

Abschlußbericht

zum

Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU- Wasserrahmenrichtlinie

LAWA O 9.08

Projektzeitraum: 01.03.2008 bis 31.03.2009

06. Mai 2009

Beauftragtes Institut:

Forschungsverbund Berlin e.V.

Rudower Chaussee 17
12489 Berlin



Ausführende Stelle:

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Dr. Ute Mischke

Müggelseedamm 310
12587 Berlin

und

Limnologie Büro Hoehn

Eberhard Hoehn

Ursula Riedmüller

Glümerstr. 2a

79102 Freiburg



Inhalt

1	Einführung	4
2	Kurzzusammenfassung	6
3	Projektaufgaben und deren Neuausrichtung	8
4	Ergebnisse	10
4.1	Prüfung der Referenztrophy der polymiktischen Tieflandseen und der Zusammenführung der Seetypen 14 und 11.1	10
4.1.1	Anlass	10
4.1.2	Basis der bisherigen Referenzherleitung für die polymiktischen Seen im PSI	11
4.1.3	Verteilung von referenznahen polymiktischen Seen im neuen Datensatz	14
4.1.4	Exkurs: Plausibilisierung der Referenztrophy für geschichtete, nicht interkalibrierte Tieflandseen	16
4.1.5	Rekonstruierte Referenztrophy für polymiktische Tieflandseen in paläolimnologischen Studien	16
4.1.5.1	Bedeutung der Co-Limitierung durch Stickstoff	17
4.1.5.2	Hinweise aus Makrophytenresten.....	18
4.1.6	Fazit der Prüfung der Referenztrophy und Grenzwerte	21
4.1.6.1	Referenztrophy in sehr flachen Tieflandseen (Typ 11.2).....	21
4.1.6.2	Neue Referenztrophy, Grenzwerte und Metricgewichtung für Flusseen	22
4.1.6.3	Referenztrophy in tieferen polymiktischen Tieflandseen (Typ 11.1 und 14).....	27
4.1.7	Subtypenprüfung für tiefere polymiktische Tieflandseen anhand Kalziumkonzentration, Niederschlagskontinentalgradient, Seetiefe und Seegröße	28
4.1.7.1	Einfluss von Kalzium-Konzentration im Frühjahr auf die Trophy	28
4.1.7.2	Einfluss der Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet auf die Trophy.....	31
4.1.7.3	Einfluss der mittleren Seetiefe in polymiktischen Seen auf die Trophy	33
4.1.7.4	Einfluss der Größe der Seefläche auf die Trophy in polymiktischen Seen.....	36
4.2	Anpassung der seetypspezifischen Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor als physikalisch-chemischen Parameter	39
4.2.1	Einleitung	39
4.2.2	Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor im Referenz- und im guten ökologischen Zustand	39
4.2.3	Vom Klassifizierungsschema abweichende Seen sowie Beispiele	41
4.3	Umstellung des Cyano-Parameters auf „harmful Cyanobacteria“	45
4.4	Gemeinsames vorläufiges Bewertungstool PhytoSee für AWB, HMWB und natürliche Seen.....	50
4.4.1	Erweiterung der operativen Taxaliste Phytoplankton für Taxa aus Mittelgebirgsseen und künstliche und stark veränderte Seen	51
4.4.1.1	Taxonomische Überprüfung der Neumeldungen.....	51
4.4.1.2	Ausweisung einer verfahrensspezifischen Bestimmungstiefe für die Seebewertung.....	52
4.4.1.3	Ausblick für die harmonisierte Taxaliste:	53
4.4.2	Versuche zur Vereinigung der Indikatorlisten für die Tieflandregion	54
4.4.2.1	Ausgangssituation.....	54
4.4.2.2	Anwendung der Indikatorlisten für AWB/HMW auf natürliche Tieflandseen	56
4.4.3	Überarbeitung der Indikatorlisten für die Alpen- und Voralpenregion	58
4.5	Prüfen des LAWA-Index für natürliche Seen im aktuellen Kontext.....	61

4.5.1	Ausgangslage und Aufgabenstellung	61
4.5.2	Unterschiede der Indexermittlung in den verschiedenen LAWA-Richtlinien bei geschichteten Seen	62
4.5.3	Unterschiede der Indexermittlung in den verschiedenen LAWA-Richtlinien bei polymiktischen Seen	65
4.5.4	Prüfung der Gültigkeit der LAWA-Index-Kurvenanpassungen für den Seendatensatz am Beispiel geschichteter Seen	66
4.5.5	Prüfung der Gültigkeit der LAWA-Index-Kurvenanpassungen für den Seendatensatz am Beispiel polymiktischer Tieflandseen	69
4.5.6	Fazit zu Gültigkeit des LAWA-Index für natürliche Seen im großen Datensatz.....	70
4.5.7	Trophieklassifikation mit der Kenngröße Gesamtbiovolumen analog zum LAWA-Index.....	71
5	Literaturhinweise	73
6	Abbildungsverzeichnis:	77
7	Tabellenverzeichnis:	79

1 Einführung

Das LAWA- Projekt O 9.08 sollte das deutsche Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton für Seen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, welches im Praxistest der Bundesländer aus dem Verfahrensentwurf von Nixdorf et al. (2005, 2006) weiterentwickelt wurde (Mischke et al. 2008 a), zur wasserwirtschaftlichen Praxistauglichkeit bringen. Den Bundesländern und den Verfahrensentwicklern sollte eine erneute Möglichkeit gegeben werden, die Plausibilität des Verfahrens zu analysieren und Verbesserungsvorschläge einzubeziehen.

Die Plausibilitätsprüfungen erfolgten auf Basis der im März 2008 veröffentlichten Verfahrensanleitung basierend auf dem Bericht in deutsch (Mischke et al. 2008a) und in Englisch (Mischke et al. 2008b). Die Verfahrensanleitung ist gemeinsam mit den Beprobungs- und mikroskopischen Analysevorschriften (Nixdorf et al. 2008), der operativen Taxaliste des Phytoplanktons (Mischke et al. 2008c) sowie der Anleitung zur Bedienung des Auswertungsprogrammes PhytoSee (Mischke 2008) in einem Band der Aktuellen Reihe der BTU Cottbus erschienen. Im Internet stehen seit April 2008 die zu diesem Verfahrensstand dazugehörigen Versionen des Bewertungsprogramms PhytoSee (Version 3.0 Mischke & Böhmer März 2008, a, b in englisch) und die harmonisierte Taxaliste des Phytoplanktons (Mischke & Kusber April 2008) zur Verfügung.

In dem aktuellen Phyto-See-Index- Verfahren sind die für die Europäische Union im Interkalibrierungsprozess vereinbarten Grenzwerte umgesetzt (Europäische Union 10.12.2008), die einige natürliche Seentypen im Tiefland und in der Alpenregion betreffen. Die Umsetzung dieser Grenzwertvorgaben in Deutschland führte für die Tieflandseen zu einer erheblichen Absenkung der ursprünglich vorgeschlagenen nationalen Grenzwerte (vgl. Nixdorf et al. 2006). Dies betrifft insbesondere die sehr flachen Tieflandseen, die dem nationalen Seetyp 11.2 zugeordnet sind.

Auf europäischer Ebene wird als Referenzzustand davon ausgegangen, dass ausnahmslos alle sehr flachen Tieflandseen (Interkalibrierungsseetyp L-CB 2) von Makrophyten, insbesondere von den untergetauchten Wasserpflanzen und den Schwimmblattwasserpflanzen zu einem großen Flächenanteil besiedelt sind. Große Makrophytenbestände beeinflussen unmittelbar auch die Qualitätskomponente Phytoplankton, indem sie das Phytoplankton beschatten, dem Freiwasser Nährstoffe entziehen, und durch allelopathische Stoffe das Wachstum des Phytoplanktons hemmen können (Körner & Nicklisch, 2002), so dass ein stabiler Zustand mit Dominanz von Makrophyten entsteht. Das Phytoplankton kann demnach im referenznahen Zustand nur eine sehr geringe Biomasse ausbilden, und dies ist bis zu einem gewissen Schwellenwert weitgehend unabhängig von den vorherrschenden Nährstoffbedingungen insbesondere den Gesamtposphorkonzentration (TP). Oberhalb des TP-Schwellenwertbereiches schlägt das ökologische System in sehr flachen Seen um, und das Phytoplankton ist konkurrenzfähiger und beschattet in dem planktondominierten Zustand nun seinerseits die Makrophyten. Bei fortgesetzter übermäßiger Nährstoffzufuhr in den See kann dies zur völligen Verdrängung der Makrophyten und extremen Phytoplanktonblüten führen.

Im aktuellen Zustand haben fast alle flachen, thermisch ungeschichteten Tieflandseen in Deutschland ihre Makrophytenbestände verloren (Körner 2002a), und deshalb ist das Phytoplankton ohne diese Konkurrenz auch im unteren Bereich der TP-Konzentrationen sehr produktiv. Der Wechsel zur Phytoplanktondominanz wird zusätzlich dadurch stabilisiert, dass die Rücklösung und die Resuspension von TP aus den Sedimenten in das Freiwasser durch die fehlende Bedeckung durch Makrophyten drastisch erhöht wird, sodass auch im Sommer übermäßig Nährstoffe für das Wachstum des Phytoplanktons zur Verfügung stehen. **Ohne die erfolgreiche Wiederansiedlung der Makrophyten in den sehr flachen Seen werden deshalb die, durch die EU gesetzten, strengen biologischen Qualitätsziele für das Phytoplankton nicht zu erreichen sein.**

Einige Bundesländer haben zu dieser **Bewertungsverschärfung für das Phytoplankton** mittlerweile Stellung genommen, nachdem sie eine vollständige Liste aller Bewertungsergebnisse erhalten hatten. Es wurde kritisiert, dass auch die Grenzwerte für weitere Seentypen in der nationalen Bewertung gegenüber dem Entwurf von Nixdorf et al. (2006) verschärft wurden, die den sehr flachen Seen durch das Fehlen der sommerlichen thermischen Schichtung (polymiktisch) ähnlich sind. Tatsächlich war die Grenzwertverschärfung der ähnlichen Seentypen allein in Analogieschluss aus theoretischen Hypothesen heraus erfolgt (Mischke et al. 2008), da Untersuchungsdaten von unbelasteten Gewässern fehlten. Eine dieser Hypothesen ist, dass auch tiefere, polymiktische Seen im referenznahen Zustand durch Makrophyten besiedelt sind, wenn auch mit zunehmender Wassertiefe ihr Einfluss abnimmt.

Demnach sind wie ausgeführt, insbesondere die Referenzzustände der tieferen, polymiktischen Tieflandseen (Typen 11.1, 14, 12) nur ungenügend beschrieben. Mittels neuer Überwachungsdaten und flankierender Rekonstruktionen soll eine Referenz- und Subtyp-Überprüfung erfolgen. Erstmals sollen in diesem Zusammenhang auch Richtwerte für die Gesamtphosphorkonzentration angepasst für jeden Seentyp vorgeschlagen werden, welche die Einhaltung und Erreichung des guten ökologischen Zustandes in Seen mit hoher Wahrscheinlichkeit gewährleisten.

Das Projekt wurde zusätzlich beauftragt, eine Zusammenführung des Phyto-See-Index-Verfahrens mit den neu entwickelten Bewertungsbausteinen für die Mittelgebirgsseen, künstlichen (AWB) und stark veränderten Seen (HMWB) (Hoehn et al. 2009) zu testen. Dazu sollte versucht werden, die Indikatorlisten für die stehenden Gewässer im Tiefland zu vereinigen.

Die Indikatorliste für die Seen in den Alpen und Voralpen sollte nach neuen Erkenntnissen überarbeitet werden, welche durch eine höhere taxonomische Bestimmungstiefe in der Überwachungs-routine und durch den Einsatz von Diatomeenpräparaten gewonnen werden konnten.

Während der Datenanalysen zu Gesamtphosphorgrenz- und hintergrundwerten für die ökologischen Zustandsklassen fiel auf, dass die TP-Werte der LAWA-Richtlinie schwer mit den in der Seendatenbank ableitbaren TP-Grenzen in Einklang zu bringen sind. Dies war Anlass für eine Prüfung der Stimmigkeit des LAWA-Index bzw. dessen Trophieklassenfestlegungen für die aktuellen Datensätze deutscher Seen sowie die Frage, ob der LAWA-Index seentypspezifisch klassifizieren sollte.

Des Weiteren wird ein Vorschlag zur Trophieklassifizierung mit dem Parameter Gesamtbiovolumen gemacht, mit dem analog und ergänzend zum LAWA-Index der Trophiestatus von Seen ermittelt werden kann.

2 Kurzzusammenfassung

Zur Verfahrensverfeinerung erfolgte eine Ergänzung der aktuellen Überwachungsdaten (2006-2007) aus den Bundesländern in die nationale Datenbank Phytoplankton. Die Gesamtheit aller qualifizierten Daten einschließlich der Mittelgebirgsregion (s. Hoehn et al. 2009) wurde genutzt, um einen aktualisierten Vorschlag für die Zielvorgaben der Gesamtposphorkonzentration (TP) für das Rahmenkonzeptionspapier der Bundesländer (RAKON) spezifisch für jeden Seetyp zu erarbeiten (Riedmüller et al. Feb 2009). Weiterhin wurde die Erweiterung und Anpassung des LAWA-(Trophie)-Index (1999) geprüft. Das vorliegende Verfahren mittels des Phyto-See-Index kann für die Alpen und Voralpenseen als weitgehend ausgereift gelten. In der europäischen Interkalibrierung sind die deutschen Gewässer hinreichend gut vertreten, Referenzgewässer vorhanden, und ihre Grenzwerte weitgehend kalibriert. Hier erfolgte im Projekt eine Überprüfung der Trophieeinstufung von ausgewählten Taxa, was zu einer überarbeiteten Indikatorliste und einer verbesserten Korrelation zur Belastungsgröße für diese Region führte.

Die bisherige Bewertung von polymiktischen Tieflandseen musste aufgrund fehlender Referenzgewässer und seiner Einteilung in Subtypen überprüft werden. Es wurden Informationen zu den Referenzzuständen für polymiktische Tieflandseen aus neuen referenznahen Seen und Berichts- und Literaturquellen ausgewertet. Die trophischen Referenzzustände sind nach Ergebnissen aus paläolimnologischen Untersuchungen teils eutropher als bisher angenommen und legen eine veränderte Subtypenbildung nahe. Als mögliche neue Kriterien für Seesubtypen wurden die Einflussfaktoren Kalziumgehalt, mittlere Tiefe, Seegröße und regionalisierte Niederschläge im Kontinentalgradienten diskutiert und geprüft. Um den Einfluss der Kalziumkonzentration zu prüfen, war die Datengrundlage aufgrund einer zu geringen Anzahl an referenznahen und gleichzeitig kalziumarmen Seen ungeeignet. Die mittlere Seetiefe hat einen nachweislichen Effekt auf die Trophieausprägung. Die bestehende Subtypenabgrenzung von Flachseen mit einer Tiefe bis zu 3 m (Typ 11.1 vs. Typ 11.2) wird bestätigt. Die Seegröße hat keinen nachweislichen Effekt auf die Trophieausprägung in polymiktischen Tieflandseen. Ein Schwellwert von $620 \text{ L}/(\text{m}^2 \times \text{Jahr})$ ist für die mittleren Niederschläge erkennbar, oberhalb dem eine TP-Konzentration über $50 \mu\text{g/l}$ und damit eutrophe Bedingungen deutlich wahrscheinlicher werden. Allerdings ist die Datengrundlage für polymiktische Seen mit geringer Trophie sehr klein (16 niederschlagsarm/5 niederschlagsreich), um eine abschließende Folgerung zu schließen.

Im Fazit der Auswertungen von referenznahen polymiktischen Tieflandseen im erweiterten gesamten Datensatz, der paläolimnologischen Studien und einer theoretischen Leitbilddiskussion unter Einbeziehung der Makrophyten wird der Phyto-See-Index folgendermaßen verändert:

- A) Die Bewertung der Flusseen wird auf der Basis einer deutlich höheren Referenztrophie bei gleichem Nährstoffhintergrundwert stark verändert und die Neubewertung im Detail festgelegt.
- B) Für die Orientierungswerte für Gesamtphosphor wird die Obergrenze im Referenzzustandsbereich von $35 \mu\text{g/l}$ auf $45 \mu\text{g/l}$ TP für die tieferen polymiktischen Seen des Seetyp 11.1 erhöht.
- C) Für die Seetypen 11.2, 11.1 und 14 wird ein hoher Bedeckungsgrad an Makrophyten angenommen, der einen planktondominierten Zustand verhindert. Mit zunehmender mittlerer Seetiefe lässt der Einfluss der Makrophyten zwar nach, aber zunehmende Sedimentationsverluste und die durchschnittlich abnehmende Lichtverfügbarkeit bewirkt in tieferen Seen eine geringere Trophie im Freiwasser als in Flachseen. Die Biomasseausprägung nimmt in den Seetypen in folgender Reihenfolge zu: $14 < 11.1 < 11.2 < 12$.

Es wird weiterhin in Übereinstimmung mit den Empfehlungen der europäischen Interkalibrierung davon ausgegangen, dass ein kleineres Einzugsgebiet ($VQ < 1,5$) auch eine geringere Referenztrophie und

einen geringeren TP-Hintergrundwert bedeutet (s. Seetyp 14 vs. 11.1 und Seetyp 13 vs. 10.1 vs. 10.2).

Nach einer Überprüfung des Parameters Cyanobacteria anlässlich der abweichenden Definition in anderen europäischen Mitgliedsstaaten sollte von einer Umstellung auf den prozentualen Anteil im deutschen Verfahren abgesehen werden, eine Neudefinition als „harmful Cyanobacteria“ ist ohne wesentlichen Bewertungseffekt.

Eine Zusammenführung des Verfahrens mit den neu entwickelten Bewertungsbausteinen für die Mittelgebirgsseen (Hoehn et al. 2009), künstlichen (AWB) und stark veränderten Seen (HMWB) wurde angestrebt. Dazu wurde zum einen die operative Taxaliste erheblich erweitert, zum anderen wurde eine gemeinsame Indikatorliste für Tieflandseen vom LAWA-AK getestet. Nach den vorläufigen Tests könnte dies möglicherweise für geschichtete Seen erfolgen, hier wird jedoch die Einbeziehung der neuen Daten aus dem Praxistest der stark veränderten und künstlichen Gewässer (Hoehn et al. 2009) abgewartet. Für die polymiktischen Tieflandseen gilt nach derzeitigem Stand, dass die Verwendung zweier auf die entsprechenden Datensätze kalibrierten Listen ein zuverlässigeres Bewertungswerkzeug darstellen. Begründungen für die Unterschiedlichkeit der Datensätze werden diskutiert. Es wurde eine erweiterte Version des Auswertungstools PhytoSee (4.0) erstellt, die folgende Änderung enthält: Erweiterte Taxaliste, veränderte Flusseenbewertung, Umstellung des Cyano-Parameter auf „harmful Cyanobacteria“ als Angleichung an die europäischen Standards, Überarbeitung der Indikatorliste für die Alpenregion und das Einfügen aller neuen Gewässertypen des Mittelgebirges und der ABW und HMWB nach Hoehn et al. (2009). Aufgrund der thematischen Neuausrichtung im Projekt wurden Arbeiten zu den methodischen Grenzen des Verfahrens und die Prüfung einer Verfahrenserweiterungen (DI-Prof) auf nachfolgende Projekte verschoben.

