braunii</i>	<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>longicorne</i> f. <i>granulata</i>
<i>Botryococcus protuberans</i>	<i>Pediastrum clathratum</i>
<i>Coelastrum cambricum</i>	<i>Pediastrum duplex</i>
<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>asperum</i>
<i>Coelastrum reticulatum</i>	<i>Pediastrum limneticum</i>
<i>Crucigenia rectangularis</i>	<i>Quadrigula closterioides</i>
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	<i>Quadrigula pfitzeri</i>
<i>Kirchneriella lunaris</i>	<i>Scenedesmus bijugatus</i>
<i>Oocystis borgei</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
<i>Pediastrum angulosum</i>	

2.5.2 Indikatorarten nach NYGAARD (1949)

In seiner Arbeit über die Verwendung von Artenzahlquotienten zur trophischen Klassifizierung von dänischen Seen nennt NYGAARD (1949) auch einige Phytoplanktonarten, die in ihrem Vorkommen eine Tendenz zu oligotrophen bzw. eutrophen Gewässern erkennen lassen, oder er nennt explizit Indikatorarten für den trophischen Zustand. Diese Arten und Gattungen sind in Tabelle 19 bis Tabelle 22 zusammengestellt.

Tabelle 19: Indikatorarten eutropher Seen nach NYGAARD (1949)

Bacillariophyceae	Chrysophyceae
<i>Attheya zachariasii</i>	<i>Mallomonas teilingii</i> ¹⁾
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	<i>Mallomonas tonsurata</i> ¹⁾
<i>Cyclotella stelligera</i>	Euglenophyceae
<i>Cymatopleura elliptica</i>	<i>Euglena pisciformis</i>
<i>Cymatopleura solea</i>	<i>Euglena sanguinea</i> ²⁾
alle euplanktischen <i>Melosira</i> - Arten	<i>Euglena tripteris</i>
<i>Nitzschia acicularis</i>	<i>Lepocinclis ovum</i> ¹⁾
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	<i>Lepocinclis steinii</i>
<i>Stephanodiscus astraera</i>	<i>Lepocinclis texta</i> ²⁾
<i>Stephanodiscus dubius</i>	<i>Lepocinclis fusiformis</i> ²⁾
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	<i>Phacus acuminata</i> ¹⁾
<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>	<i>Phacus aenigmatica</i> ¹⁾
Dinophyceae	<i>Phacus caudata</i>
<i>Amphidinium lacustre</i> ³⁾	<i>Phacus platyaulax</i> ²⁾
<i>Diplopsalis acuta</i> ³⁾	<i>Phacus pyrum</i> ¹⁾
<i>Glenodinium aciculiferum</i> ³⁾	<i>Phacus suecica</i> ¹⁾
<i>Glenodinium dinobryonis</i> ³⁾	<i>Trachelomonas armata</i> ¹⁾
<i>Glenodinium gymnodinium</i> ³⁾	Conjugatophyceae
<i>Gymnodinium aeruginosum</i> ³⁾	<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>
<i>Gymnodinium excavatum</i> ³⁾	<i>Closterium aciculare</i>
<i>Gymnodinium hiemale</i> ³⁾	<i>Closterium gracile</i>
<i>Gymnodinium inversum</i> ³⁾	<i>Closterium kützingii</i> ⁵⁾
<i>Gymnodinium paradoxum</i> ³⁾	<i>Staurastrum tetracerum</i>
<i>Gymnodinium tenuissimum</i> ³⁾	<i>Staurastrum tetracerum</i> var. <i>validum</i>
<i>Peridinium bipes</i> ⁴⁾	
<i>Peridinium cinctum</i> ⁴⁾	

¹⁾ Indikatorarten für die "mixotrophe Phase"

²⁾ Indikatorarten für hohe Eutrophie oder "Saprotrophie"

³⁾ in neutral- alkalischen, lehmreichen, mehr oder weniger eutrophierten Gewässern

⁴⁾ sehr anpassungsfähige Arten

⁵⁾ in eutrophen und mixotrophen Gewässern

Tabelle 20: Indikatorarten oligotropher Seen nach NYGAARD (1949)

Chrysophyceae	Dinophyceae
<i>Uroglena americana</i> (Syn.: <i>Uroglenopsis americana</i>)	<i>Glenodinium pusillum</i>
Conjugatophyceae	<i>Gymnodinium fuscum</i>
<i>Arthrodesmus triangularis</i>	<i>Peridinium palustre</i>
<i>Staurastrum anatinum</i>	<i>Peridinium willei</i> ¹⁾
<i>Bambusia borreri</i> (Syn.: <i>Gymnozyga moniliformis</i>)	
<i>Cosmarium tetraophtalmum</i>	

¹⁾ in sauren und dystrophen Seen, aber sehr anpassungsfähige Arte

Tabelle 21: Indikatorarten dystropher Seen nach NYGAARD (1949)

Chrysophyceae	Conjugatophyceae
<i>Dinobryon pediforme</i>	<i>Bambusia borreri</i> (Syn.: <i>Gymnozyga moniliformis</i>)
<i>Goniosomum semen</i>	<i>Cosmarium tetraophtalmum</i>
<i>Synura sphagnicola</i> (Syn.: <i>S. uvella</i> f. <i>punctata</i>)	<i>Staurastrum brachiatum</i>

Tabelle 22: Arten, die sich nach NYGAARD (1949) nicht als Indikatorarten für den Trophiegrad eignen

Cyanobacteria	Chlorophyceae
<i>Coelosphaerium kützingianum</i>	<i>Oocystis solitaria</i>
Euglenophyceae	<i>Botryococcus braunii</i>
<i>Euglena proxima</i>	<i>Chlamydomonas acidophila</i>
<i>Trachelomonas intermedia</i>	<i>Quadrigula closterioides</i>
	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
	<i>Staurastrum gracile</i>

2.5.3 Nennarten und Indikatorarten nach JÄRNEFELT (1952)

JÄRNEFELT (1952) beschreibt die Dominanz einer Art anhand ihrer Biomasse und ihrer Abundanz. Hierzu nummeriert er die auftretenden Arten erstens nach sinkender Zell- bzw. Kolonienzahl und zweitens nach sinkender Biomasse. Aus dem Produkt dieser Rangzahlen ergibt sich die Dominanz. Je kleiner dieses Produkt ist, um so dominanter ist die Art. Die Art mit dem kleinsten Produkt nennt JÄRNEFELT (1952) Hauptart. Solche Hauptarten, die nur oder fast nur in Seen eines bestimmten Typus auftreten, werden als Nennarten bezeichnet. Diese sind in Tabelle 23 und Tabelle 24 zusammengestellt. Als eutrophe Seen s.l. werden eutrophe s.str. und dyseutrophe Seen bezeichnet, als oligotrophe s.l. Seen sind solche vom oligotrophen s.str. sowie oligo-, meso- und polyhumosen Charakter zusammengefasst (vgl. Kapitel 2.1.).

Von diesen Nennarten waren jedoch nur *Microcystis viridis* und *Lepocinlus fusiformis* speziell für eutrophe Seen kennzeichnend. Von den Nennarten oligotropher Seen zeigte keine eine auf diesen Seetyp beschränkte Verbreitung. Dies steht in Übereinstimmung mit der Beobachtung von KÜMMERLIN (1990), dass die im Bodensee auftretenden dominierenden Arten größtenteils euryök sind. THUNMARK (1945) kam bei seiner Arbeit zur Soziologie des Planktons südschwedischer Seen zu dem Schluss, dass die alleinige Berücksichtigung dominanter und subdominanter Arten keine befriedigende Charakterisierung und Benennung einer Planktongemeinschaft unter standortökologischer Zielsetzung erlaubt. So können z.B. *Microcystis flos-aquae* oder *Coelosphaerium naegelianum* sowohl in oligotrophen wie in eutrophen dominieren (THUNMARK 1945).

Neben den in Tabelle 24 genannten Nennarten dominierten *Tabellaria fenestrata* und *Dinobryon divergens* vorwiegend in den oligotrophen s.l. Seen. *Dinobryon bavaricum* und *Crucigenia minima* erwiesen sich als indifferent. In Braunwasserseen hatten *Tabellaria fenestrata* und *Melosira*-Arten eine dominierende Stellung.

Als Indikatorarten bezeichnet JÄRNEFELT (1952) solche Arten, die in ihrem Auftreten auf eutrophe bzw. oligotrophe Seen beschränkt sind, also charakteristisch für einen Trophietypus sind und somit als Indikatoren gebraucht werden könnten. Die Abundanz oder die Biomasse dieser Arten ist bei dieser Betrachtung unbedeutend.

In Tabelle 25 sind diejenigen Arten zusammengestellt, die JÄRNEFELT (1952) ausschließlich in eutrophen s.l. (eutrophen s.str. und dyseutrophen) Seen fand und die daher den potentiell höchsten Indikatorwert aufweisen. Weitere Arten, die vorwiegend in eutrophen oder dyseutrophen Seen gefunden wurden, sind in Tabelle 26 und Tabelle 27 zusammengestellt. Mögliche Indikatorarten für oligotrophe s.l. (oligotrophe s.str., oligo-, meso- und polyhumose) Seen sind in Tabelle 28 aufgelistet. Neben diesen Arten, die möglicherweise als Indikatorarten dienen können, nennt JÄRNEFELT (1952) auch solche, die sich in seiner Studie bezüglich ihres Auftretens in den verschiedenen Seetypen als indifferent erwiesen (Tabelle 29).

Tabelle 23: Nennarten eutropher s.l. Seen nach JÄRNEFELT (1952). Angegeben ist der Anteil der Seen in % von eutrophem (EU), dyseutrophem (DEu), oligotrophem–oligohumosem (O–OH) und meso–polyhumosem (MH–PH) Charakter, in welchen die entsprechenden Arten auftraten.

Art	Eu	DEu	O	OH	MH	PH
<i>Melosira ambigua</i>	3	10	0	0	0	0
<i>Melosira italica</i>	1	10	0	0	0	0
<i>Anabaena</i> spp.	2	1	0	0	0	0
<i>Aphanizomenon</i> sp.	2	1	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa elachista</i>	2	2	0	0	0	0
<i>Peridinium cinctum</i>	2	0	0	0	0	0
<i>Microcystis flos-aquae</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Microcystis viridis</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus longus</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Tetraedron minimum</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium bioculatum</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium regnesi</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Ceratium hirundinella</i>	0	1	0	0	0	0
<i>Lepocinclis fusiformis</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas volvocina</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Chroomonas acuta</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Synura uvella</i>	1	0	0	0	0	0

Tabelle 24: Nennarten oligotropher s.l. Seen nach JÄRNEFELT (1952). Angegeben ist der Anteil der Seen in % von eutrophem (EU), dyseutrophem (DEu), oligotrophem–oligohumosem (O–OH) und meso–polyhumosem (MH–PH) Charakter, in welchen die entsprechenden Arten auftraten.

Art	Eu	DEu	O	OH	MH	PH
<i>Melosira distans</i>	0	0	7	2	14	1
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	0	0	3	2	2	1
<i>Botryococcus braunii</i>	0	0	1	2	1	0
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	0	0	2	1	0
<i>Peridinium inconspicuum</i>	0	0	3	0	2	0
<i>Cyclotella</i> spp.	0	0	3	5	3	0
<i>Dactylococcopsis raphidioides</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0	1	0	0	0
<i>Aphanothece calthrata</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Oscillatoria pseudogeminata</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Oscillatoria neglecta</i>	0	0	0	1 lignotr.	0	0
<i>Oocystis crassa</i>	0	0	1	0	0	0
<i>Oocystis</i> sp.	0	0	1	0	0	0
<i>Quadrigula closterioides</i>	0	0	0	0	0	1
<i>Gloeococcus schroeteri</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Chrysococcus</i> sp.	0	0	0	1	0	0
<i>Mallomonas reginae</i>	0	0	0	1	0	0

Tabelle 25: Phytoplanktonarten, die in der Studie von JÄRNEFELT (1952) nur in eutrophen und dyseutrophen Seen gefunden wurden. Angegeben ist der Anteil der Seen in % von eutrophem (EU), dyseutrophem (DEu), oligotrophem–oligohumosem (O–OH) und meso–polyhumosem (MH-PH) Charakter, in welchen die entsprechenden Arten auftraten. Die Arten sind nach abnehmender Häufigkeit, d.h. abnehmendem potentielltem Indikatorwert, geordnet.

Art	Eu	DEu	O–OH	MH-PH
<i>Kirchneriella lunaris</i> (KIRCHN.) MOEB.	26	11	0	0
<i>Pediastrum</i> spp. (mit Ausnahme der später angeführten)	26	7	0	0
<i>Trachelomonas kelloggii</i> SKVORTZ.	23	4	0	0
<i>Scenedesmus carinatus</i> (LEMM.) CHOD. ¹⁾	6	22	0	0
<i>Scenedesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> CHOD.	20	16	0	0
<i>Pediastrum gracillimum</i> THUNM. ¹⁾	14	20	0	0
<i>Tetraedron planctonicum</i> G.M. SMITH	20	13	0	0
<i>Scenedesmus falcatus</i> CHOD.	20	4	0	0
<i>Tetraedron regulare</i> KG.	17	7	0	0
<i>Aphanizomenon gracile</i> LEMM.	14	11	0	0
<i>Microcystis viridis</i> (A. BR.) LEMM.	14	11	0	0
<i>Actinastrum hantzschii</i> LAGH.	14	11	0	0
<i>Chroococcus dispersus</i> (KLEISSL) LEMM.	14	7	0	0
<i>Euglena acus</i> E.	14	7	0	0
<i>Euglena oxyuris</i> SCHMARDA	14	7	0	0
<i>Oscillatoria geminata</i> MENEGH.	14	2	0	0
<i>Cosmarium regnellii</i> WILLE	14	0	0	0
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A. BR. ¹⁾	6	13	0	0
<i>Scenedesmus fenestratus</i> TEILING ¹⁾	0	13	0	0
<i>Gonium pectorale</i> MÜLL.	11	9	0	0
<i>Peridinium palatinum</i> LTK.	11	4	0	0
<i>Scenedesmus ovalternus</i> CHOD.	11	4	0	0
<i>Scenedesmus acutiformis</i> (SCHROED.)	5 Seen			
<i>Mallomonas producta</i> IWANOFF	5 Seen			
<i>Lyngbia contorta</i> LEMM.	4 Seen			
<i>Rhabdoderma minima</i> LEMM. ²⁾	4 Seen			
<i>Coelastrum reticulatum</i> (DANG.) ²⁾	4 Seen			
<i>Volvox aureus</i> E.	4 Seen			
<i>Trachelomonas armata</i> (E.) STEIN	4 Seen			
<i>Arthrodesmus convergens</i> E.	4 Seen			
<i>Arthrodesmus octocornis</i> E.	2 Seen			

¹⁾ Arten mit deutlich erhöhter Häufigkeit in dyseutrophen Seen

²⁾ Arten, deren Biomasse in dyseutrophen Seen höher war als in eutrophen s.str. Seen

Tabelle 26: Phytoplanktonarten, die in der Studie von JÄRNEFELT (1952) in höchstens je einem oligotrophen s.str. und meso-polyhumosen See wurden. Angegeben ist der Anteil in % der Seen von eutrophen (EU), dyseutrophen (DEu), oligotrophen-oligohumosem (O-OH) und meso-polyhumosem (MH-PH) Charakter, in welchen die entsprechenden Arten auftraten. Die Arten sind nach abnehmender Häufigkeit, d.h. abnehmendem potentielltem Indikatorwert, geordnet.

Art	Eu	DEu	O-OH	MH-PH
<i>Tetraedron trigonum</i> (NAEG.) HANSG.	46	27	2	2
<i>Tetraedron caudatum</i> (CORDA) HANSG.	37	16	0	2
<i>Selenastrum bibraianum</i> REINSCH	34	13	2	0
<i>Staurastrum paradoxum</i> var. <i>parvum</i> W. WEST	31	11	2	2
<i>Scenedesmus abundans</i> (KIRCHN.) CHOD.	31	2	2	0
<i>Pediastrum araneosum</i> RACIB.	23	27	2	0
<i>Lagerheimia</i> spp.	26	13	0	2
<i>Kirchneriella contorta</i> (SCHMIDLE) BOHLIN ²⁾	23	24	0	2
<i>Eudorina charkowiensis</i> PASCHER ¹⁾	3	24	0	2
<i>Lepocinclis</i> spp.	23	20	2	2
<i>Oocystis solitaria</i> WITTR.	23	9	2	2
<i>Cosmarium punctulatum</i> BRÉB.	23	4	2	0
<i>Peridinium umbonatum</i> STEIN ¹⁾	0	22	2	2
<i>Anabaena spiroides</i> KLEB. ²⁾	20	20	2	0
<i>Staurastrum tetracerum</i> RALFS	20	7	0	2
<i>Tetraedron limneticum</i> BORGE	20	4	2	0
<i>Phacus</i> spp.	17	11	2	2
<i>Trachelomonas oblonga</i> LEMM.	17	9	0	2
<i>Trachelomonas varians</i> DEFL.	17	9	2	2
<i>Peridinium volzii</i> LEMM.	17	4	0	2
<i>Staurastrum avicula</i> BRÉB.	17	2	0	2
<i>Scenedesmus longus</i> MEYEN	17	0	2	0
<i>Tetrastrum</i> spp. ¹⁾	11	16	0	2
<i>Asterionella gracillima</i> (HANTZSCH) HEIB. ¹⁾	2	16	0	2
<i>Trachelomonas abrupta</i> SWIR.	14	9	2	2
<i>Cosmarium humile</i> (GAY) NORDST.	14	4	2	2
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. RICHTER	14	2	2	0
<i>Centrtractus</i> spp. ^{1),2)}	9	13	0	2
<i>Amphiprora</i> spp. ²⁾	9	13	0	2
<i>Scenedesmus</i> sp. (aff. <i>quadricauda</i>) ¹⁾	6	13	2	2
<i>Microcystis pulvereaa</i> var. <i>incerta</i> (LEMM.) CROW	11	7	2	0
<i>Microcystis elabens</i> KG.	11	0	2	0

¹⁾ mit deutlich erhöhter Abundanz in dyseutrophen Seen

²⁾ Arten, deren Biomasse in dyseutrophen Seen höher war als in eutrophen s.str. Seen

Tabelle 27: Phytoplanktonarten, die in der Studie von JÄRNEFELT (1952) überwiegend in eutrophen s.l. Seen gefunden wurden. Angegeben ist der Anteil in % der Seen von eutrophem (EU), dyseutrophem (DEu), oligotrophem–oligohumosem (O–OH) und meso–polyhumosem (MH–PH) Charakter, in welchen die entsprechenden Arten auftraten. Die Arten sind nach abnehmender Häufigkeit, d.h. abnehmendem potentielltem Indikatorwert, geordnet.

Art	Eu	DEu	O–OH	MH–PH
<i>Pediastrum limneticum</i> THUNM.	40	44	2	3
<i>Coelastrum cambricum</i> ARCH. ²⁾	43	49	3	3
<i>Scenedesmus naegelianum</i> BRÉB.	14	31	3	0
<i>Oscillatoria limnetica</i> LEMM.	31	13	3	0
<i>Phacus longicauda</i> (E.) DUJ.	20	24	0	3
<i>Melosira varians</i> AG.	11	47	3	2
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN	60	67	7	5
<i>Peridinium bipes</i> STEIN	43	11	3	2
<i>Rhabdoderma sigmoidea</i> N. CARTER	14	4	2	0
<i>Pediastrum tetras</i> (E.) RALFS	63	71	8	7
<i>Stephanodiscus dubius</i> FRICKE ¹⁾	14	27	2	3
<i>Anabaena planctonica</i> BRUNNTH ²⁾	11	27	5	0
<i>Fragilaria capucina</i> DESM.	17	2	0	3
<i>Microcystis aeruginosa</i> KG.	34	20	3	3
<i>Micractinium pusillum</i> FRESENIUS ²⁾	23	7	0	5
<i>Microcystis flos-aquae</i> (WITTR.) KIRCHN.	43	44	12	3
<i>Closterium gracile</i> BRÉB.	29	27	3	7
<i>Cosmarium regnesi</i> REINSCH	17	11	5	0
<i>Kirchneriella elongata</i> G.M. SMITH	37	22	8	3
<i>Melosira islandica</i> O. MÜLL. ²⁾	23	47	8	5
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.M.) DUJ.	17	24	0	8
<i>Trachelomonas acanthostoma</i> STOKES	14	24	5	2
<i>Synedra beroliensis</i> LEMM.	11	29	3	5
<i>Scenedesmus denticulatus</i> LAGH.	20	4	3	2
<i>Sphaerosoma granulatatum</i> ROY & BISS	17	16	7	0
<i>Fragilaria crotonensis</i> KILTON	31	58	10	8
<i>Melosira granulata</i> RALFS	49	69	15	10
<i>Kirchneriella obesa</i> (WEST) SCHMIDLE	29	22	3	8
<i>Scenedesmus</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten)	28	27	5	7
<i>Ophiocytium</i> spp.	11	7	2	2
<i>Westella botryoides</i> (WEST) SCHMIDLE	11	11	3	2
<i>Nephrocytium limneticum</i> (G.M. SMITH) SKUJA	14	7	3	2
<i>Scenedesmus armatus</i> CHOD.	51	49	7	17
<i>Euastrum bidentatum</i> NAEG.	11	9	3	2
<i>Anabaena circinalis</i> (Kg.) RABENH.	29	22	10	3
<i>Synura uvella</i> E.	14	33	7	5
<i>Dictyosphaerium elegans</i> BACHM.	34	42	5	15

Art	Eu	DEu	O-OH	MH-PH
<i>Tetraedron</i> spp. (mit Ausnahme der schon angeführten)	17	13	5	3
<i>Glenodinium gymnodinium</i> PENARD	9	20	5	3
<i>Coelastrum microporum</i> NAEG.	54	53	12	17
<i>Scenedesmus arcuatus</i> LEMM.	46	36	17	5
<i>Scenedesmus hystix</i> LAGH.	11	7	5	0
<i>Closterium venus</i> KG.	11	7	3	2
<i>Crucigenia crucifera</i> (WOLLE) COLLINS	31	13	8	5
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> NAEG.	29	22	10	5
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURP.) MENEGH.	60	69	23	15
<i>Pandorina morum</i> BORY	20	38	12	5
<i>Chroomonas</i> sp. ²⁾	6	11	3	2
<i>Euglena</i> spp. (mit Ausnahme der schon angeführten)	46	58	10	22
<i>Synedra acus</i> KG.	40	22	18	3
<i>Staurastrum dejectum</i> BRÉB.	23	27	8	8
<i>Cosmarium bioculatum</i> BRÉB.	14	16	5	5
<i>Nephrocytium lunatum</i> W. WEST	3	16	7	0
<i>Trachelomonas volvocina</i> E.	86	73	27	28
<i>Gomphosphaeria aponina</i> KG.	31	53	20	10
<i>Bicosoeca multiannulata</i> SKUJA	3	11	0	5
<i>Anabaena macrospora</i> KLEB.	14	4	2	5
<i>Oscillatoria lacustris</i> (KLEBS) GEILTL.	9	4	3	2
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (TURP.) BRÉB.	80	67	20	37
<i>Gloeocytis planctonica</i> (WEST & WEST) LEMM.	14	24	10	5
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> NAEG.	49	69	33	17
<i>Crucigenia truncata</i> G.M. SMITH	46	27	22	10
<i>Scenedesmus serratus</i> (CORDA) BOHLIN	31	4	13	3
<i>Selenastrum capricornutum</i> PRINTZ	14	4	5	3
<i>Tetraedron minimum</i> (A. BR.) HANSG.	40	22	15	12
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (LEMM.) KRIEG.	14	33	8	12
<i>Cosmarium reniforme</i> (RALFS) ARCH.	9	7	7	0
<i>Staurastrum vestitum</i> RALFS	14	2	7	0
<i>Trachelomonas hispida</i> (PERTY) STEIN ²⁾	60	38	12	23
<i>Chroococcus limneticus</i> LEMM.	60	49	32	17
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>mirabile</i> G.S. WEST	49	38	13	27
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> WOOD	57	82	37	25
<i>Scenedesmus granulatus</i> WEST & WEST	29	31	10	17
<i>Cyclotella meneghiniana</i> KG.	17	40	13	2
<i>Kephyrion spirale</i> (LACK.) CONRAD	6	16	7	3
<i>Diffflugia limnetica</i> LEV.	60	69	30	27
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> WILLE	46	29	23	12
<i>Staurastrum lunatum</i> RALFS	23	9	7	8
<i>Chlamydomonas</i> spp.	34	29	22	8

Art	Eu	DEu	O-OH	MH-PH
<i>Eudorina elegans</i> E.	31	62	22	23
<i>Rhizosolenia eriensis</i> H.L. SMITH	14	18	8	7
<i>Stephanodiscus astraëa</i> (E.) GRUN. ²⁾	3	22	7	5

¹⁾ mit deutlich erhöhter Abundanz in dyseutrophen Seen

²⁾ Arten, deren Biomasse in dyseutrophen Seen höher war als in eutrophen s.str. Seen

Tabelle 28: Phytoplanktonarten, die in der Studie von JÄRNEFELT (1952) nur oder vorwiegend in oligotrophen s.l. Seen gefunden wurden. Angegeben ist der Anteil der Seen in % von eutrophen (EU), dyseutrophen (DEu), oligotrophen-oligohumosem (O-OH) und meso-polyhumosem (MH-PH) Charakter, in welchen die entsprechenden Arten auftraten. Die Arten sind nach steigendem eutr. s.l./oligotr. s.l. -Quotienten, d.h. abnehmendem potentielltem Indikatorwert, geordnet.