Die Prüfung der anhaltenden Gültigkeit des LAWA-Index auf den aktuellen Datensatz natürlicher Seen ergab, dass insbesondere die Einzelindices der Gesamtposphorparameter einer Revision bedürfen, wenn Klassengrenzen der Trophiezustände und Bewertungsmaßstäbe mit ähnlichen Kennwerten arbeiten sollen. Auch wurden im bisher angewandten LAWA-Index für natürliche Seen Kalibrationsungenauigkeiten gefunden.

In der Zukunft sind die Arbeiten zur europäischen Interkalibrierung, der Qualitätssicherung des Verfahrens sowie zur Ableitung von Handlungsoptionen erforderlich und fortzuführen.

3 Projektaufgaben und deren Neuausrichtung

Die Projektaufgaben des Antrages sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tab. 1: Projektaufgaben im LAWA O 9.08 Feinabstimmungsprojekt zum deutschen Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen zur Umsetzung der EU-WRRL im Jahr 2008

Projektteil	Übergreifende Projektaufgaben
Oa	Aufbereitung der neuen Monitoring-Daten
Ob	Literatur- und Berichtsstudie aktueller Veröffentlichungen
Od	Berichtserstellung und Vorträge in den Gremien
	Ermittlung Grenzen des Verfahrens
1a Verschoben	Prüfung der Angemessenheit der Beprobungshäufigkeit
1b Verschoben	Prüfung Einbeziehung März und November
1c Verschoben	Prüfung Anzahl der Chlorophyll a-Messungen
1d Verschoben	Prüfung "euphotische Zone für die Gesamtbewertung"
1e Verschoben	Bewertungsvorschlag für „Grenzwertseen“
1f	Prüfung Anzahl an Indikatortaxa bei Indikatorgruppierungen
	Zu testende Verbesserungsvorschläge
2a	Programmergänzungen -korrekturen für PhytoSee.mdb
2b	Bearbeitung Taxaliste (HTL): neue Taxa; Bestimmungstiefe; Artgruppierungen
2c	Erweiterte Tests Einbindung Diatomeen-Index-Profundal
2d	HTL-DV-Übersetzungstabelle
3a	Zielvorgaben Gesamtposphorkonzentration mit Rest- Risikoabschätzung
3b	Zuarbeiten zu den See-Typen-Steckbriefe
3c	Prüfung des LAWA-Index (1999), Erweiterung um den Parameter Phytoplankton-Gesamtbiovolumen

Das vorliegende Projekt wertete die Stellungnahmen der Bundesländer aus und nutzte die neu verfügbaren Überwachungsdaten aus den Jahren 2006-2007 zur Feinabstimmung des Verfahrens (Datensammlung; Verfahrensvalidierung).

Weiterhin sollte durch die fachliche Auswertung der externen Experteneinschätzungen aus flankierenden Projekten der Bundesländer die Verfahrensfortentwicklung auf breiter Basis voran bringen (Literatur- und Berichtsstudie). Darunter fallen die paläolimnologischen Untersuchungen des Landes Schleswig-Holsteins in 2007/2008 zur Rekonstruktion von seespezifischen Referenzzuständen (Hübener et al. 2009), wodurch abgeleitet werden kann, ob Seen durch besondere hydrologische Bedingungen aus dem Konzept eines Gewässertyps herausfallen.

Mit dem Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie wird erstmalig auch ein national einheitlicher methodischer Rahmen für Probenahme und mikroskopische Analyse gegeben, der gleichzeitig Aufgaben der Qualitätssicherung erfüllen muss (Nixdorf et al. 2008). Geplant war, eine Überprüfung des Bewertungseffekts methodischer Abweichungen von der Probenahmervorschrift durchzuführen.

Diese Aufgaben wurden auf ein Folgeprojekt verschoben,

- um freie Kapazitäten für andere mehr dringliche Arbeiten zu erhalten
- weil zu einem späteren Zeitpunkt mehr Ergebnisse aus geeigneten Untersuchungsprogrammen vorliegen
- und sich die Bundesländer vorläufig auf die bestehende Fassung der Probenahmenvorschrift geeinigt haben.

Weitere Projektaufgaben waren die vorläufigen Zielvorgaben für das Saisonmittel der Gesamtposphorkonzentration (TP) zu überarbeiten, die für eine Aktualisierung der Rahmenkonzeptionspapiere der Bundesländer (kurz: Rakon-Papiere) verwendet werden sollen. Auf Basis der Möglichkeiten der umfangreichen Phytoplankton-Datenbank deutscher Seen sollte die Erweiterung des LAWA-(Trophie)-Index (1999) und die Kenngröße Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons geprüft werden. Weiterhin sollten Vorschläge zur Anpassung des LAWA-(Trophie)-Index (1999) an die neu definierten Gewässertypen und identifizierten unterschiedlichen Relation zwischen TP und Chlorophyll a erarbeitet werden.

Im Rahmen der LAWA-AK Seen Sitzung in Saalfeld (Okt 2008) kam es zu einer Neuausrichtung der zu bearbeitenden Themen im Feinabstimmungsprojekt Seen bis Ende März 2009. Der LAWA-AK hat beschlossen, dass die vorliegende Beprobungsanleitung (Nixdorf et al. 2008) für die laufende Bewirtschaftungsperiode vorläufig unverändert übernommen wird. Dadurch kommt es zur Verschiebung von Arbeitsaufgaben auf spätere Projekte, welche den konkreten Aufgaben zur Prüfung der Grenzen des Verfahrens entsprechen (1a – 1 e der Tab. 1).

Statt der auf spätere Projekte verschobenen Aspekte zu den Grenzen des Verfahrens sieht der LAWA-AK Seen mit Sitzung in Saalfeld (Okt 08) folgende Aufgaben als vordringlich an:

- Prüfung einer Zusammenführung der Seetypen 14 und 11.1 (Kap. 2.1.1)
- Versuch einer Zusammenlegung der PTSI-Indikatorlisten im Tiefland für natürliche und für künstliche Seen (Kap. 4.4.2)
- Überarbeitung der Indikatorliste für die Voralpen und Alpenregion
- Gemeinsames vorläufiges Bewertungstool PhytoSee für AWB, HMWB und natürliche Seen
- Anpassung des Parameters Cyanobacteria an die europäisch verbreitete Variante
- Prüfen der Stimmigkeit des LAWA-Index für natürliche Seen im aktuellen Kontext

4 Ergebnisse

4.1 Prüfung der Referenztrophy der polymiktischen Tieflandseen und der Zusammenführung der Seetypen 14 und 11.1

4.1.1 Anlass

Im aktuellen Verfahren zum Phyto-See-Index werden die im Sommer thermisch nicht geschichteten Seen (polymiktisch) anhand ihrer Einzugsgebietsgröße im Verhältnis zum Seenvolumen (VQ) in drei unterschiedlich zu bewertende Seetypen unterteilt: Typ 11.1, 14 und 11.2. Typ 11.2 grenzt sich durch die geringe mittlere Seetiefe kleiner als 3 m ab und wird in der EU als Interkalibrierungstyp „sehr flache Tieflandseen“ behandelt. Für diese Flachseen wurde ein europäisch gültiger Grenzwert hinsichtlich der Chlorophyll a-Konzentration als Biomassekenngröße festgelegt. Daran hatte sich Deutschland in seinem nationalen Verfahren anzupassen (s. Mischke et al. 2008).

Für die tieferen, polymiktischen Seen (>3 m mittlere Tiefe) gibt es (bisher) keine international festgelegten Grenzwerte für die WRRL. Es wurde vom LAWA-AK- Seen angesichts der nur kleinen Anzahl an Seen des Typs 14 (VQ <1,5), eine Zusammenlegung mit den anderen polymiktischen, tieferen Tieflandseen vom Seetyp 11.1 angeregt.

Ein weiterer Anlass für diese Anregung ist die Beobachtung aus paläolimnologischen Untersuchungen, dass sich innerhalb der tieferen polymiktischen Seen (s. Abb. 2) zwei Gruppen von Seen mit unterschiedlichen Referenztrophy beobachten lassen:

- a) Seen mit einer (ehemals) mesotrophen Referenztrophy
- b) Seen mit einer eutrophen Referenztrophy

Falls diese unterschiedliche Referenztrophy eindeutig durch paläolimnologischen Studien ermittelbar ist, dies womöglich noch durch rezente Referenzseen belegt werden kann, und es definierbare Faktoren oder Umweltparameter gibt, die diese Seengruppen in der Typologie unterscheidbar machen, sollte es zu einer Neufestlegung/Überprüfung der Referenzwerte für die Typen 11.1, 12 und 14 kommen.

Von der EU werden einige Umweltparameter vorgeschlagen, die bekannt sind, die Referenztrophy (gemessen als Chlorophyll a-Konzentration) zu erhöhen oder zu erniedrigen (s. Tabelle 4-1). Die Angaben basieren auf Experteneinschätzungen und den Ergebnissen des EU-Projektes REBECCA (Carvalho et al. 2008, Phillips et al. 2008, Solheim et al. 2008).

Innerhalb der polymiktischen Seen hat die deutsche Seen-Typologie die gelisteten Faktoren Seetiefe, Alkalinität und Verweilzeit bereits indirekt berücksichtigt (s. Mathes et al. 2002). Die Seetiefe dient der Abtrennung von Typ 11.2, die Verweilzeit wird indirekt durch die Verwendung des Quotienten aus Einzugsgebietsgröße durch Seevolumen (VQ <>1,5) zur Typentrennung von Seetyp 14 von Typ 11.1 genutzt und die Alkalinität indirekt durch die Verwendung des Kriteriums „Kalziumkonzentration <> 15 mg/l“. In Deutschland haben nahezu alle Tieflandseen > 50 ha eine Kalziumkonzentration >15 mg/l im Gegensatz zum Beispiel zu Estland.

Für den Seetyp 14 ließe sich demnach gemäß Tabelle 3.1 begründen, dass seine Biomasseausprägung niedriger als in Flachseen (Typ 11.2) ist, da diese Seen tiefer sind und ihre Verweilzeit sehr lang ist (s. Kapitel 4.1.6.3).

Im Projekt werden nun weitere Faktoren wie Kalziumgehalt (vgl. Parameter in Europa wird die Alkalinität als Parameter verwendet), die Seegröße und die regionalisierten Niederschläge im Kontinentalgradienten zusätzlich herangezogen, um eine Gruppe an Seen mit möglicherweise höherer Grundtrophy von anderen polymiktischen Seen abzugrenzen (s. Kapitel 4.1.7).

Tabelle 4-1: Empfehlung aus dem Technischen Bericht Seen des JRC (Technical Reports EU-JRC 2008), welche Merkmale der nationalen Seentypen bestimmen, ob die maximalen oder minimalen Grenzwerte angewendet werden (Guidance on how national lake characteristics determine the use of minimum or maximum values of the common type).

Lake descriptor	Characteristics of national type or lake population as compared to GIG type	Guidance for use of minimum and maximum values
Depth	relatively shallow*	MAX
Sediment	Organic	MAX
Sediment	gravel, sand	MIN
background turbidity	relatively high*	MAX
residence time	relatively low*	MAX
Altitude	relatively low*	MAX
alkalinity	relatively high*	MAX

*opposite characteristics result in minimum guidance values

4.1.2 Basis der bisherigen Referenzherleitung für die polymiktischen Seen im PSI

Mit der Festlegung der Grenzwerte für die Flachseen (im Typ 11.2), hat die europäische Union einen Ankerpunkt für die Bewertung von polymiktischen Tieflandseen vorgegeben.

Die anderen davon abweichenden nationalen Seentypen sollen gemäß Tabelle 4-1 Grenzwerte oberhalb oder unterhalb davon erhalten.

Innerhalb der Interkalibrierungsgruppen wird durchaus noch diskutiert, wie gesichert der Ankerpunkt, bzw. die Referenz für Flachseen hergeleitet wurde, denn auch hier war die Anzahl der Referenzseen sehr gering (5 Seen mit 40 Seenjahren) und deren Einzugsgebiet relativ klein (s. Lake report, Reference lakes p. 41). Deutschland konnte zumindest mit dem damaligen Datenbestand keine Referenzseen beitragen, da entweder die Landnutzung im Einzugsgebiet der deutschen Seen nicht unter 10% war bzw. die Einwohnerdichte zu hoch ist (>10 Einwohner pro km²).

Die Referenzzustände der beiden nationalen tieferen, polymiktischen Seentypen (11.1, 14) ist bisher nur unzureichend beschrieben. Es fehlen in Deutschland Referenzseen, welche die Kriterien des EU-CIS guidance zur Ermittlung des Referenzzustandes erfüllen. Deshalb dienen zur nationalen Verfahrensherleitung anstelle von Referenzseen, solche Gewässer, die sich in einem sehr guten Trophiezustand befinden. Der sehr gute Trophie-Referenzzustand für polymiktische Seen wurde anhand von Experteneinschätzung und Phosphorhintergrundwerten hergeleitet.

Zurzeit wird im Phyto-See-Index Verfahren für polymiktische Seen ein mesotropher Trophie-Referenzzustand angenommen (s. Tabelle 3-2 aus Mischke et al. 2008a). Ein Indexwert von 2,0 entspricht der Trophieübergangsgrenze zwischen mesotroph 1 und mesotroph 2.

Tabelle 4-2: Trophischer Referenzwert (Berechnungsgröße) in den Seentypen sowie Klassenobergrenzen des Referenz-, des 'sehr guten' und 'guten' Zustands angegeben in der Skala des LAWA-Index/PTSI (aus Mischke et al. 2008a).

	See(sub-)typ der Phytoplanktonbewertung (nach Lage der Referenztrophy sortiert)									
	4	1	2+3	13	10.1	10.2	14	11.1	12**	11.2
trophischer Referenzwert (LAWA/PTSI)	0,75	1,25	1,25	1,25	1,50	1,75	1,75	2,00	2,00	2,25
H/G	1,25	1,75	1,75	1,75	2,00	2,25	2,25	2,50	2,50	2,75
G/M	1,75	2,25	2,25	2,25	2,50	2,75	2,75	3,00	3,00	3,25

** Referenzwert für Seen des Typs 12 (Flusseen) wird für den PSI mit diesem Bericht verändert auf 2,75 (s. Kap. 4.1.6.2)

Für die Grenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand (H/G) ist nach Mischke et al. (2008a) eine um 0,5 LAWA-Index-Einheiten höhere Trophy zugelassen (normativ: nur geringfügige Abweichung vom Referenzzustand).

Für die Grenze zwischen dem guten und mäßigen Zustand (G/M) ist eine um 1,0 Indexeinheiten höhere Trophy als im Referenzzustand zugelassen. Demnach verlässt ein See des Typs 11.1 den guten Zustand bei Werten höher als 3,0 (>3 = Handlungsbedarf), was der Obergrenze des eutroph-1-Zustandes nach LAWA (1999) und 17,8 µg/l Chlorophyll a im Bewertungssystem entspricht.

Aufgrund fehlender Referenzgewässer erfolgte die Festlegung der seetyp-spezifischen Referenztrophy in Mischke et al. (2008a) für Typ 11.1 und 14

- im Verhältnis zu den sehr flachen Seen (Typ 11.2; L CB2), für die durch die Interkalibrierung eine internationale Abstimmung erfolgte (Technical Report CB GIG (2007): G/M Grenze Chl a = min 21 – max 25 µg/l; Mischke et al. (2008) angepasst mit G/M Grenze LAWA/ PTSI-Index 3,25 was einem Chl a- Wert von 24,8 µg/l entspricht)
- und unter der Annahme, dass Seen des Typs 11.1 und 14 im Verhältnis zu den sehr flachen Seen eine geringere Referenztrophy aufweisen müssen.

Als hypothetische Gründe für diese Annahmen sind anzuführen:

- 1) Da die Seen des Typs 14 und 11.1 tiefer sind und damit eine geringere Lichtverfügbarkeit für das Phytoplankton als in Typ 11.2 haben, müsste das Phytoplankton mit einer geringeren Biomasse auf die gleichen Gesamtphosphorkonzentrationen reagieren.
- 2) Da die Seen des Typs 14 und 11.1 tiefer sind als in Typ 11.2 und damit eine höhere Sedimentationsrate des Phytoplanktons haben (mehr Verluste), müsste das Phytoplankton mit einer geringeren Biomasse auf die gleichen Gesamtphosphorkonzentrationen reagieren.
- 3) Da Seen mit einem kleinen VQ (Typ 14) weniger oberflächennahe Nährstoffeinträge erhalten und dadurch eine längere Wasserverweilzeit haben, sollten sie eine geringere Referenztrophy aufweisen als Seen mit größerem VQ (Seetyp 11.1 und 12).
- 4) Da die Flusseen (Typ 12) Wasserverweilzeiten unter 30 Tagen haben, kommt es zu einem hohen Austrag an Phytoplanktonbiomasse, der durch zumeist planktonarmes Flusswasser

ausgetauscht wird (Ausnahme Seenketten), was zu einer geringeren Biomasse bei gleicher Gesamtphosphorkonzentration führt als in Standgewässern mit längerer Verweilzeit. Nach Modellversuchen in einem kleinen See von Jones & Elliott (2007) bewirkt eine Verkürzung der Verweilzeit die Abnahme der sommerlichen Chlorophyll a- Konzentrationen.

Nach den Hypothesen in den Punkten 1 – 3 ist die Grundtrophie, messbar als Chlorophyll a-Wert, in tieferen polymiktischen Seen geringer anzunehmen als in den Flachseen. Im Phyto-See-Index wird außerdem von ähnlichen Werten für die Gesamtphosphorkonzentration (TP) ausgegangen (<35 µg/l s. Tabelle 4-3), mit Ausnahme der Flusseen im Tiefland, für die höhere TP-Hintergrundwerte rekonstruiert sind (s. Mischke et al. 2006).

Als bestätigendes Argument für die bisherigen Annahmen (Pkt. 1-3), die zu einer geringeren Referenztrophie in tieferen polymiktischen Seen als in Typ 11.2 führen, kann angeführt werden, dass es in den neuen Überwachungsdaten einige Seen gibt (s. Kap. 4.1.3), die gleichzeitig die geforderten Chlorophyll a- und TP- Grenzen erfüllen (s. Tab. Tabelle 4-3), wovon Flusseen auszunehmen sind.

Im Gegensatz zu den bisherigen Annahmen stehen neu verfügbare paläolimnologische Studien: Sie ergaben für Perioden geringer menschlicher Besiedlung im Einzugsgebiet eine Trophiespannbreite, die weit in den eutrophen Zustand hineinreichen. Allerdings kann hier der Trophiezustand methodisch bedingt nicht auf Biomasseangaben des Phytoplanktons basieren, sondern wurde aus den rekonstruierten TP-Konzentrationen zwischen 17 und 65 µg/l TP für 8 tiefere polymiktische Seen abgeleitet (Tabelle 4-4). Die Maximalwerte weisen darauf hin, dass zumindest für einige polymiktische Seen höhere TP-Hintergrundwerte als schwach mesotroph angenommen werden müssen. Die paläolimnologischen Ergebnisse sind im folgenden Kapitel 4.1.5 ausführlicher dargestellt. Aus diesem Anlass müssen ökosystemare Mechanismen diskutiert werden, die dazu führen könnten, dass die tieferen polymiktischen Tieflandseen eine höhere Grundtrophie als die Flachseen (Typ 11.2) aufweisen.

Als Gegenhypothesen zu den bisherigen Annahmen kann diskutiert werden:

- 5) Da die Seen der Typen 14 und 11.1 tiefer als Flachseen sind, ist die Makrophytenbesiedlung auf eine geringere Fläche beschränkt und auch der Einfluss des Zooplankton-Fraßes ist kleiner, so dass sich eine höhere planktische Biomasse bei gleicher Gesamtphosphorkonzentration aufbauen kann.
- 6) Da die Flusseen (Typ 12) große Einzugsgebiete haben, werden größere Sedimentfrachten eingetragen und es kommt damit zu höheren Hintergrundwerten für die Gesamtphosphorkonzentration (Kaskaden-Effekt).
- 7) Nach Scheffer & van Nes (2007) müssen nicht alle Flachseen (Typ 11.2 und 11.1) von Makrophyten dominiert sein, sondern es scheint viele Übergangsstadien zu geben, welche teils durch variierende Konkurrenz zu Makrophyten verursacht werden, die auch eine Änderung der Trophie durch veränderte TP-Rücklösung zur Folge haben können. Die Übergangsstadien können aber zu einem gewissen Grade auch durch die Seetiefe, hydrologische Besonderheiten etc. erklärt werden. Demnach könnte das Dogma einer Makrophytendominanz für alle Flachseen im Referenzzustand, wie es im CB Lake GIG von einer Gruppe der Mitgliedstaaten vertreten wird, möglicherweise nicht für alle Seen gelten. In Seen mit natürlicherweise geringer Makrophyten-Bedeckung müssten dann höhere Chlorophyll a-Werte (höher als für L CB2) zugelassen werden.

Körner et al. (2002) konnten den enormen Einfluss von Wasservögeln und Jungfische auf das Makrophytenwachstum demonstrieren, und sehen hier neben dem verarmten und ungeeigneten Sedimentsubstrat Gründe für die verzögerte Wiederansiedlung der Makrophyten in Seen auch bei erreichten TP-Orientierungswerten und relativ hohen Sichttiefen.

4.1.3 Verteilung von referenznahen polymiktischen Seen im neuen Datensatz

Im Folgenden wird je Gewässertyp das Verhältnis des bisherigen Orientierungswertes TP-Konzentration zu den tatsächlich beobachteten Chlorophyll a-Konzentrationen für die Grenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand diskutiert (Tabelle 4-3).

Die Flusseen (Typ 12) mit sommerlichen TP-Konzentrationen im Richtwertbereich bilden eine höhere Chlorophyll a-Konzentration aus als bisher erwartet. Die Biomasse indiziert mittels PSI in allen Beispielen nur einen mäßigen Zustand. Hiermit ist wahrscheinlich, dass die Chl a- Grenzwerte bisher zu streng gewählt sind. *Eine Zielerreichung des ökologischen Zustandes Phytoplankton durch Einhaltung des Gesamtposphorrichtwertes (<50-90 µg/l TP) ist nach den bisherigen Kenntnissen und Biomasse- Grenzwerten nicht erreichbar (0:4).*

In der Gruppe der tieferen, polymiktischen Seen des Typs 11.1 ist nun ein weiterer potenzieller Referenzsee mit dem mesotrophen Stoßdorfer See vorhanden. Dies ist umso wichtiger, als die Trophie- und Phytoplanktonuntersuchungen der beiden bisherigen Referenzseen (Wolgastsee, Fleesensee) noch ohne Verfahrensvorschrift erhoben wurden und aufgrund der geringen Probenzahl und Bestimmungstiefe wenig belastbar für die Verfahrensherleitung sind.

Auch wenn die Biomasse in zwei weiteren phosphorarmen Seen (Großer Labussee, Pinnsee) den Grenzwert für den guten Zustand übersteigt, ist doch *in Seetyp 11.1 eine Zielerreichung des ökologischen Zustandes Phytoplankton durch Einhaltung des Gesamtposphorrichtwertes (<35 µg/l TP) nach den bisherigen Kenntnissen wahrscheinlich (5:2).*

Als referenznah für die polymiktischen Seen mit kleinem VQ (Typ 14) kann erstmals der große Tietzensee (BRB) dienen. Die kleine Gruppe der Typ 14er-Seen kann weiterhin nur unzureichend beschrieben werden. Auch der erweiterte Datensatz lässt noch keine grundsätzliche Überarbeitung der Bewertungsgrenzen zu.

Für die Flachseen (Typ 11.2) sind nun Phytoplanktondaten aus 11 Untersuchungsgewässern verfügbar, die eine sommerliche TP Konzentration unter 35 µg/l aufweisen. Damit sind nun mehr referenznahe Gewässer vorhanden als zur Verfahrensentwicklung. 4 Seen liegen auch mit ihrer Biomasseausprägung im Bereich für den „sehr guten“ Zustand des Phytoplanktons und können als Referenzseen nach trophischer Voreinstufung und Expertenurteil gelten. Es ist erforderlich zu recherchieren, ob diese Seen durch Makrophyten dominiert werden.

Die Artzusammensetzung in den Referenzflachseen (Rederangsee 2005, Kölpinsee 2003, Großer Specker See 2005, Malkwitzer See 2006) kann zur Validierung der Indikatorliste des PTSI herangezogen werden.

7 weitere Flachseen erfüllen zwar die TP-Grenzwerte für den sehr guten Zustand, die Höhe der in ihnen gebildeten Phytoplanktonbiomassen entspricht aber nur dem guten Zustand oder mäßigen Zustand. Es muss nachgeprüft werden, ob hierfür der Verlust der Makrophyten verantwortlich sein könnte. *Eine Zielerreichung des ökologischen Zustandes Phytoplankton durch Einhaltung des Gesamtposphorrichtwertes (<35 µg/l TP) ist für Seetyp 11.2 nach den bisherigen Kenntnissen wahrscheinlich (7:4).*

Tabelle 4-3: Zusammenstellung der seetypspezifischen Orientierungswerte für TP (aus Sitzungsvorlage LAWA-AK Seen in Freiburg nach Riedmüller et al. 2008) und der Wertebereiche für die Chlorophyll a-Statusklassen (Mischke et al. 2008a), die in den besten polymiktischen Tieflandseen in Deutschland bisher ermittelt wurden.

	H/G-Orientierungswert Mai 08; Riedmüller et al.; Gesamtphosphor µg/l in Mai-September	Chlorophyll a Saisonmittel µg/l	Beispielseen, die die Kriterien erfüllen
Seetyp 12	25-50*** TP passend zu Flüssen <i>Chl a-Grenze zu streng? Anpassen an Typ 11.2?</i>	<9,8 = „sehr gut“	---
		9,8 – 17,8 = „gut“	---
		17,9 – 32,9 = „mäßig“	Bützsee, Wendsee, Röblinsee, Jäthensee
Seetyp 11.1	25-35 (-45)* Zielerreichung ÖZ „gut“ wahrscheinlich	<9,8 = „sehr gut“	Stoßdorfer See 2006, Wolgastsee 2003, Fleesensee 2003
		9,8 – 17,8 = „gut“	Useriner See, Leppinsee
		17,9 – 32,9 = „mäßig“	Großer Labussee, Pinnsee
Seetyp 14	20-35	<7,3 = „sehr gut“	Außenmüritz (Sondertyp?), Tietzensee, Gr. 2007
Seetyp 11.2**	25 - 35 Zielerreichung ÖZ „gut“ wahrscheinlich	< 12 = „sehr gut“	Rederangsee 2005, Kölpinsee 2003, Großer Specker See 2005, Malkwitzer See 2006
		12 – 24,9 = „gut“	Treptowsee, Kleiner Zillmannsee Schlosssee Pampow
		25 – 51,2 = „mäßig“	Orth- o. Hohen Wangelinsee, Priesterbäcker See, Püttersee, Borgwallsee

ÖZ= Ökologischer Zustand

* Aufgrund der paläologischen Studien von Hübener et al. (2009) und Schönfelder (2003, 2004) wird ein nach oben hin erweiterter TP-Bereich bis zu 45 µg/l als Referenz für Seetyp 11.1 angenommen.

** Der sehr flache Seetyp 11.2 (IC-Typ L CB2) soll nach dem Technical Report 6: Lakes (2008) im Referenzzustand makrophytendominiert sein und weist entsprechend geringere Phytoplanktonbiomassen und Chlorophyll a-Werte pro TP-Einheit auf. Auch können in weitgehend unbelasteten Seen Phosphorrücklösungsprozesse zu einem Ausscheren der Konzentrationen aus den beschriebenen Regelbereichen führen.

*** Flusseen - insbesondere Seen mit hoher Retentionsleistung - können höhere Trophiezustände im Referenzzustand aufweisen, welche z.T. weit in den eutrophen Status hineinreichen. Die Gesamtphosphorkonzentrationen können in diesen Seen zwischen 40 und rund 100 µg/L im Sommermittel liegen.

4.1.4 Exkurs: Plausibilisierung der Referenztrophy für geschichtete, nicht interkalibrierte Tieflandseen

Seetyp 10.2: Als Nebenaspekt können aus dem in diesem Projekt neu hinzugekommenen Datensatz zwei geschichtete Seen hervorgehoben werden, die als referenznah für den Seetyp 10.2 gelten können, da sie die Kriterien des sehr guten Zustandes für TP und Chlorophyll a erfüllen:

Dabelowsee 2006 PSI-Zustand: gut 8,8 µg/l Chl a 26 TP µg/l

Granziner See2006 PSI-Zustand: gut 4,0 µg/l Chl a 24 TP µg/l

Damit ist empirisch bewiesen, dass auch in geschichteten Tieflandseen mit sehr großem Einzugsgebiet (im Verhältnis zum Seevolumen) die TP Konzentrationen im Sommer im referenznahen Zustand niedrig sind. Eine Validierung des PTSI und des Algenklassenmetrics für den sehr guten Zustand ist hiermit für Typ 10.2 ebenfalls möglich, da nun erstmals referenznahe Seen verfügbar sind.

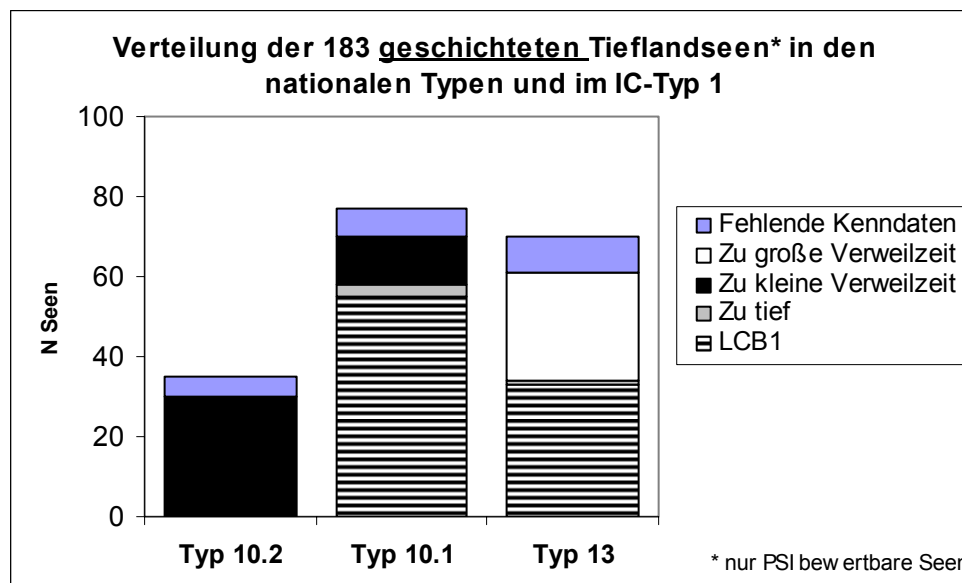


Abbildung 1: Verteilung der geschichteten Tieflandseen in den Phytoplankton-relevanten deutschen Seetypen und auf den Interkalibrierungstyp L CB1 mit einer mittleren Wassertiefe 3 – 15 m und einer Verweilzeit zwischen 1-10 Jahren.

Damit ist die Abgrenzung des Seetyps 10.2 von 10.1 und seine höhere Referenztrophy gegenüber L CB1 durch die geringe Verweilzeit gut und EU-konform begründbar (s. Tabelle 4-1).

4.1.5 Rekonstruierte Referenztrophy für polymiktische Tieflandseen in paläolimnologischen Studien

Seit längerem werden paläolimnologische Studien genutzt, um den trophischen Referenzzustand von Seen zu studieren (Jeppesen et al. 2001, Mischke et al. 2003, Hübener et al. 2006a,b, 2009). Dazu werden die subfossilen Ablagerungen von Kieselalgen, Makrophyten, Pollen von Landpflanzen in den seeinternen Ablagerungen der Seen (Seesedimente) genutzt.

Diatomeen (Kieselalgen) eignen sich als Bioindikatoren für die Verfügbarkeit von Nährstoffen und sind aufgrund ihrer verkieselten Schalenreste als Art auch in älteren Ablagerungen identifizierbar. Durch Kenntnisse der heutigen Verbreitungsspektren einzelner Arten entlang ansteigender Trophy, konnten Diatomeen- Phosphor-Transferfunktionen etabliert werden (Schönfelder 2000, 2002, 2004; EDDI modif. nach Hübener et al. 2008), die eine Rekonstruktion des ehemaligen Trophiezustandes eines

Sees aus seinem Sediment ermöglichen. Die Datierung der Sedimentkerne erfolgt über C14-Isotopenmarkierung, und wird zumeist zur Identifikation von Perioden mit geringer menschlicher Nutzung mit der Pollenanalyse ergänzt, wobei unter anderem Besiedlungsanzeiger wie z.B. das Verhältnis von Getreidepollen zu Baumpollen genutzt werden können.

In einem aktuellen Auftrag des Landesamt für Umwelt Schleswig-Holstein an die Universität Rostock galt es, den seetyp-spezifischen Referenzzustand an fünf Flachseen des Typs 11.1 bzw. 14 auf Basis paläolimnologischer Untersuchungen zu ermitteln. Dazu wurden an den Seen eine Sedimentkernbohrung durchgeführt und nach einer orientierenden C14-Datierung an Proben der letzten mindestens 1.000 Jahre die Parameter Geochemie, Makroreste, Pollen und Diatomeen untersucht (Hübener et al. 2009).

Für vier Seen konnte der nach LAWA-Kriterien (LAWA 1999) angenommene mäßig eutrophe (e1) Referenzzustand bestätigt werden. Nach der vorliegenden, im wesentlichen auf den Parameter Gesamtphosphor begrenzten Studie konnte für die heutigen eu- bis polytrophen Flachseen keine bzw. nur einmal im Stendorfer See mesotrophe Referenzsituation bestätigt werden.

Die Studie von Hübener et al. (2009) ergänzt die Studien von Schönfelder (2003, 2004), die erstmals die diatomeen- basierte Rekonstruktionsmethode auch auf mehrere polymiktische brandenburgische Seen erfolgreich angewendet hatte. In beiden Studien konnte nachgewiesen werden, dass es auch in sommerlich durchmischten Seen zu einer Stratifikation der Seesedimente kommt, die bei einer schonenden Beprobung (ggf. Gefrierbohrkerntechnik) mindestens eine nachträgliche Datierung des Beginns und Ende des Mittelalters sowie Beginn der Industrialisierung zulässt, je nach Länge des Kerns lassen sich zumeist noch weitere Siedlungsaktivitäten datieren:

- Subatlantikum XI (Völkerwanderungszeit)
- Subatlantikum XI (Frühmittelalter/Slawische Zeit, 720-1143 AD)
- Subatlantikum XIIa (Hochmittelalter, 950/1143-1350 AD)
- Subatlantikum XIIb (Spätmittelalter, 1350-1500 AD)
- Subatlantikum XIIc (Frühe Neuzeit, 1500-1760/1800 AD)
- Subatlantikum XIId (Moderne, 1760/1800 AD-heute)

Seen aller vier betrachteten Seetypen hatten in beiden Studien teils einen TP-Hintergrundwert, der den Annahmen des Bewertungssystems im Phyto-See-Index entspricht (s. Spalte 3 – 5 in Tabelle 4-4). Für einen Teil der Seen wurde jedoch eine Gesamtphosphorkonzentration (TP) größer als 35 µg/l rekonstruiert und war damit erheblich höher als erwartet.

Beide Studien sind im wesentlichen auf die Rekonstruktion des Trophieparameters Gesamtphosphor begrenzt, die Methode kann also nicht die ehemals vorherrschende Phytoplanktonbiomasse, z.B. den sommerlichen Chlorophyll a-Mittelwert rekonstruieren.

4.1.5.1 Bedeutung der Co-Limitierung durch Stickstoff

Ergänzend ist aus der Rekonstruktion des Gesamtstickstoffwertes (TN) für mehrere Seen bekannt, dass die menschlich unbeeinflussten TN-Konzentrationen sehr weit unter den heutigen Werten lagen. Moss (1998) vertritt sogar die These, dass letztendlich die durch Menschen erhöhte Stickstoffverfügbarkeit zur Verdrängung von Makrophyten geführt hat. Im Referenzzustand, also vor Beginn der menschlichen Aktivität, nimmt er an, dass das Phytoplankton überwiegend N-limitiert war.

Die Stickstoffverfügbarkeit ist heute allein schon durch die Deposition aus der Luft in Gewässer weit oberhalb des Referenzwertes. Deshalb hält man es für die wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftungsziele unerreichbar, die ehemals niedrigen TN-Werte in Seen wieder herzustellen. Heutzutage ist nur die Phosphorkonzentration durch Maßnahmen im Einzugsgebiet wesentlich zu beeinflussen, während die Stickstoffbelastung selbst bei völligem Verzicht auf alle landwirtschaftliche und urbane Aktivität allein durch die Luftdeposition noch oberhalb der DIN-Konzentration in den Seen verbleiben würde, die für viele Phytoplanktonarten potentiell limitierend ist.

Für die Rekonstruktion der referenznahen Biomasse des Phytoplanktons (hier Chlorophyll a) aus den rekonstruierten TP-Konzentrationen für die heutige Zeit ist deshalb Folgendes in die Betrachtung einzubeziehen: Während in referenznahen Zeitperioden der Stickstoff als zumindest periodisch limitierender Faktor für das Phytoplankton von Bedeutung war, entfällt für die Neuzeit diese Co-Limitierung. Deshalb ist bei gleicher TP-Konzentration heutzutage durchschnittlich mehr Phytoplanktonbiomasse zu erwarten (höheres Chl a/TP-Verhältnis) als in den referenznahen Zeitperioden geringer menschlicher Aktivität und geringem Gesamtstickstoffhintergrund.

Setzt man sich als Ziel, referenznahe Phytoplanktonbiomassen wieder zu erreichen, müssen die Orientierungswerte für Gesamtphosphor etwas niedriger als rekonstruiert angesetzt werden, um die fehlende Co-Limitierung durch Stickstoff zu kompensieren. Die maximal rekonstruierten TP-Bereiche vom Passader und Lanker See (50 bzw. 65 µg/l TP) werden deshalb nicht als Orientierungswert für die gesamte Seengruppe vom Seetyp 11.1 gesetzt, da jedoch alle 5 Seen sich in den menschlich wenig beeinflussten Perioden wahrscheinlich bereits oberhalb von 35 µg/l TP befanden (s. Tabelle 4-4), ist der Orientierungsbereich leicht erhöht.

Im Fazit der paläolimnologischen Studien (s. Tabelle 4-4) wird

- A) die Obergrenze im Referenzzustandsbereich für die Orientierungswerte Gesamtphosphor von 35 µg/l auf 45 µg/l TP für die tieferen polymiktischen Seen des Seetyp 11.1 in Kapitel 4.2 leicht erhöht und
- B) für den Parameter Chlorophyll a und Gesamtbiovolumen werden keine Veränderungen der Schwellenwerte für Typ 11.1 und 14 vorgenommen.