Art	Eu	DEu	O-OH	MH-PH
<i>Merismopedia glauca</i> (E.) NAEG.	0	0	3	5
<i>Crucigenia irregularis</i> WILLE	0	0	6	2
<i>Mallomonas allorgei</i> (DEFL.) CONR.	0	2	13	8
<i>Dinobryon cylindricum</i> IMHOF ²⁾	0	2	6	8
<i>Arthrodesmus incus</i> (BRÉB.) HASS.	15	7	34	32
<i>Dactylococopsis smithii</i> R. & F. CHOD.	3	2	11	2
<i>Nitzschia gracilis</i> HANTZSCH ¹⁾	3	12	18	23
<i>Kephyrion</i> spp. (mit Ausnahme der schon angeführten)	3	14	23	18
<i>Bitrichia</i> spp. (Syn.: <i>Diceras</i> spp.)	3	5	8	11
<i>Ochromonas</i> spp.	3	5	16	2
<i>Cyclotella operculata</i> (AG.) KG.	3	7	18	5
<i>Chroococcus turgidus</i> (KG.) NAEG.	6	2	10	7
<i>Merismopedia punctata</i> MEYEN	12	19	18	30
<i>Dinobryon bavaricum</i> IMHOF	30	38	60	46
<i>Dinobryon divergens</i> IMHOF	42	47	82	53
<i>Stichogloea olivacea</i> CHOD.	15	17	32	20
<i>Cyclotella kuetzingiana</i> THWAIT.	15	10	26	14

¹⁾ Arten mit deutlich erhöhter Abundanz in meso-polyhumosen Seen

²⁾ Art, deren Biomasse in oligotrophen s.l. Seen höher war als in eutrophen s.l. Seen

Tabelle 29: Phytoplanktonarten, die sich in der Studie von JÄRNEFELT (1952) hinsichtlich ihres Auftretens als mehr oder weniger indifferent erwiesen. Angegeben ist der Anteil in % der Seen von eutrophem (Eu), dyseutrophem (Deu), oligotrophem–oligohumosem (O–OH) und meso–polyhumosem (MH–PH) Charakter, in welchen die entsprechenden Arten auftraten. Die Arten sind nach fallendem eutr. s.l./oligotr. s.l. –Quotienten geordnet.

Art	Eu	Deu	O–OH	MH–PH
<i>Scenedesmus brasiliensis</i> BOHLIN	60	40	27	22
<i>Arthrodesmus ralfsii</i> W. WEST	14	2	8	0
<i>Staurastrum pseudopelagicum</i> WEST & WEST	11	7	7	2
<i>Oocystis borgei</i> SNOW	51	58	38	20
<i>Oocystis parva</i> WEST & WEST	46	36	35	18
<i>Cosmarium phaseolus</i> BRÉB.	17	11	8	7
<i>Gemellcystis neglecta</i> TEILING	49	49	23	28
<i>Fragilaria zasuminensis</i> CABJSZ.	0	13	2	5
<i>Melosira italica</i> (E.) KG.	40	58	27	25
<i>Mallomonas tonsurata</i> TEILING	11	27	13	7
<i>Closterium kützingii</i> BRÉB.	9	16	5	8
<i>Attheya zachariasii</i> J. BRUN	17	53	13	25
<i>Fragilaria construens</i> (E.) GRUN.	11	11	7	5
<i>Gymnodinium</i> sp.	14	4	5	5
<i>Uroglenopsis americana</i> CALKINS	6	11	8	2
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNGB.) BRÉB.	63	76	60	32
<i>Aphanizomenon flos aquae</i> (L.) RALFS	29	40	17	27
<i>Scenedesmus bijugatus</i> (TURPIN) KG.	51	44	37	23
<i>Closterium acutum</i> (LYNGB.) BRÉB.	3	11	3	3
<i>Staurastrum gracile</i> RALFS	17	11	8	10
<i>Staurastrum megacanthum</i> LUND	6	2	3	2
<i>Melosira ambigua</i> (GRUN.) O. MÜLL.	63	82	43	47
<i>Synedra ulna</i> (NITZSCH) E.	17	18	15	7
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F. M.) E.	26	38	18	13
<i>Cosmarium blyttii</i> WILLE	14	2	8	3
<i>Xanthidium antilopaeum</i> (BRÉB.) KG.	9	7	3	3
<i>Melosira distans</i> var. <i>lirata</i> E.	9	36	13	18
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> GRUN.	17	13	12	8
<i>Kephyrion ovale</i> (LACKEY)	6	11	8	3
<i>Cryptomonas</i> spp.	9	16	10	7
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> WEST & WEST	43	33	23	30
<i>Spondylosium planum</i> (WOLLE) WEST & WEST	20	36	23	18
<i>Gloeotila fennica</i> JÄRNEFELT	14	7	5	10
<i>Cyclotella stelligera</i> CLEVE & GRUN.	43	58	35	35
<i>Fragilaria pinnata</i> E.	9	16	8	10
<i>Fragilaria intermedia</i> GRUN.	6	11	2	10
<i>Ceratium hirundinella</i> O.F. M.	69	71	57	43
<i>Glenodinium</i> spp.	17	16	18	5

Art	Eu	Deu	O – OH	MH – PH
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> CHOD.	43	62	55	28
<i>Oscillatoria agardhii</i> GOM.	34	36	30	25
<i>Crucigenia quadrata</i> var. <i>minima</i> (BRUNNTH.) NYGAARD	57	73	55	46
<i>Cyclotella compta</i> (E.) KG.	63	56	62	30
<i>Gloeococcus schroeteri</i> (CHOD.) LEMM.	83	91	78	53
<i>Mallomonas akrokomos</i> RUTTNER	6	16	10	7
<i>Aphanocapsa elachista</i> WEST & WEST	60	47	45	48
<i>Chroococcus minutus</i> (KG.) NAEG.	40	38	47	20
<i>Coelosphaerium naegelianum</i> UNGER	37	80	50	47
<i>Lyngbya limnetica</i> LEMM.	29	38	22	33
<i>Cosmarium contractum</i> KIRCHN.	40	40	42	27
<i>Cosmarium depressum</i> (NAEG.) LUND	14	7	10	7
<i>Staurastrum curvatum</i> W. WEST	31	24	30	17
<i>Staurastrum longipes</i> (NORDST.) TEILING	26	4	18	8
<i>Synedra nana</i> MEISTER	26	24	25	18
<i>Mallomonas reginae</i> TEILING	11	33	15	22
<i>Oscillatoria tenuis</i> AG.	3	13	7	7
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (CORDA) RALFS	80	82	73	72
<i>Oocystis</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten)	17	9	20	3
<i>Quadrigula lacustris</i> (CHOD.) G.M. SMITH	40	24	42	17
<i>Quadrigula pfitzeri</i> SCHROED.	49	20	42	20
<i>Scenedesmus bicellularis</i> CHOD.	40	53	42	45
<i>Staurastrum anatinum</i> COOKE & WILLS	37	40	45	28
<i>Ankistrodesmus convolutes</i> CORDA	37	20	32	27
<i>Crucigenia quadrata</i> MORREN	17	9	18	7
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (KIRCHN.) WEST & WEST	60	60	65	48
<i>Euastrum elegans</i> (BRÉB.) KG.	6	7	10	3
<i>Dinobryon borgei</i> LEMM.	3	13	5	10
<i>Fragilaria atomus</i> HUST.	6	9	8	7
<i>Botryococcus braunii</i> KG.	69	78	77	67
<i>Aphanothece clathrata</i> WEST & WEST	23	9	17	17
<i>Euastrum</i> spp. (mit Ausnahme der schon angeführten)	11	2	8	7
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i> G.M. SMITH	11	16	8	23
<i>Staurastrum cuspidatum</i> BRÉB.	43	13	40	20
<i>Staurastrum pingue</i> TEILING	11	22	28	10
<i>Ulothrix</i> sp.	9	9	10	10
<i>Dinobryon suecicum</i> LEMM.	11	36	32	23
<i>Peridinium pusillum</i> (PENARD) LEMM.	6	7	10	5
<i>Peridinium willei</i> HUITF.-KAAS	9	11	12	10
<i>Cosmarium impressulum</i> ELFV.	6	2	8	2
<i>Staurastrum paradoxum</i> MEYEN	26	9	33	13

Art	Eu	DEu	O – OH	MH - PH
<i>Asterionella formosa</i> HASS.	63	87	83	82
<i>Cyclotella quadrijuncta</i> (SCHROED.)	23	31	33	37
<i>Melosira distans</i> (E.) KG.	43	89	85	88
<i>Rhizosolenia longiseta</i> ZACH.	31	51	45	52
<i>Tabellaria fenestrata</i> (LYNGB.) KG.	71	89	93	97
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH) KG.	57	69	77	78
<i>Mallomonas caudata</i> IWANOFF	11	40	38	23
<i>Peridinium inconspicuum</i> LEMM.	37	33	50	42
<i>Merismopedia tenuissima</i> LEMM.	29	51	57	50
<i>Oocystis lacustris</i> CHOD.	14	22	25	13
<i>Oocystis rhomboidea</i> FOTT	3	17	21	8
<i>Oocystis submarina</i> LAGH.	6	7	17	3
<i>Quadrigula closterioides</i> (BOHLIN) BORGE	20	7	25	15
<i>Cosmarium pygmaeum</i> ARCH.	9	2	8	7
<i>Rhodomonas</i> spp.	9	11	12	17

2.5.4 Indikatorarten nach TEILING (1955)

Auf der Grundlage seiner Untersuchungen an schwedischen Seen nannte TEILING (1955) einige Phytoplanktonarten, die sich als Trophieindikatorarten eignen sollen. Diese sind in Tabelle 30 zusammengestellt. Der Autor stellt insbesondere heraus, dass sich die Diatomeen *Fragilaria crotonensis*, *Attheya zachariasii* und *Melosira granulata* als Indikatorarten mesotropher Verhältnisse eignen.

Tabelle 30: Indikatorarten für den Trophiegrad nach TEILING (1955)

Indikatoren oligotropher Seen:	Indikatoren eutropher Seen:
<i>Dactylococcopsis ellipsoideus</i>	<i>Anabaena circinalis</i>
<i>Staurastrum ophiura</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i>
<i>Staurastrum artiscon</i>	<i>Aphanizomenon</i> spp.
<i>Staurodesmus sellatus</i>	<i>Closterium acerosum</i>
<i>Staurodesmus crassus</i>	<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>pelagica</i>	<i>Lyngbia contorta</i>
Indikatoren mesotropher Seen:	<i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Kirchneriella lunaris</i>	<i>Microcystis viridis</i>
<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Pediastrum kawraiskyi</i>
<i>Attheya zachariasii</i>	<i>Staurastrum planctonicum</i>
<i>Melosira granulata</i>	<i>Staurastrum alandicum</i>
	<i>Staurastrum tetracerum</i>
	<i>Staurastrum chaetoceras</i>

2.5.5 Studie von HEINONEN (1980)

Neben der Einteilung von Seen in Trophieklassen nach der Gesamtbio­masse des Phytoplanktons (s. Kapitel 1.4.1) untersuchte HEINONEN (1980) Möglichkeiten einer Klassifizierung anhand qualitativer Phytoplanktonanalysen. Die Datengrundlage hierzu sind, wie für die Klassifizierung anhand der Gesamtbio­masse 328 bzw. 498 Planktonproben, die in den Jahren 1963 und 1965 aus verschiedenen finnischen Seen entnommen wurden. Die Probenentnahme erfolgte jeweils nur einmal im Hochsommer, wobei die Proben i.d.R. Profilproben des Epilimnions waren. Bei flachen, gut durchmischten Seen wurde die Wasserprobe aus einer Tiefe von 1 m genommen.

Es zeigte sich, dass sich bei einer erhöhten Phytoplanktonbio­masse auch die relativen Anteile der einzelnen Klassen und Ordnungen veränderten. Bei einer generellen Dominanz centraler Diatomeen fand HEINONEN (1980) mit zunehmender Eutrophierung einen deutlichen Anstieg der Bio­masse von Cyanobakterien (v.a. Hormogonales), protococcalen Chlorophyta und Euglenophyta. Auch Desmidi­ales fand er häufiger in eutrophen als in oligotrophen Seen. Unter den Diatomeen zeigten die Centrales infolge einer Eutrophierung eine deutlichere Zunahme ihrer Bio­masse als die Pennales. Am auffälligsten war eine deutliche Zunahme der Cyanobakterien, wenn die Gesamtbio­masse des Phytoplanktons 5,0 mg/l überstieg. Im Gegensatz hierzu stand eine deutliche Abnahme des Anteils an Pyrrophyta (Dinophyceae und Cryptophyceae). Im oligotrophen Bereich (Bio­masse bis 0,5 mg/l) dominierten am deutlichsten die Chrysophyta, außer den Heterokontae. Im hypertrophen Bereich (Bio­masse > 100 mg/l) trugen vor allem hormonale Cyanobakterien zu der Erhöhung der Bio­masse bei.

Die von JÄRNEFELT *et al.* (1963, zitiert in HEINONEN, 1980) aufgestellte Liste an Indikatorarten für oligo- bzw. eutrophe Seen überprüfte und ergänzt HEINONEN (1980) anhand seines Datenmaterials. Als beste Indikatoren für eutrophe Seen schlägt er solche Arten vor, die gewöhnlich in eutrophen Seen (Gesamtbio­masse > 2,5 mg/l), aber nicht oder nur selten in oligotrophen Seen (Gesamtbio­masse 0,01-0,50 mg/l) auftreten. Drei der von JÄRNEFELT *et al.* (1963, zitiert in HEINONEN, 1980) als Indikatoren eutropher Seen genannten Arten (*Cosmarium punctulatum*, *Nephrocycitium limneticum*, *N. lunatum*) fanden sich hier häufiger in oligotrophen Seen. Drei weitere, von JÄRNEFELT *et al.* (1963, zitiert in HEINONEN 1980) als oligotrophent eingeordnete Arten (*Arthrodesmus incus*, *Dinobryon cylindricum*, *Mallomonas allorgei*) konnte HEINONEN (1980) als Indikatorarten bestätigen. Die meisten oligotrophenten Indikatorarten, die JÄRNEFELT *et al.* (1963, zitiert in HEINONEN 1980) vorgeschlagen haben, wurden von HEINONEN (1980) auch häufig in eutrophen Seen gefunden. Alle von HEINONEN (1980) als Indikatorarten vorgeschlagenen Phytoplankter sind in Tabelle 31 und Tabelle 32 zusammengefasst.

Tabelle 31: Indikatorarten für oligotrophe Seen nach HEINONEN (1980)

Art	Prävalenz [%]	
	in oligotrophen Seen (Gesamtbiomasse 0,01 - 0,50 mg/l)	in eutrophen Seen (Gesamtbiomasse > 2,50 mg/l)
<i>Arthrodesmus incus</i> (BRÉB.) HASS.	27	4
<i>Cosmarium contractum</i> KIRCHN. ³⁾	n.g.	n.g.
<i>Crucigenia rectangularis</i> (A. BRAUN) GAY ³⁾	n.g.	n.g.
<i>Diatoma vulgare</i> BORY ²⁾	7	0
<i>Dinobryon acuminatum</i> RUTTN. ³⁾	n.g.	n.g.
<i>D. cylindricum</i> IMH.	21	2
<i>D. sertularia</i> E. ³⁾	n.g.	n.g.
<i>Euastrum bidentatum</i> NÄG. ³⁾	n.g.	n.g.
<i>E. elegans</i> (Bréb.) KÜTZ. ³⁾	n.g.	n.g.
<i>Mallomonas akrokomos</i> RUTTN. ³⁾	n.g.	n.g.
<i>M. allorgei</i> (DOFL.) CONR.	18	1
<i>Nephrocytium limneticum</i> (G.M. SMITH) SKUJA ¹⁾	10	2
<i>N. lunatum</i> W. WEST ¹⁾	13	1
<i>Quadrigula lacustris</i> (CHOD.) G.M. SMITH ²⁾	9	0
<i>Stichogloea doederleinii</i> (SCHMIDLE) WILLE ²⁾	7	9

¹⁾ Diese Arten wurden von JÄRNEFELT *et al.* (1963) als eutraphent eingeordnet.

²⁾ Diese Arten wurden von JÄRNEFELT *et al.* (1963) nicht genannt. Sie fanden sich in keinem der eutrophen Seen (Biomasse > 2,50 mg/l).

³⁾ Diese Arten wurden von JÄRNEFELT *et al.* (1963) nicht genannt. Sie finden sich deutlich häufiger in oligotrophen als in eutrophen Seen. n.g. = von HEINONEN (1980) nicht angegeben

Tabelle 32: Indikatorarten für eutrophe Seen nach HEINONEN (1980)

Art	Prävalenz [%]	
	in oligotrophen Seen (Gesamtbiomasse 0,01 - 0,50 mg/l)	in eutrophen Seen (Gesamtbiomasse > 2,50 mg/l)
<i>Actinastrum hantzschii</i> LAGERHEIM	0	19
<i>Amphipora paludosa</i> W. SMITH	4	28
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> v. <i>spirilliformis</i> WEST ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Characiopsis longipes</i> (RAB.) BORZI ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Chroococcus limneticus</i> (KEISSL.) LEMM.	0	16
<i>Chrysococcus minutus</i> (FRITSCH) NYG. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Closteriopsis longissima</i> LEMM. ¹⁾	0	19
<i>Closterium aciculare</i> T. WEST ²⁾	n.g.	n.g.
<i>C. gracile</i> BRÉB.	4	38
<i>C. macilentum</i> BRÉB. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>C. pronum</i> BRÉB. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Coelastrum cambricum</i> ARCHER.	3	31
<i>Diatoma elongatum</i> (LNYNG.) AG. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> NAEG.	3	51
<i>D. elegans</i> BACHMANN	8	57
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A. BR.	1	15
<i>Euglena acus</i> E.	0	18
<i>E. charkowiensis</i> SWIR.	0	32
<i>E. proxima</i> DANG.	7	26
<i>Franceia ovalis</i> (FRANCE) LEMM. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Glenodinium gymnodinium</i> PENARD	5	42
<i>Kirchneriella elongata</i> G.M. SMITH	1	16
<i>K. lunaris</i> (KIRCHN.) MOEBIUS	1	31
<i>K. obesa</i> (W. WEST) SCHMIDLE	4	38
<i>Lagerheimia genevensis</i> CHOD.	4	28
<i>Lepocinclus texta</i> (DUJ.) LEMM. EM. CONR.	0	39
<i>Lyngbia limnetica</i> LEMM. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Melosira granulata</i> (E.) RALFS	8	81
<i>M. varians</i> C.A. AGARDH	4	47
<i>Micractinium pusillum</i> FRESENIUS	4	61
<i>Microcystis aeruginosa</i> KG.	0	15
<i>M. flos-aquae</i> (WITTR.) KIRCHN.	2	34
<i>M. viridis</i> (A. BR.) LEMM.	1	15
<i>Nitzschia acicularis</i> W. SM. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Oscillatoria limnetica</i> LEMM.	6	59
<i>Pandorina morum</i> (MÜLLER) BORY	3	20
<i>Pediastrum biradiatum</i> MEYEN ¹⁾	0	16
<i>P. duplex</i> MEYEN	8	76
<i>P. gracillimum</i> (W. ET G.S. WEST) THUNMARK	0	36

Art	Prävalenz [%]	
	in oligotrophen Seen (Gesamtbiomasse 0,01 - 0,50 mg/l)	in eutrophen Seen (Gesamtbiomasse > 2,50 mg/l)
<i>P. limneticum</i> THUNMARK	0	39
<i>P. tetras</i> (EHRENB.) RALFS.	9	62
<i>P. tetras</i> v. <i>tetraodon</i> (CORDA) RAB. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>Peridinium bipes</i> STEIN	2	21
<i>P. penardiforme</i> LINDEM. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>P. curvicauda</i> SWIR.	3	45
<i>Phacus longicauda</i> (E.) DUJ.	0	25
<i>P. tortus</i> (LEMM.) SKV.	0	14
<i>Polyedriopsis spinulosa</i> SCHMIDLE ¹⁾	0	19
<i>Scenedesmus abundans</i> (KIRCHN.) CHOD.	1	29
<i>S. armatus</i> v. <i>bicaudatus</i> (GUGLIELMETTI-PRINTZ) CHOD.	2	27
<i>Scenedesmus falcatus</i> CHOD.	0	18
<i>S. naegeli</i> BRÉB.	0	14
<i>S. opoliensis</i> P. RICHT.	0	18
<i>S. ovalternus</i> v. <i>graewenitzii</i> (BERNARD) CHOD. ¹⁾	0	21
<i>Selenastrum gracile</i> REINSCH ¹⁾	0	18
<i>Sphaerosoma granulatum</i> ROY ET BISS.	6	19
<i>Staurastrum paradoxum</i> v. <i>parvum</i> WEST	2	41
<i>Strobomonas verrucosa</i> (DADAY) DEFL. ¹⁾	0	25
<i>Synedra beroliensis</i> LEMM.	5	35
<i>Tetraedron caudatum</i> (CORDA) HANSGIRG.	1	26
<i>T. limneticum</i> BORGE	3	32
<i>T. planctonicum</i> G.M. SMITH	7	52
<i>T. trigonum</i> (NAEG.) HANSGIRG.	7	54
<i>Tetrastrum staurogeniaforme</i> (SCHROEDER) LEMM.	1	20
<i>Trachelomonas hispida</i> (PERTY) STEIN EM. DEFL.	4	58
<i>T. intermedia</i> DANG. ²⁾	n.g.	n.g.
<i>T. planctonica</i> SWIR. ¹⁾	0	42
<i>T. varians</i> DEFL.	2	25
<i>T. volvocina</i> E.	8	80
<i>T. volvocinopsis</i> SWIR. ²⁾	n.g.	n.g.

¹⁾ Diese Arten wurden von JÄRNEFELT *et al.* (1963) nicht genannt. Sie fanden sich nur in solchen Proben, deren gesamte Phytoplankton-Biomasse 1,0 mg/l übersteigt.

²⁾ Diese Arten wurden von JÄRNEFELT *et al.* (1963) nicht genannt. Sie fanden sich 2-4 mal häufiger in Proben eutropher als oligotropher Seen. n.g. = von HEINONEN (1980) nicht angegeben

2.5.6 Studie von ROSÉN (1981)

Der Studie von ROSÉN (1981) lagen Untersuchungen von insgesamt 1250 kleinen und mittleren Seen in Schweden im August 1972 zugrunde. Als Ziel wurde formuliert, eine begrenzte Anzahl von Planktonalgen mit gut definierten ökologischen Ansprüchen herauszuarbeiten. Diese Algen sollten dann als sensitive Parameter zur Beschreibung der Wasserqualität eingesetzt werden. ROSÉN selbst forderte weitere Studien, welche die Ansprüche einzelner Phytoplankter und deren Indikatorwert bestätigen müssen.

ROSÉN (1981) charakterisierte die Umweltansprüche von Planktonalgen anhand ihrer Ansprüche an pH-Wert, Durchlichtung, Farbe, Leitfähigkeit, Alkalinität, Gesamtstickstoffgehalt und Gesamtphosphorgehalt. Hierzu setzte er das Auftreten von etwa 70 Arten oder Artengruppen in Relation zu den genannten physikalischen und chemischen Parametern. Auf dieser Grundlage sowie der gesamten Phytoplanktonbiomasse der Seen erfolgte die Klassifikation von Indikatorarten.

Generell fand ROSÉN (1981), dass mit der Affinität zu einem hohem P-Gehalt auch eine Anpassung an einen hohen N-Gehalt ($> 0,6-1 \text{ mg/l}$) sowie einen höheren pH (> 7), eine erhöhte Alkalinität ($> 0,2$), Leitfähigkeit ($> 100 \text{ } \mu\text{S/cm}$) und eine geringe Sichttiefe ($< 2,0 \text{ m}$) einher geht. Daher verwendete er in dieser Studie den Gesamtphosphorgehalt (tot-P) als Maß für Nährstoffsituation.

Den trophischen Zustand der Seen legte ROSÉN (1981) allerdings anhand von Indikatorarten fest. Hieraus ergab sich dann, dass tot-P oligotropher Seen meist unter $10 \text{ } \mu\text{g/l}$ lag. Eutrophe Seen zeigten selten einen tot-P unter $15 \text{ } \mu\text{g/l}$ und ab einem tot-P von $20 \text{ } \mu\text{g/l}$ nahm die Biomasse des Phytoplanktons deutlich zu. Die mesotrophen Seen dieser Studie hatten einen mittleren tot-P von $17 \text{ } \mu\text{g/l}$. Ferner nannte ROSÉN (1981) die Intervalle für die Phytoplanktonbiomasse, in denen sich die Trophieklassen wiederfinden (s. Kapitel 1.8).

Es ergab sich eine positive Korrelation des Auftretens eutraphenter Arten mit der Färbung des Wassers. Hierin sah ROSÉN (1981) allerdings keinen funktionellen Zusammenhang insofern, als die eutraphenten Arten einen speziellen Anspruch an das Vorhandensein organischer Substanzen stellen. Vielmehr resultieren die färbenden organischen Substanzen überwiegend aus dem Wachstum der Algen selbst, sind also autochthonen Ursprungs. Dem gegenüber scheinen oligotraphente Algen dystrophe Verhältnisse zu bevorzugen. Dies interpretierte ROSÉN (1981) mit den spezifischen Anforderungen dieser Arten an Huminstoffe oder mit diesen zusammen auftretenden Substanzen.