Da bisher nur zwei paläolimnologische Studien zu Seen des Typs 14 vorliegen, ist die Beweislage zu schwach, um eine Zusammenlegung mit Typ 11.1 zu begründen. Es wird weiterhin in Übereinstimmung mit den Empfehlungen der europäischen Interkalibrierung davon ausgegangen, dass ein kleineres Einzugsgebiet (VQ <1,5) auch eine geringere Referenztrophy und einen geringeren TP-Hintergrundwert bedeutet (Beispiel Tietzensee).

Die paläolimnologischen Diatomeenstudien von Schönfelder (1997, 2004) an 5 Flusseen (Typ 12) ergaben zumindest für drei Seen im Havelgebiet einen hoch eutrophen Trophiezustand (eutroph 2), der aus den rekonstruierten TP-Konzentrationen bis zu 90-100 µg/l abgeleitet wurde (s. Tabelle 4-4). Dieser sehr hohe rekonstruierte TP-Hintergrundbereich wurde durch einige Diatomeenarten verursacht, die zwar in stehenden Gewässern hoch eutrophe Zustände indizieren, es aber noch ungeklärt ist, ob die gleichen Arten auch in Flusssystemen die gleichen TP-Präferenzen zeigen. Durch die höhere Wasserturbulenz und die wechselhaften Lichtbedingungen sind die Arten anderen physikalischen Bedingungen als im Seen- dominierten Eichdatensatz von Schönfelder (2004) ausgesetzt, was möglicherweise deren Trophieoptima in Flüssen in den Bereich niedrigerer TP-Konzentrationen verschiebt. Solange die Fragen zur „Trophietreue“ einiger Schlüsselarten der Diatomeen nicht durch autökologische Studien unter unterschiedlichen Mixissituationen beantwortet sind, wird für den Phyto-See-Index der TP-Hintergrundbereich nicht grundsätzlich für alle Flusseen auf die Obergrenze von 100 µg/l TP erhöht (Kapitel 4.2).

4.1.5.2 Hinweise aus Makrophytenresten

Hoffmann et al. (2002), Körner (2004) und Hübener et al. (2009) nutzen die Reste von Makrophyten in den Sedimentkernen, um Rückschlüsse auf die ehemalige Makrophytenbesiedlung zu ziehen.

Körner (2004) fand in 4 von 8 polymiktischen Seen und Flusseen nur periodisch Nachweise, für eine starke Makrophytenbesiedlung. Möglicherweise wiesen in den letzten 2.000 Jahren bereits einige brandenburgische Seen auch in Perioden geringer menschlicher Nutzung zeitweise wenig oder keine Makrophyten auf, die in anderen Jahrhunderten wiederkehrten. Da aber über die Konservierung von Makrophytenresten und deren Haltbarkeit unter verschiedenen Redox-Bedingungen der Sedimente

noch keine gesicherten Aussagen gemacht werden können, ist es zumindest möglich, dass das Fehlen von Makrophytenresten in einigen Sedimentabschnitten auf Zersetzungsprozesse zurückgeht.

Hübener et al. (2009) stellten in ihrer Zusammenfassung fest, dass mehrfach der trophiestabilisierende Effekt von Makrophytenrasen in durchlichteten Flachwasserbereichen nachgewiesen werden konnte.

Abschließend kann die Frage nicht beantwortet werden, ob im Referenzzustand in allen polymiktischen Seen eine stabile und ununterbrochene Makrophytendominanz vorherrschte.

Tabelle 4-4: Zusammenstellung der mittels Diatomeen-TP-Relationen (EDDI nach Hübener et al. 2008, Schönfelder 2003) rekonstruierten Referenztrophiestufe und der Gesamtphosphorkonzentration (TP µg/l rekonstruiert) für verschiedene ungeschichtete Tieflandseen mit Angabe des Subtyps Phytoplankton (Phyto-Subtyp) und des korrespondierenden angenommenen TP-Konzentrationsbereiches im Bewertungsverfahren Phyto-See-Index (PSI nach Mischke et al. 2008).

Seename	Phyto-Subtyp	Ref. TP für Subtyp nach PSI (2008) µg/l	Differenz TP _{rekonstr.} zu TP nach PSI	TP rekonstruiert (Diatomeen basiert) µg/l	Ref-Trophie nach EDDI	Ref-Trophie Schönfelder 2003	Referenz-zustand nachgewiesen bis	Quelle
Bordesholmer See	11.1	25-35	+	37-40	e1	e2-p1	AD 1280	Hübener et al. 2009
Stendorfer See	11.1	25-35	+	21 - 45	e1	m2-e1	AD 630	Hübener et al. 2009
Felchowsee	11.1	25-35	+	<41		m2-e1		Schönfelder 2004
Passader See	11.1	25-35	++	40 - 65	e1-e2	e1-e2	AD 1300	Hübener et al. 2009
Lanker See	11.1	25-35	++	40 - 50	e1	e1	AD1955	Hübener et al. 2009
Schlabornsee	11.1	25-35	++	<55		m2-e1		Schönfelder 2004
Einfelder See	14	20-35	+	30 - 45	e1	m1-e1	AD 1900	Hübener et al. 2009
Gr. Tietzensee	14	20-35	--	<17		m1		Schönfelder 2004
See Agersø	11.2	25-40**	=	<40	m2-e1		AD 1850	Bjerring et al. 2008
Plagesee	11.2	25-40**	=	<41		m2-e1		Schönfelder 2004
Oberpfuhl	11.2	25-40**	+	<55		m2-e1		Schönfelder 2004
Blankensee	11.2	25-40**	+	<55		m2-e1	AD 1200	Schönfelder 2004
Möllensee	11.2	25-40**	+	<55		m2-e1		Schönfelder 2004
Langer See b. Dol.	11.2	25-40**	+	51-55		m2-e1	AD 114	Schönfelder 2003
Kossenblätter See	11.2	25-40**	++	78		e1	AD 1337	Schönfelder 2003
Röblinsee	12	25-50***	=	<55		m2-e1		Schönfelder 2004
Bützsee	12	25-50***	=	<55		m2-e1		Schönfelder 2004
Breitlingsee	12	25-50***	++	<97		e2	AD 1900	Schönfelder 2004
Blankensee	12	25-50***	++	<97		e2	AD 1900	Schönfelder 2004
Jungfernsee	12	25-50***	++	<80		e2	AD 1600	Schönfelder 1997

4.1.6 Fazit der Prüfung der Referenztrophy und Grenzwerte

Im Fazit der Auswertungen von referenznahen polymiktischen Tieflandseen im erweiterten gesamten Datensatz (s. Kapitel 4.1.3), der paläolimnologischen Studien (s. Kapitel 4.1.5) und einer theoretischen Subtypendiskussion unter Einbeziehung der Makrophyten (s. Kapitel 4.1.2 Hypothesen / Gegenhypothesen) wird der Phyto-See-Index folgendermaßen verändert:

- A) Die Bewertung der Flusseen wird auf der Basis einer deutlich höheren Referenztrophy bei gleichem Nährstoffhintergrundwert stark verändert (s. folgendes Kapitel 4.1.6.2).
- B) Für die Orientierungswerte für Gesamtphosphor wird die Obergrenze im Referenzzustandsbereich von 35 µg/l auf 45 µg/l TP für die tieferen polymiktischen Seen des Seetyps 11.1 in Kapitel 4.2 erhöht.
- C) Für die Seetypen 11.2, 11.1 und 14 wird ein hoher Bedeckungsgrad an Makrophyten angenommen, der einen planktondominierten Zustand verhindert. Mit zunehmender mittlerer Seetiefe lässt der Einfluss der Makrophyten zwar nach, aber zunehmende Sedimentationsverluste und die durchschnittlich abnehmende Lichtverfügbarkeit bewirkt in tieferen Seen eine geringere Trophy im Freiwasser. Deshalb werden für den Parameter Chlorophyll a und Gesamtbiovolumen keine Veränderungen der Schwellenwerte mit Ausnahme der Flusseen (s. Punkt A) vorgenommen. Die Biomasseausprägung nimmt in den Seetypen in folgender Reihenfolge zu: 14 < 11.1 < 11.2 < 12.

Es wird weiterhin in Übereinstimmung mit den Empfehlungen der europäischen Interkalibrierung davon ausgegangen, dass ein kleineres Einzugsgebiet ($VQ < 1,5$) auch eine geringere Referenztrophy und einen geringeren TP-Hintergrundwert bedeutet (s. Seetyp 14 vs. 11.1 und Seetyp 13 vs. 10.1 vs. 10.2).

Im folgenden werden die Grenzwerte für alle polymiktischen Seetypen im Zusammenhang des erweiterten gesamten Datensatzes, der paläolimnologischen Studien und der theoretischen Subtypenprüfung der Reihe nach nochmals ausführlich diskutiert und im Fall der Flusseen Vorschläge für ihre Überarbeitung vorgestellt.

4.1.6.1 Referenztrophy in sehr flachen Tieflandseen (Typ 11.2)

Am Seetyp 11.2, den sehr flachen Seen des Tieflandes mit einer mittleren Tiefe unter 3 m, muss aufgrund der internationalen Vorgaben als Gewässertyp festgehalten werden. Wie in der Einführung dargestellt, wird in der Europäischen Union davon ausgegangen, dass diese sehr flachen Seen von Makrophyten bedeckt sind und deshalb das Phytoplankton im sehr guten Zustand nur mit sehr geringen Biomassen auftritt. Im deutschen Phyto-See-Index wird für alle Seen des Typ 11.2 der Maximalwert des europäisch definierten Zustandsbereiches „sehr gut“ (9,9 – 11,7 µg/l Chlorophyll a) angewendet. Doch auch dieser Maximalwert mit 11,7 µg/l Chl a stellt bereits eine erhebliche Bewertungsverschärfung des Phyto-See-Index gegenüber der Entwurfsversion (Nixdorf et al. 2006) dar, der als Obergrenze für den sehr guten Zustand noch einen fast doppelt so hohen Wert zuließ (H/G für Typ 11.2 = 21,3 µg/l Chl a).

Mit der Erfassung von 7 referenznahen Flachseen (s. Tabelle 4-3) werden die strengen Schwellenwerte für den Biomasse-Metric des Phyto-See-Index (Mischke et al. 2008a) als erreichbar und plausibel angesehen. Aufgrund der verzögerten Wiederansiedlung von Makrophyten auch bei Erreichung der TP- Orientierungswerte und höherer Sichttiefe, sollten unterstützende Maßnahmen geplant werden (s. Körner 2002b).

Gültigkeitsbereich des europäischen Grenzwertes für den nationalen Seentyp 11.2

Nur ein Teil der deutschen Seen des Seentyps 11.2 (s. Abbildung 2) entspricht dem europäischen Interkalibrierungstyp L CB2, für den ein Referenzzustandsbereich im Rahmen der Europäischen Union festgelegt wurde. Dies sind lediglich die Seen mit einer Wasserverweilzeit zwischen 0,1 und 1 Jahr (49% der Typ 11.2 Seen). Die übrigen erfassten deutschen Flachseen haben eine zu kleine oder eine zu große Wasserverweilzeit oder es fehlen hydrologische Kenndaten für eine Zuordnung (s. Abbildung 2).

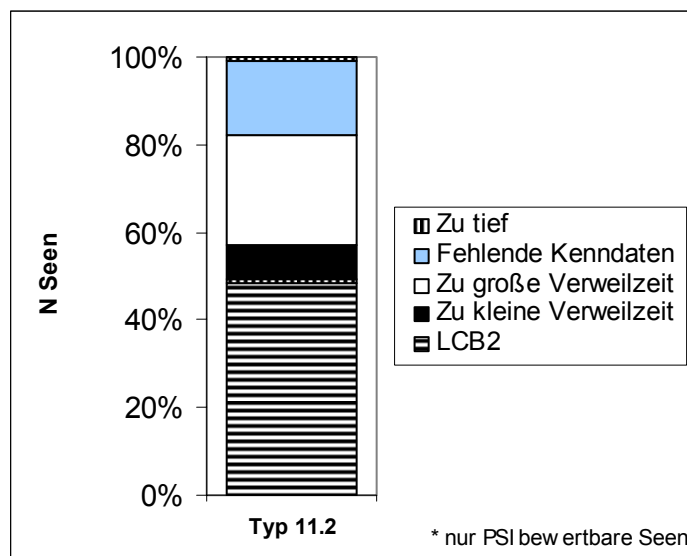


Abbildung 2: Anteil der 88 deutschen Flachseen (Typ 11.2) mit einer mittleren Tiefe kleiner als 3 m zum Interkalibrierungstyp L CB2 aufgrund passender Verweilzeit von 0,1–1 a.

Nach dem Technical Report Lakes (2008) des JRC sind Seen mit kürzerer Verweilzeit (residence time) eher dem Maximalwert des Referenzgrenzwertbereiches zuzuordnen, da sie produktiver sind (s. Tabelle 4-1). Andersherum müssten die recht häufigen Typ 11.2 Seen mit langer Verweilzeit (s. Abbildung 2) etwas strenger bewertet werden, als bisher im Phyto-See-Index vorgesehen ist.

4.1.6.2 Neue Referenztrophie, Grenzwerte und Metricgewichtung für Flusseen

Am Seentyp 12, den Flusseen mit einer Verweilzeit zwischen 3 – 30 Tagen (<0,1 a im IC-Prozess), soll als Gewässertyp festgehalten werden. Keiner der gemeldeten 49 Flusseen fällt in den europäischen Interkalibrierungstyp L CB1 (zu flach und/oder zu kurze Verweilzeit) oder L CB2 (zu kurze Verweilzeit), so dass die Flusseen mit Typ 12 als nationaler Seentyp gut abgrenzbar sind (s. Abbildung 3).

Aufgrund der bisher ähnlichen Werteverteilung im empirischen Datensatz und der übereinstimmend rekonstruierten Referenztrophie wurden die Flusseen im aktuellen Phyto-See-Index (Mischke et al. 2008) analog wie die Seen des Typs 11.1 bewertet. Aufgrund der Konnektivität mit Fließgewässern ist das Phytoplankton in Flusseen durch andere Phytoplanktongruppen dominiert als in stehenden Gewässern, sodass eigene Grenzwerte für die Algenklassenmetrics hergeleitet werden konnten.

*Für die Flusseen (Typ 12) sehen die Bundesländer **Berlin** (A. Köhler mündliche Mitteil.) und **Brandenburg** (s. Täuscher et al. 2008; J. Schönfelder mündliche Mitteilung) Überprüfungsbedarf für die vorgeschlagene Referenztrophie in Mischke et al. (2008a) und halten die vorgeschlagene Bewertung für zu streng.*

Deshalb wurde eine Überprüfung der Referenztrophie für die Flusseen durchgeführt, die bisher einen schwach mesotrophen Zustand in der Referenz vorsieht, und einen stark mesotrophen Zustand als Obergrenze des sehr guten Zustandes.

Wie in Tabelle 4-3 anhand von Fallbeispiel aus dem deutschen Datensatz dargestellt, haben selbst Flusseen, welche die Kriterien für die Gesamtposphorkonzentration (TP) von kleiner 50 µg/l erfüllen, ausgeprägt hohe planktische Biomassen, die nur zu einer mäßigen Zustandsbewertung anhand des Parameters Chlorophyll a führen.

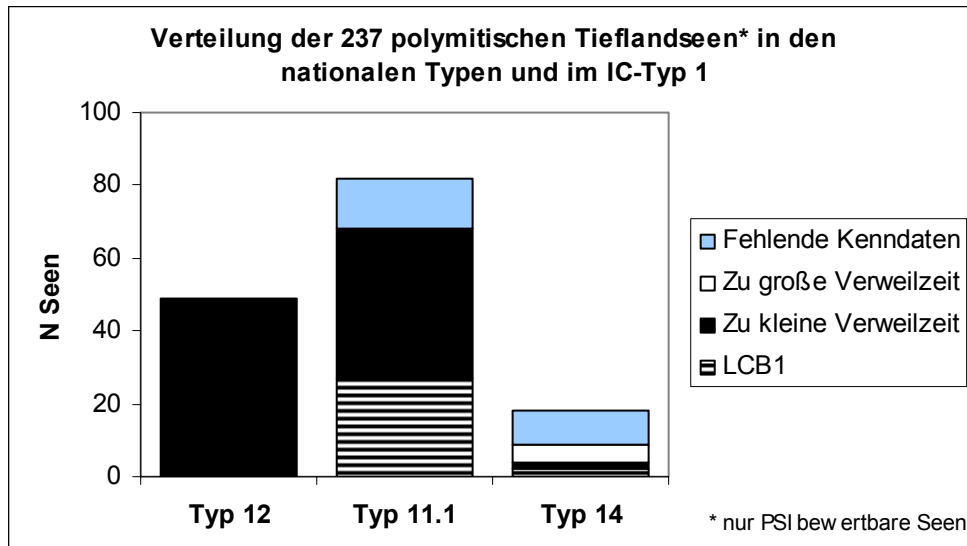


Abbildung 3: Verteilung der polymiktischen Tieflandseen in den Phytoplankton-relevanten deutschen Seetypen und auf den Interkalibrierungstyp L CB1 mit einer mittleren Wassertiefe 3 – 15m und einer Verweilzeit zwischen 1-10 Jahren.

Der für den sehr guten Zustand geltende Orientierungswert TP für Flusseen von <50 µg/l TP stimmt mit dem Orientierungswert des Phytoplanktonverfahrens für Fließgewässer überein (s. Mischke & Behrendt 2007). Deshalb erscheint es sinnvoll, dass auch für die im Fließgewässersystem eingebundenen Flusseen keine niedrigeren Zielwerte für TP angenommen werden.

Bei TP-Werten <50 µg/l können sich in Flusseen jedoch bereits hohe Phytoplanktonbiomassen ausbilden, welche durch deutlich höhere Chlorophyll a-Werte gekennzeichnet sind als bisher angenommen (s. Abbildung 4).

Wenn jedoch das TP-Ziel in Flusseen erreicht bzw. erfüllt ist, sollte das Gewässer auch die PSI-Bewertung „sehr gut“ oder „gut“ ergeben. Dies ist nach dem bisherigen PSI aufgrund eines nicht angepassten TP /Chla Relation nicht der Fall (s. Abbildung 4 links). Deshalb besteht ein Anpassungsbedarf für den Phyto-See-Index und aller seiner Bewertungsparameter.

In die gleiche Richtung weisen paläolimnologische Diatomeenstudien von Schönfelder (1997, 2004) an 5 Flusseen. Zumindest für drei Seen im Havelgebiet ist ein hoch eutropher Trophiezustand (eutroph 2) aus den rekonstruierten TP-Konzentrationen bis zu 90-100 µg/l ableitbar (s. Tabelle 4-4). Dieser sehr hohe rekonstruierte TP-Hintergrundbereich für Flusseen nach Schönfelder (2004) wurde durch einige Diatomeenarten verursacht, die zwar in stehenden Gewässern hoch eutrophe Zustände indizieren, aber in Flusssystemen durch die höhere Turbulenz anderen physikalischen Bedingungen ausgesetzt sind, was möglicherweise deren Trophieoptima in Flüssen in den Bereich niedrigerer TP-Konzentrationen gegenüber dem Eichdatensatz verschiebt. Ähnliche Verschiebungen der Trophieoptima wurden für viele Arten in polymiktischen Seen gegenüber sommerlich geschichteten Seen in den Vorstudien zum PTSI-Metric bei Entwicklung des Phyto-See-Index beobachtet. Solange die Fragen zur „Trophietreue“ einiger Schlüsselarten der Diatomeen nicht durch autökologische Studien

beantwortet sind, wird für den Phyto-See-Index der TP- Hintergrundbereich nicht grundsätzlich für alle Flusseen auf die Obergrenze von 100 µg/l TP erhöht (Kapitel 4.2).