Zur Eignung verschiedener Phytoplanktonarten finden sich bei ROSÉN (1981) folgende Aussagen: Cyanobakterien und Chlorophyceae stellen neben eutraphenten auch Arten, die einen geringen Nährstoffgehalt oder einen geringen bzw. hohen Gehalt an Huminstoffen anzeigen. In eutrophen Seen kommt es oft zu Massentwicklungen (Blüten) von Cyanobakterien. Die Chlorophyceen stellen eine hohe Anzahl eutraphenter Arten, diese bilden im Vergleich zu den Cyanobakterien und Diatomeen aber meist nur eine geringe Biomasse. Einige Arten der Desmidiaceales sollen einen sehr guten Indikatorwert besitzen. Oligotraphente Arten bevorzugen generell eine geringe Leitfähigkeit, nicht aber dystrophe Seen. Chrysophyceen dominieren oft in nährstoffarmen Seen. Die höchste Artenzahl aus dieser Gruppe wurde in Seen mit einer geringen Phytoplanktonbiomasse nachgewiesen. Typische Arten für eutrophe Verhältnisse wurden nicht gefunden. Bacillariophyceae

(Diatomeae) bevorzugen generell hohe Leitfähigkeiten. Nur wenige Arten erwiesen sich als strikt oligotroph. Die Dinoflagellaten und Cryptophyceae umfassen nur wenige Indikatorarten. Unter den Chloromonadophyceae ist *Gonyostomum semen* ein hervorragender Indikator für dystrophe Seen. Die von ROSÉN (1981) genannten Indikatorarten bzw. Artengruppen sind in Tabelle 33 bis Tabelle 38 zusammengestellt.

Tabelle 33: Zusammenstellung der von ROSÉN (1981) genannten Indikatorarten bzw. Artengruppen oligotropher Seen. Die Anzahl der Seen (n), von denen qualitative und quantitative Daten vorlagen, ist genannt. Die unter Bemerkungen aufgeführten Messwerte zu physikalischen oder chemischen Parametern (LF = Leitfähigkeit, tot-P = Gesamtphosphor, SD = Sichttiefe) sind als Median angegeben. Fußnoten beziehen sich auf von ROSÉN (1981) zitierte Literatur

Art	n	Bemerkungen
Cyanobakterien		
<i>Aphanothece ellipsoidea</i> (SCHRÖD.) BOURR., Syn.: <i>Dactylococcopsis ellipsoidea</i> TEIL.	64	Bevorzugt mittlere LF (60 µS/cm), klares Wasser, nie dominant, aber guter Indikator
<i>Merismopedia tenuissima</i> LEM.	176	Form mit sehr kleine Kolonien, verbreitet und oft dominant in klaren, leicht braunen, nährstoffarmen Seen (tot-P 7 µg/l) extrem geringer Leitfähigkeit ¹⁾
Chlorophyceae		
<i>Monoraphidium griffithii</i> (BERKEL) KOM.-LEGN., Syn.: <i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>acicularis</i> (A. BRAUN) G.S. WEST	94	Vgl. <i>Merismopedia tenuissima</i> , unter extrem oligotrophen Verhältnissen
<i>Monoraphidium dybowskii</i> (WOLOSZ.) HIND. & KOM.-LEGN., Syn.: <i>Ankistrodesmus convolutus</i> CORDA var. <i>minutum</i> (NÄG.) RAB., <i>Rhaphidium convolutum</i> RAB. var. <i>minutum</i> , <i>Selenastrum minutum</i> (NÄG.) COLLINS, <i>Monoraphidium minutum</i> (NÄG.) KOM.-LEGN.	215	Bevorzugt nährstoffarme Gewässer, aber mit weiter ökologischer Valenz, toleriert huminstoffhaltige Gewässer
<i>Willea irregularis</i> (WILLE) SCHMIDLE, Syn.: <i>Crucigenia rectangularis</i> (NÄG.) GAY, <i>C. rectangularis</i> var. <i>irregularis</i> (WILLE) BRUNNTH., <i>Willea wilhelmii</i> (FOTT) KOM.	141	Selten und mit geringer Biomasse, in klaren, nährstoffarmen Seen (SD 4,2 m, tot-P 10 µg/l)
<i>Scenedesmus serratus</i> (CORDA) BOHLIN.	64	Insbesondere <i>S. serratus</i> f. <i>minor</i> CHOD. in oligotrophen Seen (SD 4,2m, tot-P 11 µg/l)
<i>Oocystis marssonii</i> LEMM., <i>O. submarina</i> LAGERH.	-	Bevorzugen oligotrophe Gewässer (tot-P 11 µg/l), hohe Toleranz gegenüber niedrigen pH-Werten ²⁾
Desmidiiales		
<i>Staurodesmus sellatus</i> TEIL.	107	In klaren oligotrophen Seen (tot-P 8 µg/l)
<i>Staurodesmus crassus</i> (WEST & WEST) TEIL., <i>Std. extensus</i> var. <i>joshuae</i> (GUTW.) TEIL., <i>Std. triangularis</i> var. <i>limneticum</i> TEIL.	126	<i>Std. crassus</i> toleriert auch Huminstoffe <i>Std. extensus</i> geringe ökologische Valenz, auch in eutrophen Seen, <i>Std. triangularis</i> meist benthisch
<i>Staurastrum longipes</i> (NORDST.) TEIL., <i>Std. longipes</i> var. <i>contractum</i> TEIL.	47	In klaren oligotrophen Seen
Art	n	Bemerkungen
Chrysophyceae		

<i>Dinobryon acuminatum</i> RUTTNER, <i>D. crenulatum</i> WEST & WEST, <i>D. elegantissimum</i> BOURR.	477	Bevorzugen nährstoffarme (tot-P 9 µg/l), klare, dystrophe Seen. Gelegentlich auch in nährstoffreicheren Seen
<i>Chrysidiastrum catenatum</i> LAUTERB.	62	Im Frühsommer verbreitet in oligotrophen Seen (tot-P 10 µg/l) geringer Alkalinität, pH um 6,5
<i>Bitrichia chodatii</i> (REV.) CHOD.	360	s.o., auch bei höherer Alkalinität und pH
Bacillariophyceae (Diatomeae)		
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>teilingi</i> KNUDS.	36	Sehr guter Indikator für klare, nährstoffarme Gewässer (tot-P 7 µg/l, SD 5m) ³⁾
<i>Cyclotella bodanica</i> EULENST.	25	Oft in oligotrophen Seen (Phytoplanktonbiomasse <0,1 mg/l)
<i>Cyclotella compta</i> (EHR.) KÜTZ.	270	In oligotrophen Seen (Phytoplanktonbiomasse 0,1-0,2 mg/l)
<i>Melosira distans</i> (EHR.) KÜTZ. var. <i>alpigena</i> GRUN.	96	Prinzipiell in oligotrophen Seen, bevorzugt niedrige Leitfähigkeit (34 µS/cm), oft mit <i>Merismopedia tenuissima</i> und <i>Monoraphidium griffithii</i>
Dinophyceae		
<i>Peridinium inconspicuum</i> LEMM.	166	Generell in oligotrophen Seen (tot-P 8 µg/l) geringer Leitfähigkeit, oft Charakterart in versauerten Seen (pH<5,5) ⁴⁾
<i>Gymnodinium</i> spp., <i>Gymnodinium fuscum</i> STEIN, <i>Gymnodinium helveticum</i> PEN., <i>Woloszynskia ordinatum</i> (SKUJA) THOMP.	118	Präferenz oligotropher Seen

¹⁾ KOMÁREK (1958), WILLÉN (1976) beschreiben *M. tenuissima* für eutrophe Seen

²⁾ *Oocystis* spp. sind nach HUTCHINSON (1967) Charakterarten oligotropher Seen

³⁾ Aussage gestützt durch TEILING (1955), BJÖRK (1960)

⁴⁾ widersprüchlich zu HÖLL (1928)

Tabelle 34: Zusammenstellung der von ROSÉN (1981) genannten Indikatorarten bzw. Artengruppen oligo- mesotropher Seen. Die Anzahl der Seen (n), von denen qualitative und quantitative Daten vorlagen, ist genannt. Die unter Bemerkungen aufgeführten Messwerte zu physikalischen oder chemischen Parametern (LF = Leitfähigkeit, tot-P = Gesamtphosphor, SD = Sichttiefe) sind als Median angegeben. Fußnoten beziehen sich auf von ROSÉN (1981) zitierte Literatur

Art	n	Bemerkungen
Chrysophyceae		
<i>Dinobryon cylindricum</i> IMH., <i>D. cylindricum</i> var. <i>alpinum</i> (IMH.) BACHM.	96	Bevorzugt klare, oligotrophe Seen
<i>Dinobryon borgei</i> LEMM., <i>D. suecicum</i> LEMM.	565	Oft coexistierend in oligotrophen Seen. <i>D. suecicum</i> typisch für dystrophe Seen
<i>Dinobryon bavaricum</i> IMH.	430	Treten in etwas nährstoffreicheren, meist mesotrophen Seen auf. <i>D. bavaricum</i> bevorzugt dystrophe Seen
<i>Dinobryon divergens</i> IMH.	487	
Bacillariophyceae (Diatomeae)		
<i>Tabellaria fenestrata</i> (LYNGB.) KÜTZ., <i>T. fenestrata</i> var. <i>asterionelloides</i> GRUN.	275	Bevorzugen oligo- oder mesotrophe Seen (Phytoplankton Biomasse 0,2-1,0 mm ³ /l), aber mit weiter ökologischer Valenz
<i>Asterionella formosa</i> HASS.	231	
<i>Rhizosolenia eriensis</i> H.L. SMITH, <i>Rhizosolenia longiseta</i> ZACH.	234	Insbesondere <i>R. longiseta</i> bevorzugt einen hohen Huminstoffgehalt und eine geringe Leitfähigkeit.

Tabelle 35: Zusammenstellung der von ROSÉN (1981) genannten Indikatorarten bzw. Artengruppen mesotropher Seen. Die Anzahl der Seen (n), von denen qualitative und quantitative Daten vorlagen, ist genannt. Die unter Bemerkungen aufgeführten Messwerte zu physikalischen oder chemischen Parametern (LF = Leitfähigkeit, tot-P = Gesamtphosphor, SD = Sichttiefe) sind als Median angegeben. Fußnoten beziehen sich auf von ROSÉN (1981) zitierte Literatur

Art	n	Bemerkungen
Cyanobakterien		
<i>Chroococcus limneticus</i> LEMM.	141	Gewöhnlich in nährstoffarmen Seen (tot-P 12 µg/l), mittlerer bis hoher Leitfähigkeit, selten dominant, Ökotypen mit unterschiedlichen Nährstoffpräferenzen
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> CHOD. und <i>G. compacta</i> (LEMM.) STRÖM.	100	Sichere Differenzierung der Arten nicht möglich, unterschiedliche Ansprüche der beiden Arten
<i>Anabaena flos-aquae</i> BREB.	170	Wahrscheinlich morphologisch identische Ökotypen mit sehr unterschiedlichen Nährstoffansprüchen ⁵⁾
Chlorophyceae		
<i>Botryococcus braunii</i> KÜTZ.	107	Geringe ökologische Valenz, fehlt nur in extrem oligotrophen und extrem eutrophen Seen ⁶⁾
<i>Quadrigula pfitzeri</i> (SCHRÖDER) O.M. SMITH., <i>Q. closterioides</i> (BOHLIN) PRINTZ.	243	<i>Q. pfitzeri</i> in oligo- bis mesotrophen Seen (tot-P 13 µg/l) mittlerer Leitfähigkeit mit Huminstoffen ⁷⁾
Desmidiales		
<i>Staurastrum anatinum</i> COOK & WILLS.	165	Häufig in nährstoffreichen Seen, aber auch bei höherem P-Gehalt (tot-P 11 µg/l)
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> (BREB.) TEIL., <i>Std. cuspidatus</i> var. <i>curvatus</i> (W. WEST) TEIL.	103	Schlanke Form von <i>Std. cuspidatus</i> var. <i>curvatus</i> häufiger in oligotrophen Seen, eine kleine Form auch häufig in hocheutrophen Seen (tot-P 12 µg/l)
<i>Staurastrum pingue</i> TEIL.	52	Tot-P 13 µg/l ⁸⁾

⁵⁾ KOMÁREK spezifiziert taxonomisch 3 Formen von *Anabaena flos-aquae*

⁶⁾ JÄRNEFELT (1952) nennt *B. braunii* als Indikator für oligotrophe Gewässer

⁷⁾ Nach SKUJA (1956) bevorzugt *Q. pfitzeri* mesotrophe Gewässer, *Q. closterioides* dystrophe Gewässer

⁸⁾ *St. pingue* ist nach TEILING (1947) häufig in mesotrophen und eutrophen Seen, fehlt aber in extrem oligotrophen und extrem eutrophen Seen

Tabelle 36: Zusammenstellung der von ROSÉN (1981) genannten Indikatorarten bzw. Artengruppen meso-eutropher Seen. Die Anzahl der Seen (n), von denen qualitative und quantitative Daten vorlagen, ist genannt. Die unter Bemerkungen aufgeführten Messwerte zu physikalischen oder chemischen Parametern (LF = Leitfähigkeit, tot-P = Gesamtphosphor, SD = Sichttiefe) sind als Median angegeben. Fußnoten beziehen sich auf von ROSÉN (1981) zitierte Literatur

Art	n	Bemerkungen
Chrysophyceae		
<i>Chrysosphaerella</i> spp. (<i>Ch. multispina</i> BRADLY)	33	Mittlerer P-Bedarf (tot-P 13 µg/l). Häufig in dystrophen Seen.
<i>Synura</i> spp.	134	Meist Kaltwasserarten mit höherem P-Bedarf (tot-P 19 µg/l) ⁹⁾
Dinophyceae		
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) SCHRANK	230	Gewässer hoher Leitfähigkeit und Alkalinität, häufig in mesotrophen und leicht eutrophen (tot-P 15-16 µg/l), selten dystrophen Seen.
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.M.) EHR., <i>Peridinium bipes</i> STEIN	152	
<i>Peridinium willei</i> HUITF.-KASS	-	

⁹⁾ *Synura* spp. können im Frühjahr in eutrophen Seen zur Massenentwicklung kommen (CRONBERG 1975, WILLÉN 1976); die Art *S. pettersenii* hat eine weite ökologische Valenz (KRISTIANSEN 1975)

Tabelle 37: Zusammenstellung der von ROSÉN (1981) genannten Indikatorarten bzw. Artengruppen eutropher Seen. Die Anzahl der Seen (n), von denen qualitative und quantitative Daten vorlagen, ist genannt. Die unter Bemerkungen aufgeführten Messwerte zu physikalischen oder chemischen Parametern (LF = Leitfähigkeit, tot-P = Gesamtphosphor, SD = Sichttiefe) sind als Median angegeben. Fußnoten beziehen sich auf von ROSÉN (1981) zitierte Literatur

Art	n	Bemerkungen
Cyanobakterien		
<i>Anabaena circinalis</i> RAB.	69	Bilden Blüten, insbesondere bei hoher Nährstoffbelastung. Können auch mit geringer Biomasse in nährstoffarmen Gewässern auftreten. Bevorzugen höhere Leitfähigkeit und Alkalinität
<i>Anabaena solitaria</i> f. <i>planctonica</i> (BRUNNTH.) KOM., <i>A. spiroides</i> f. <i>crassa</i> (LEMM.) ELENK.	205	
<i>Microcystis</i> spp., <i>M. wesenbergii</i> KOM., <i>M. aeruginosa</i> (KÜTZ.) KÜTZ.	80	
Chlorophyceae		
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (KIRCH.) WEST & WEST	422	
<i>Tetraedron minimum</i> (A. BR.) HANSG.	252	Geringe Präferenz eutropher Verhältnisse, andere Arten der Gattung Indikatoren für Eutrophie, aber selten
<i>S. arcuatus</i> LEMM., <i>S. armatus</i> (CHOD.) G.M. SMITH, <i>S. denticulatus</i> KIRCH., <i>S. eornis</i> (RALFS) CHOD., <i>S. quadricauda</i> CHOD., <i>S. quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (CHOD.) G.M. SMITH	435	In meso- und eutrophen Seen, hohe Präferenz eutropher Verhältnisse
<i>Pediastrum</i> spp.	244	Hohe Präferenz eutropher Verhältnisse, Massenentwicklung von <i>P. duplex</i> MEYEN und <i>P. biradiatum</i> MEYEN in hocheutrophen Seen. <i>P. boryanum</i> (TURP.) MENEGH und <i>P. angulosum</i> (EHR.) MENEGH mit weiter ökologischer Valenz
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> NÄG., <i>D. pulchellum</i> WOOD		Häufig in eutrophen Seen (tot-P 20 µg/l)
<i>Coelastrum cambricum</i> ARCH., <i>C. microporum</i> NÄG.		Verbreitet mit geringer Biomasse in moderat bis hocheutrophen Seen (tot-P 27 µg/l)
Desmidiiales		
<i>Closterium acutum</i> (LYNG.) BREB., <i>Cl. acutum</i> var. <i>variabile</i> (LEMM.) KRIEG.	66	<i>Cl. acutum</i> var. <i>variabile</i> teilweise mit hoher Biomasse, oft mit <i>Staurastrum</i> spp. (tot-P 24 µg/l, SD 1,6 m)
<i>Staurastrum planctonicum</i> TEIL., <i>St. paradoxum</i> var. <i>parvum</i> W. WEST, <i>St. tetracerum</i> (KÜTZ.) RALFS, <i>St. tetracerum</i> var. <i>trigonum</i> LUND, <i>St. smithii</i> (G.M. SMITH) TEIL.	94	
Euglenophyceae		
<i>Trachelomonas hispida</i> (PERTY) STEIN, <i>T. volvocina</i> EHR.	73	Präferenz sehr nährstoffreicher Seen (tot-P 28 µg/l), oft in mehr oder weniger dystrophen Seen.

Art	n	Bemerkungen
Bacillariophyceae (Diatomeae)		
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITT.	61	Häufig in nicht Cyanobakterien-dominierten eutrophen Seen, am häufigsten bei einer Phytoplanktonbiomasse von 2-5 mg/l. (tot-P für <i>F. crotonensis</i> 19 µg/l)
<i>Melosira ambigua</i> (GRUN.) O. MÜLL.	155	
<i>Melosira granulata</i> (EHR.) RALFS, <i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. MÜLL.) HUST.	156	
<i>Stephanodiscus rotula</i> (KÜTZ.) HENDEY	61	
<i>Asterionella gracillima</i> (HANTZSCH) HEIB.	27	s.o., aber selten, bei hohem P-Gehalt (tot-P 38 µg/l)
Cryptophyceae		
<i>Cryptomonas</i> spp., <i>Cryptomonas erosa</i> EHR.	461	Massenentwicklung bei hohem Angebot an Nährstoffen und organischem Material
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCHER & RUTTNER, (nach der Auffassung von ROSÉN (1981) synonym mit <i>R. minuta</i> BACHM.)	488	s.o., aber keine Massenentwicklung

Tabelle 38: Zusammenstellung der von ROSÉN (1981) genannten Indikatorarten bzw. Artengruppen dystropher Seen. Die Anzahl der Seen (n), von denen qualitative und quantitative Daten vorlagen, ist genannt. Die unter Bemerkungen aufgeführten Messwerte zu physikalischen oder chemischen Parametern (LF = Leitfähigkeit, tot-P = Gesamtphosphor, SD = Sichttiefe) sind als Median angegeben. Fußnoten beziehen sich auf von ROSÉN (1981) zitierte Literatur

Art	n	Bemerkungen
Chloromonadophyceae		
<i>Gonyostomum semen</i> (EHR.) DIES.	260	Guter Indikator für dystrophe Verhältnisse, bei hohem P-Gehalt (tot-P > 20 µg/l) kann die Art hohe Biomassen (10-20 mg/l) bilden

2.5.7 Indikatorarten nach KÜMMERLIN (1990)

Auf der Grundlage langjähriger Planktonuntersuchungen am Bodensee kommt KÜMMERLIN (1990) zu dem Schluss, dass eine Trophieklassifizierung stehender Gewässer anhand von Langzeituntersuchungen der Phytoplanktonbiozönose unter qualitativen und quantitativen Gesichtspunkten möglich ist. Als Voraussetzung hierzu sieht er eine genügend enge Probennahme, da beim Phytoplankton ein sehr schneller Wechsel der Artenzusammensetzung erfolgt.

KÜMMERLIN (1990) nennt Phytoplanktonarten, die sich als Indikatoren für den Trophiegrad stehender Gewässer eignen. Diese sind in Tabelle 39 zusammengestellt. Zusätzlich zeigt Tabelle 40 solche Arten, die von KÜMMERLIN (1990) als euryök beurteilt werden, die also keinen Indikatorwert besitzen.

Wenngleich KÜMMERLIN (1990) die Diatomee *Asterionella formosa* als euryök einschätzt, machten KÜMMERLIN & BÜRGI (1989) doch die Beobachtung, dass sich deren jahreszeitliches Auftreten mit steigender Eutrophierung von der ersten in die zweite Jahreshälfte verschiebt.

Tabelle 39: Indikatorarten für den Trophiegrad nach KÜMMERLIN (1990)

Indikatoren oligotropher Seen:

Bacillariophyceae	Xanthophyceae
<i>Cyclotella bodanica</i>	<i>Isthmochloron trispinatum</i> ¹⁾
Chrysophyceae	Cryptophyceae
<i>Chromulina erkensis</i> ¹⁾ <i>Chromulina rosanoffii</i> ¹⁾	<i>Cryptomonas obovata</i> ¹⁾

Indikatoren oligo- bis mesotropher Seen:

Cyanophyceae	Cryptophyceae
<i>Microcystis wesenbergii</i> ¹⁾	<i>Cryptaulax vulgaris</i> ¹⁾

Indikator mesotropher Seen:

Bacillariophyceae
<i>Tabellaria fenestrata</i>

Indikatoren eutropher Seen:

Cyanophyceae	Bacillariophyceae
<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> <i>Anabaena planctonica</i>	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> <i>Stephanodiscus astraea</i> <i>Stephanodiscus binderanus</i>
Conjugatophyceae	
<i>Mougeotia thylespora</i>	

¹⁾ erreichen nur geringe Biomassen bzw. Individuenzahlen, sind jedoch sehr gute Indikatoren

Tabelle 40: Euryöke Arten, die sich nicht als Indikatorarten für den Trophiegrad eignen, nach KÜMMERLIN (1990)

Bacillariophyceae	Cryptophyceae
<i>Asterionella formosa</i> <i>Cyclotella compta</i>	<i>Rhodomonas minuta</i> <i>Cryptomonas ovata</i>
Dinophyceae	
<i>Ceratium hirundinella</i> ¹⁾	

1) Vorkommen von *C. hirundinella* beruht auf starken endogenen Rhythmik (KÜMMERLIN 1990)

2.5.8 Trophic-Lake-Index nach HÖRNSTRÖM (1981)

HÖRNSTRÖM (1981) setzt voraus, dass die Zusammensetzung der Phytoplanktonbiozönose durch die gegebenen Umwelteinflüsse bestimmt wird. Er postuliert, dass sich die Zusammensetzung des Phytoplanktons nur langsam, über einen Zeitraum von mindestens einem Jahr, an veränderte trophische Verhältnisse anpasst, während die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons die aktuelle Nährstoffsituation widerspiegelt. Dem zufolge würde die von der gesamten Biomasse unabhängige qualitative Analyse des Phytoplanktons eine gute Methode zur Charakterisierung der Trophie eines Sees darstellen, die von den saisonalen Dynamik der Nährstoffsituation und des Planktons unabhängig ist.

Der von HÖRNSTRÖM (1981) entwickelte Trophic-Lake-Index stellt eine solche biologische Methode zur numerischen Bestimmung des Trophiegrades von Seen dar. Die Methode bewertet die relative nicht aber die absolute Häufigkeit von Indikatorarten. Deren Vorkommen variiert nicht in so starkem Maße wie die bei anderen Klassifizierungsverfahren angewendeten Trophieparameter Phytoplanktonbiomasse, Chlorophyll a-Konzentration, Primärproduktion, Phosphor- oder Stickstoffgehalt (HÖRNSTRÖM 1981).

Der Methode liegen Verbreitungsdaten von Phytoplanktonarten in 332 südschwedischen Seen sowie die Relation zwischen diesen Arten und den chemischen Parametern aus einem größeren Datensatz von 1032 Seen zugrunde. Die Probeentnahme erfolgte während der Monate Juli bis September in einer Wassertiefe von 0,5 m.