Anpassung der Bewertungsparameter des PSI auf die neue Referenztrophie für Flusseen:

Die Schwellenwerte für den Biomasse-Metricc werden in Richtung höherer Referenztrophie verändert und der Referenzwert für Typ 12 wird mit eutroph 2 (H/G LAWA-TI 3,25) höher als in Typ 11.2 angenommen.

Alle folgenden Anpassungen für natürliche (Seetyp 12) und für die künstlichen und stark veränderten Flusseen (Seetyp 12k) werden in der neuen, vierten Version des Auswertungstool PhytoSee bereits einprogrammiert sein. Dies wurde auf der Sitzung des LAWA AK Seenbewertung in Flintbek 2009 beschlossen.

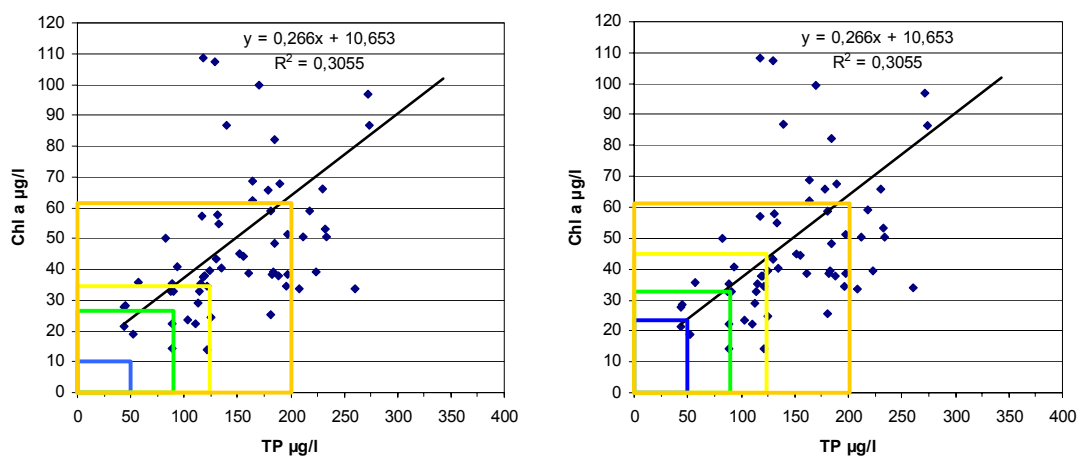


Abbildung 4: Verhältnis der mittleren sommerlichen Chlorophyll a- Konzentration zum Gesamtposphorgehalt (TP) in Flusseen im aktualisierten Seendatensatz für **Flusseen (Typ 12)**. Die Chlorophyll a-Grenzwerte werden durch die bunten waagerechten Linien angezeigt. Links: Bisherige Grenzwerte. Rechts: Neu vereinbarte Grenzwerte.

Nach Anpassung aller Kenngrößen wird folgende Bewertung von Flusseen vorgeschlagen:

Anpassungen des Biomasse-Index für Flusseen

Parameter Gesamtbiovolumen

Seetyp	12 (PSI 2008)	12 (NEU)
Parameter	Gesamtbiovolumen (mm³/l)	
Bewertungs- funktion		Y1 = 3,0275Ln(x) - 4,1343
H / G	2,95	6,4
G / M	6,0	8,9
M / P	12,2	12,5
P / B	25,1	17,3

Parameter Chlorophyll Saisonmittel

Seetyp	12 (PSI 2008)	12 (NEU)
Parameter	Saisonmittel Chlorophyll a in µg/l	
Bewertungs- funktion		$Y2 = 2,9939\text{Ln}(x) - 7,8852$
H / G	9,7	23,0
G / M	17,8	32,0
M / P	32,9	45,0
P / B	61,0	62,5

Parameter Chlorophyll Maximalwert

Seetyp	12 (PSI 2008)	12 (NEU)
Parameter	Chlorophyll a-Max-Wert in µg/l	
Bewertungs- funktion		$Y3 = 2,8406\text{Ln}(x) - 9,1873$
H / G	17	43
G / M	33	62
M / P	63	88
P / B	120	123

Anpassungen des Algenklassen-Index für Flusseen

Algenklasse	Chlorophyceae unverändert	Cyanobacteria	PSI (2008) Cyanobacteria
Datentyp für x	Biovolumen mm ³ /l	Biovolumen mm ³ /l	Biovolumen mm ³ /l
Bewertungsperiode	Jul–Okt	Jul–Okt	Jul–Okt
H / G	----	4,6	1,94
G / M	----	7,0	3,91
M / P	----	10,8	7,9
P / B	> 1	16,4	16
Bewertungs- funktion	wenn > 1 dann = 5 sonst kein Wert	$y = 2,357\text{Ln}(x) - 2,0989$	$y = 1,4219\text{Ln}(x) + 0,5595$

Anpassungen des Phytoplankton-Taxa-Seen-Index für Flusseen

Für Flusseen (Typ 12) wird wie bisher die Indikatorliste TL_poly des Phytoplankton-Taxa-Seen-Index angewendet (wie in Mischke et al. 2008). Allerdings wird die Referenztrophi e für Flusseen von 2,00 sehr stark in den eutrophen LAWA-Index- Bereich hin verschoben und neu auf **2,75** Indexeinheiten festgelegt. Legt man für die Flusseen ein ähnliches Verhältnis von LAWA-"Äquivalent" Chla (1999) zu Referenztrophi e wie in Flachseen (Typ11.2 mit ratio:12-14) zugrunde, ergibt sich aus der Referenz- trophi e für die Grenzen der Zustandsklassen sehr gut/gut (H/G) und gut/mäßig (G/M):

H/G 23 µg/L Chlorophyll a entspricht LAWA Index von 3,25
 G/M 32 µg/L Chlorophyll a entspricht LAWA Index von 3,50

Damit verläuft die neu definierte Biomassezunahme in Flusseen in den ökologischen Zustandsklassen nicht mit einem Anstieg von 0,5 LAWA-Index Einheiten pro Klasse, sondern deutlich steiler (s. Abbildung 5). In der Berechnung des PTSI-Bewertungsergebnisses wurde die steilere Regression noch nicht umgesetzt, was zu einer Fehlkalibration insbesondere in den höheren Zustandsklassen führt. Da jedoch der PTSI im Zuge von Überarbeitungen der Tieflandlisten im Praxistest des AWB/HMWB-Projekts ohnehin nochmals andere Kalibrationen erfährt, war eine punktuelle Anpassung für den Seetyp 12 im Verhältnis zur erwarteten Verbesserung und in Anbetracht der geringen Gewichtung des PTSI im PSI ein zu hoher Aufwand.

Die Korrelation des PSI zum LAWA-Index ist für Flusseen mit der neuen Bewertung gegenüber dem bisherigen Verfahren leicht verbessert ($r^2 = 0,7053$ gegenüber $r^2 = 0,6255$ (nicht dargestellt); s. Abbildung 5). Dies konnte neben den Veränderungen der Schwellenwerte (s. Text oben; Verbesserung der Korrelationen auf $r^2 = 0,6677$) durch eine veränderte Metriccgewichtung erreicht werden.

Veränderung der Metriccgewichtung für Flusseen

Der Biomasse-Metricc ist wie bisher mit Faktor 4 in den PSI einzuberechnen, da er die höchste Korrelation zum LAWA-Index aufweist. Der Algenklassen-Metricc, basierend auf einer Blaualgen- und einer Grünalgen-Bewertung, soll weiterhin erhalten bleiben, wenn auch nur noch mit dem Faktor 1, statt zuvor Faktor 2. Der PTSI, basierend auf Indikatorarten geht wie bisher mit Faktor 1 ein.

Bei Anwendung der neuen Bewertungsfunktionen des Algenklassenmetriccs kommt es doppelt so häufig zu einer sehr guten Bewertung (20 statt in 10 Fällen), da die Grenzwerte für das Biovolumen der Cyanobacteria angehoben wurden. Die Korrelation des neu definierten Cyanobacteria-Parameter zum LAWA Index ist trotz der sehr gut – Cyano- Bewertungen von 20 Seen im Bereich LAWA-Index 3,25-4,25 insgesamt relativ hoch ($r^2 = 0,4023$; s. Abbildung 26) und besser als in allen anderen Seetypen (s. Kap. 4.3).

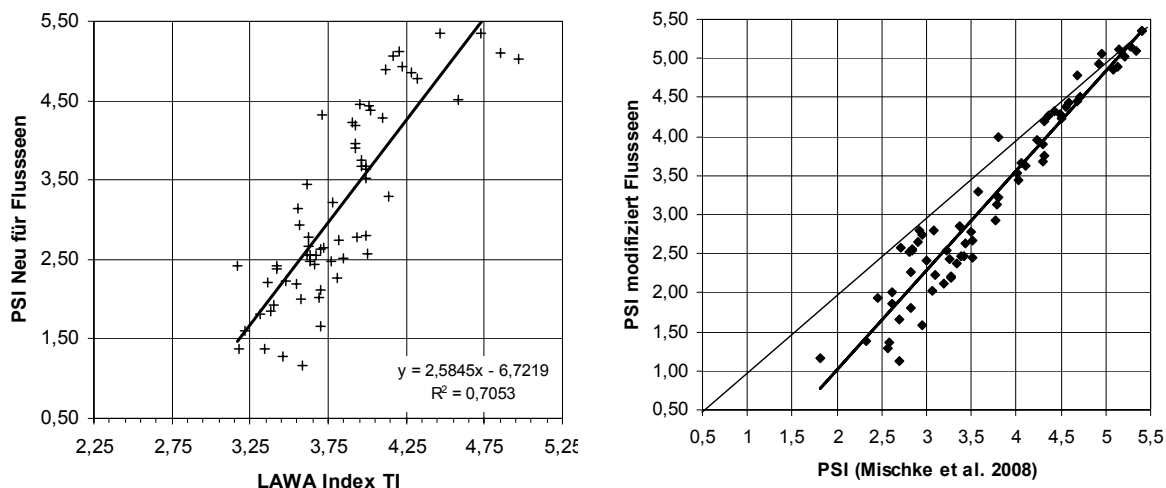


Abbildung 5: Ergebnis der Bewertung mittels des PSI mit neuen Bewertungsgrenzen und einer Metriccgewichtung (4; 1; 1) für 72 Untersuchungsjahre von Flusseen. Links: Entlang des LAWA-Index (1999). Rechts: Im Vergleich zum bisherigen PSI (Mischke et al. 2008).

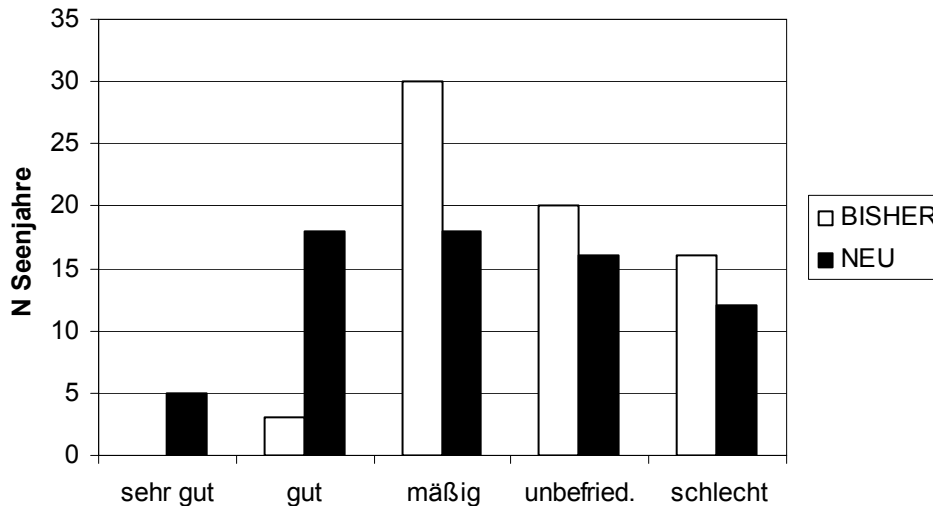


Abbildung 6: Veränderung der Bewertungsklasse von Flusseen mit den bisherigen und neuen Klassengrenzen im Phyto-See-Index

Gegenüber der bisherigen Bewertung ist der PSI im referenznahen Zustand milder - es erreichen mehr Flusseen den sehr guten und guten Zustand - und im sehr stark degradierten Zustand etwas strenger (Abbildung 6).

4.1.6.3 Referenztrophy in tieferen polymiktischen Tieflandseen (Typ 11.1 und 14)

Für die Seetypen 11.1 und 14 wird ein hoher Bedeckungsgrad an Makrophyten angenommen, der ein planktondominierten Zustand verhindert. Mit zunehmender mittlerer Seetiefe lässt der Einfluss der Makrophyten zwar nach, aber zunehmende Sedimentationsverluste und die durchschnittlich abnehmende Lichtverfügbarkeit bewirkt in tieferen Seen zusätzlich eine geringere Trophie im Freiwasser.

Die auf Basis von paläolimnologischen Studien, über die TP- Rekonstruktion rekonstruierten Trophiezustände von eutroph 1 bis eutroph 2 für einige Seen des Typ 14 und 11.1 (s. Tabelle 4-4) werden für den Phyto-See-Index neu bewertet: Es wird für den PSI davon ausgegangen, dass die tatsächliche Biomasseausprägung des Phytoplankton in referenznahen Perioden je Phosphoreinheit niedriger war als heute und sie nicht vergleichbar mit dem heutzutage zu beobachten TP- Chlorophyll a- Verhältnis war wie im LAWA-Index (1999), da dieses rezente Verhältnis durch die fehlende Co-Limitierung durch Stickstoff und durch den Verlust der Makrophyten in den meisten polymiktischen Herleitungsseen erheblich höher liegt als im Referenzzustand.

Um die referenznahe Biomasseausprägung des Phytoplanktons in polymiktischen Seen heutzutage zu erreichen, müssen geringere TP-Konzentrationen als Zielwert formuliert werden als maximal paläolimnologisch rekonstruiert wurde, sowie die Wiederansiedlung der Makrophyten mit Maßnahmen gefördert werden (s. Körner 2002b).

Da bisher nur zwei paläolimnologische Studien zu Seen des Typs 14 vorliegen, ist die Beweislage zu schwach, um eine Zusammenlegung mit Typ 11.1 zu begründen. Es wird weiterhin in Übereinstimmung mit den Empfehlungen der europäischen Interkalibrierung davon ausgegangen, dass ein kleineres Einzugsgebiet ($VQ < 1,5$) auch eine um 0,25 LAWA-Index- Einheiten geringere Referenztrophy und einen geringeren TP- Hintergrundwert bedeutet (paläolimnologisches Beispiel: Tietzensee).

Es werden für den Parameter Chlorophyll a und Gesamtbiovolumen und der Referenztrophy für Seetyp 14 und 11.1 keine Veränderungen der Schwellenwerte vorgenommen.

4.1.7 Subtypenprüfung für tiefere polymiktische Tieflandseen anhand Kalziumkonzentration, Niederschlagskontinentalgradient, Seetiefe und Seegröße

Es wurde vom LAWA-AK- Seen angesichts der nur kleinen Anzahl an Seen des Typs 14 sowie dem durch paläolimnologischen Untersuchungen ermittelten sehr breiten Referenztrophiereichs zwischen mesotroph und eutroph 2 (s. Tabelle 4-4), eine Zusammenlegung mit den anderen, tieferen Tieflandseen vom Seetyp 11.1 angeregt. Hier soll nach definierbaren Faktoren oder Umweltparameter gesucht werden, die eine Seengruppe mit mesotropher Referenztrophiie von einer Gruppe mit eutropher Referenztrophiie in der Typologie unterscheidbar machen könnten.

Von den Umweltparameter, die von dem GIG report vorgeschlagen werden, welche die Referenztrophiie erhöhen oder erniedrigen (s. Tabelle 4-1), werden hier die folgenden Parameter geprüft:

- 2) Kalziumkonzentration,
- 3) Niederschlagskontinentalgradient,
- 4) Seetiefe und
- 5) Seegröße

Fazit der nachfolgenden Analysen ist, dass keiner der aufgeführten Parameter geeignet oder die Datenbasis ungeeignet erscheint, die tieferen polymiktischen Tieflandseen in weitere Gruppen mit unterschiedlicher Referenztrophiie begründet zu unterteilen.

4.1.7.1 Einfluss von Kalzium-Konzentration im Frühjahr auf die Trophiie

Hypothese (eingebracht durch Jörg Schönfelder, BB):

Die Neigung zur Eutrophierung hängt von der im Frühjahr vorherrschenden Kalzium-Konzentration ab und verursacht möglicherweise eine niedrigere sommerliche Referenztrophiie in extrem kalkreichen Seen. Ein möglicher "Grenzwert" könnte eine Kalziumkonzentration um 35 mg/L sein.

Der Hypothese liegt zugrunde, dass Seen mit Kalzitfällung im Referenzzustand bei gleicher Hintergrundbelastung niedrigere Gesamtphosphorkonzentrationen (TP) aufweisen können. Damit könnte man annehmen, dass sehr kalkreiche Seen eine niedrigere Referenztrophiie besitzen, als solche mit geringerer Alkalinität.

Bekannte Prozesse, die diese Hypothese unterstützen: Die Fällung von Kalzit wird durch die pH-Wert Erhöhung durch die Primärproduktion mit ausgelöst und ist für mehrere tiefere geschichtete Seen dokumentiert. Aus Langzeitbeobachtungen ist bekannt, dass die Kalzitfällung in einem kalkreichen See nicht jedem Jahr und zu unterschiedlichen Jahreszeiten auftreten kann, unterschiedlich intensiv ausgeprägt ist und dass weiterhin das zumeist auf wenige Tage beschränkte Ereignis der Kalzit-ausfällung nur durch ein sehr enges Probenraster erfasst werden kann.

Für die skandinavische Ökoregion fand sich sogar ein sehr starker Einfluss der Alkalinität auf die Ausprägung der Trophiie: Cavahelo et al. (2008) beschreiben mittels Multi-Regressions-Analyse einen stark trophiie- mindernden Effekt mit ansteigender Alkalinität ausgehend von huminstoffreichen, kalkarmen Seen hin zu kalkreichen Seen. Aussagen über den Wirkungsmechanismus von Alkalinität werden aber nicht gegeben und Zentraleuropäische Seen sind in dieser Studie kaum vertreten.

Im klassischen Fall bilden die zumeist oligotrophen bis mesotrophen kalkreichen Seen ein ausgeprägtes Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons aus. Die durch die intensive Primärproduktion einsetzende Erhöhung des pH-Wertes fällt das in Übersättigung vorhandene Kalzium als Kalzit aus, welches zugleich Ionen des Phosphors an sich bindet und ins Sediment verfrachtet (Co-Präzipitation). Deshalb weisen diese Seen häufig im Sommer weniger Kalzium und weniger gelösten Phosphor im Epilimnion

auf. In kalkreichen Seen steht mit Kalzium ein, wenn auch wenig stabiler, Bindungspartner für Phosphor im Sediment zur Verfügung.

Folgende Prozesse wirken der Phosphorverarmung durch Kalzitausfällung entgegen:

Die sommerliche Phosphorverarmung tritt nur auf,

1. wenn die Kalzitfällung rechtzeitig früh und nicht am Ende des Sommers auftritt
2. wenn der P-Verlust erheblich ist, indem die Kalzitfällung in einem großem Umfang auftritt, oder aber die P-Konzentration bereits zu Beginn der Fällung sehr niedrig ist
3. wenn Phosphor nicht ständig aus dem Einzugsgebiet nachgeliefert wird
4. wenn Phosphor nicht ständig oder periodisch bei Mixisereignissen aus dem Sediment durch Rücklösung nachgeliefert wird.

Angesichts der potentiell entgegenwirkenden Prozesse, stellt sich die Frage:

Wie bedeutend und dauerhaft ist die Wirkung der Kalzitfällung überhaupt in polymiktischen Seen?

Diese Frage kann hier nur kurz theoretisch erörtert werden, da keine Detaildaten zur Kalzitfällung in polymiktischen Tieflandseen zur Verfügung stehen bzw. im Projekt ausgewertet wurden.

In Flusseen ist durch die ständige Zulieferung von neuem Phosphor davon auszugehen, dass die Kalzitfällung keine Rolle für den Phosphorhaushalt spielt. In den polymiktischen Seen ist zu erwarten, dass die Kalzitausfällung in Seen des Typs 14 aufgrund des kleinen Einzugsgebietes etwas wahrscheinlicher ist..

In Flachseen wird eine Kalzitfällung weitaus häufiger durch die Primärproduktion von Makrophyten ausgelöst. So werden in kalkreichen Seen häufig weiße sommerliche Beläge auf Unterwasserpflanzen beobachtet. Inwieweit auch diese Makrophyten- induzierte Kalzitfällung zur sommerlichen Phosphorverarmung durch Ko-Präzipitation beiträgt, ist nicht belegt.

Datenbasis für Untersuchungen zur Trophieverteilung entlang der Ca-Skala

Es wurde im Projekt eine Datenrecherche bei den seenreichen Bundesländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein zu Messungen der Kalzium-Konzentration durchgeführt. Diese Rohdaten enthielten mindestens die Informationen zum Probenort, dem Probendatum und die Ca-Konzentration. Die Daten wurden in einer Datenbank strukturiert und mit den Gewässernamen der nationalen Seendatenbank für Phytoplankton ergänzt. Da Flachseen sich nicht grundsätzlich anders als tiefere polymiktische Seen verhalten, wurden Seen der Seetypen 11.1, 11.2 und 14 betrachtet.

Datenweiterarbeitung und -selektion: Zum einen wurde aus den Jahresmittelwerten der Langzeitmittelwert je Gewässer mit Angabe des Minimum- und Maximalwertes berechnet. Die stichprobenhafte, grafische Überprüfung der saisonalen und inter-annuellen Verteilung der Ca-Konzentration ergab, dass die Werte eines Sees zumeist nicht mehr 10% voneinander abwichen.

Zum zweiten wurden nur die Ca-Daten aus den Monaten Januar bis März ausgewählt, die zu einem einzigen Frühjahrsmittelwert verrechnet wurden. Der Monat April wurde ausgeschlossen, da im April häufig bereits die Frühjahrsblüte und auch die thermische Schichtung beobachtet werden kann.

Für die Calcium-Konzentrationen im Frühjahr (Feb – Apr) standen 89 Mittelwerte von polymiktischen Tieflandseen ohne Flusseen zur Verfügung, die mit den TP-Sommermittel (Apr-Okt) und dem LAWA Trophieindex korreliert werden konnten. Die meisten Seen haben eine Ca-Konzentration zwischen 50 und 100 mg/l. Die Seen wurden mit steigender Ca-Konzentration in 4 Kategorien gruppiert:

(1) 5 – 25mg Ca/L, (2) 25 - 70mg Ca/L, (3) 70 - 100mg Ca/L und (4) >100mg Ca/L. Die vier Kategorien wurden willkürlich gewählt. Im Datensatz sind nur 3 polymiktische Tieflandseen mit einer Ca-Konzentration unter 25 mg/l vorhanden. Würde man die erste Kategorie auf 5 – 35 mg Ca/L entsprechend dem postulierten Grenzwert von Schönfelder erweitern, würden nur 2 weitere Seen zur

Gruppe 1 hinzukommen (Großer Zillmannsee, Einfelder See) und die Gruppe weiterhin ausschließlich referenzferne, eutrophierte Seen enthalten.

Es stehen in der Seengruppen Typ 11.1 + 14 überhaupt nur vier Referenzseen für den sehr guten Trophiestatus zur Verfügung. Deshalb muss die Analyse mittels aller Daten erfolgen, anstatt nur mit solchen nahe den referenznahen Bedingungen. Es kommt bei stark eutrophierten Seen zu einer Überlagerung möglicher Einflüsse des Kalzium- Faktors durch die Eutrophierung.

Die Betrachtung der Verteilung der Trophie mit ansteigender Ca-Klasse ergibt (Abbildung 9), dass die sehr kalkreichen Seen nicht generell weniger eutroph sind als kalkärmere. Auch die Regression der Einzeldaten ergibt keine signifikante Korrelation zwischen LAWA TI und Kalzium-Konzentration ($r^2=0,0043$).

Die Untersuchung einer Abhängigkeit von der sommerlichen Gesamtphosphorkonzentration von der Calcium- Konzentration im See im Frühjahr anhand von 90 Wertepaaren ergab (s. Abbildung 9, Abbildung 10), dass zumindest in 2 von den drei kalkärmeren Seen (5 – 25 mg/l) hohe TP-Konzentrationen beobachtet wurden. Die Regression der Einzeldaten ergibt keine signifikante Korrelation zwischen TP- Sommermittel und der Kalziumkonzentration ($r^2=0,00001$).

Fazit Kap. 4.1.7.1: Die Datengrundlage wird aufgrund einer zu geringen Anzahl an referenznahen und gleichzeitig kalziumarmen Seen insgesamt als ungeeignet betrachtet, um die eingangs erhobene Hypothese zum Einfluss der Kalziumkonzentration abschließend zu überprüfen.

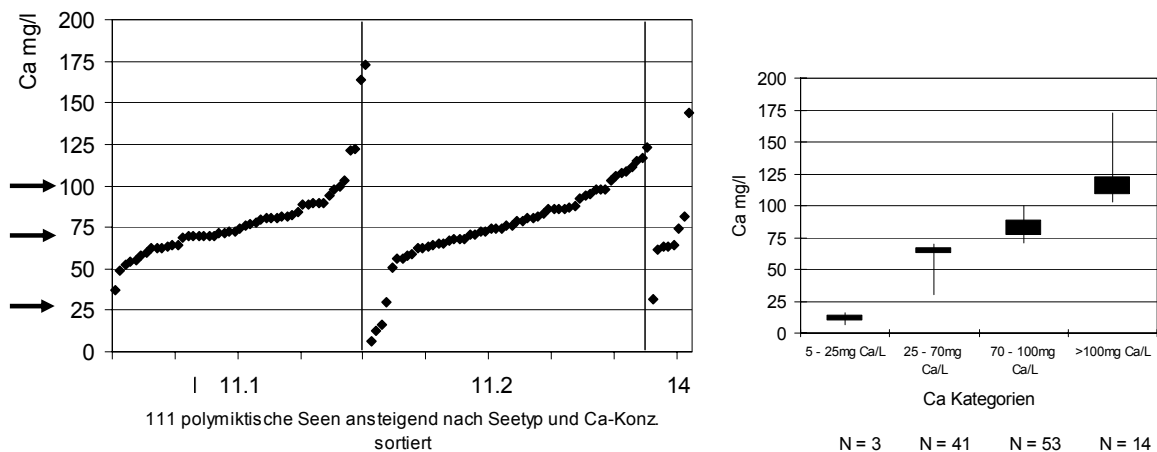


Abbildung 7 : Verteilung der Kalziumkonzentrationen im Frühjahrsmittel in 111 polymiktischen Tieflandseen sortiert nach Seetyp und Ca-Kategorien.

Abbildung 8 (rechts): Verteilung der Kalziumkonzentrationen innerhalb der gewählten Kategorien.

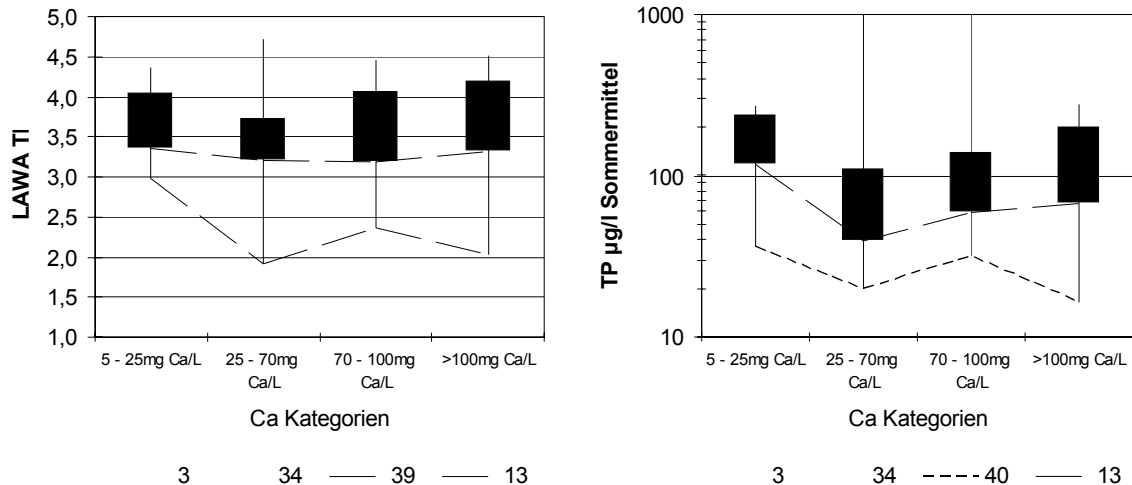


Abbildung 9: Verteilung der Trophie nach LAW A (1999; Ist-Wert) mit ansteigender Ca-Klasse.

Abbildung 10 (rechts): Verteilung der sommerlichen Gesamtphosphorkonzentration mit ansteigender Ca-Klasse.

4.1.7.2 Einfluss der Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet auf die Trophie

Hypothese (eingebracht durch Jörg Schönfelder mit der These des Kontinentalgradienten):

Die Neigung zur Eutrophierung hängt von der regionalen Niederschlagsmenge ab. Entlang dem Kontinentalgradienten von Ost nach West nehmen die Niederschlagsmengen zu und bewirken eine höhere Referenztrophie aufgrund des stärkeren Eintrages von Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet. Indirekt erniedrigt eine höhere Niederschlagsmenge auch die mittlere Wasserverweilzeit bei gleichem Seevolumen und gleich großem Einzugsgebiet.

Zur Untersuchung einer Abhängigkeit der Grundtrophie von der regionalisierten Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet der polymiktischen Seen standen 64 Niederschlagswerte, berechnet pro Quadratmeter im Einzugsgebiet zur Verfügung. Über die Koordinaten der Seen wurden die regionalisierten Niederschlagsdaten aus der GIS Karte des Global Precipitation Climatology Centre (GPCC) als Punktdaten im Raster von 0,5 Grad und als Mittelwert der Jahre 1961-1990 den Seen in einem Umkreis von 5 km zugeordnet. Die so zugeordneten Niederschlagsdaten wurden dann zum einen auf die gesamte Einzugsgebietgröße hochgerechnet oder zum andern als Mittelwert pro Quadratmeter im EZG im Verhältnis zur sommerlichen TP-Konzentration und dem LAW A-TI ausgewertet.

Die Unterschiede variieren in den verfügbaren polymiktischen Tieflandseen im folgenden Bereich: Der Dreetzsee erhält mit 565 L/(m²×a) die wenigsten Niederschläge und der Bistensee mit 794 L/(m²×a) am meisten. Zum Vergleich liegen die Niederschlagsmengen im Bodenseegebiet bei >1050 L/(m²×a).

Für die im folgenden analysierten Niederschlagsklassen wurden die Bereiche: 560–580; 580–620; 620–670 und 670–800 L/(m²×a) gewählt. In Schleswig-Holstein sind wie erwartet die niederschlagsreichsten Seengebiete zu finden (Abbildung 11).

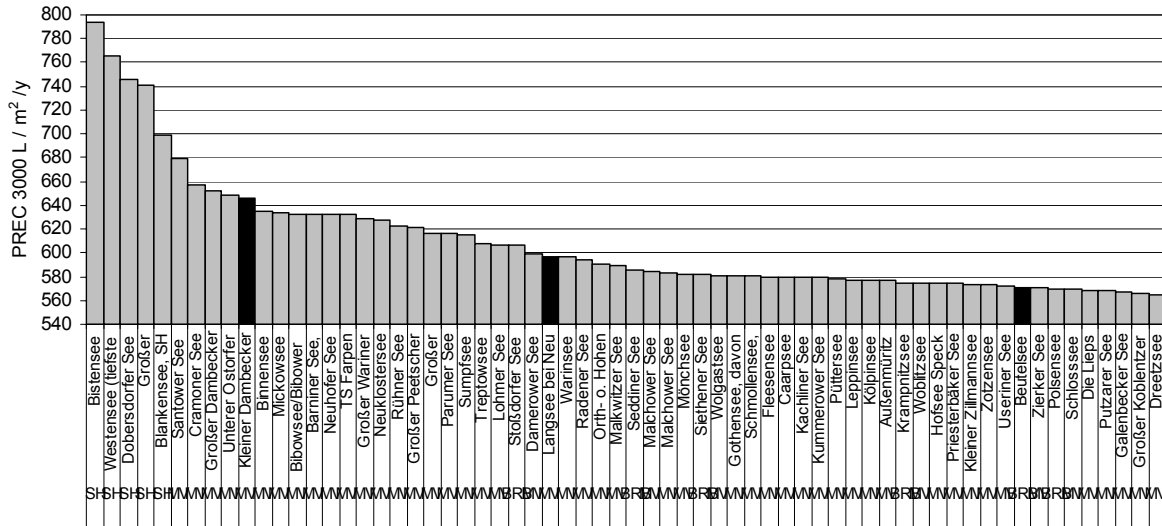


Abbildung 11: Verteilung der Niederschlagsmengen im 5 km- Umkreis der 64 polymiktischen Tieflandseen. Schwarz hervorgehoben sind Seen an der Obergrenze einer Niederschlags-kategorie.

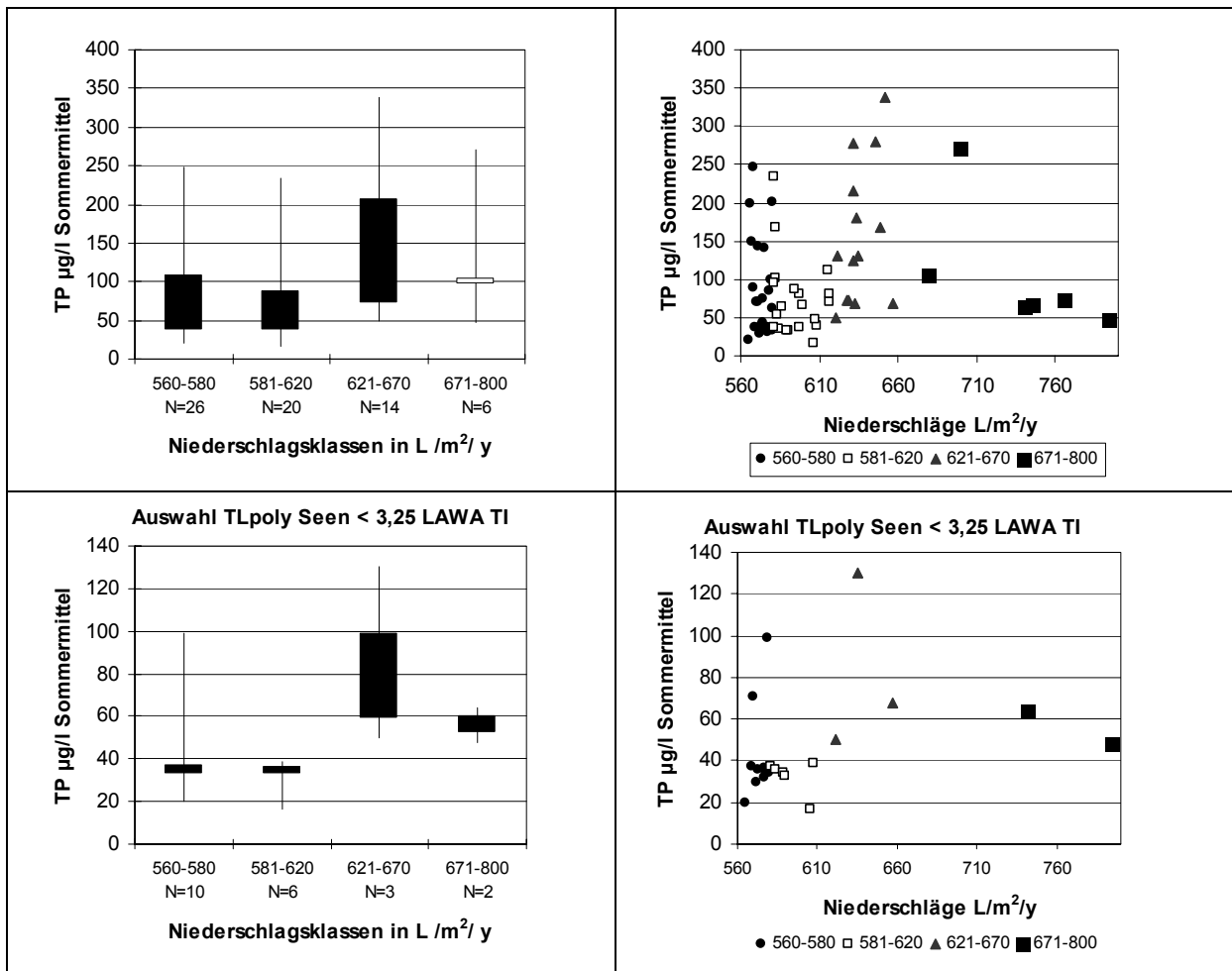


Abbildung 12: Verteilung der sommerlichen Gesamtphosphorkonzentration mit ansteigendem Niederschlag. Oben: Einbeziehung aller Werte. Unten: Auswahl von Seen mit einem LAWA Index-Wert kleiner als 3,25 (Zielwert für den guten Zustand für Seetyp 11.2).

Betrachtet man die Verteilung der sommerlichen Gesamtposphorkonzentration in den vier Klassen der Niederschlagsmengen in allen polymiktischen Seen (ohne Flusseen), ist diese bei höheren Niederschlägen leicht erhöht, der Anstieg der linearen Regressionsgeraden durch alle Werte ist aber nur gering ($y = 0,2207x - 35,867$; $r^2 = 0,0219$), und der Trend fällt bei den 4 niederschlagsreichsten Seen deutlich ab (s. Abbildung 12 oben).

Wählt man nur die 21 Seen mit geringer Trophie aus, indem man den Zielwert des LAWA-Trophie Indexes von 3,25 für den guten Zustand in den Flachseen ansetzt, wird ein Schwellenwert für die Niederschläge $> 620 \text{ L/(m}^2 \times \text{a)}$ erkennbar, ab dem eine TP-Konzentration über $50 \mu\text{g/l}$ und damit eutrophe Bedingungen deutlich wahrscheinlicher werden (s. Abbildung 12 unten).

Fazit Kap. 4.1.7.2: *Ein Schwellenwert von $620 \text{ L/m}^2/\text{Jahr}$ ist für die mittleren Niederschläge erkennbar, ab dem eine TP-Konzentration über $50 \mu\text{g/l}$ und damit eutrophe Bedingungen deutlich wahrscheinlicher werden. Allerdings wird die Datenlage für polymiktische Seen mit geringer Trophie mit 16 niederschlagsarmen gegenüber 5 niederschlagsreichen Seen als zu gering eingeschätzt, um eine abschließende Folgerung zu schließen. Weiterhin müssten noch die vorherrschenden Bodentypen im Einzugsgebiet analysiert werden.*

4.1.7.3 Einfluss der mittleren Seetiefe in polymiktischen Seen auf die Trophie

Hypothese (eingebracht durch Mandy Bahnwart, S-H und GIG Technical Report(2008)):

Die Neigung zur Eutrophierung hängt von der mittleren Seetiefe ab und verursacht mit zunehmender Tiefe eine niedrigere sommerliche Referenztrophie. Ein möglicher "Grenzwert" könnte neben dem bereits vorhandenen Wert von 3 m, zusätzlich 5 m sein.