Als Referenz für den trophischen Status der untersuchten Seen diene das gesamte Phytoplanktonvolumen, welches in den schwedischen Seen im Spätsommer nur geringen Schwankungen unterliegt (HÖRNSTRÖM 1981). Um die trophische Valenz einer Art zu berechnen, wurde der Median des gesamten Phytoplanktonvolumens aller Seen, in denen diese Art registriert wurde, ermittelt. Diese Medianwerte wurden dann derart transformiert, dass der höchste Wert dem Trophie-Index 100 zugeordnet wurde. Alle anderen Medianwerte entsprechen deren prozentualen Anteil an diesem höchsten Wert (Abb. 1). Der Trophie-Index von 100 entspricht also der am meisten eutraphenten Art, der geringste Trophie-Index der am meisten oligotraphenten Art. Mit anderen Worten: Der Trophie-Index der einzelnen Arten ergibt sich aus der relativen Beziehung (0-100) zum Medianwert der Gesamt-Biovolumina aller Seen eines Untersuchungskontingents, in denen jeweils diese betreffenden Phytoplanktonarten vorkommen. In Tabelle 41 sind die so ermittelten Trophie-Indizes sowie die entsprechende Phytoplanktonbiomasse der von HÖRNSTRÖM (1981) berücksichtigten Arten zusammengestellt.

Neben dem Trophie-Index der Indikatorarten berücksichtigt der Trophic-Lake-Index die relative Häufigkeit der gefundenen Arten. HÖRNSTRÖM (1981) geht davon aus, dass die häufigsten Arten auch diejenigen sind, die an die gegebene Wasserqualität am besten angepasst sind. Die angewendete Häufigkeitsskala reicht von 1 bis 5:

- 1 = ein Individuum
- 2 = geringe Häufigkeit (2-10 Ind.)
- 3 = häufig (10-40 Ind.)
- 4 = sehr häufig (40-200 Ind.)
- 5 = dominant (mehr als 200 Ind.)

Die Individuenzahl ist hierbei gleichbedeutend der Zellzahl, was konsequenterweise auch für Kolonien bildende oder trichale Arten anzuwenden wäre, wenngleich HÖRNSTRÖM (1981) hierzu keine Angaben macht. Die genannten Individuenzahlen beziehen sich auf ein ausgezähltes Volumen von 20%, 4% oder 0,4% einer 50 ml oder 100 ml Verbundkammer (die ausgezählten Flächen sind durch verschiedene Objektivvergrößerungen bedingt). HÖRNSTRÖM (1981) gibt aber nicht an, welche Arten bzw. Zellgrößenklassen er bei welcher Vergrößerung auszählte. Da somit das betrachtete Wasservolumen als Bezugsgröße nicht klar definiert wird, ist diese Vorgehensweise nicht reproduzierbar.

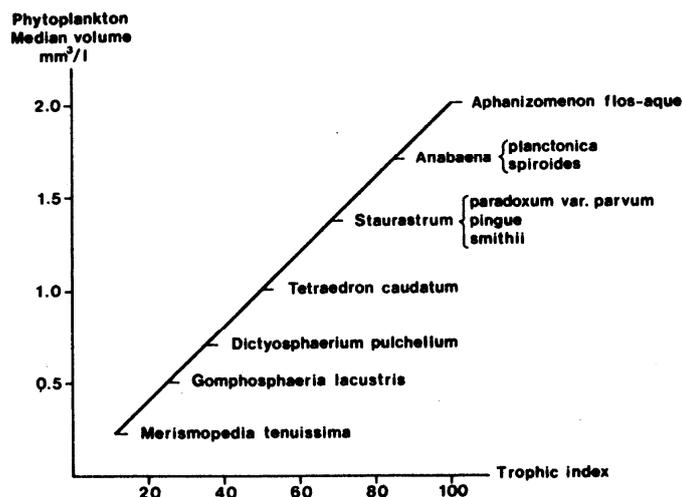


Abb. 1: Beziehung zwischen Median des Phytoplanktonbiovolumens und dem Trophie-Index der Phytoplanktonarten (aus HÖRNSTRÖM 1981)

Der Trophie-Index des Sees (I_L) wird nach folgender Formel berechnet:

$$I_L = \frac{\sum (f \cdot I_s)}{\sum f}$$

mit:

I_s = Trophie-Index der Art

f = Häufigkeit der Art

Eine eindeutige Zuordnung des so bestimmten Trophie-Index eines Sees zu den klassischen Trophieklassen (oligo-, meso-, eutroph) bietet HÖRNSTRÖM (1981) nicht an.

Anhand von 2 Beispielen zeigt HÖRNSTRÖM (1981), dass der so bestimmte Trophic-Lake-Index über mehrere Jahre nur einer geringen Schwankung unterliegt, während die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons zum Probeentnahmezeitpunkt der verschiedenen Jahre erheblich schwankt. Weiterhin zeigte sich, dass der ermittelte Trophie-Index insbesondere bei einer geringen Gesamtbiomasse des Phytoplanktons zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen kommt. HÖRNSTRÖM (1981) interpretiert dies so, dass - im Gegensatz zum Trophic-Lake-Index - die einmalige Bestimmung der Phytoplankton-

biomasse bzw. des Chlorophyll a-Gehaltes oder der Primärproduktion meist keine für den See repräsentatives Ergebnis erbringen, da sie lediglich die momentane Nährstoffsituation widerspiegeln.

Als Grenzen und Schwächen seiner Methode nennt HÖRNSTRÖM (1981):

1. Der Trophic-Lake-Index reagiert nicht auf eine nur kurze Zeit zurückliegende Erhöhung der Trophie.
2. Die Berechnung des Trophic-Lake-Index erfordert eine ausreichend hohe, aber nicht weiter spezifizierte Anzahl an Indikatorarten in dem zu beurteilenden See.
3. Die Anwendung der Methode wird problematisch, wenn die Phytoplanktonbiomasse vor allem von nicht exakt bestimmbar Arten (z.B. "nackte" Chrysophyceae) gebildet wird.
4. Die Liste der Indikatorarten bedarf einer weiteren Bearbeitung, insbesondere im Bereich der eutraphenten Arten.
5. Die Methode eignet sich nicht für flache, makrophytendominierte Seen.
6. Die Methode eignet sich nicht für versauerte ($\text{pH} < 5,5$) oder mit Toxinen belastete Seen.

2.5.8.1 Modifikation nach TREMEL (1996)

Als Alternative zu dem nicht exakt nachvollziehbaren und sehr subjektiven Verfahren HÖRNSTRÖMS (1981) zur Quantifizierung der Indikatorarten schlägt TREMEL (1996) folgende eindeutige Berechnung der Häufigkeit (f) einer Art anhand deren Biovolumens für die Bestimmung des Trophic-Lake-Index vor:

$$f = \log \text{Biovol. } [\mu\text{m}^3 \text{ ml}^{-1}]$$

Die Formel ist für alle Biomassen größer als $1 \mu\text{m}^3 \text{ ml}^{-1}$ anwendbar und ergibt eine kontinuierliche, nach oben offene Skala. Die Absicht von HÖRNSTRÖM (1981), weder große seltene noch kleine häufige Arten zu stark zu berücksichtigen, wird auch diese Berechnung von f gerecht.

Tabelle 41: Indikatorarten nach HÖRNSTRÖM (1981)

Art	Anzahl der Seen	Trophie-Index	Median Biovolumen [mm ³ /m ³]	Biovolumenbereich 95% Konfidenz-Intervall [mm ³ /m ³]
<i>Microcystis</i> spp. ¹⁾	21	100	4736	700 < x < 5871
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> RALFS	27	100	2000	807 < x < 5000
<i>Phacus</i> spp.	21	98	1957	1009 < x < 2700
<i>Melosira granulata</i> (EHR.) RALFS	23	95	1889	700 < x < 4955
<i>Ankistrodesmus</i> spp., <i>Coelastrum</i> spp. ²⁾	41	90	1794	1064 < x < 4955
<i>Anabaena planctonica</i> (BRUNNTH.) KOM.				
<i>Anabaena spiroides</i> (LEMM.) ELENK.	45	85	1704	988 < x < 2148
<i>Staurastrum paradoxum</i> var. <i>parvum</i> W. WEST				
<i>Staurastrum pingue</i> TEIL.				
<i>Staurastrum smithii</i> (G.M. SMITH) TEIL.	39	68	1368	940 < x < 2148
<i>Tetraedron trigonum</i> var. <i>gracile</i>	28	60	1200	996 < x < 2700
<i>Gonyostomum semen</i> (EHR.) DIES.	59	55	1103	900 < x < 1442
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURP.) MENEGH.				
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN	55	55	1100	660 < x < 1794
<i>Trachelomonas</i> spp.	82	55	1100	800 < x < 1442
<i>Attheya zachariae</i> BRUNNTH.				
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITT	38	51	1009	678 < x < 1440 ³⁾
<i>Tetraedron caudatum</i> (CORDA) HANSG.	21	51	1009	530 < x < 2375
<i>Synura</i> spp.	52	50	1005	704 < x < 1178
<i>Peridinium bipes</i> STEIN				
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.M.) EHR.				
<i>Peridinium willei</i> HUITH.-KAAS	52	50	996	676 < x < 1267
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (LEMM.) KRIEG.	42	50	996	650 < x < 1200
<i>Melosira ambigua</i> (GRUN.) O. MÜLL.	37	46	909	615 < x < 1103
<i>Pediastrum tetras</i> (EHR.) RALFS	42	40	807	520 < x < 1127
<i>Chrysophaerella longispina</i> LAUT.	39	40	800	560 < x < 1120
<i>Synedra acus</i> KÜTZ.	44	40	789	625 < x < 1441
<i>Dinobryon divergens</i> IMH.	91	39	772	533 < x < 1020
<i>Gymnodinium fuscum</i> STEIN.	26	35	701	459 < x < 1100
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> WOOD	76	35	700	465 < x < 1089
<i>Asterionella formosa</i> HASS.	79	34	680	530 < x < 940
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) SCHRANK	73	34	678	530 < x < 1097
<i>Oscillatoria agardhii</i> GOM.	47	34	678	500 < x < 1034
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> var. <i>curvatus</i> (C.W. WEST) TEIL.	49	34	678	471 < x < 803
<i>Tetraedron minimum</i> (A. BR.) HANSG.	52	33	660	471 < x < 1009
<i>Gomphosphaeria naegeliana</i> (UNG.) LEMM.	39	33	650	520 < x < 940
<i>Rhizosolenia longiseta</i> ZACH.	71	33	650	500 < x < 800
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>palustre</i> LEMM.	21	33	650	398 < x < 1009
<i>Dinobryon bavaricum</i> IMH.	112	31	618	410 < x < 706

Art	Anzahl der Seen	Trophie-Index	Median Biovolumen [mm ³ /m ³]	Biovolumenbereich 95% Konfidenz-Intervall [mm ³ /m ³]
<i>Uroglena americana</i> CALK.	41	31	618	480 < x < 1009
<i>Tabellaria fenestrata</i> (LYNGB.) KÜTZ.	61	29	586	398 < x < 909
<i>Chrysochromulina parva</i> LACK.	54	27	537	400 < x < 772
<i>Spondylosium planum</i> (WOLLE) WEST & WEST	31	26	517	334 < x < 650
<i>Staurodesmus mamillatus</i> (NORDST.) TEIL.	50	25	500	398 < x < 650
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> CHOD.	86	25	500	392 < x < 625
<i>Melosira distans</i> var. <i>alpigena</i> GRUN.	63	23	465	300 < x < 650
<i>Chrysidiastrum catenatum</i> LAUTERB.	66	21	414	350 < x < 581
<i>Quadrigula</i> spp.	81	21	410	361 < x < 537
<i>Dinobryon suecicum</i> LEMM.	86	21	410	340 < x < 530
<i>Crucigenia terapedia</i> (KIRCH.) WEST & WEST	95	21	410	380 < x < 680
<i>Dinobryon borgei</i> LEMM.	106	20	400	340 < x < 581
<i>Staurastrum anatinum</i> COOKE & WILLS				
<i>Staurastrum longipes</i> (NORDST.) TEIL.	45	20	400	302 < x < 520
<i>Staurodesmus extensus</i> (BORGE) TEIL.	32	19	382	264 < x < 625
<i>Anabaena flos-aquae</i> BRÉB.	69	18	350	264 < x < 503
<i>Elakatothrix</i> spp.	138	17	340	300 < x < 480
<i>Monoraphidium dybowskii</i> (BERKEL) KOM.-LEGN.	96	16	324	262 < x < 410
<i>Stichogloea doederleinii</i> (SCHMIDLE) WILLE	60	15	300	239 < x < 350
<i>Staurodesmus sellatus</i>	56	15	300	244 < x < 392
<i>Gymnodinium uberrimum</i> (ALLM.) KOF. & SWEZY	90	14	288	232 < x < 459
<i>Sphaerocystis schroeterii</i> CHOD.	71	14	280	196 < x < 392
<i>Willea irregularis</i> (WILLE) SCHMIDLE	69	14	280	259 < x < 400
<i>Dinobryon crenulatum</i> WEST & WEST	146	13	250	223 < x < 325
<i>Chroococcus limneticus</i> LEMM.	65	12	245	225 < x < 465
<i>Peridinium inconspicuum</i> LEMM.	137	12	245	235 < x < 340
<i>Kephyrion boreale</i> SKUJA	54	12	244	211 < x < 398
<i>Aphanothece ellipsoidea</i> (SCHRÖD.) BOURR.	30	12	244	214 < x < 369
<i>Bitrichia chodatii</i> (REV.) CHOD.	95	12	243	210 < x < 300
<i>Monoraphidium griffithii</i> (BERKEL) KOM.-LEGN.	48	12	236	200 < x < 300
<i>Oocystis submarina</i> LAGERH.	80	11	225	199 < x < 262
<i>Merismopedia tenuissima</i> LEMM.	79	11	223	197 < x < 264
<i>Isthmochloron trispinatum</i> (WEST & WEST) SKUJA	37	11	218	200 < x < 300

- ¹⁾ *Microcystis* fand sich in Seen mit der höchsten Phytoplanktonbiomasse. Da dies aber sehr wenige Seen waren, wurde *Microcystis* der gleiche Median der Biomasse zugeordnet wie *Aphanizomenon flos-aquae*
- ²⁾ Diese Arten, wie auch *Kirchneriella* spp. sind eindeutig eutraphent. Da sie aber nicht in einer ausreichenden Anzahl von Seen gefunden wurden, sind sie hier zusammengefasst
- ³⁾ In HÖRNSTRÖM (1981) ist als oberer Grenzwert offensichtlich falsch 144 mm³/m³ angegeben

2.5.9 Indikatorarten und Trophieniveau-Index nach BRETTUM (1989)

Anhand des Datenmaterials von norwegischen Binnenseen entwickelte BRETTUM (1989) ein auf Phytoplanktonanalysen beruhendes Indexsystem zur Trophieklassifizierung. Das zugrunde liegende Material umfasste etwa 1.000 quantitative Phytoplanktonanalysen von etwa 150 Seen aus den Jahren 1980 bis 1987. Im wesentlichen wurden Mischproben aus der maximal 10 m starken oberen Wasserschicht (doppelte Sichttiefe), die in den Monaten Mai bis Oktober gesammelt.

Die zugrunde liegende Überlegung von BRETTUM (1989) war, dass eine bestimmte Algenart ihren höchsten prozentualen Anteil an der Algengesamtbiomasse wahrscheinlich in der oder den Gewässerqualitäten erreicht, in denen sie weitestgehend optimale Wachstumsbedingungen vorfindet. Das Verfahren führt zu einem zahlenmässigen Ausdruck für den Wert einzelner Phytoplanktonarten und – gruppen als Indikator für das Trophieniveau. Als Indikatorart bezeichnet BRETTUM (1989) solche Arten, die in bestimmten Gewässertypen häufiger vorkommen als andere, und dort gemessen am gesamten Phytoplanktongehalt, eine maximale Individuenzahl ausbilden. Bei der Berechnung des Index wird dies in Form eines Indikatorwerts und des Biovolumens der einzelnen betrachteten Arten berücksichtigt.

Auf der Basis des Gesamtvolumens des Phytoplanktons wurden 7 Trophiestufen definiert (vergl. Kapitel 1.10):

1. ultraoligotroph
2. oligotroph
3. oligomesotroph
4. mesotroph
5. eutroph
6. polyeutroph
7. hypereutroph

Die Wahrscheinlichkeit, eine bestimmte Art innerhalb eines dieser Intervalle mit dem höchsten prozentualen Anteil am gesamten Biovolumen des Phytoplanktons anzutreffen, beschreibt BRETTUM (1989) wie folgt:

$$p = \frac{n_i}{N_i} \times V_i$$

mit

N_i = Anzahl der innerhalb eines Trophie-Intervalls gefundenen Algen

n_i = Anzahl einer bestimmten Art / Gruppe

V_i = prozentualer Anteil dieser Art am Gesamtvolumen des Phytoplanktons

Der Wert 100 wurde demjenigen Intervall zugeordnet, in welchem das Volumen der Art den größten prozentualen Anteil am gesamten Phytoplanktonbiovolumen ausmacht. Somit kam BRETTUM (1989) zu einer numerische Beschreibung der Verteilung einzelner Arten (Tabelle 42). Je stärker sich das Vorkommen einer Art auf ein oder wenige Intervalle konzentriert, umso besser ist deren Indikatorwert. Die ermittelten Werte dienen weiterhin

als Indikatorwert der einzelnen Arten für die jeweiligen Trophiestufen.

Das von BRETTUM (1989) vorgeschlagene Verfahren zur Berechnung eines Trophieniveau-Indizes baut auf dem Index von HÖRNSTRÖM (1981) auf (Kapitel 2.5.8). Im Unterschied zu dem Trophie-Index nach HÖRNSTRÖM (1981) berücksichtigt BRETTUM (1989) jedoch das Volumen der Phytoplankter und nicht deren Häufigkeit.

Aus den Indexwerten der Indikatorarten und deren Volumen berechnet sich ein Gesamtindex für jedes Trophieniveau:

$$I_T = \frac{\sum (v_i \cdot i_{iT})}{\sum v_i}$$

mit

I_T = Index für das Trophieniveau T

v_i = Gesamtvolumen der Art i

i_{iT} = Indikatorwert der Art i für die Trophiestufe T

BRETTUM (1989) geht davon aus, dass der Trophiegrad des untersuchten Gewässers durch den höchsten errechneten Indexwert angezeigt wird. Ein Maß für die Aussagekraft der Klassifikation ist mit der Differenz zwischen dem höchsten Indexwert und den Indexwerten benachbarter Trophieintervalle gegeben. Dieses vorgeschlagene System wurde von BRETTUM (1989) allerdings noch nicht anhand vorliegender Daten verifiziert.

Neben der Verteilung der Phytoplanktonarten im Verhältnis zur gesamten Phytoplanktonbiomasse als Maß für das Trophieniveau finden sich in der Arbeit von BRETTUM (1989) auch Angaben zur Verteilung der Arten bezogen auf den pH-Wert, den Gesamtposphorgehalt, den Gesamtstickstoffgehalt sowie die N:P-Relation. Gleichwohl wurde von dem Autor lediglich die Berechnung eines Trophieniveau-Indizes vorgeschlagen.

Tabelle 42: Verteilung von Phytoplanktonarten auf Trophieintervalle nach BRETTUM (1989). Die Zahlen sind auch Indikatorwerte der einzelnen Arten für die jeweiligen Trophiestufen

Taxon	ultra-oligo-troph	oligo-troph	oligo-meso-troph	meso-troph	eutroph	poly-eutroph	hyper-eutroph
Cyanophyceae							
<i>Merismopedia tenuissima</i>	95	100	8	0	0	0	0
<i>Gomphoshaeria naegeliana</i>	1	2	100	39	9	9	3
<i>Aphanothece</i> sp.	0	3	2	100	10	1	0
<i>Anabaena flos-aquae</i>	3	12	87	100	96	15	0
<i>Chroococcus minutus</i>	0	3	23	85	100	13	1
<i>Gomphoshaeria lacustris</i>	1	20	8	23	100	16	1
<i>Microcystis wesenbergii</i>	0	0	3	36	100	10	0
<i>Aphanocapsa elachista</i>	0	0	19	41	100	22	0
<i>Anabaena circinalis</i>	0	5	1	61	100	100	0
<i>Microcystis incerta</i>	0	0	0	28	100	32	0
<i>Oscillatoria limnetica</i>	0	0	1	9	100	37	0
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0	0	3	42	100	65	21
<i>Anabaena spiroides</i>	0	0	2	75	94	100	1
<i>Anabaena tenericaulis</i>	0	0	1	11	69	100	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	4	28	54	100	5
<i>Anabaena solitaria</i> f. <i>planctonica</i>	0	0	1	50	77	100	35
<i>Achroonema</i> sp.	0	0	1	33	44	55	100
<i>Oscillatoria agardhii</i>	0	0	1	5	14	37	100
Chlorophyceae							
<i>Monoraphidium griffithii</i>	100	100	6	2	1	0	0
<i>Botryococcus braunii</i>	100	100	46	4	23	0	0
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	100	29	16	0	0	0	0
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	100	36	12	0	0	0	0
<i>Mougeotia</i> spp.	100	48	10	7	0	0	0
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	100	70	8	2	0	0	0
<i>Koliella</i> sp.	100	80	19	3	0	0	0
<i>Paramastix conifera</i>	100	82	49	43	11	3	0
<i>Gyromitus cordiformis</i>	100	77	66	44	24	14	0
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	100	45	53	5	1	2	0
<i>Selemastrum capricornutum</i> (<i>Raphidocelis subcapitata</i>)	13	100	3	0	0	0	0
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	98	100	80	22	1	0	0
<i>Monoraphidium komarkovae</i> (= <i>M. setiforme</i>)	32	100	8	1	1	4	0
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8µm)	97	100	68	46	3	5	0
<i>Staurodesmus indentatus</i>	4	100	40	0	0	0	0
<i>Ankyra lanceolata</i>	33	100	81	6	0	0	0
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> v. <i>curvatus</i>	25	100	86	10	0	0	0
<i>Tetraedron minimum</i> v. <i>tetralobulatum</i>	60	100	86	15	7	0	0
<i>Ankyra judayi</i>	7	100	19	8	1	4	0
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	5	100	89	47	3	3	0
<i>Eudorina elegans</i>	12	31	52	100	77	43	0
<i>Monoraphidium contortum</i>	27	100	13	26	51	82	23
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	3	33	100	0	0	0	0
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	30	55	100	24	0	0	0
<i>Quadrigula pfizeri</i>	16	49	100	13	3	0	0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> v. <i>minutum</i>	32	64	100	9	1	0	0
<i>Chlorella</i> spp.	32	41	100	22	16	5	0
<i>Crucigenia quadrata</i>	11	47	100	42	2	0	2

Taxon	ultra-oligo-troph	oligo-troph	oligo-meso-troph	meso-troph	eutroph	poly-eutroph	hyper-eutroph
Chrysophyceae / Haptophyceae							
<i>Kephyrion boreale</i>	100	82	22	0	0	0	0
<i>Chromulina</i> sp. (<i>Chr. pseudonebulosa</i> ?)	100	34	7	1	0	0	0
<i>Stichogloea doederleinii</i>	100	42	11	1	0	0	0
<i>Chrysolykos skujai</i>	100	56	19	6	0	0	0
<i>Bitrichia chodatii</i>	100	78	9	1	0	0	0
<i>Mallomonas akrokomos</i> (v. <i>parvula</i>)	100	74	22	8	0	0	0
<i>Bicosoeca planctonica</i>	100	44	34	28	0	0	0
Zysten von <i>Bitrichia chodatii</i>	100	71	60	3	0	0	0
<i>Dinobryon cylindricum</i>	100	60	13	3	2	0	0
kleine Chrysomonaden (< 7 µm)	100	62	31	14	5	2	0
große Chrysomonaden (> 7 µm)	100	85	57	33	7	4	0
Craspedomonadales	100	76	75	34	32	5	0
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	100	44	16	3	0	0	0
<i>Stelaxomonas dichotoma</i>	100	73	95	15	0	0	0
<i>Dinobryon suecicum</i>	82	100	35	0	0	0	0
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	66	100	9	3	0	0	0
<i>Spiniferomonas</i> spp.	56	100	28	2	0	0	0
<i>Dinobryon borgei</i>	79	100	8	1	0	0	0
<i>Dinobryon crenulatum</i>	90	100	45	8	0	0	0
<i>Phaeaster aphanaster</i>	90	100	24	12	9	4	0
<i>Dinobryon korschikovii</i>	80	100	53	20	1	0	0
<i>Bitrichia phaseolus</i>	11	100	91	2	0	0	0
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	74	100	75	2	0	0	0
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	19	100	94	62	0	0	0
<i>Mallomonas caudata</i>	17	100	29	20	2	0	0
<i>Dinobryon bavaricum</i>	11	100	85	51	6	0	0
<i>Uroglena americana</i>	21	100	95	50	32	5	0
<i>Mallomonas maiorensis</i>	39	34	100	17	0	0	0
<i>Bitrichia ollula</i>	11	15	100	1	0	0	0
<i>Dinobryon divergens</i>	31	88	100	25	0	0	0
<i>Aulomonas purdyi</i>	43	64	100	34	18	2	0
<i>Mallomonas crassisquama</i>	77	82	100	42	5	0	0
<i>Mallomonas reginae</i>	0	28	100	45	0	6	0
<i>Synura</i> spp.	1	12	9	100	0	0	0
<i>Dinobryon sertularia</i>	27	37	94	100	4	2	0
<i>Dinobryon sociale</i>	2	23	93	100	3	0	0
<i>Chrysochromulina parva</i>	18	72	83	100	57	39	0
Bacillariophyceae							
<i>Melosira distans</i> v. <i>alpigena</i>	100	50	34	16	0	0	0
<i>Eunotia lunaris</i>	100	11	16	1	0	0	0
<i>Frustulia rhomboides</i> (und v. <i>saxonica</i>)	100	22	29	2	0	0	0
<i>Cyclotella</i> sp. (d = 5-8µm)	100	42	49	17	10	0	0
<i>Melosira distans</i>	24	100	5	0	2	0	0
<i>Tabellaria flocculosa</i>	37	100	40	3	1	0	0
<i>Cyclotella glomerata</i>	8	69	100	0	1	0	0
<i>Rhizosolenia longiseta</i>	35	97	100	84	1	0	0
<i>Cyclotella compta</i>	5	30	100	20	2	3	0
<i>Tabellaria fenestrata</i>	27	28	100	90	21	1	0
<i>Asterionella formosa</i>	7	35	89	100	95	30	0
<i>Melosira ambigua</i>	0	15	60	100	56	2	4
<i>Synedra acus</i> v. <i>radians</i>	0	1	14	100	29	12	3
<i>Synedra rumpens</i>	0	1	20	76	100	17	0
<i>Melosira italica</i>	0	4	7	35	100	35	8
<i>Melosira italica</i> v. <i>tenuissima</i>	0	12	38	81	100	79	35

Taxon	ultra-oligo-troph	oligo-troph	oligo-meso-troph	meso-troph	eutroph	poly-eutroph	hyper-eutroph
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> v. <i>pusillus</i>	0	0	17	10	100	62	4
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0	0	0	6	100	80	35
<i>Diatoma elongata</i>	2	2	29	30	30	100	0
<i>Nitzschia gracilis</i>	0	0	6	4	7	100	0
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0	4	13	33	37	100	37
<i>Synedra acus</i> v. <i>angustissima</i>	0	2	30	47	61	66	100
Cryptophyceae							
unb. Cryptomonade (<i>Chroomonas acuta</i> ?)	100	40	30	3	0	0	0
unb. Cryptomonade (<i>Chroomonas</i> sp. ?)	100	72	53	41	9	1	0
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	100	25	3	7	5	1	0
<i>Cryptomonas marsonii</i>	90	100	76	45	37	22	0
<i>Katablepharis ovalis</i>	73	100	76	65	16	9	0
<i>Rhodomonas lacustris</i> (und v. <i>nannoplanctica</i>)	88	100	99	67	50	11	0
<i>Cryptomonas curvata</i>	15	25	100	11	90	46	22
<i>Chilomonas</i> spp.	0	9	100	14	90	30	28
<i>Cyathomonas</i> spp.	23	35	74	100	85	40	11
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=15-18µm)	37	56	98	100	46	22	1
<i>Cryptomonas erosa</i>	0	6	20	100	16	5	0
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=24-28µm)	68	99	99	100	83	73	1
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=20-22µm)	25	61	58	68	100	34	0
Dinophyceae							
<i>Peridinium willei</i>	100	84	10	5	0	0	0
<i>Gymnodinium lacustre</i>	100	92	51	19	4	0	0
unbest. Dinoflagellat	95	100	91	37	0	0	0
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	66	100	94	18	13	0	0
<i>Peridinium palustre</i>	0	100	78	35	4	1	0
<i>Gymnodinium helveticum</i> f. <i>achroum</i>	53	100	24	63	24	63	0
<i>Peridinium inconspicuum</i>	24	47	100	45	4	0	0
<i>Peridinium (Peridinopsis) elpatiewskyi</i>	0	0	2	14	100	13	0
<i>Ceratium hirundinella</i>							
Euglenophyceae							
<i>Trachelomonas volvocina</i>	0	15	94	100	45	52	75
<i>Trachelomonas hispida</i>	0	2	0	1	15	33	100
Raphidiophyceae							
<i>Gonyostomum semen</i>	2	2	60	70	100	0	0
Xanthophyceae							
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	93	100	52	16	0	0	0

2.5.10 BRB-Index nach SCHÖNFELDER (1997)

Diatomeen werden seit einigen Jahren erfolgreich als Gewässerindikatoren benutzt (vergl. HÜBNER & ADLER 2000, SCHÖNFELDER 2000). Wenngleich es sich hierbei in der Regel um benthische Arten handelt, lassen sich auch planktische Diatomeen hinsichtlich ihrer Umweltansprüche charakterisieren (SCHÖNFELDER 1997, 2000). So können Diatomeen z.B. zur Bioindikation des pH-Wertes, der Aluminiumkonzentration, von DOC und Huminstoffen, der Salinität, der Saprobie und auch der Trophie herangezogen werden (SCHÖNFELDER 2000).

Von SCHÖNFELDER (1997) wurde folgendes numerische Verfahren zur Beschreibung des Optimums der Gesamtphosphorkonzentration (TP-Optimum) sowie des Toleranzbereiches von Diatomeen entwickelt:

$$\ln \text{TP - Optimum}_k = \frac{\sum_{i=1}^s \ln \text{TP}_i \cdot d_{k,i}}{\sum_{i=1}^s d_{k,i}}$$

$$\text{TP - Optimum}_k = e^{\ln \text{TP-Optimum}}$$

$$\text{mit: } d_{k,i} = \frac{n_{k,i}}{n_i}$$

k = Taxon, für welches das TP-Optimum bestimmt wird

i = Probe aus einem Gewässer

s = Anzahl der Proben eines Eichsatzes

$d_{k,i}$ = Dominanz des Taxons k in der Probe i

$n_{k,i}$ = Individuenzahl des Taxons k in der Probe i

n_i = gesamte Individuenzahl in der Probe i

Die Toleranz ($t_{\ln \text{TP},k}$) der einzelnen Taxa gegenüber dem Umweltfaktor Gesamtphosphor wird mittels der Standardabweichung für den natürlichen Logarithmus des TP-Optimums ausgedrückt und errechnet sich wie folgt:

$$t_{\ln \text{TP},k} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^s d_{k,i} \cdot (\ln \text{TP - Optimum}_k - \ln \text{TP}_i)^2}{\sum_{i=1}^s d_{k,i}}}$$

Die so ermittelten Toleranzwerte werden in TP-Stenökiefaktoren ($SF_{tp,k}$) transformiert und ganzzahlig gerundet:

$$SF_{tp,k} = 3,4999 - 3,333 t_{TP,k}$$

Ergeben sich rechnerisch negative Resultate, so werden diese gleich null gesetzt. Dieser Stenökiefaktor verhält sich umgekehrt proportional zum Indikatorwert der Art gegenüber der Gesamtposphorkonzentration ($SF_{tp,k} = 0$ entspricht hochgradig euryök, $SF_{tp,k} = 3$ entspricht hochgradig stenök).

Anhand der Dominanzen, den Stenökiefaktoren und dem TP-Optima aller Taxa (m) errechnet sich ein als BRB-Index (abgeleitet von: karbonatreiche Gewässer Brandenburgs) bezeichneter Trophieindex:

$$\text{Index BRB}_i = \frac{\sum_{k=i}^{m_i} d_{k,i} \cdot SF_k \cdot \ln \text{TP} - \text{Optimum}_k}{\sum_{k=i}^{m_i} d_{k,i} \cdot SF_k}$$

Die Kalibration erfolgt schließlich durch eine Regressionsanalyse, bei der die errechneten Indizes mit dem natürlichen Logarithmus der Jahresmittelwerte der TP-Konzentration korreliert werden. Den TP-Konzentration sind sog. Phosphor-Trophie-Klassen entsprechend Tabelle 43 zugeordnet.

Tabelle 43: Zuordnung von Trophiestatus und Gesamtposphorkonzentration (TP) nach SCHÖNFELDER (1997)

Phosphor-Trophie-Status	TP-Spanne [$\mu\text{g/l}$]
ultraoligotroph	< 4,3
ultraoligo- bis oligotroph	4,3 – 7,0
oligotroph	7,0 – 11,6
oligo- bis mesotroph	11,6 – 19,1
mesotroph	19,1 – 31,5
meso- bis eutroph	31,5 – 51,9
eutroph	51,9 – 85,6
eu- bis polytroph	85,6 – 141,2
polytroph	141,2 – 232,8
poly- bis hypertroph	232,8 – 383,8
hypertroph	>383,8

In Tabelle 44 sind TP-Optima und Stenökiefaktoren einiger planktischen Diatomeen zusammengestellt, welche SCHÖNFELDER (1997) neben überwiegend benthischen Arten nennt.

Tabelle 44: Optimum der Gesamtphosphorkonzentration (TP-Optimum) und Stenökiefaktor von Diatomeen nach SCHÖNFELDER (1997)

Taxon	TP-Optimum [µg/l]	SF _{TP}
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL	85,5	1
<i>Aulacoseira ambigua</i> (GRUNOW) SIMONSEN	235,2	3
<i>Aulacoseira granulata</i> (EHRENBERG) SIMONSEN	215,8	2
<i>Aulacoseira islandica</i> Mt. <i>helvetica</i> (O. MÜLLER) SIMONSEN	101,0	3
<i>Cyclotella</i> cf. <i>comensis</i> GRUNOW	16,1	3
<i>Cyclotella</i> cf. <i>cyclopunctata</i> HÁKANSSON & CARTER	9,0	3
<i>Cyclotella distinguenda</i> HUSTEDT var. <i>distinguenda</i>	12,3	2
<i>Cyclotella krammeri</i> HÁKANSSON	19,1	2
<i>Cyclotella meneghiniana</i> KÜTZING	146,5	2
<i>Cyclotella ocellata</i> PANTOCSEK	35,6	3
<i>Cyclotella pseudocomensis</i> SCHEFFLER	15,9	3
<i>Cyclotella radiosa</i> (GRUNOW) LEMMERMANN	72,5	0
<i>Cyclotella stelligera</i> CLEVE & GRUNOW	35,1	3
<i>Cyclotella tripartita</i> HÁKANSSON	15,6	3
<i>Diatoma tenue</i> AGARDH	209,8	2
<i>Diatoma vulgare</i> BORY	123,1	3
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAZIÉRES var. <i>capucina</i>	129,6	2
<i>Fragilaria construens</i> (EHRENBERG) GRUNOW f. <i>construens</i>	62,4	1
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON	92,7	1
<i>Fragilaria pinnata</i> EHRENBERG f. <i>pinnata</i>	70,2	1
<i>Melosira varians</i> AGARDH	101,7	1
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> GRUNOW	164,5	2
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH) KÜTZING	20,9	2

2.5.11 Studie von LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998), LEPISTÖ (1999)

Das Ziel der Arbeit von LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998) sowie LEPISTÖ (1999) und war es, typische Planktongesellschaften verschiedener Seetypen sowie deren Reaktion auf Veränderungen des Trophiegrades herauszuarbeiten und charakteristische Arten (welche nicht zwingend Indikatorarten sind) für saure, dystrophe, oligotrophe und eutrophe Seen zu beschreiben. Die Studie beruht auf Daten von insgesamt 859 Schöpfproben aus 43 Seen und 2 Talsperren in Finnland. Alle Proben wurden im späten Frühling oder während der Sommermonate (Mai bis September) genommen. Die Klassifizierung der Seen erfolgte überwiegend anhand der durchschnittlichen Gesamtphosphorkonzentration, der Wasserfärbung und der Sichttiefe (LEPISTÖ & ROSENSTRÖM 1998).

In Tabelle 45 bis Tabelle 49 sind die von LEPISTÖ (1999) als charakteristisch für bestimmte Trophiestufen eingeschätzten Phytoplanktonarten zusammengefasst. Dies gestaltete sich insofern etwas schwierig, als sich die Autorin mit klaren Aussagen zum Indikatorwert der einzelnen Arten sehr zurückhält (bei etlichen Arten bezieht sich die Autorin auf die Resultate anderer Arbeiten). Dies mag daran liegen, dass sie nahezu alle Arten, wenn auch in unterschiedlichen Dominanzverhältnissen, in allen Seetypen fand. Gleichwohl kommt LEPISTÖ (1999) zu dem Schluss, dass das Phytoplankton den ökologischen Zustand eines Sees sowohl in seiner Quantität als auch in seiner Zusammensetzung widerspiegelt.

Tabelle 45: Für oligotrophe Seen typische Phytoplanktonarten nach LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998) und LEPISTÖ (1999). Fußnoten bezeichnen von den Autorinnen zitierte Referenzen

Art	Bemerkungen
<i>Aphanocapsa</i> spp.	Typisch für oligotrophe Gewässer
<i>Aulacoseira distans</i> (EHER.) SIMONSEN	Indiziert Oligotrophie und Oligomesotrophie ³⁾ , 5), 6), 8), 9)
<i>Bitrichia chodatii</i> (REV.) CHODAT	Typisch für oligotrophe Seen
<i>Botryococcus braunii</i> KÜTZING	Bevorzugt in sauren und oligotrophen Seen ³⁾ , 5), 6), 8), 9)
<i>Chrysolykos planctonicus</i> MACK	Typisch für oligotrophe Seen
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> NÄGELI	Indiziert Oligotrophie ³⁾
<i>Cryptomonas</i> spp. (kleine und mittlere Formen)	Typisch für oligotrophe Gewässer ¹⁾ , ³⁾ , ²²⁾
<i>Cyclotella kuetzingiana</i> THWAITES	Indiziert Oligotrophie
<i>Diatoma tenuis</i> AGARDH	Typisch für oligotrophe Gewässer ¹⁾
<i>Dinobryon bavaricum</i> IMHOF	Indiziert Oligotrophie ³⁾ , ⁴⁾ , ⁸⁾ , ⁹⁾
<i>Dinobryon borgei</i> LEMMERMANN	Typisch für oligotrophe Seen ⁴⁾
<i>Dinobryon divergens</i> IMHOF	Indiziert Oligotrophie ³⁾ , ⁴⁾ , ⁸⁾ , ⁹⁾
<i>Dinobryon sociale</i> EHRENBERG	Typisch für oligotrophe Seen
<i>Dinobryon suecicum</i> LEMM.	Typisch für oligotrophe Seen
<i>Fragilaria</i> spp.	Typisch für oligotrophe Gewässer ¹⁾
<i>Gonyostomum semen</i> (HER.) DIESING	
<i>Isthmochloron trispinatum</i> (W. & G.S. WEST) SKUJA	Mit geringer Häufigkeit in oligotrophen Seen
<i>Mallomonas crassisquoma</i> (ASMUND) FOTT	Typisch für oligotrophe Seen
<i>Merismopedia</i> spp.	Typisch für oligotrophe Gewässer
<i>Oocystis rhomboides</i> FOTT	Bevorzugt in sauren und oligotrophen Seen
<i>Rhizosolenia longiseta</i> ZACHARIAS	Indiziert Oligotrophie und Oligomesotrophie ³⁾ , 5), 6), 8), 9)
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCHER & RUTTNER	Typisch für oligotrophe Gewässer ¹⁾
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> CHODAT	Bevorzugt in sauren und oligotrophen Seen
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH) KÜTZING	Indiziert Oligotrophie ⁶⁾
<i>Woronichinia naegelianiana</i> (UNG.) ELENKIN Syn.: <i>Coelosphaerium naegelianiana</i> UNGER	Indiziert Oligotrophie ³⁾

¹⁾ ARVOLA & RASK (1984), ²⁾ BLOMQUIST (1996), ³⁾ BRETTUM (1989), ⁴⁾ ELORANTA (1989), ⁵⁾ HEINONEN (1980), ⁶⁾ HUTCHINSON (1967), ⁷⁾ ILMAVIRTA (1983), ⁸⁾ JÄRNEFELT (1952), ⁹⁾ JÄRNEFELT (1956), ¹⁰⁾ JÄRNEFELT (1961), ¹¹⁾ KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS (1999), ¹²⁾ KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ & CRONBERG (1994), ¹³⁾ LEPISTÖ (1988), ¹⁴⁾ LEPISTÖ (1990), ¹⁵⁾ MANTERE & HEINONEN (1983), ¹⁶⁾ MORLING & WILLÉN (1990), ¹⁷⁾ PINEL-ALLOUL *et al.* (1990), ¹⁸⁾ ROSENSTRÖM & LEPISTÖ (1996), ¹⁹⁾ TIKKANEN & WILLÉN (1992), ²⁰⁾ TRIFONOVA (1988), ²¹⁾ WATANABE (1991), ²²⁾ WILLÉN (1992)

Tabelle 46: Für mesotrophe Seen typische Phytoplanktonarten nach LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998) und LEPISTÖ (1999). Fußnoten bezeichnen von den Autorinnen zitierte Referenzen, s. Tabelle 45

Art	Bemerkungen
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNGB.) BRÉBISSON <i>Aphanizomenon</i> spp. <i>Aulacoseira distans</i> (EHR.) SIMONSEN <i>Gonyostomum semen</i> (HER.) DIESING <i>Woronichinia naegeliana</i> (UNG.) ELENKIN	Überwiegend in mesotrophen Seen Typisch für mesotrophe Gewässer ³⁾

Tabelle 47: Für eutrophe Seen typische Phytoplanktonarten nach LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998) und LEPISTÖ (1999). Fußnoten bezeichnen von den Autorinnen zitierte Referenzen, s. Tabelle 45

Art	Bemerkungen
<i>Acanthoceras zachariasii</i> (BRUN) SIMONSEN Syn.: <i>Attheya zachariasii</i> BRUN <i>Actinastrum hantzschii</i> LAGERHEIM <i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNGB.) BRÉBISSON <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) RALFS <i>Aphanothece</i> spp. <i>Aulacoseira ambigua</i> (GRUN.) SIMONSEN <i>Aulacoseira granulata</i> (EHR.) SIMONSEN <i>Aulacoseira islandica</i> (MÜLLER) SIMONSEN <i>Aulacoseira italica</i> (EHRENB.) SIMONSEN <i>Ceratium</i> spp. <i>Cyanodictyon</i> spp. <i>Dichotomococcus curvatus</i> KORSHIKOV <i>Euglena oxyuris</i> SCHMARDA <i>Microcystis aeruginosa</i> KÜTZING <i>Microcystis viridis</i> (A. BR.) LEMMERMANN <i>Microcystis wesenbergii</i> KÜTZING <i>Pediastrum duplex</i> MEYEN <i>Peridinium bipes</i> STEIN <i>Peridinium</i> spp. <i>Peridinium willei</i> HUITFELD-KAAS <i>Planctothrix agardhii</i> (GOM.) ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK <i>Radiocystis</i> spp. <i>Snowella</i> spp. <i>Synura uvella</i> STEIN em. KORSHIKOV <i>Tetraedron caudatum</i> (CORDA) HANSKRIG <i>Desmarella moniliformis</i> KENT	Indikatorart für eutrophe Gewässer ^{3), 8), 9), 14), 18)} Indikatorart für Eutrophie ^{3), 5), 8), 9)} Verbreitet in eutrophen, nicht aber hypereutrophen Seen Hypereutrophent, siehe auch ²¹⁾ Typisch für natürliche eutrophe Flachseen ¹²⁾ Indikatorart für eutrophe Gewässer ^{3), 8), 9), 13), 14), 18), 20)} Indikatorart für eutrophe Gewässer ^{8), 13), 20)} Indikatorart für eutrophe Gewässer ^{3), 8), 9)} Scheint eutrophe Seen zu bevorzugen In eutrophen Seen oft häufig ⁶⁾ Typisch für natürliche eutrophe Flachseen ¹²⁾ Indikatorart für Eutrophie ^{3), 5), 8), 9)} Nur in eutrophen Seen, siehe auch ^{5), 8), 9)} In allen untersuchten eutrophen Seen Nur in eutrophen Seen, Massenentwicklung im Sommer Massenentwicklung im Sommer In eutrophen Seen oft häufig, indiziert Eutrophie ^{3), 8), 9), 15)} Indikatorart für Eutrophie ^{3), 6), 8)} In eutrophen Seen oft häufig ⁶⁾ Indikatorart für Eutrophie ^{3), 6), 8)} Massenentwicklung im Herbst Typisch für natürliche eutrophe Flachseen ¹²⁾ Typisch für natürliche eutrophe Flachseen ¹²⁾ Indikatorart für eutrophe Gewässer ^{8), 9)} Indikatorart für Eutrophie ^{3), 5), 8), 9)} In Seen mit hohem Gehalt an DOM und Bakterien ^{10), 19)}

Tabelle 48: Für saure Seen typische Phytoplanktonarten nach LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998) und LEPISTÖ (1999). Fußnoten bezeichnen von den Autorinnen zitierte Referenzen, s. Tabelle 45

Art	Bemerkungen
<i>Dinobryon divergens</i> IMHOF	In sehr sauren Seen
<i>Dinobryon pediforme</i> (LEMM.) STEINECKE	Bester Indikator der Gattung für niedrigen pH ⁴⁾
<i>Eutetramorus nygardii</i> KOMÁREK	Charakteristisch für saure Seen ²²⁾
<i>Glenodinium</i> spp.	In leicht sauren Seen mit geringem P-Gehalt
<i>Monoraphidium dybowskii</i> (WOL.) HINDÁK & KOM.- LEGNEROVÁ	Charakteristisch für saure Seen ²²⁾
<i>Oocystis submarina</i> var. <i>variabilis</i> SKUJA	Charakteristisch für saure Seen ²²⁾
<i>Merismopedia warmingiana</i> LAGERHEIM oder <i>Merismopedia tenuissima</i> LEMM.	Verbreitet in klaren, dystrophen Seen, deutlich acidophil ^{2), 3), 11), 16)}
<i>Oocystis rhomboidea</i> FOTT	Bevorzugt in sauren und oligotrophen Seen
<i>Peridinium umbonatum</i> STEIN / <i>P. inconspicuum</i> LEMM.	Am häufigsten bei geringem pH
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i> CHODAT	Bevorzugt in sauren und oligotrophen Seen

Tabelle 49: Für dystrophe Seen typische Phytoplanktonarten nach LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998) und LEPISTÖ (1999). Fußnoten bezeichnen von den Autorinnen zitierte Referenzen, s. Tabelle 45

In dystrophen Seen:	Bemerkungen
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL	Typisch für dystrophe Seen
<i>Aulacoseira italica</i> (EHRENB.) SIMONSEN	Verbreitet in dystrophen Seen, Auftreten korreliert mit Dystrophie ¹⁷⁾
<i>Chrysococcus biporus</i> SKUJA	Typisch für dystrophe Seen
<i>Chrysococcus cordiformis</i> NAUMANN	Typisch für dystrophe Seen
<i>Cryptomonas</i> spp.	Generell dominierend in dystrophen Seen, bezügl. pH indifferent ^{3), 7)}
<i>Hyalotheca dissiliens</i> (SMITH) BRÉBISSON	Typisch für dystrophe Gewässer ¹⁹⁾
<i>Mallomonas akrokomos</i> RUTTNER	Bevorzugt Dystrophie, bezügl. pH indifferent
<i>Mallomonas crassisquoma</i> (ASMUND) FOTT	Generell dominierend in dystrophen Seen
<i>Monochrysis parva</i> SKUJA	Typisch für dystrophe Waldseen
<i>Pseudopedinella</i> spp.	Generell dominierend in dystrophen Seen
<i>Rhizosolenia longiseta</i> ZACHARIAS	Typisch für dystrophe Seen
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH) KÜTZING	Generell dominierend in dystrophen Seen
<i>Uroglena americana</i> CALKINS	Bevorzugt Dystrophie, bezügl. pH indifferent
<i>Xanthidium antilopeum</i> (BRÉBISSON) KÜTZING	Typisch für dystrophe Gewässer ¹⁹⁾

2.6 Saisonale Phytoplanktonentwicklung und Trophielage

Arbeiten von REYNOLDS (1982, zitiert in ROTT 1984), ROTT (1984) und SOMMER *et al.* (1986) konnten zeigen, dass die saisonale Planktonentwicklung in ihrem Grundmuster vorhersagbar und abhängig von der Trophielage ist. Unter oligotrophen Bedingungen kommt es demnach nach ROTT (1984) gewöhnlich zu einem Frühjahrsmaximum der Phytoplanktonbiomasse. In mesotrophen Seen werden hingegen mindestens zwei Maxima beobachtet: eines im Frühjahr und ein zweites im Sommer. Bei eutrophen Seen kommt es im Spätsommer zu einem weiteren Maximum. Gemäß dem von SOMMER *et al.* (1986) entwickelten PEG-Modell haben eutrophe Seen ihr saisonales Biomassemaximum nach dem Klarwasserstadium während des Sommers. Oligotrophe Seen hingegen weisen die höchste Phytoplanktonbiomasse während der Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons auf.

REYNOLDS (1982, zitiert in ROTT 1984) und ROTT (1984) gingen soweit, dass sie den generellen Trend der saisonalen Planktonsukzession für Seen unterschiedlicher Trophie und Höhenlage auf der Ebene von Arten oder Artengruppen beschrieben. Weitere Arbeiten hierzu sind in LEPISTÖ (1999) zitiert. KÖPF & SCHAUMBURG J. (2000) formulierten die Hypothese, dass die Anzahl der Sukzessionsstadien des Phytoplanktons mit steigender Trophie zunimmt, wobei die Zeitspannen mit gleichförmigen Algengesellschaften abnimmt und die Anzahl dominanter Gruppen innerhalb eines Stadiums zunimmt.

3 Zusammenfassende Diskussion

Die im Entwurf vorliegende neue Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik (EU-WRRL 1999) fordert unter anderem eine ökologische Bewertung von Oberflächengewässern anhand der Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons. Dieser biozönotische Ansatz trägt der Tatsache Rechnung, dass das Phytoplankton ein sehr sensibler Indikator für Verschmutzung von Wasser ist (NYGAARD 1949). Der Bewertung vorauszugehen hat eine eindeutige und nachvollziehbare Klassifizierung des Ist-Zustandes. Diese ist dann in Relation zu typspezifischen Referenzbedingungen zu setzen, wodurch eine Bewertung möglich wird und sich ggf. ein Handlungsbedarf ableiten lässt.