Der Hypothese liegt zugrunde, dass Seen mit größerer Tiefe zum einen höhere Sedimentationsverluste, d.h. auch weniger Resuspension an Nährstoffen aus dem Sediment und zum anderen weniger Licht im Mittel in der Wassersäule zur Verfügung haben.

Datengrundlage: Es wurden 170 polymiktische natürliche Tieflandseen ausgewählt, für die Angaben zur mittleren Seetiefe und gleichzeitig der Trophie als belastbarer LAWA Index Wert in der aktualisierten nationalen Seendatenbank zur Verfügung stand (s. Abbildung 13).

Im Median waren diese Seen 3,0 m tief, also an der Grenze zwischen Seetyp 11.2 und 11.1+14. Da die Verteilung der mittleren Seetiefe in allen Seen nicht durch Sprünge in Gruppen unterteilbar waren, wurden die Klassen so gewählt, dass etwa gleichgroße Gruppen und die Subtypengrenzen 3 m berücksichtigt wurde: (1) 0,4 – 1,9 m (2) 2 – 3 m (3) 3,01 – 5 m (4) 5 – 8,5 m (s. Abbildung 14).

In den vier gebildeten Tiefenkategorien ist die Verteilung der LAWA-Indices (jeweils Minimumwert bei mehreren Untersuchungsjahren; s. Abbildung 13) unterschiedlich und nimmt mit der mittleren Seetiefe ab. Dieser abnehmende Trend ist auch im Streudiagramm aller Werte sichtbar. Der LAWA-Index nimmt im Mittel je 1 m Seetiefe um 0,245 Einheiten ab (Abbildung 14). Dieser abnehmende Trend der Trophie mit mittlerer Tiefe in allen verfügbaren Daten kann zum Teil ein Artefakt der Stichprobe sein, da überwiegend eutrophierte Flachseen beprobt wurden, zumal die Mehrheit der Seen trophisch weit entfernt von den Referenzseen sind (s.a. Abbildung 16).

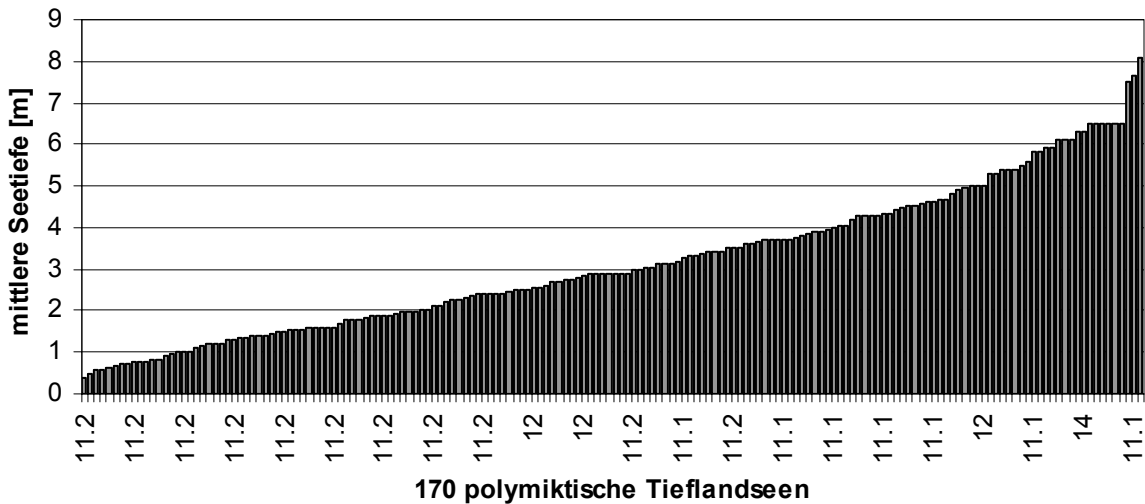


Abbildung 13: Verteilung der mittleren Seetiefen in den 170 Tieflandseen bzw. -becken mit belastbaren Trophiemessungen zumindest in einem Untersuchungsjahr.

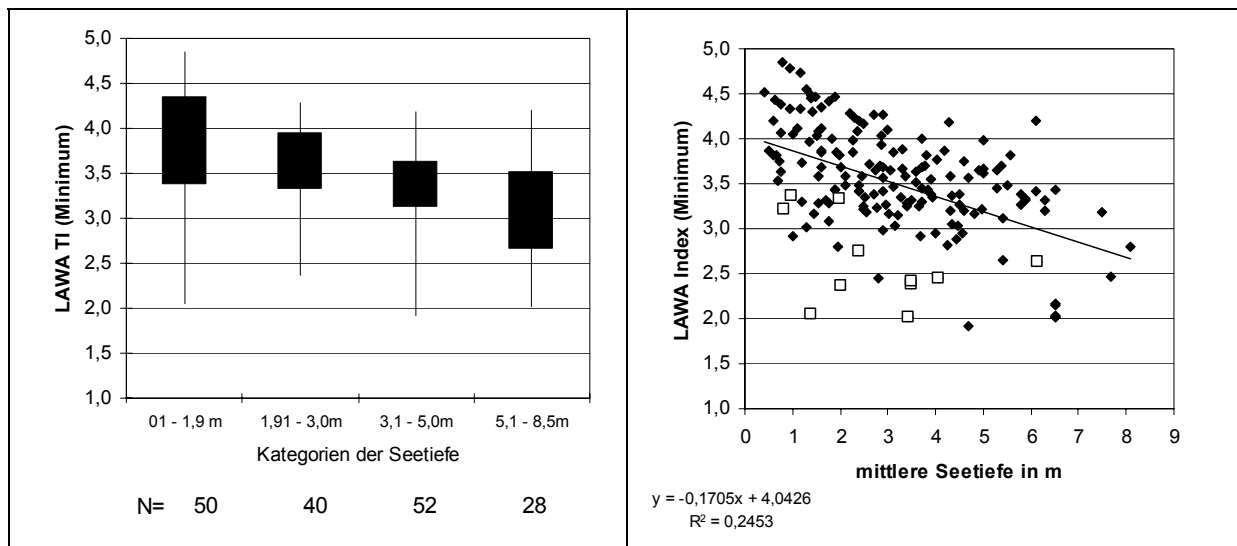


Abbildung 14: Verteilung der LAWA-Index Werte im Vergleich zur mittleren Tiefe in polymiktischen Tieflandseen. Links: box-plot-Darstellung in den Tiefenklassen. Rechts: Streudiagramm aller Wertepaare und Hervorhebung der trophischen Referenzseen (leere Kästchen).

Deshalb wird im weiteren die Biomasseausprägung je TP- Einheit anhand der Chlorophyll a /TP-Relation in den vier Tiefenklassen untersucht. Die Chl a /TP-Relation ist unabhängig von der jeweiligen Stichprobe. Dabei wird eine Auswahl von Seen mit einer sommerlichen TP-Konzentration unterhalb von 150 µg/l TP getroffen (s. Abbildung 15). Dies ist darin begründet, dass oberhalb von ca. 100 µg/l TP nur in 3 Ausnahmefällen noch höhere Biomassereaktion des Phytoplanktons im Gesamtdatensatz zu beobachten waren und deshalb die Chl a/TP-Relation im Bereich >150 µg/l TP durch andere Mechanismen überwiegend entkoppelt ist d.h. andere Faktoren die Phytoplanktonbiomasse limitieren.

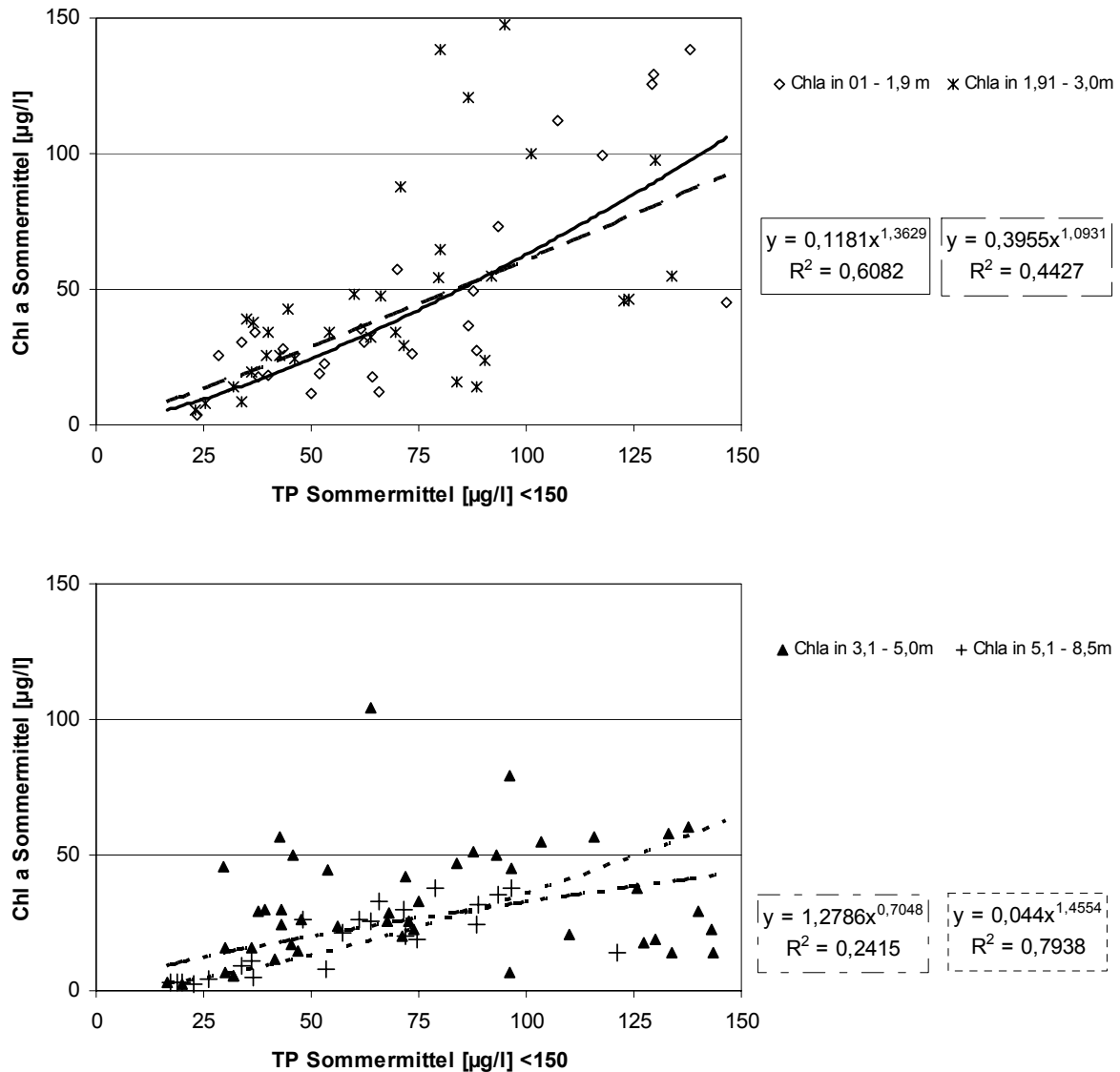


Abbildung 15: Korrelation zwischen Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration in polymiktischen Seen unterschiedlichen Tiefenkategorien und Angabe der potentiellen Regressionsfunktion und des Korrelationskoeffizienten r^2 in Anordnung entsprechend der Wertesymbollegende. Oben: 0,1-1,9 m; 1,91-3,0 m; Unten: 3,1-5,0 m; 5,1-8,5 m.

Flachseen <3 m (Seetyp 11.2 und vereinzelt Seetyp 12):

In polymiktischen Seen der Tiefenkategorie 0,1-1,9 m, also sehr flachen Seen (N = 27) ist die Biomasseausbeute je TP- Einheit ähnlich hoch wie in den tieferen Seen der nächsten Kategorie 1,91-3,0 m (N = 33), jedoch mit weitaus höherer Korrelation ($r^2 = 0,6082$; s. Abbildung 15 oben). Die geringere Korrelation in den tieferen Seen der Tiefenkategorie 2 wird dadurch verursacht, dass einige Seen (keine Flusseen!) eine extrem hohe Chl a/TP-Relation aufweisen (Warinsee, Schmollensee- Nordteil, Radener See), die Mehrzahl der anderen aber eine geringere, als die sehr flachen Seen. Hier muss geprüft werden, ob in diesen Ausnahmeseen möglicherweise Makrophyten fehlen, oder das Plankton aus anderen zusätzlichen Quellen stammt (Kaskadeneffekt in Seenketten).

Die im Mittel etwas niedrigere Trophie in den tieferen Seen (s. Abbildung 14) ist möglicherweise ein Artefakt der Stichprobe der TP-Konzentration in den Tiefenkategorien, da diese in den flachen Seen

kleiner 2 m extrem hoch und zu 50% zwischen 130 und 230 µg/l TP liegt, was einen stark eutrophierten Zustand anzeigt. Dagegen waren Flachseen mit einer Tiefe zwischen 2 und 3 m durchschnittlich deutlich weniger stark eutrophiert (s. Abbildung 16).

Tiefere polymiktische Seen (Seetypen 11.1, 12, 14):

In tieferen polymiktischen Seen (>3m Tiefe) ist die Biomasseausbeute je TP- Einheit deutlich geringer als in den Flachseen (Ausnahme: Rederangsee Typ 11.1). Vergleiche dazu Abbildung 15 oben und unten. Insgesamt wird die nationale und internationale Subtypenabgrenzung vom Seetyp 11.2 bestätigt und es ist keine weitere Unterteilung für Flachseen begründbar.

In polymiktischen tieferen Seen der Tiefenkategorie 3,1-5,0m (N = 46) ist der Anstieg überraschenderweise nicht so steil wie in der deutlich tieferen Seenkategorie 5,1-8,5m (N = 23). Dies wird dadurch verursacht, dass in einigen Seen der Tiefe 3,1-5,0m (Arenholzer See, Krampnitzsee, Beutelsee, Flakensee) die Chlorophyll a-Konzentrationen trotz hoher TP- Werte oberhalb von 100 µg/l gering verbleiben, wofür die Ursache unbekannt ist. In der Gruppe der tieferen Seen (5,1-8,5m), wozu auch die Messstellen der Müritz gehören, ist eine weitaus höhere Korrelation zum TP zu finden ($r^2 = 0,7938$; s. Abbildung 15 unten) und die TP-Konzentrationen sind in dieser Stichprobe im Median und im 75% Perzentil niedriger als in den allen flacheren Seen (Abbildung 16).

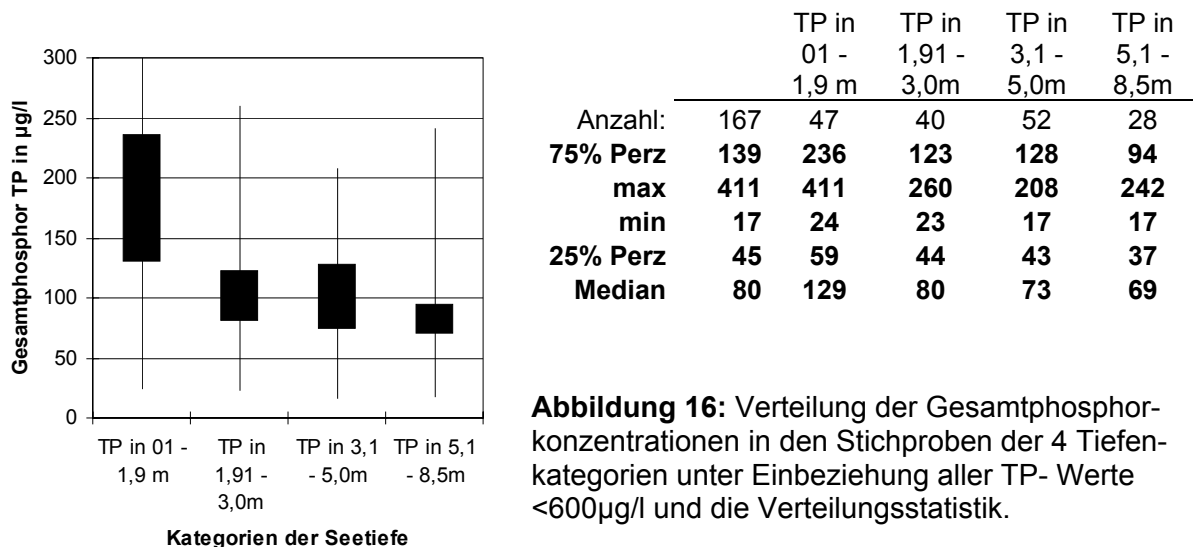


Abbildung 16: Verteilung der Gesamtphosphorkonzentrationen in den Stichproben der 4 Tiefenkategorien unter Einbeziehung aller TP- Werte <600µg/l und die Verteilungsstatistik.

Fazit Kap. 4.1.7.3: Die mittlere Seetiefe hat einen nachweislichen Effekt auf die Trophieausprägung auch in polymiktischen Tieflandseen. Die Subtypenabgrenzung von Flachseen mit einer Tiefe bis zu 3 m wird bestätigt. In den tieferen Seen nimmt die Trophie im Median mit zunehmender Tiefe zwar ab (s. Abbildung 14), dies ist aber teils durch die heterogene Verteilung von TP in den Tiefenklassen verursacht (Abbildung 16). Da außerdem das Chl a/TP-Verhältnis sich nicht grundsätzlich in sehr tiefen polymiktischen Seen von den etwas flacheren unterscheidet, kann keine weitere Subtypenverteilung mit der mittleren Tiefe (z.B. 5 m-Grenzwert) begründet werden. In Seen, in denen die Chlorophyll a-Konzentrationen trotz hoher TP-Werte gering verbleibt, muss nach der Ursache geforscht werden.

4.1.7.4 Einfluss der Größe der Seefläche auf die Trophie in polymiktischen Seen

Hypothese (eingebracht durch Mandy Bahnwart, S-H):

Die Neigung zur Eutrophierung hängt möglicherweise von der Seegröße ab und verursacht mit zunehmender Seefläche eine niedrigere sommerliche Referenztrophi. Ein möglicher "Grenzwert"

könnte neben dem durch die EU-WRRL vorgegebenen Wert von 50 ha, zusätzlich 10 und 150 ha sein.

Der Hypothese liegt zugrunde, dass große Seen aufgrund der stärkeren Windumwältzung weniger Licht im Mittel in der Wassersäule zur Verfügung haben und durch anorganisches Material getrübt sein könnten. Dieser These steht entgegen, dass in relativ flachen Seen mit sehr großer Seefläche durch die Windexposition mit geringeren Sedimentationsverlusten, d.h. höherer Suspension aus dem Sediment zu rechnen ist, was die Phytoplanktonproduktion fördern könnte. In der folgenden Betrachtung werden die Flusseen ausgeschlossen.