In der limnologischen Literatur finden sich etliche Vorschläge, stehende Gewässer anhand ihrer Phytoplanktonbiozönose zu charakterisieren und zu klassifizieren. Bei allen Vorschlägen eines Klassifizierungsverfahrens ist das Ziel eine Charakterisierung des trophischen Zustandes. Aufgrund des kausalen Zusammenhanges von Nährstoffsituation, Primärproduktion und Phytoplanktonbiomasse ist dies ein naheliegender Ansatz.

Die trophische Klassifizierung erfolgt entlang einer nomenklatorischen oder einer numerischen Skala. Hierzu dienen entweder alleine die ermittelten Phytoplanktondaten (JÄRNEFELT 1952, HEINONEN 1980, HÖRNSTRÖM 1981, BRETTUM 1989) oder diese in Kombination mit abiotischen Kenngrößen (VOLLENWEIDER 1968, CARLSON 1977, PORCELLA *et al.* 1979 (zitiert in HENNING 1986), OSGOOD 1980, TGL27885/01 1982, LAWA 1998). Die Sichttiefe und die Chlorophyll a-Konzentration dienen teilweise als Parameter für die gesamte Gesamtbiomasse des Phytoplanktons, während die Stickstoff- und insbesondere Phosphorkonzentration die Nährstoffsituation beschreiben. Für die Klassifizierung anhand des Phytoplanktons kann entweder die gesamte Phytoplanktonbiomasse (bzw. die Chlorophyll a-Konzentration oder die Sichttiefe) herangezogen werden (VOLLENWEIDER 1968, CARLSON 1977, OSGOOD 1980 HEINONEN 1980, TGL 27885/01 1982, LAWA 1998), oder es erfolgt eine Klassifizierung anhand von Indikatorarten (JÄRNEFELT 1952, HÖRNSTRÖM 1981, ROSÉN 1981). Das Verfahren nach BRETTUM (1989) kombiniert die beiden genannten Möglichkeiten.

Die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons ergibt einen besseren Anhalt für die Trophie eines Gewässers als z.B. der Phosphorgehalt, da sie dessen Wachstumspotential umfassend widerspiegelt (BRETTUM 1989). KÜMMERLIN (1990) kam zu dem Schluss, dass summierende Parameter wie Chlorophyll a und z.T. auch die Gesamtbiomasse zwar manchmal brauchbare Ergebnisse über die Belastung eines Gewässers liefern können wie im Bodensee-Obersee oder im Walensee, teilweise jedoch auch vollständig abweichende Resultate wie im Vierwaldstätter See.

Die Sichttiefe ist eine sehr einfach zu bestimmende Größe, aber nur dann ein mit Einschränkungen brauchbarer Parameter für die Phytoplanktonbiomasse, wenn sie nur unwesentlich durch Partikel anderer Art oder durch die Eigenfärbung des Wassers beeinflusst wird. Hinzu kommt, dass die Lichtstreuung von der Größe der streuenden Partikel abhängt und daher bei gleicher Gesamtbiomasse auch das Größenspektrum in der Phytoplanktonbiozönose einen Einfluß auf die Sichttiefe hat. Nach WITT (1976) nimmt die Trübungsintensität bei Partikelgrößen oberhalb 0,4 µm mehr und mehr ab. In Abb. 1 sind

alle in der vorliegenden Arbeit zitierten Verfahren zur Trophieklassifizierung anhand der Sichttiefe zusammengestellt.

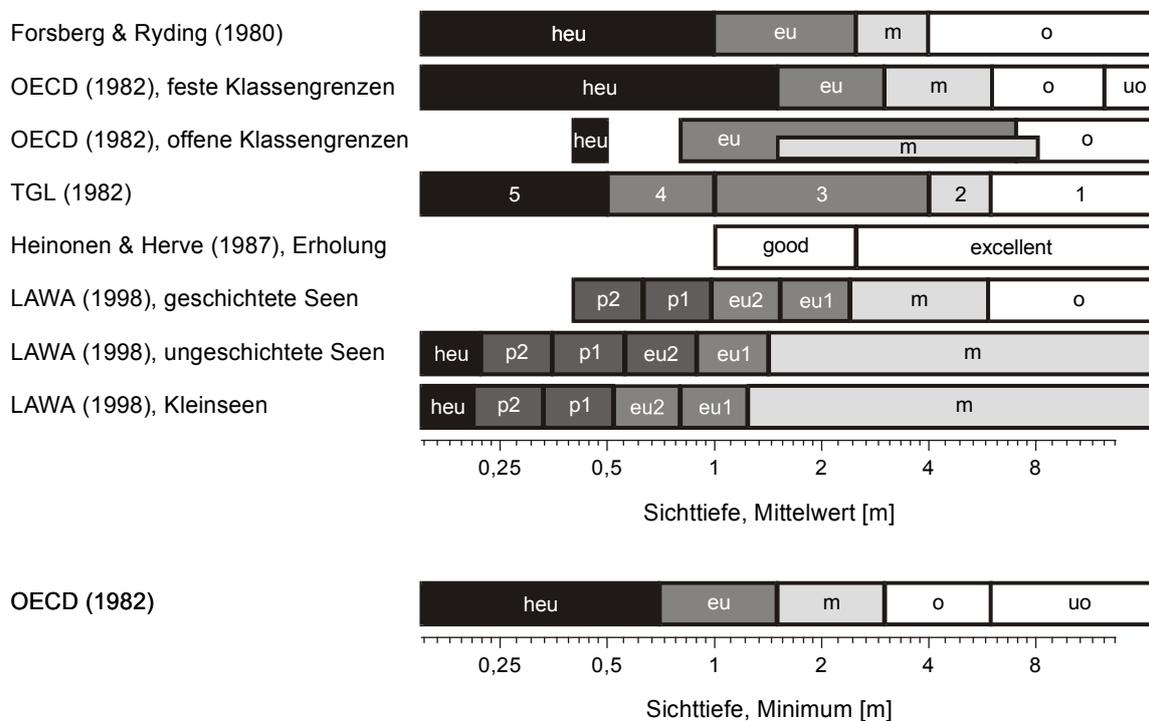
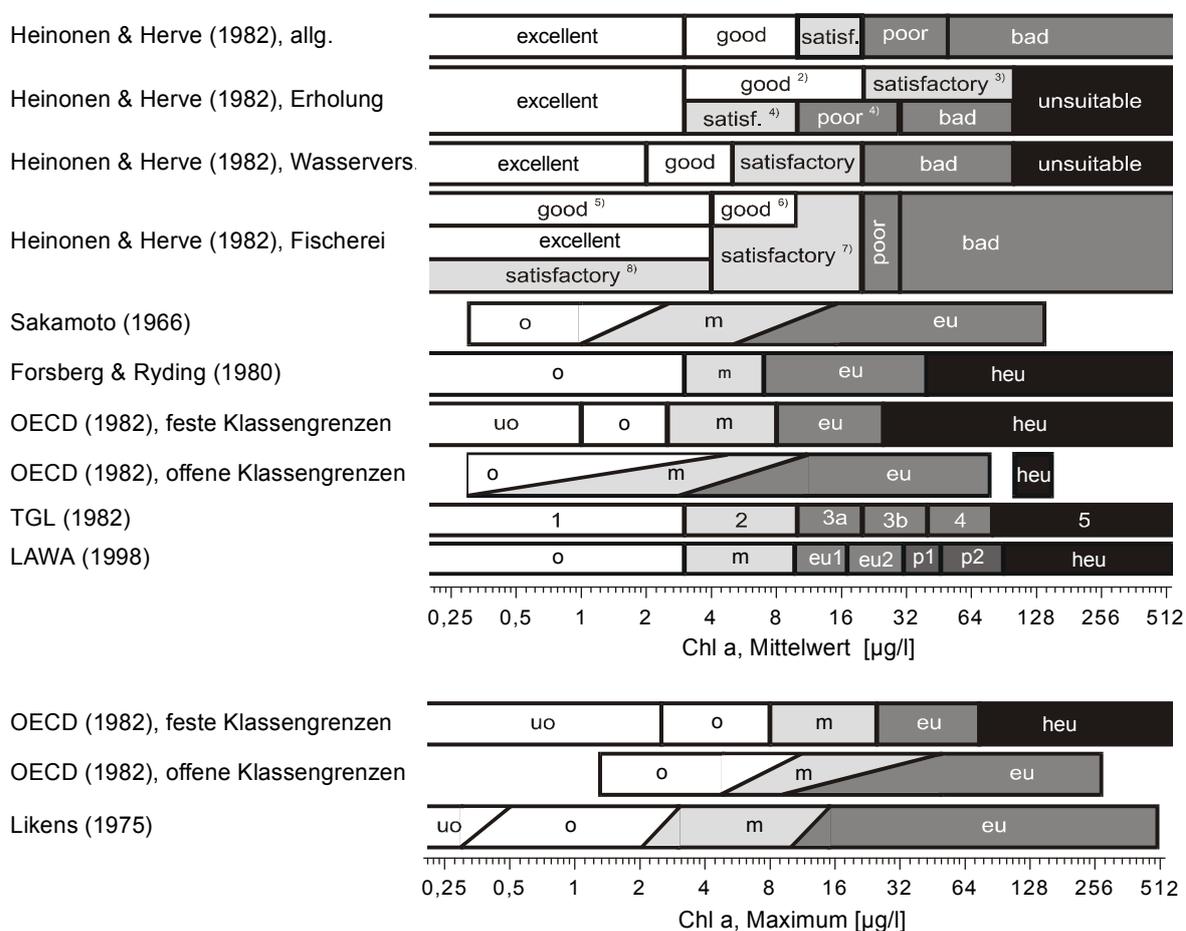


Abb. 2: Trophieklassifizierung anhand der Sichttiefe nach verschiedenen Autoren. Abkürzungen: heu = hypereutroph, p = polyeutroph, eu = eutroph, m = mesotroph, o = oligotroph, uo = ultraoligotroph

Der Chlorophyll a-Gehalt als summierender Parameter für die Phytoplanktonbiomasse begründet sich auf der Korrelation des Chlorophyll a-Gehaltes mit der Phytoplanktonbiomasse, wie sie z.B. von DILLON & RIGLER (1974) und dem OECD-Programm (VOLLENWEIDER 1968, 1979, OECD 1982) nachgewiesen werden konnte. Gleichwohl ist die exakte Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes aus Wasserproben nicht trivial (BÜHRER 1989) und außerdem abhängig von der Artenzusammensetzung und dem physiologischen Zustand der Phytoplankter (ROTT 1978, DESORTOVA 1981, REYNOLDS 1984). Alle in der vorliegenden Arbeit zitierten Verfahren zur Trophieklassifizierung anhand des Chlorophyll a-Gehaltes sind in Abb. 3 zusammengestellt.

Das im Sinne der Definition der Biomasse von Phytoplanktern (v. TÜMLING & FRIEDRICH 1999) nach genaueste Verfahren zur Bestimmung der Phytoplanktonbiomasse ist deren Abschätzung über das Biovolumen (SCHWOERBEL 1994, HOEHN *et al.* 1998). Da die EU-WRRL (1999) ohnehin auch qualitative Phytoplanktonanalysen zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern vorschreibt, und da bei der Bearbeitung von Planktonproben nach der Methode von UTERMÖHL (1958) Daten zu Abundanz und Biovolumen des Phytoplanktons leicht zu ermitteln sind, ist es naheliegend, die Gesamtbio­masse über das Biovolumen zu ermitteln. In Abb. 4 sind alle in der vorliegenden

Arbeit zitierten Verfahren zur Trophieklassifizierung anhand der Gesamtbio­masse des Phytoplanktons zusammengestellt.



²⁾ für natürlich eutrophe Gewässer

³⁾ für Gewässer in natürlichem oder naturnahem Zustand

⁴⁾ für Gewässer mit geringer Abwasserbelastung o.ä.

⁵⁾ für oligotrophe oder leicht eutrophierte Gewässer

⁶⁾ für natürlich leicht eutrophierte Gewässer

⁷⁾ für leicht verschmutzte Gewässer

⁸⁾ für Gewässer mit natürlicherweise hohem Humusgehalt

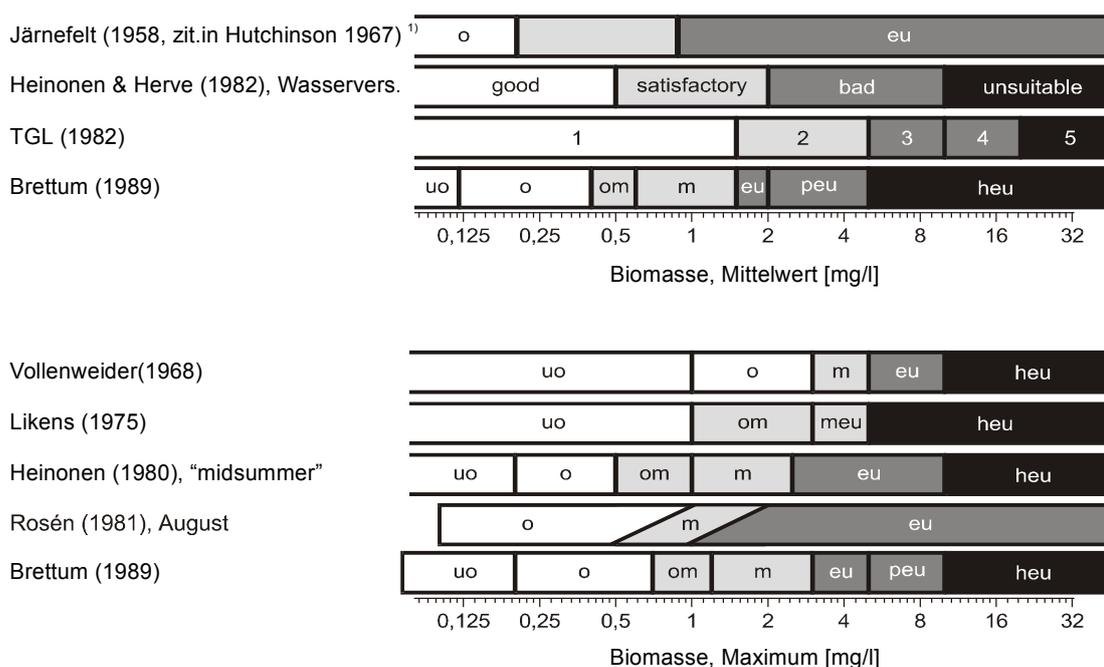
Abb. 3: Trophieklassifizierung anhand des Chlorophyll a-Gehaltes nach verschiedenen Autoren. Abkürzungen: heu = hypereutroph, p = polyeutroph, eu = eutroph, m = mesotroph, o = oligotroph, uo = ultraoligotroph

Die Anzahl der Trophiestufen, welche bei den verschiedenen Klassifizierungsverfahren anhand der summierenden Parameter Sichttiefe oder Chlorophyll a-Gehalt sowie der Gesamtbio­masse zur Anwendung kommen, reicht von 2 (HEINONEN & HERVE 1987, für Erholungszwecke) bis zu 7 (LAWA 1998). Eine feiner abgestufte Klassifizierung wie sie in dem von der LAWLA vorgeschlagene Bewertungssystem angewendet wird, ermöglicht auch im eutrophen Bereich eine differenzierte Betrachtung.

Die Tatsache, dass die Trophiestufen bei den verschiedenen Klassifizierungsverfahren

keine identischen Grenzen aufweisen, hat ihre Ursache in dem subjektiven Charakter des Trophiesystems. Bei der Festlegung der Trophiestufen, die lediglich in der Erfahrung der jeweiligen Bearbeiter begründet ist (vergl. VOLLENWEIDER 1968, OECD 1982), kommen somit auch regionale Eigenheiten zum Tragen. Offene Klassengrenzen, wie sie in dem OECD-Bericht (1982) dargestellt sind, werden dem Trophiesystem als Kontinuum gerechter als feste Klassengrenzen, erfordern aber auch ein höheres Maß an Erfahrung von dem bearbeitenden Personal.

Für die Entwicklung eines verbindlichen Klassifizierungssystems ist weniger die genaue Position der Klassengrenzen entscheidend, als dass ein solches System möglichst universell einsetzbar sein muss. Dies bedeutet, es sollte eine treffende Charakterisierung verschiedenster Seentypen auf der Grundlage eines allgemeinen Konsens ermöglichen. Als Grundlage hierzu bietet sich die aus der OECD-Studie (VOLLENWEIDER 1968, OECD 1982) abgeleitete Klassifizierung an, da bei dieser regional sehr unterschiedliche Seen berücksichtigt wurden. Bei VOLLENWEIDER (1968) finden sich Angaben zur Trophieklassifizierung anhand der Phytoplanktonbiomasse.



¹⁾ macht keine Angabe, wie die Biomasse bestimmt wurde

Abb. 4: Trophieklassifizierung anhand der Phytoplanktonbiomasse nach verschiedenen Autoren. Abkürzungen: heu = hypereutroph, p = polyeutroph, eu = eutroph, m = mesotroph, o = oligotroph, uo = ultraoligotroph

BRETTUM (1989) hat eindrücklich darauf hingewiesen, dass die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons im Jahresverlauf erheblichen Schwankungen unterliegt und eine geringe Probennahmefrequenz, wie sie im Entwurf der EU-WRRL (1999) oder auch der LAWA-Richtlinie (1998) vorgesehen ist, daher zu einer nicht unerheblichen Fehleinschätzung führen kann. In noch stärkerem Maße trifft dies zu, wenn die Trophieklassifizierung

anhand des Maximums der Phytoplanktongesamtbiomasse oder des Chlorophyll a-Gehaltes bzw. des Sichttiefe-Minimums erfolgen soll.

Der grundlegende Gedanke bei einer Gewässerklassifizierung anhand der qualitativen Zusammensetzung der Planktonbiozönose ist, dass eine bestimmte Algenart ihren höchsten prozentualen Anteil an der Algengesamtbiomasse wahrscheinlich in der oder den Gewässerqualitäten erreicht, in denen sie weitestgehend optimale Wachstumsbedingungen vorfindet (BRETTUM 1989). Demnach wird die Zusammensetzung der Planktonbiozönose durch die gegebenen Umwelteinflüsse bestimmt (HÖRNSTRÖM 1981).

Klassifizierungsverfahren auf dem Niveau von Planktongruppen sind die Artenzahlquotienten wie sie von THUNMARK (1945) und NYGAARD (1949) vorgeschlagen wurden. In der Praxis haben sich diese Verfahren allerdings nicht bewährt (JÄRNEFELT 1952, NIINIOJA 1975, zitiert in HEINONEN 1980, HEINONEN 1980, KÜMMERLIN 1990). Der Grund hierfür ist darin zu sehen, dass es keine Klasse oder Ordnung innerhalb des Phytoplanktons gibt, welche als solche ein bestimmtes trophisches Niveau bevorzugt (HEINONEN 1980). Da einzelne Arten innerhalb einer Gruppe sehr unterschiedliche Ansprüche haben, ist eine ganze Gruppe als Indikator oft von viel geringerer Aussagekraft als eine Klassifizierung, die auf einzelnen Indikatorarten basiert (BRETTUM 1989). Bemerkenswert ist z.B., dass bei den Artenzahlquotienten nach THUNMARK (1945) und NYGAARD (1949) die Desmidiaceen als oligotroph eingestuft werden, aber in der von JÄRNEFELT (1952) aufgestellten Liste oligotropher Indikatorarten nur eine einzige Desmidiacee auftritt, während sich etliche andere Arten in der deutlich längeren Liste eutropher Arten finden.

Die genannte Einschränkung zur Trophieklassifizierung anhand von Phytoplanktongruppen gilt auch für die von KÖPF & SCHAUMBURG (2000) erstellten Hypothesen zum Zusammenhang von Trophie und der Zusammensetzung der Phytoplanktongesellschaft sowie den Typisierungsansatz auf der Basis von Planktontypen nach NAUMANN (1931) oder für den Versuch einer Trophieklassifizierung anhand von Artenzahlgruppen nach JÄRNEFELT (1952). Nach der Auffassung von JÄRNEFELT (1952) können die Dominanzverhältnisse unter den verschiedenen Algengruppen zwar Hinweise auf die Trophiestufe eines Sees geben, aber letztendlich ermöglichen sie keine verlässliche Bestimmung des Trophiegrades. Gleiches gilt wohl auch für den saisonalen Verlauf der Phytoplanktonentwicklung

Die Gesamtartenzahl an Phytoplanktern ist sicherlich nicht zur Trophieindikation geeignet, da die in einer Probe ermittelte Artenzahl entscheidend von dem für die Analyse betriebenen Aufwand abhängt (v. TÜMLING & FRIEDRICH 1999). Die Studie von HEINONEN (1980) ergab, dass auch die Diversität der Phytoplanktonbiozönose nicht zu einer Trophieklassifizierung verwertbar ist.

Im Gegensatz zu Phytoplanktongruppen stellen einzelne Arten eine homogene Einheit dar, und auf Artniveau sind gute Indikatoren zu finden (BRETTUM 1989). Als bessere Alternative zu den o.g. Artenzahlquotienten wurde von NYGAARD (1949) ein E:O-Quotient vorgeschlagen, der nur solche Arten berücksichtigt, deren ökologischen Ansprüche bekannt sind. Umgesetzt wurde dieser Vorschlag von JÄRNEFELT *et al.* (1963, zitiert in HEINONEN 1980) mit dem E:O-Quotienten auf der Basis von Artenzahlen und dem EV:OV-Quotienten auf der Basis der Biovolumina der eutrophen bzw. oligotrophen Arten. Bei der Überprüfung der Anwendungsmöglichkeit des E:O- und des EV:OV-Quotienten durch HEINONEN (1980) ergab sich das Problem, dass nur eine geringe

Anzahl oligotropher Indikatorarten bekannt war und insbesondere die Resultate des volumenbezogenen Quotienten stark streuten.

Der von HÖRNSTRÖM (1981) entwickelte Trophic Lake Index führt unabhängig von der aktuellen Gesamtbiomasse des Phytoplanktons zu einer numerischen Bestimmung des Trophiegrades. Der Autor postuliert, dass sich die Zusammensetzung des Phytoplanktons nur langsam, über einen Zeitraum von mindestens einem Jahr, an veränderte trophische Verhältnisse anpasst, während die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons die aktuelle Nährstoffsituation widerspiegelt. Dem zufolge würde die von der gesamten Biomasse unabhängige qualitative Analyse des Phytoplanktons eine gute Methode zur Charakterisierung der Trophie eines Sees darstellen, die von der saisonalen Dynamik der Nährstoffsituation und des Planktons unabhängig ist. Unklar ist, nach welchen Kriterien HÖRNSTRÖM (1981) Indikatorarten auswählte bzw. in welcher Weise verhindert wird, dass euryöke Arten als Indikatoren für Mesotrophie in die Berechnung des Trophic Lake Index eingehen. Als bessere Alternative zu dem nicht exakt nachvollziehbaren und sehr subjektiven Verfahren HÖRNSTRÖMS (1981) zur Quantifizierung der Indikatorarten kann das Berechnungsverfahren nach TREMEL (1996) angewendet werden.

Der Trophieniveau-Index nach BRETTUM (1989) baut auf Indikatorarten auf, denen nach einem klar definierten Verfahren jeweils ein Trophieindex und ein Indikatorwert zugeordnet wurde. Aus den Indexwerten der Indikatorarten und deren Volumen berechnet sich ein Gesamtindex für jedes Trophieniveau. Der höchste errechnete Indexwert zeigt dann den Trophiegrad des untersuchten Gewässers an. Zusätzlich ist mit der Differenz zwischen dem höchsten Indexwert und den Indexwerten benachbarter Trophieintervalle ein Maß für die Aussagekraft der Klassifikation gegeben. Dieses vorgeschlagene System wurde von BRETTUM (1989) allerdings noch nicht anhand vorliegender Daten verifiziert.

Eine unverzichtbare Voraussetzung für die auf Indikatorarten basierenden Klassifizierungsverfahren ist eine ausreichende Anzahl sicherer Indikatorarten auf allen Trophieniveaus. Die Grundlage hierzu ist durch zahlreiche Einzelarbeiten gegeben, die sich mit der Eignung von Phytoplanktern als Indikatoren für die Gewässerqualität auseinandersetzen. Grundlegende Arbeiten wurden z.B. von TEILING (1916), NYGAARD (1949), JÄRNEFELT (1952) und BRETTUM (1989) publiziert. In Tabelle 27 sind alle Phytoplanktonarten, die in der vorliegenden Arbeit als Trophieindikatoren genannt sind, zusammengestellt. Weiterhin sind Arten in die Tabelle aufgenommen, welche als Indikatoren für dystrophe Verhältnisse genannt wurden. In diesem Zusammenhang ist zu bemerken, dass die Abgrenzung oligotropher und dystropher Seen bei verschiedenen Autoren nicht einheitlich gehandhabt wurde (HUTCHINSON 1967). Es zeigt sich, dass der Indikatorwert etlicher Phytoplanktonarten weitgehend übereinstimmend beurteilt wird, während andere Arten von verschiedenen Autoren sehr unterschiedlich eingeordnet werden. Es ist offensichtlich, dass die Liste potentieller Indikatorarten dringend einer Verifizierung und, was insbesondere die Indikatorarten für Oligo- und Mesotrophie betrifft, einer weiteren Ergänzung und bedarf.

Die von HÖRNSTRÖM (1981, mit Modifikation nach TREMEL 1996) und BRETTUM (1989) entwickelten Verfahren zur Trophieklassifizierung anhand von Indikatorarten berücksichtigen die Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons. Somit erfüllen diese von ihrem Ansatz her in vollem Umfang die Erfordernisse des Entwurfes der EU-WRRL (1999). Eine Validierung dieser beiden für Phytoplankton konzipierten Verfahren steht bislang allerdings aus. Im Gegensatz hierzu werden überwiegend benthische

Diatomeen seit langem als Gewässerindikatoren benutzt (vergl. HÜBNER & ADLER 2000, SCHÖNFELDER 2000). Setzt man voraus, dass nicht nur Diatomeengesellschaften, sondern auch die Zusammensetzung einer Phytoplanktonbiozönose durch die gegebenen Umweltbedingungen bestimmt wird, ist das für Diatomeen entwickelte Klassifikationsverfahren von SCHÖNFELDER (1997) sicherlich auch auf andere taxonomische Gruppen aus dem Pelagial übertragbar. Entsprechend den Erfordernissen der neuen EU-WRRL (1999) sollten die genannten Verfahren zu Trophieklassifikation mittels Phytoplankton auf Artniveau anhand von in deutschen Seen gewonnen Datensätzen validiert werden.

Tabelle 50: Zusammenstellung aller in der vorliegenden Studie genannten Taxa im Hinblick auf deren Eignung als Indikatorarten für den Trophiegrad sowie Dystrophie. Um die Tabelle übersichtlich zu halten, wurden die Trophieklassen auf 3 Stufen reduziert, Zwischenstufen wurden ggf. der höheren Hauptstufe zugeordnet. Aus der Liste von Indikatorarten von BRETTUM (1989) wurden nur Arten mit einem hohen Indikationswert übernommen. Als Kriterium hierfür wurde ein maximaler Indexwert von 20 für die dem Verteilungsschwerpunkt benachbarte Trophiestufe gewählt. Von den bei SCHÖNFELDER (1997) genannten planktischen Diatomeen wurden nur solche mit gutem oder sehr gutem Indikationswert (Stenökiefaktor 2 oder 3) und solche ohne Indikationswert (Stenökiefaktor 0) übernommen.

o = Indikatorart für Oligotrophie, m = Indikatorart für Mesotrophie, eu = Indikatorart für Eutrophie, indiff = nicht als Indikatorart geeignet, dy = Indikatorart für Dystrophie, Hö = Indizes nach Hörnström (1981).

Für die Autoren stehen folgende Abkürzungen: B = BRETTUM (1989), Hei = HEINONEN (1980), Jä = JÄRNEFELT (1952), Kü = KÜMMERLIN (1990), Lep = LEPISTÖ & ROSENSTRÖM (1998), LEPISTÖ (1999), NY = NYGAARD (1949), Ro = ROSÉN (1981), Schö = SCHÖNFELDER (1997), Stenökiefaktor 3, (Schö) = SCHÖNFELDER (1997), Stenökiefaktor 2, Tei = TEILING (1955), Thu = THUNMARK (1945)

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>Anabaena spiroides</i> f. <i>crassa</i> (LEMM.) ELENK.			Ro			
<i>Acanthoceras zachariasii</i> (BRUN) SIMONSEN Syn.: <i>Attheya zachariasii</i> BRUN		Tei	Lep			
<i>Actinastrum hantzschii</i> LAGERHEIM			Hei, Jä, Lep, Thu			
<i>Amphidinium lacustre</i>			Ny			
<i>Amphipora paludosa</i> W. SMITH			Hei			
<i>Amphipora</i> spp.			Jä**			
<i>Anabaena circinalis</i> (KUETZ.) RABENH.			Jä*, Ro, Tei			
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNGB.) BRÉB.		Lep, Ro	Lep, Tei	Jä		18
<i>Anabaena macrospora</i> KLEB.			Jä*			
<i>Anabaena planctonica</i> BRUNNTH			Jä*, Kü, Ro			
<i>Anabaena spiroides</i> KLEB.			Jä**			
<i>Anabaena spiroides</i> var. <i>crassa</i> LEMM.			Thu			85
<i>Anabaena tenericaulis</i>			B			
<i>Ankistrodesmus convolutus</i> CORDA				Jä		
<i>Ankistrodesmus convolutus</i> CORDA var. <i>minutum</i> (NAEG.) RAB., siehe <i>Monoraphidium dybowski</i>	Ro					
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (CORDA) RALFS				Jä, Thu		
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> v. <i>spirilliformis</i> WEST			Hei			
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>acicularis</i> (A. BRAUN) G.S. WEST siehe <i>Monoraphidium griffithii</i>	B, Ro					12
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>mirabile</i> G.S. WEST			Jä*			
<i>Ankistrodesmus</i> spp.						90
<i>Ankyra judayi</i>	B					
<i>Aphanizomenon flos aquae</i> (L.) RALFS			Kü, Lep, Thu	Jä,		100
<i>Aphanizomenon gracile</i> LEMM.						
<i>Aphanizomenon</i> spp.		Lep	Tei			
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> WEST & WEST				Jä		
<i>Aphanocapsa elachista</i> WEST & WEST				Jä		
<i>Aphanocapsa incerta</i> Syn. <i>Microcystis pulvere</i> var. <i>incerta</i>			Jä**			
<i>Aphanocapsa</i> spp.	Lep					
<i>Aphanothece clathrata</i> WEST & WEST				Jä		
<i>Aphanothece elabens</i> Syn. <i>Microcystis elabens</i>			Jä**			
<i>Aphanothece ellipsoidea</i> (SCHRÖD.) BOURR., Syn.: <i>Dactylococcopsis ellipsoidea</i> TEIL.	Ro, Tei					12
<i>Aphanothece</i> spp.		B	Lep			
<i>Arthrodesmus convergens</i> EHR.			Jä***			
<i>Arthrodesmus incus</i> (BRÉB.) HASS.	Hein, Jä					
<i>Arthrodesmus incus</i> (BRÉB.) HASS.						
<i>Arthrodesmus octocornis</i> E.			Jä***			
<i>Arthrodesmus ralfsii</i> W. WEST				Jä		
<i>Arthrodesmus triangularis</i>	Ny					
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL		Ro		Jä, Kü	Lep	34

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>Asterionella gracillima</i> (HANTZSCH) HEIB.			J**), Ro			
<i>Attheya zachariasii</i> J. BRUN		Tei	Ny, Thu	Jä		
<i>Attheya zachariasii</i> BRUN, siehe <i>Acanthoceras zachariasii</i> (BRUN) SIMONSEN		Tei	Lep			
<i>Aulacoseira ambigua</i> (GRUN.) SIMONSEN. Syn. <i>Melosira ambigua</i> (GRUN.) O. MÜLL.			Lep, Ro, Schö, Thu	Jä		46
<i>Aulacoseira distans</i> (EHR.) SIMONSEN Syn. <i>Melosira distans</i> (EHR.) KUETZ.	B, Lep	Lep		Jä		
<i>Aulacoseira granulata</i> (EHR.) SIMONSEN		Tei	Hei, Lep, (Schö), Jä*, Ro			
<i>Aulacoseira islandica</i> (MÜLLER) SIMONSEN			Jä*, Lep			
<i>Aulacoseira islandica</i> Mt. <i>helvetica</i> (O. MÜLLER) SIMONSEN			Schö			
<i>Aulacoseira italica</i> (EHRENB.) SIMONSEN			Lep	Jä	Lep	
<i>Bambusia borneri</i> (Syn.: <i>Gymnozyga moniliformis</i>)	Ny				Ny	
<i>Bicosoeca multiannulata</i> SKUJA			Jä*			
<i>Bitrichia chodatii</i> (REV.) CHODAT	B, Lep, Ro					12
<i>Bitrichia ollula</i>		B				
<i>Bitrichia</i> spp. (Syn.: <i>Diceras</i> spp.)	Jä					
<i>Botryococcus braunii</i> KÜTZING	Lep	Ro		Jä, Ny, Thu		
<i>Botryococcus protuberans</i>				Thu		
<i>Centrtractus</i> spp.			Jä**			
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) SCHRANK			Ro	Jä, Kü		34
<i>Ceratium</i> spp.			Lep			
<i>Characiopsis longipes</i> (RAB.) BORZI			Hei			
<i>Chlamydomonas acidophila</i>				Ny		
<i>Chlamydomonas</i> spp.			J*			
<i>Chromulina erkensis</i>	Kü					
<i>Chromulina rosanoffii</i>	Kü					
<i>Chromulina</i> sp. (<i>Chr. pseudonebulosa</i> ?)	B					
<i>Chroococcus dispersus</i> (KLEISSL.) LEMM.			Jä***			
<i>Chroococcus limneticus</i> (KLEISSL.) LEMM.		Ro	Hei, Jä*			12
<i>Chroococcus minutus</i> (KUETZ.) NAEG.				Jä		
<i>Chroococcus turgidus</i> (KUETZ.) NAEG.	Jä					
<i>Chroomonas</i> sp.			Jä*			
<i>Chrysidiastrum catenatum</i> LAUTERB.	Ro					21
<i>Chrysidiastrum catenatum</i> LAUTERB.						
<i>Chrysochromulina parva</i> LACK.						27
<i>Chrysococcus biporus</i> SKUJA					Lep	
<i>Chrysococcus cordiformis</i> NAUMANN					Lep	
<i>Chrysococcus minutus</i> (FRITSCH) NYG.			Hei			
<i>Chrysolykos planctonicus</i> MACK	Lep					
<i>Chrysolykos skujai</i>	B					
<i>Chrysophaerella longispina</i> LAUT.						40
<i>Chrysophaerella</i> spp. (<i>Ch. multispina</i> BRADLY)			Ro			
<i>Cl. acutum</i> var. <i>variabile</i> (LEMM.) KRIEG.			Ro			
<i>Closteriopsis longissima</i> LEMM.			Hei			
<i>Closterium pronum</i> BRÉB.			Hei			
<i>Closterium acerosum</i>			Tei			
<i>Closterium aciculare</i> T. WEST			Hei, Ny			
<i>Closterium acutum</i> (LYNGB.) BRÉB.			Ro	Jä		
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (LEMM.) KRIEG.			Jä*, Tei			50
<i>Closterium gracile</i> BRÉB.			Hei			
<i>Closterium gracile</i> BRÉB.			Jä*, Ny			
<i>Closterium kützingii</i> BRÉB.			Ny	Jä		
<i>Closterium macilentum</i> BRÉB.			Hei			
<i>Closterium microporum</i> NAEG.			Ro			
<i>Closterium moniliferum</i>			Thu			
<i>Closterium venus</i> KG.			Jä*			
<i>Coelastrum cambricum</i> ARCHER.			Hei, Jä*, Ro	Thu		
<i>Coelastrum microporum</i> NAEG.			Jä*	Thu		
<i>Coelastrum reticulatum</i> (DANG.)			Jä***	Thu		
<i>Coelastrum</i> spp.						90
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> NAEGELI	Lep			Ny		
<i>Coelosphaerium naegelianum</i> UNGER siehe <i>Woronichinia naegelianiana</i>	Lep	Lep		Jä		
<i>Cosmarium bioculatum</i> BRÉB.			Jä*			
<i>Cosmarium blyttii</i> WILLE				Jä		
<i>Cosmarium contractum</i> KIRCHN.				Jä		

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>Cosmarium contractum</i> KIRCHN. ³⁾	Hein					
<i>Cosmarium depressum</i> (NAEG.) LUND				Jä		
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>			Ny			
<i>Cosmarium humile</i> (GAY) NORDST.			Jä**			
<i>Cosmarium impressulum</i> ELFV.				Jä		
<i>Cosmarium phaseolus</i> BRÉB.				Jä		
<i>Cosmarium punctulatum</i> BRÉB.			Jä**			
<i>Cosmarium pygmaeum</i> ARCH.				Jä		
<i>Cosmarium regnellii</i> WILLE						
<i>Cosmarium regnesi</i> REINSCH			Jä*			
<i>Cosmarium reniforme</i> (RALFS) ARCH.			Jä*			
<i>Cosmarium tetraophthalmum</i>	Ny				Ny	
<i>Crucigenia crucifera</i> (WOLLE) COLLINS siehe <i>Crucigeniella crucifera</i>			Jä*			
<i>Crucigenia irregularis</i> WILLE	Jä					
<i>Crucigenia quadrata</i> MORREN				Jä		
<i>Crucigenia quadrata</i> var. <i>minima</i> (BRUNNTH.) NYGAARD				Jä		
<i>Crucigenia rectangularis</i> (NAEG.) GAY siehe <i>Crucigeniella irregularis</i>	Hei, Ro			Thu		14
<i>Crucigenia rectangularis</i> var. <i>irregularis</i> (WILLE) BRUNNTH.	Ro					
<i>Crucigenia terapedia</i> (KIRCH.) WEST & WEST			Ro	Jä		21
<i>Crucigenia truncata</i> G.M. SMITH			Jä*			
<i>Crucigeniella crucifera</i> Syn. <i>Crucigenia crucifera</i>			Jä*			
<i>Crucigeniella irregularis</i> (WILLE) SCHMIDLE, Syn.: <i>Crucigenia rectangularis</i> (NAEG.) GAY	Hei, Ro			Thu		14
<i>Cryptaulax vulgaris</i>	B	Kü				
<i>Cryptomonas erosa</i> EHR.		B	Kü			
<i>Cryptomonas obovata</i>	Kü					
<i>Cryptomonas ovata</i> EHR.				Kü		
<i>Cryptomonas</i> spp.	Lep		Ro	Jä	Lep	
<i>Cyanodictyon</i> spp.			Lep			
<i>Cyclotella bodanica</i> EULENST.	Kü, Ro					
<i>Cyclotella</i> cf. <i>comensis</i> GRUNOW		Schö				
<i>Cyclotella</i> cf. <i>cyclopunctata</i> HÅKANSSON & CARTER	Schö					
<i>Cyclotella comta</i> (EHR.) KÜTZ. Syn. <i>C. radiosa</i> (GRUNOW) LEMM.	Ro			Jä, Kü		
<i>Cyclotella distinguenda</i> HUSTEDT var. <i>distinguenda</i>		(Schö)				
<i>Cyclotella krammeri</i> HÅKANSSON		(Schö)				
<i>Cyclotella kuetzingiana</i> THWAITES	Jä, Lep					
<i>Cyclotella meneghiniana</i> KUETZ.			B, Jä* Ny, (Schö)			
<i>Cyclotella ocellata</i> PANTOCSEK			Schö			
<i>Cyclotella operculata</i> (AG.) KUETZ.	Jä					
<i>Cyclotella pseudocomensis</i> SCHEFFLER		Schö				
<i>Cyclotella quadrijuncta</i> (SCHROED.)				Jä		
<i>Cyclotella radiosa</i> Syn. <i>Cyclotella comta</i>	Ro			Jä, Kü		
<i>Cyclotella stelligera</i> CLEVE & GRUN.			Ny, Schö	Jä		
<i>Cyclotella tripartita</i> HÅKANSSON		Schö				
<i>Cymatopleura elliptica</i>			Ny			
<i>Cymatopleura solea</i>			Ny	Schö		
<i>Dactylococcopsis ellipsoidea</i> TEIL. s. <i>Aphanothece ellipsoidea</i> (SCHRÖD.) BOURR.	Ro, Tei					12
<i>Dactylococcopsis smithii</i> R. & F. CHOD.	Jä					
<i>Desmarella moniliformis</i> KENT			Lep			
<i>Diatoma elongatum</i> (LNYNG.) AG.			Hei			
<i>Diatoma tenuis</i> AGARDH	Lep		(Schö)			
<i>Diatoma vulgare</i> BORY	Hein		Schö			
<i>Dichotomococcus curvatus</i> KORSHIKOV			Lep			
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> NAEG.			Hei, Jä*, Ro			
<i>Dictyosphaerium elegans</i> BACHM.			Jä*			
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> WOOD			Jä*	Thu		35
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>	B					
<i>Diffugia limnetica</i> LEV.			Jä*			
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A. BR.			Hei, Jä***			
<i>Dinobryon pulchellum</i> WOOD			Ro			
<i>Dinobryon acuminatum</i> RUTTNER	Hein, Ro					
<i>Dinobryon bavaricum</i> IMHOF	Jä, Lep	Ro				31

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>Dinobryon borgei</i> LEMM.	B, Lep	Ro		Jä		20
<i>Dinobryon crenulatum</i> WEST & WEST	Ro					
<i>Dinobryon crenulatum</i> WEST & WEST						13
<i>Dinobryon cylindricum</i> IMHOF	Hein, B, Jä	Ro				
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>alpinum</i> (IMH.) BACHM.		Ro				
<i>Dinobryon cylindricum</i> var. <i>palustre</i> LEMM.						33
<i>Dinobryon divergens</i> IMHOF	Jä, Lep	Ro				39
<i>Dinobryon elegans</i> BACHMANN			Hei			
<i>Dinobryon elegantis-simum</i> BOURR.	Ro					
<i>Dinobryon pediforme</i> (LEMM.) STEINECKE					Ny	
<i>Dinobryon sertularia</i> E.	Hein					
<i>Dinobryon sociale</i> EHRENBERG	Lep					
<i>Dinobryon suecicum</i> LEMM.		Ro				
<i>Dinobryon suecicum</i> LEMM.	Lep			Jä		21
<i>Diplopsalis acuta</i>			Ny			
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> WILLE			Jä*			
<i>Elakatothrix</i> spp.						17
<i>Euastrum bidentatum</i> NAEG.	Hein		Jä*			
<i>Euastrum charkowiensis</i> SWIR.			Hei			
<i>Euastrum elegans</i> (Bréb.) KÜTZ.	Hein			Jä		
<i>Euastrum proxima</i> DANG.			Hei			
<i>Euastrum</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten Arten)				Jä		
<i>Eudorina charkowiensis</i> PASCHER			Jä**			
<i>Eudorina elegans</i> EHR.			Jä*			
<i>Euglena acus</i> E.			Hei, Jä***			
<i>Euglena oxyuris</i> SCHMARDA			Jä***, Lep			
<i>Euglena pisciformis</i>			Ny			
<i>Euglena proxima</i>				Ny		
<i>Euglena sanguinea</i>			Ny			
<i>Euglena</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten Arten)			Jä*			
<i>Euglena tripteris</i>			Ny			
<i>Eunotia lunaris</i>	B					
<i>Fragilaria atomus</i> HUST.				Jä		
<i>Fragilaria beroliensis</i> Syn. <i>Synedra beroliensis</i>			Hei, Jä*			
<i>Fragilaria capucina</i> DESM.			Jä*, (Schö)			
<i>Fragilaria construens</i> (EHR.) GRUN.				Jä		
<i>Fragilaria crotonensis</i>		Tei	Jä*, Ro, Thu			51
<i>Fragilaria intermedia</i> GRUN.				Jä		
<i>Fragilaria pinnata</i> EHR.				Jä		
<i>Fragilaria nanana</i> Syn. <i>Synedra nana</i>				Jä		
<i>Fragilaria</i> spp.	Lep					
<i>Fragilaria ulna angustissima</i> -Sippe Syn. <i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>			Ny			
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> Syn. <i>Synedra acus</i>			Jä*			40
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i> Syn. <i>Synedra ulna</i>				Jä		
<i>Fragilaria zasuminensis</i> CABJSZ.				Jä		
<i>Franceia ovalis</i> (FRANCE) LEMM.			Hei			
<i>Gemellicystis neglecta</i> TEILING				Jä		
<i>Glenodinium aciculiferum</i>			Ny			
<i>Glenodinium dinobryonis</i>			Ny			
<i>Glenodinium gymnodinium</i> PENARD			Hei, Jä*, Ny			
<i>Glenodinium pusillum</i>	Ny					
<i>Glenodinium</i> spp.				Jä		
<i>Gloeococcus schroeteri</i> (CHOD.) LEMM.				Jä		
<i>Gloeocystis planctonica</i> (WEST & WEST) LEMM.			Jä*			
<i>Gloeotila fennica</i> JÄRNEFELT				Jä		
<i>Golenkinia radiata</i>			Thu			
<i>Gomphosphaeria naegeliana</i>		B				
<i>Gomphosphaeria aponina</i> KG.			Jä*			
<i>Gomphosphaeria compacta</i> (LEMM.) STRÖM.		Ro				
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> CHOD.		Ro		Jä		25
<i>Gomphosphaeria naegeliana</i> (UNG.) LEMM.						33
<i>Goniosotum semen</i>					Ny	
<i>Gonium pectorale</i> MÜLL.			Jä***			
<i>Gonyostomum semen</i> (HER.) DIESING	Lep	Lep			Ro	55
<i>Gymnodinium aeruginosum</i>			Ny			
<i>Gymnodinium excavatum</i>			Ny			

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>Gymnodinium fuscum</i> STEIN	Ny, Ro					35
<i>Gymnodinium helveticum</i> PEN.	Ro					
<i>Gymnodinium hiemale</i>			Ny			
<i>Gymnodinium inversum</i>			Ny			
<i>Gymnodinium paradoxum</i>			Ny			
<i>Gymnodinium</i> sp.				Jä		
<i>Gymnodinium</i> spp.	Ro					
<i>Gymnodinium tenuissimum</i>			Ny			
<i>Gymnodinium uberrimum</i> (ALLM.) KOF. & SWEZY						14
<i>Hyalotheca dissiliens</i> (SMITH) BRÉBISSON					Lep	
<i>Isthmochloron trispinatum</i> (W. & G.S. WEST) SKUJA	Kü, Lep					11
<i>Jaaginema geminata</i> Syn. <i>Oscillatoria geminata</i>			Jä***			
<i>Kephyrion boreale</i> SKUJA						12
<i>Kephyrion ovale</i> (LACKEY)				Jä		
<i>Kephyrion spirale</i> (LACK.) CONRAD						
<i>Kephyrion</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten)	Jä					
<i>Kirchneriella contorta</i> (SCHMIDLE) BOHLIN			Jä**			
<i>Kirchneriella elongata</i> G.M. SMITH			Hei, Jä*			
<i>Kirchneriella lunaris</i> (KIRCHN.) MOEBIUS		Tei	Hei, Jä***	Thu		
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. WEST) SCHMIDLE			Hei, Jä*			
<i>Koliella</i> sp.	B					
<i>Lagerheimia ciliata</i>			Thu			
<i>Lagerheimia citriformis</i>			Thu			
<i>Lagerheimia genevensis</i> CHOD.			Hei			
<i>Lagerheimia</i> spp.			Jä**			
<i>Lepocinclis fusiformis</i>			Ny			
<i>Lepocinclis ovum</i>			Ny			
<i>Lepocinclis</i> spp.			Jä*			
<i>Lepocinclis steinii</i>			Ny			
<i>Lepocinclus texta</i> (DUJ.) LEMM. em. CONR.			Hei, Ny			
<i>Lyngbia contorta</i> LEMM.			Jä***, Tei			
<i>Lyngbia limnetica</i> LEMM.			Hei	Jä		
<i>Mallomonas akrokomos</i> RUTTNER	Hein			Jä	Lep	
<i>Mallomonas allorgei</i> (DEFL.) CONR.	Hein, Jä					
<i>Mallomonas caudata</i> IWANOFF				Jä		
<i>Mallomonas crassisquoma</i> (ASMUND) FOTT	Lep				Lep	
<i>Mallomonas producta</i> IWANOFF			Jä***			
<i>Mallomonas reginae</i> TEILING				Jä		
<i>Mallomonas teilingii</i>			Ny			
<i>Mallomonas tonsurata</i> TEILING			Ny	Jä		
<i>Melosira ambigua</i> (GRUN.) O. MÜLL. siehe <i>Aulacoseira ambigua</i>			Lep, Ro, Thu	Jä		46
<i>Melosira distans</i> (EHR.) KUETZ. siehe <i>Aulacoseira distans</i>	B, Lep	Lep		Jä		
<i>Melosira distans</i> (EHR.) KÜTZ. var. <i>alpigena</i> GRUN.	Ro					23
<i>Melosira distans</i> var. <i>lirata</i> E.				Jä		
<i>Melosira granulata</i> (EHR.) RALFS siehe <i>Aulacoseira granulata</i>		Tei	Hei, Lep, Jä*, Ro			
<i>Melosira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. MÜLL.) HUST.			Ro			
<i>Melosira islandica</i> O. MÜLL. siehe <i>Aulacoseira islandica</i>			Jä*, Lep			
<i>Melosira italica</i> (EHR.) KUETZ. siehe <i>Aulacoseira italica</i>			Lep	Jä	Lep	
<i>Melosira</i> spp. alle euplanktischen			Ny			
<i>Melosira varians</i> AG.			Hei, Jä*			
<i>Merismopedia glauca</i> (EHR.) NAEG.	Jä					
<i>Merismopedia punctata</i> MEYEN	Jä					
<i>Merismopedia</i> spp.	Lep					
<i>Merismopedia tenuissima</i> LEM.	B, Ro			Jä		11
<i>Micractinium pusillum</i> FRESENIUS			Hei, Jä*, Thu			
<i>Microcystis flos-aquae</i> (WITTR.) KIRCHN.			Hei			
<i>Microcystis viridis</i> (A. BR.) LEMM.			Hei			
<i>Microcystis aeruginosa</i> KÜTZING			Hei, Jä*, Kü, Lep, Ro, Tei			
<i>Microcystis elabens</i> (BREBS.) ELENK. siehe <i>Apahanothece elabens</i>			Jä**			

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>Microcystis flos aquae</i> (WITTR.) KIRCHN.			Jä*	Thu		
<i>Microcystis pulverea</i> var. <i>incerta</i> (LEMM.) CRONB et KOM. siehe <i>Aphanocapsa incerta</i>			Jä**			
<i>Microcystis</i> spp.			Ro			100
<i>Microcystis viridis</i> (A. BR.) LEMMERMANN			Jä***, Lep, Tei, Thu			
<i>Microcystis wesenbergii</i> KOM.		Kü	Lep, Ro			
<i>Monochrysis parva</i> SKUJA					Lep	
<i>Monoraphidium contortum</i>	B					
<i>Monoraphidium dybowskii</i> (BERKEL) KOM.-LEGN.						16
<i>Monoraphidium dybowskii</i> (WOLOSZ.) HIND. & KOM.-LEGN., Syn.: <i>Ankistrodesmus convolutus</i> CORDA var. <i>minutum</i> (NAEG.) RAB.	Ro					
<i>Monoraphidium griffithii</i> (BERKEL) KOM.-LEGN., Syn.: <i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>acicularis</i> (A. BRAUN) G.S. WEST	B, Ro					12
<i>Monoraphidium minutum</i> (NAEG.) KOM.-LEGN.	Ro					
<i>Monoraphidium komarkovae</i> (= <i>M. setiforme</i>)	B					
<i>Mougeotia</i> spp.	B					
<i>Mougeotia thylespora</i>			Kü			
<i>Nephrocytium limneticum</i> (G.M. SMITH) SKUJA	Hein		Jä*			
<i>Nephrocytium lunatum</i> W. WEST	Hein		Jä*			
<i>Nitzschia acicularis</i> W. SM.			Hei, Ny			
<i>Nitzschia gracilis</i> HANTZSCH	Jä		B			
<i>Ochromonas</i> spp.	Jä					
<i>Oocystis borgei</i> SNOW				Jä, Thu		
<i>Oocystis lacustris</i> CHOD.				Jä		
<i>Oocystis marssonii</i> LEMM.	Ro					
<i>Oocystis parva</i> WEST & WEST				Jä		
<i>Oocystis rhomboidea</i> FOTT	Lep			Jä		
<i>Oocystis solitaria</i>			Jä**	Ny		
<i>Oocystis</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten)				Jä		
<i>Oocystis submarina</i> LAGERH.	Ro			Jä		11
<i>Oocystis submarina</i> v. <i>variabilis</i>	B					
<i>Ophiocytium</i> spp.			Jä*			
<i>Oscillatoria agardhii</i> GOM. siehe <i>Planctothrix agardhii</i>			B, Lep	Jä		34
<i>Oscillatoria geminata</i> MENEGH. siehe <i>Jaaginema geminata</i>			Jä***			
<i>Oscillatoria lacustris</i> (KLEBS) GEITL. siehe <i>Trichodesmium iwanoffianum</i>			Jä*			
<i>Oscillatoria limnetica</i> LEMM.			B, Jä*			
<i>Oscillatoria tenuis</i> AG. Siehe <i>Phormidium tennue</i>				Jä		
<i>Pandorina morum</i> (MÜLLER) BORY			Hei, Jä*			
<i>Pediastrum boryanum</i>				Thu		
<i>Pediastrum angulosum</i>				Thu		
<i>Pediastrum araneosum</i> RACIB.			Jä**	Thu		
<i>Pediastrum biradiatum</i> MEYEN			Hei			
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURP.) MENEGH.			Jä*			
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>brevicorne</i>				Thu		
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>longicorne</i> f. <i>granulata</i>				Thu		
<i>Pediastrum clathratum</i>				Thu		
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN			Hei, Jä*, Lep	Thu		55
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>asperum</i>				Thu		
<i>Pediastrum gracillimum</i> (W. et G.S. WEST) THUNMARK			Hei, Jä***			
<i>Pediastrum kawrskiyi</i>			Tei, Thu			
<i>Pediastrum limneticum</i> THUNMARK			Hei, Jä*	Thu		
<i>Pediastrum</i> spp.			Ro			
<i>Pediastrum</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten)			Jä***			
<i>Pediastrum tetras</i> (EHRENB.) RALFS.			Hei, Jä*			40
<i>Pediastrum tetras</i> v. <i>tetraodon</i> (CORDA) RAB.			Hei			
<i>Peridinium</i> (<i>Peridinopsis</i>) <i>elpatiewskiyi</i>			B			
<i>Peridinium bipes</i> STEIN			Hei, Jä*, Lep, Ny, Ro			
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.M.) EHR.			Ny, Ro	Jä		
<i>Peridinium curvicauda</i> SWIR.						

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>Peridinium inconspicuum</i> LEMM.	Ro			Jä		12
<i>Peridinium palatinum</i> LTK.			Jä***			
<i>Peridinium palustre</i>	Ny					
<i>Peridinium penardiforme</i> LINDEM.			Hei			
<i>Peridinium pusillum</i> (PENARD) LEMM.				Jä		
<i>Peridinium</i> spp.			Lep			
<i>Peridinium umbonatum</i> STEIN			Jä**			
<i>Peridinium volzii</i> LEMM.			Jä**			
<i>Peridinium willei</i> HUITF.-KAAS	B, Ny		Lep, Ro	Jä		50
<i>Phacus acuminata</i>	Ny					
<i>Phacus aenigmatica</i>	Ny					
<i>Phacus caudata</i>	Ny					
<i>Phacus longicauda</i> (EHR.) DUJ.			Hei, Jä*			
<i>Phacus platyaulax</i>	Ny					
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.M.) DUJ.			Jä*			
<i>Phacus pyrum</i>	Ny					
<i>Phacus</i> spp.			Jä**			98
<i>Phacus suecica</i>	Ny					
<i>Phacus tortus</i> (LEMM.) SKV.	Hei					
<i>Phormidium tenuis</i> Syn. <i>Oscillatoria tenuis</i>				Jä		
<i>Planctothrix agardhii</i> (GOM.) ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK			B, Lep	Jä		34
<i>Polyedriopsis spinulosa</i> SCHMIDLE			Hei			
<i>Pseudokephyrion entzii</i>	B					
<i>Pseudopedinella</i> spp.					Lep	
<i>Quadrigula closterioides</i> (BOHLIN) PRINTZ.		Ro		Jä, Ny, Thu		
<i>Quadrigula lacustris</i> (CHOD.) G.M. SMITH	Hein			Jä		
<i>Quadrigula pfizleri</i> (SCHRÖDER) O.M. SMITH.		Ro		Jä, Thu		
<i>Quadrigula</i> spp.						21
<i>Radiocystis</i> spp.			Lep			
<i>Rhabdoderma minima</i> LEMM.			Jä***			
<i>Rhabdoderma sigmoidea</i> N. CARTER			Jä*			
<i>Rhaphidium convolutum</i> RAB. var. <i>minutum</i>	Ro					
<i>Rhizosolenia eriensis</i> H.L. SMITH		Ro	Jä*			
<i>Rhizosolenia longiseta</i> ZACHARIAS	Lep	Ro	Ny	Jä	Lep	33
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCHER & RUTTNER, (nach ROSÉN (1981) Syn. <i>R. minuta</i> BACHM.)	Lep		Ro			
<i>Rhodomonas minuta</i>				Kü		
<i>Rhodomonas</i> spp.				Jä		
<i>Scenedesmus abundans</i> (KIRCHN.) CHOD.			Hei, Jä**			
<i>Scenedesmus acutiformis</i> (SCHROED.)			Jä***			
<i>Scenedesmus arcuatus</i> LEMM.			Jä*, Ro			
<i>Scenedesmus armatus</i> (CHOD.) G.M. SMITH			Jä*, Ro			
<i>Scenedesmus armatus</i> v. <i>bicaudatus</i> (GUGLIELMETTI-PRINTZ) CHOD.			Hei, Jä***			
<i>Scenedesmus bicellularis</i> CHOD.				Jä		
<i>Scenedesmus bijugatus</i> (TURPIN) KUETZ.				Jä, Thu		
<i>Scenedesmus brasiliensis</i> BOHLIN				Jä		
<i>Scenedesmus carinatus</i> (LEMM.) CHOD.			Jä***			
<i>Scenedesmus denticulatus</i> KIRCH.			Jä*, Ro			
<i>Scenedesmus ecornis</i> (RALFS) CHOD.			Ro			
<i>Scenedesmus falcatus</i> CHOD.			Jä***, Hei			
<i>Scenedesmus fenestratus</i> TEILING			Jä***			
<i>Scenedesmus granulatus</i> WEST & WEST			Jä*			
<i>Scenedesmus hystix</i> LAGH.			Jä*			
<i>Scenedesmus longus</i> MEYEN			Jä**			
<i>Scenedesmus. longispina</i> Syn. <i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>longispina</i>	Ro					
<i>Scenedesmus naegeli</i> BRÉB. siehe <i>Sc. pannonicus</i>			Jä**, Hei, Thu			
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. RICHT.			Hei, Jä**			
<i>Scenedesmus ovalternus</i> CHOD.			Jä***			
<i>Scenedesmus ovalternus</i> v. <i>graewenitzii</i> (BERNARD) CHOD.	Hei					
<i>Scenedesmus pannonicus</i> HORTOB., Syn. <i>Scenedesmus naegeli</i>			Jä**, Hei, Thu			
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (TURP.) BRÉB. sensu CHOD.			Jä*, Ro	Thu		
<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (CHOD.) G.M. SMITH Syn. <i>Scenedesmus. longispina</i> CHOD.	Ro					

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>Scenedesmus serratus</i> (CORDA) BOHLIN.	Ro		Jä*, Thu			
<i>Scenedesmus</i> sp. (aff. <i>Quadricauda</i>)			Jä**			
<i>Scenedesmus</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten)			Jä*			
<i>Scourfieldia cordiformis</i>	B					
<i>Selenastrum capricornutum</i> (<i>Raphidocelis subcapitata</i>)	B					
<i>Selenastrum bibraianum</i> REINSCH			Jä**			
<i>Selenastrum capricornutum</i> PRINTZ			Jä*			
<i>Selenastrum gracile</i> REINSCH			Hei			
<i>Selenastrum minutum</i> (NAEG.) COLLINS	Ro					
<i>Snowella</i> spp.			Lep			
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> CHODAT	Lep			Ny		14
<i>Sphaerzosma granulatum</i> ROY ET BISS.			Hei, Jä*			
<i>Spondylosium planum</i> (WOLLE) WEST & WEST				Jä		26
<i>Staurastrum alandicum</i>			Tei			
<i>Staurastrum anatinum</i> COOKE & WILLS				Jä		
<i>Staurastrum artiscon</i>	Ny, Tei	Ro				
<i>Staurastrum avicula</i> BRÉB.			Jä**			
<i>Staurastrum brachiatum</i>					Ny	
<i>Staurastrum chaetoceras</i>			Tei, Thu			
<i>Staurastrum cingulum</i> var. <i>obesum</i> G.M. SMITH				Jä		
<i>Staurastrum curvatum</i> W. WEST				Jä		
<i>Staurastrum cuspidatum</i> BRÉB.				Jä		
<i>Staurastrum dejectum</i> BRÉB.			Jä*			
<i>Staurastrum gracile</i> RALFS				Jä, Ny		
<i>Staurastrum longipes</i> (NORDST.) TEIL.						20
<i>Staurastrum longipes</i> (NORDST.) TEILING	Ro			Jä		
<i>Staurastrum lunatum</i> RALFS			Jä*			
<i>Staurastrum megacanthum</i> LUND				Jä		
<i>Staurastrum ophiura</i>	Tei					
<i>Staurastrum paradoxum</i> MEYEN				Jä		
<i>Staurastrum paradoxum</i> var. <i>parvum</i> W. WEST			Hei, Jä**, Ro			
<i>Staurastrum pingue</i> TEILING		Ro		Jä		
<i>Staurastrum planctonicum</i> TEIL.			Ro, Tei			
<i>Staurastrum pseudopelagicum</i> WEST & WEST				Jä		
<i>Staurastrum smithii</i> (G.M. SMITH) TEIL.			Ro			68
<i>Staurastrum tetracerum</i> (KUETZ.) RALFS			Jä**, Ny, Ro, Tei			
<i>Staurastrum tetracerum</i> var. <i>trigonum</i> LUND			Ro			
<i>Staurastrum tetracerum</i> var. <i>validum</i>			Ny			
<i>Staurastrum vestitum</i> RALFS			Jä*			
<i>Staurodesmus crassus</i> (WEST & WEST) TEIL.	Ro, Tei					
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> (BRÉB.) TEIL.		Ro				
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> var. <i>curvatus</i> (C.W. WEST) TEIL.						34
<i>Staurodesmus extensus</i> (BORGE) TEIL.						19
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>joshuae</i> (GUTW.) TEIL.	Ro					
<i>Staurodesmus mamillatus</i> (NORDST.) TEIL.						25
<i>Staurodesmus sellatus</i> TEIL.	Ro, Tei					15
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> var. <i>curvatus</i> (W. WEST) TEIL.		Ro				
<i>Staurodesmus longipes</i> var. <i>contractum</i> TEIL.	Ro					
<i>Staurodesmus triangularis</i> var. <i>limneticum</i> TEIL.	Ro					
<i>Stephanodiscus astraea</i> (EHR.) GRUN.			Jä*, Kü, Ny			
<i>Stephanodiscus binderanus</i>			Kü			
<i>Stephanodiscus dubius</i> FRICKE			Jä*, Ny			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> GRUN.			Kü, Ny, (Schö)	Jä		
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> v. <i>pusillus</i>			B			
<i>Stephanodiscus rotula</i> (KUETZ.) HENDEY			Ro			
<i>Stichogloea doederleinii</i> (SCHMIDLE) WILLE	B, Hein					
<i>Stichogloea olivacea</i> CHOD.	Jä					
<i>Strobomonas verrucosa</i> (DADAY) DEFL.			Hei			
<i>Synedra acus</i> KÜETZ. siehe <i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>			Jä*			40
<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i> siehe <i>Fragilaria ulna angustissima</i> -Sippe			Ny			
<i>Synedra beroliensis</i> LEMM. siehe <i>Fragilaria</i>			Hei, Jä*			

Taxon	o	m	eu ¹⁾	indiff	dy	Hö
<i>beroliensis</i>						
<i>Synedra nana</i> MEISTER siehe <i>Fragilaria nanana</i>				Jä		
<i>Synedra ulna</i> (NITZSCH) EHR. siehe <i>Fragilaria ulna</i> var. <i>ulna</i>				Jä		
<i>Synura sphagnicola</i>					Ny	
<i>Synura</i> spp.		B	Ro			50
<i>Synura uvella</i> EHR.			Jä*, Lep			
<i>Tabellaria fenestrata</i> (LYNGB.) KUETZ.		Kü, Ro		Jä		29
<i>Tabellaria fenestrata</i> var. <i>asterionelloides</i> GRUN.	Ro					
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH) KÜTZING	Lep	(Schö)		Jä	Lep	
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>pelagica</i>	Tei					
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>teilingi</i> KNUDS.	Ro					
<i>Tetraedron caudatum</i> (CORDA) HANSKRIG			Hei, Jä**, Lep			51
<i>Tetraedron limneticum</i> BORGE			Hei, Jä**			
<i>Tetraedron minimum</i> (A. BR.) HANSG.			Jä*, Ro			33
<i>Tetraedron muticum</i>			Thu			
<i>Tetraedron planctonicum</i> G.M. SMITH			Hei, Jä***			
<i>Tetraedron regulare</i> KUETZ.			Jä***			
<i>Tetraedron</i> spp. (mit Ausnahme der gesondert angeführten)			Jä*			
<i>Tetraedron trigonum</i> (NAEG.) HANSGIRG.			Hei, Jä**			
<i>Tetraedron trigonum</i> var. <i>gracile</i>						60
<i>Tetraedron varians</i> DEFL.			Hei			
<i>Tetrastrum</i> spp.			Jä**			
<i>Tetrastrum staurogeniaforme</i> (SCHROEDER) LEMM.			Hei, Thu			
<i>Trachelomonas abrupta</i> SWIR.			Jä**			
<i>Trachelomonas acanthostoma</i> STOKES			Jä*			
<i>Trachelomonas armata</i> (EHR.) STEIN			Jä***, Ny			
<i>Trachelomonas hispida</i> (PERTY) STEIN em. DEFL.			Ro, B, Hei, Jä*			
<i>Trachelomonas intermedia</i> DANG.			Hei	Ny		
<i>Trachelomonas kelloggii</i> SKVORTZ.			Jä***			
<i>Trachelomonas oblonga</i> LEMM.			Jä**			
<i>Trachelomonas planctonica</i> SWIR.			Hei			
<i>Trachelomonas</i> spp.						55
<i>Trachelomonas varians</i> DEFL.			Jä**			
<i>Trachelomonas volvocina</i> E.			Hei, Jä*, Ro			
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> SWIR.			Hei			
<i>Trichodesmium iwanoffianum</i> Syn. <i>Oscillatoria lacustris</i>			Jä*			
<i>Ulothrix</i> sp.				Jä		
<i>Uroglena americana</i> CALKINS (Syn.: <i>Uroglenopsis americana</i>)	Ny			Jä	Lep	31
<i>Volvox aureus</i> EHR.			Jä***			
<i>Westella botryoides</i> (WEST) SCHMIDLE			Jä*			
<i>Willea vilhelmii</i> (FOTT) KOM.	Ro					
<i>Woloszynskia ordinatum</i> (SKUJA) THOMP.	Ro					
<i>Woronichinia naegeliana</i> (UNG.) ELENKIN Syn.: <i>Coelosphaerium naegelianum</i> UNGER	Lep	Lep		Jä		
<i>Xanthidium antilopeum</i> (BRÉBISSON) KÜTZING				Jä	Lep	

¹⁾ Jä***: von JÄRNEFELT (1952) nur in eutrophen s.l. Seen gefunden, Jä**: von JÄRNEFELT (1952) in höchstens je einem oligotrophen s.str. und meso-polyhumosen See gefunden, Jä*: von JÄRNEFELT (1952) in überwiegend in eutrophen s.l. Seen gefunden

4 Zitierte Literatur

- BERNHARDT, H., CLASEN, J. & NUSCH, E.A. (1973): Vergleichende Untersuchungen zur Ermittlung der Eutrophierungsvorgänge und ihrer Ursachen an der Riveris- und Wahnbachtalsperre. *Jb. Vom Wasser* **40**: 246-302.
- BRETTUM, P. (1989): Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.-NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo.
- BÜHRER, H. (1989): Some notes on primary production - problems in estimation of pheophytine. Interne EAWAG-Arbeitsempfehlung, 2 S.
- CARLSON, R.E. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* **22**: 361-369.
- DESORTOVA, B. (1981): Relationship between Chlorophyll-a-concentration and phytoplankton biomass in several reservoirs in Czechoslovakia. *Int. Rev. Hydrobiol.* **66**: 153-166.
- DILLON, P.J. & RIGLER, F.H. (1974): The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **19**: 767-773.
- EU-WRRL (1999): (Rat der Europäischen Union): Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. Interinstitutionelles Dossier (Entwurf): 97/0067 (COD) 9085/99, Limite ENV203 CODEC 336.
- FORSBERG, C. & RYDING, S.O. (1980): Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 waste-receiving Swedish lakes. *Arch. Hydrobiol.* **89**: 189-207.
- HEINONEN, P. (1980): Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Publ. Water Res. Inst. **37**, Vesihallitus-National Board of Waters, Finland.
- HENNING, E. (1986): Möglichkeiten zur Seenbewertung. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein LW 311 – 5.37.03-2.
- HOEHN, E., KETELAARS, H.A.M., EWIG, B. (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT Technische Informationen Nr. 7. Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München.
- HÖRNSTRÖM, E. (1981): Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica* **13**: 249-361.
- HÜBNER, T. & ADLER, S. (2000): Diatomeen als Trophieindikatoren: Ergebnisse aus Untersuchungen in mecklenburgischen Seen. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1999 (Rostock): 168-172.
- HUTCHINSON, G. E. (1967): A treatise on limnology. Vol. 2: Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, New York.
- JÄRNEFELT, H. (1952): Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Ann. Acad. Scient. Fenn. A IV, Biol.* **18**: 1-29.
- KALBE, L. (1980): Kieselalgen in Binnengewässern, Zeimsen, Wittenberg 2. Aufl., S. 99.
- KÖPF, B. & SCHAUMBURG, J. (2000): Ökologische Bewertung voralpiner Kleinseen – II: Die ökologische Charakterisierung des Phytoplanktons. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1999 (Rostock): 183-188.
- KÜMMERLIN, R. (1990): Plankton-Gemeinschaften als Bioindikatoren für Stehgewässer. *Ökologie & Naturschutz* **3**: 227-241.

- KÜMMERLIN, R. & BÜRGI, H. R. (1989): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1961-1986). *Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee* **39**: 1-129.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin.
- LIKENS, G. E. (1975): Primary production of inland aquatic ecosystems. In: LIETH, H. & WHITTAKER, R. H. (Herausg.): Primary productivity of the biosphere. Springer Verlag, Berlin.
- LEPISTÖ, L. (1999): Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. *Monographs of the Boreal Environment Research* **16**. Tammer-Paino Oy, Tampere.
- LEPISTÖ, L. & ROSENSTRÖM, U. (1998): The most typical phytoplankton taxa in four types of boreal lakes. *Hydrobiologia* **369/370**: 89-97.
- NAUMANN, E. (1931): Limnologische Terminologie. Abderhaldens Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden IX: 8.
- NYGAARD, G. (1949): Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part II: The quotient hypothesis and some little known plankton organisms. *Vidensk Danske. Selsk. Biol. Skr.* **7**: 1-293.
- OECD – Organization for Economic Cooperation and development (1982): Eutrophication of Waters – Monitoring, assessment and control. Paris, 154 S.
- OSGOOD, R.A. (1982): Using differences among Carlsons trophic state index values in regional water quality assessment. *Water resources research bulletin* **18**: 67-74.
- ROSÉN, G. (1981): Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica* **13**: 263-290.
- ROTT, E. (1978): Chlorophyll-a-Konzentration und Zellvolumen als Parameter der Phytoplanktonbiomasse. *Ber. nat. rned. Verein. Innsbruck.* **65**: 11-21.
- ROTT, E. (1984): Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterization of lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **22**: 1078-1085.
- RUTTNER, F. (1962): Grundriß der Limnologie. 3. Aufl. Walter de Gruyter & Co., Berlin.
- RYDING, S.-O. & RAST, W. (1962): The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Man and Biosphere Series, Unesco, Paris.
- SAKAMOTO, M. (1966): The chlorophyll amount in the euphotic zone in some Japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton community. *Bot. Mag. Tokyo* **79**: 77-88.
- SCHÖNFELDER, I. (1997): Eine Phosphor-Diatomeen-relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. Dissertationes Botanicae 283. J.Cramer, Berlin.
- SCHÖNFELDER, I. (2000): Indikation der Gewässerbeschaffenheit durch Diatomeen. In: Steinberg, C. *et al.* (Herausg.): Handbuch Angewandte Limnologie, 9. Erg.Lfg.
- SOURNIA, A. (1978): Phytoplankton Manual. UNESCO, Paris.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z.M., LAMPERT, W., DUNCAN, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* **106**: 433-471.

- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie Süßwasserbiologie. UTB 979, Gustav Fischer, 4. Aufl., 368 S.
- TEILING, E. (1955): Some mesotrophic phytoplankton indicators. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* **12**: 212-215.
- TGL 27885/01 (1982): Fachbereichstandard der DDR. Nutzung und Schutz der Gewässer. Stehende Binnengewässer. Berlin. DDR. pp. 1-6.
- THUNMARK, S. (1945): Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodisch-ökologische Studie. *Fol. Lim. Scand.* **3**: 1-66.
- TREMEL, B. (1996): Determination of the trophic state by qualitative and quantitative phytoplankton analysis in two gravel pit lakes. *Hydrobiologia* **323**: 97-105.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol* **9**: 1-38
- v. TÜMPLING, W. & FRIEDRICH, G. (Hsg.) (1999): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der biologischen Wasseruntersuchung, Band 2. G. Fischer Jena, 545 S.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris, Tech. Report DAS/CSI/68.27. 250 S.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1979): Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren. *Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung.* **2/79**: 46-56.
- WITT, K. (1976): Begriffe der Trübungsmessung und Bestimmung der Trübung im Wasser. In: DVGW: Trübungsmessung in der Wasserpraxis. *DVGW-Schriftenreihe Wasser* **12**: 58-70
- MIETZ, O. (1991): Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses von topographischen und morphometrischen Parametern auf den Chlorophyll a-Gehalt. Dissertation, Humboldt Universität Berlin, 129 S.
- JÄRNEFELT, H., NAULAPÄÄ, A. & TIKKANEN, T. (1963): Planktonopas Suomen Kalastusyhdistyksen opaskirjasia **34**: 1-33.
- PEARSALL, W.H. (1932): Phytoplankton in the English lakes. II. The contribution of the phytoplankton in relation to dissolved substances. *Journ. of Ecol.* Vol. **20**