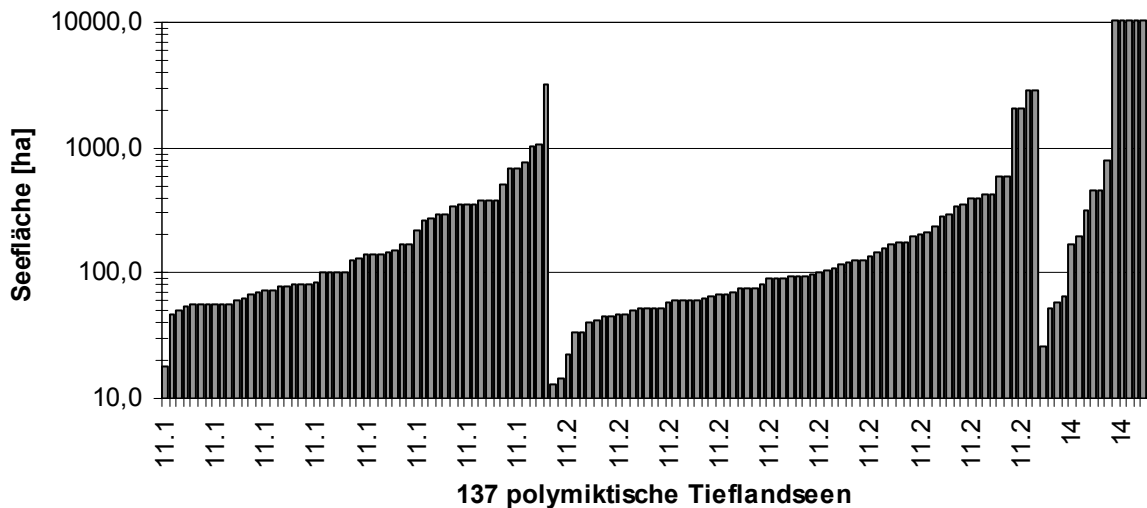


Abbildung 17: Verteilung der Größe der Seeflächen in den polymiktischen Seen

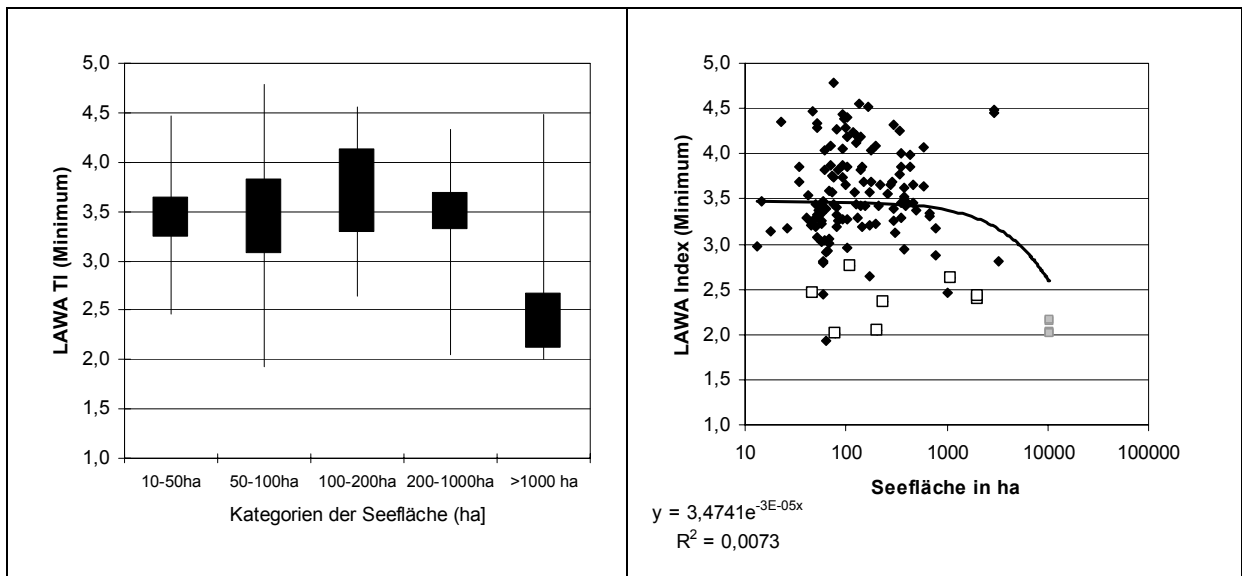
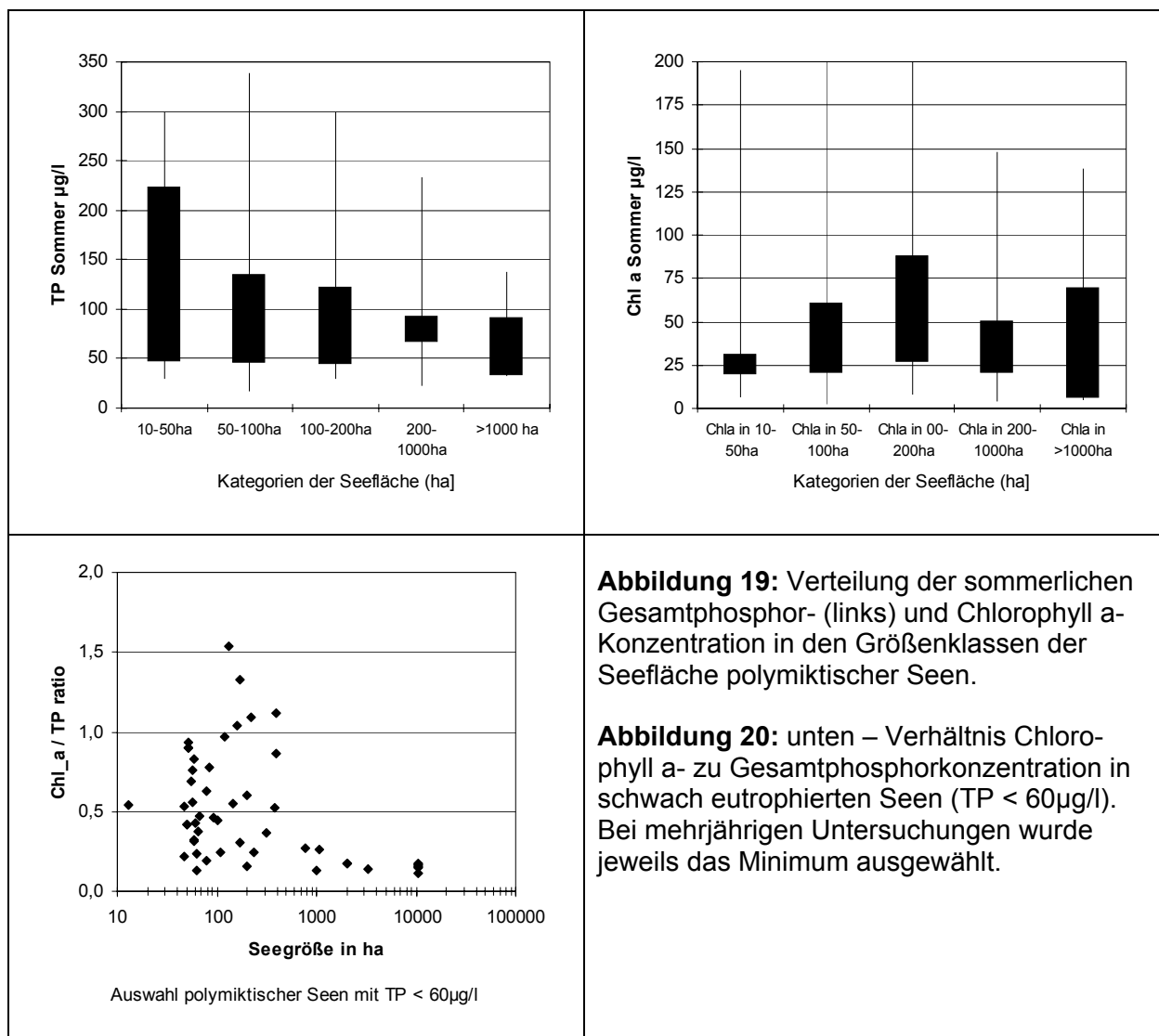


Abbildung 18: Verteilung der LAWA-Index- Trophie auf die gewählten Seeflächen-Kategorien und im Streudiagramm (rechts) mit Hervorhebung der Referenzseen als leere Kästchen (s. Tabelle 4-3) und der Müritzmessstellen als grau gefüllte Symbole.

Mit Ausnahme der sehr großen Seen, sind die LAWA-Trophie-Indices relativ gleichmäßig in den Größenkategorien der polymiktischen Seen verteilt (Abbildung 18). Nach Ausschluss der extrem

großen Müritz ist kein bzw. nur ein sehr geringfügiger Trend im Verhältnis Seefläche zu LAWA-Trophie auszumachen (Abbildung 18, rechts). Drei der Seen größer 1.000 ha (Fleesensee, Kölpinsee, Kummerower See) tendieren zu geringerer Trophie mit Ausnahme des Steinhuder Meers.

Betrachtet man die Stichproben von TP und Chlorophyll a-Konzentrationen im Epilimnion in den Größenklassen der Seefläche (s. Abbildung 19), sind die Kleinseen (10-50ha) zu einem größeren Anteil nährstoffreich ($>100 \mu\text{g/L}$ TP), weisen aber gleichzeitig die geringsten Chlorophyll a-Konzentrationen auf. Von den 7 stark nährstoffbelasteten Kleinseen ($>70 \mu\text{g/l}$ TP) reagieren 5 mit einer sehr moderaten Biomasse ($<45 \mu\text{g/l}$ Chl a), nur im Blankensee in S-H und dem Warnker See treten hohe Algenblüten auf. Demgegenüber wird in Seen mit einer Seefläche zwischen 100 – 200 ha der Phosphor durchschnittlich am effektivsten in Phytoplanktonbiomasse (Chl a) mit einem Faktor 0,68 (Chl a/TP) umgesetzt (s. Abbildung 20). Außergewöhnlich produktiv sind der Müllroser See, Priesterbäcker See (Nordteil), Wusterwitzer See und Seddiner See mit einem Chl a/TP-Verhältnis über 1 bei TP-Konzentrationen von 30 – 46 $\mu\text{g/l}$.



Fazit Kap.4.1.7.4: Die Seegröße hat keinen nachweislichen Effekt auf die Trophieausprägung in polymiktischen Tieflandseen (ohne Flusseen) mit Ausnahme der wenigen sehr großen Seen. Die meisten stark nährstoffbelasteten Kleinseen bilden nur kleine Biomassen aus und verhalten sich deshalb im LAWA-Trophie-Index ähnlich wie größere Seen.

4.2 Anpassung der seentypspezifischen Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor als physikalisch-chemischen Parameter

4.2.1 Einleitung

Auf der Sitzung des LAWA-AK Seen in Freiburg im Mai 2008 wurde durch Riedmüller et al. (Arbeitspapier) ein Vorschlag zur Aktualisierung des Rahmenkonzeptionspapiers vom 07.03.2007 vorgelegt (s. Tab.3-1). Die Vorstellungen über Referenzzustände in den Seentypen und deren TP-Konzentrationen sind immer noch in der Diskussion und verändern sich fortlaufend unter Berücksichtigung von

- neuen Seendaten und paläolimnologischen Erkenntnissen
- Referenzvorstellungen hinsichtlich anderer Biokomponenten
- Veränderungen in der Seentypologie
- Stellungnahmen und Anregungen aus den Bundesländern
- Auswertungen und Plausibilisierung auf Länderebene
- Vorstellungen und Erkenntnisse in den europäischen Nachbarstaaten.

Darüber hinaus besteht ein Erweiterungsbedarf für die Hintergrund- und Orientierungswerte z.B. hinsichtlich der physikalisch-chemischen Parameter Sauerstoff, pH-Wert, Stickstoff und Chlorophyll a. Aufgrund der beschriebenen Dynamik wurde im LAWA-AK Seen (Sitzung in Flintbek im Februar 2009) vom Projektnehmer vorgeschlagen, die Ausarbeitung von diesbezüglichen Texten und Tabellen von den Projektberichten abzukoppeln und in einem die Projekte übergreifenden Papier zu bündeln. Dieses in der derzeitigen Form noch als "living document" anzusehendes Arbeitspapier kann unabhängig von Projektzeiträumen aktualisiert und in der aktuell vorliegenden Form zitiert werden.

Der Vorschlag konzentriert sich derzeit auf die Sommermittelwerte von Gesamtphosphor (TP) für den Zeitraum Mai-September. Die Klassengrenzen wurden kontinuierlich u.a. unter Berücksichtigung von Stellungnahmen aus den Bundesländern und vergleichbaren Auswertungen in Österreich überarbeitet und mündeten in einen zur Abstimmung in den Bundesländern vorgelegten Entwurf (Stand 26. Februar 2009). Dieser ist dem Bericht nochmals angefügt und wird im vorliegenden Kapitel über den Entwurf hinaus gehend erläutert.

4.2.2 Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor im Referenz- und im guten ökologischen Zustand

Auf Basis des Bewertungsverfahrens sowie auf den in den Projekten entstandenen Seendatenbanken (Hoehn et al. 2009, Mischke et al. 2008a) wurden zunächst die Referenzzustände und entsprechende Zustandsklassengrenzen für den Parameter Gesamtphosphor abgeleitet. Dieses datenbasierte Zwischenergebnis wurde unter Berücksichtigung u.a. von Expertenwissen aus den Bundesländern (des weiteren s. Aufzählung 4.2.1) angepasst. Bei den in Tabelle 4-5 aufgeführten subtypspezifischen Übergangsbereichen des Gesamtphosphors wurde bewusst auf Grenzwerte verzichtet, da die weiter gefassten Bereiche den Auslenkungen der Seensysteme gerechter werden.

Tabelle 4-5: Für den See-Subtyp spezifische Klassen-Grenzbereiche des Referenzzustands/sehr guten Zustands und des guten ökologischen Zustands für den Parameter Gesamtphosphor (Sommermittel nach LAWA 1999: mindestens 4 Messwerte in der Stagnationsphase geschichteter Seen, bei polymiktischen Seen Mittelwert Mai-September).

Ökoregion	LAWA Seetyp	See-Subtyp Phytoplankton	Maximaler Trophiestatus im Referenzzustand bzw. LAWA-Index	Grenzbereiche Gesamtphosphor – Sommermittel (µg/L)	
				Obergrenze Referenzzustand sehr gut / gut	Obergrenze guter Zustand gut / mäßig
Voralpen	1	1 (in Test, nur 4 Seen)	(schwach) mesotroph 1 1,75	(10-15)	(20-30)
Voralpen	2 und 3	2+3	(schwach) mesotroph 1 1,75	10-15	20-30
Alpen	4	4	(sehr) oligotroph 1,25	6-8	9-12
Mittelgebirge	5 und 7	5+7	(schwach) mesotroph 1 1,75	9-12	18-25
Mittelgebirge	6	6.1	(stark) mesotroph 2 2,5	25-35	45-65
Mittelgebirge	6	6.2	(stark) mesotroph 2 2,25	20-35	40-60
Mittelgebirge	8 und 9	8+9+8.5	oligotroph 1,5	8-10	14-18
Tiefland	10	10.1	(schwach) mesotroph 1 2,0	20-35	35-45
Tiefland	10	10.2	(stark) mesotroph 2 2,25	25-35	40-55
Tiefland	11	11.1	(stark) mesotroph 2 2,5	25-45	45-65
Tiefland	11	11.2*	(schwach) eutroph 1 2,75	30-45	45-70
Tiefland	12	12**	eutroph 2 3,25	40-60	60-90
Tiefland	13	13	(schwach) mesotroph 1 1,75	15-25	25-35
Tiefland	14	14	(stark) mesotroph 2 2,25	20-35	40-60

* Im sehr flachen Seetyp 11.2 (IC-Typ LCB 2) kann im Referenzzustand und in weitgehend unbelasteten Seen Phosphorrücklösungsprozesse zu einem Ausschlagen der Konzentrationen aus den beschriebenen Regelbereichen führen.

**Für Flusseen liegt ein neuer Ansatz für die Referenztrophiie bei LAWA-Index 3,25 vor. Seen mit hoher Retentionsleistung können sehr hohe Trophiezustände im Referenzzustand aufweisen, welche z.T. weit in den eutrophen Status hineinreichen. Die Gesamtphosphorkonzentrationen können in diesen Seen zwischen 40 und rund 100 µg/L im Sommermittel liegen.

4.2.3 Vom Klassifizierungsschema abweichende Seen sowie Beispiele

Die in der Tabelle 4-5 genannten Wertebereiche beziehen sich auf einen Großteil der Seen in den Stichproben der See-Subtypen. In einigen Fällen können spezielle Bedingungen eine ausgeprägte Individualität eines Sees erzeugen und z.B. "eigentliche" Referenzseen weichen dann in ihren Kenngrößen von den beschriebenen Werten ab. Abweichungen können z.B. bei folgenden Seen auftreten:

- durch Makrophyten dominierte oder beeinflusste Seen, deren Phytoplanktongesellschaft durch eine hohe Präsenz von Makrophyten gehemmt wird und dementsprechend geringe Biomassen bei vergleichsweise hohen Gesamtposphorwerten aufweisen.
- Seen, die aufgrund von Eutrophierungsprozessen in der Vergangenheit nährstoffbelastete Sedimente und entsprechende Rücklösungsprozesse von Algenährstoffen aufweisen, die je nach Durchmischungstyp und Witterung in die euphotische Schicht gelangen.
- Seen, die aufgrund ihrer Lage in Seenketten eine höhere Retentionsleistung vollbringen und natürlicherweise höhere Sedimentbelastungen aufweisen, welche schichtungs- und witterungsbedingt remobilisiert werden. Dies trifft z.B. auf Flach- und Flusseen zu, welche sich am Beginn einer Seenkette befinden (vgl. SCHÖNFELDER 2004) sowie auf Altarme größerer Ströme.
- Seen, deren Schichtungsverhalten labil ist und die witterungsbedingt z.B. bereits im Sommer durchmischen und auf diese Weise eine sedimentbürtige Nährstoffhöhung in der Wassersäule erleiden. In diesem Fall liegt ein Seetypwechsel vor und eine differenziertere Betrachtung wird notwendig. Ähnliche Vorgänge treten auch in Talsperren bei Stauzielabsenkungen auf.
- Seen, deren Verweilzeit und Zuflusswassermengen sich z.B. innerhalb eines Jahres stark verändern und einen schwankenden Einzugsgebietseinfluss, Retentionszeiträume und -raten besitzen.
- Seen, deren typologische Einstufung nur auf einem Teilbecken beruht und die Repräsentativität des Messpunktes möglicherweise nicht oder nur zum Teil gegeben ist.
- in der jüngeren Vergangenheit sanierte Seen, deren Nährstoffbelastung stark zurück gegangen ist, die Phytoplanktonbiozönose jedoch noch auf vergleichsweise hohem Trophieniveau verharrt.

Bei der Formulierung und letztlich Erreichung von Sanierungszielen spielt die Reduktion der externen und internen Phosphorbelastung von Seen eine zentrale Rolle. In einigen Fällen werden z.B. durch Restaurierungsmaßnahmen wie Phosphorfällungen schnelle Konzentrationsabnahmen im Freiwasser erreicht, welche sich in der Phytoplanktonentwicklung nur sehr verhalten widerspiegeln. Beispiel hierfür ist der Seddiner See, in welchem seit der 1990er Jahre Maßnahmen zur Reduktion der Phosphorbelastung durchgeführt werden und wirksam sind. Darunter sind z.B. Phosphoreliminierungsanlagen sowie seit 2006 eine Tiefenwasserbelüftung. Der Gesamtposphorgehalt sank von rund 100 µg/L in den 1990er Jahren bis auf unter 30 µg/L in 2008.

Trotz der bedeutenden Senkungen bleibt die Reaktion im Phytoplankton hinter den erwarteten Werten zurück (s. Abbildung 21). Für den Seddiner See, als polymiktisches Gewässer (Seesubtyp 11.1, mittlere Tiefe 3 m).

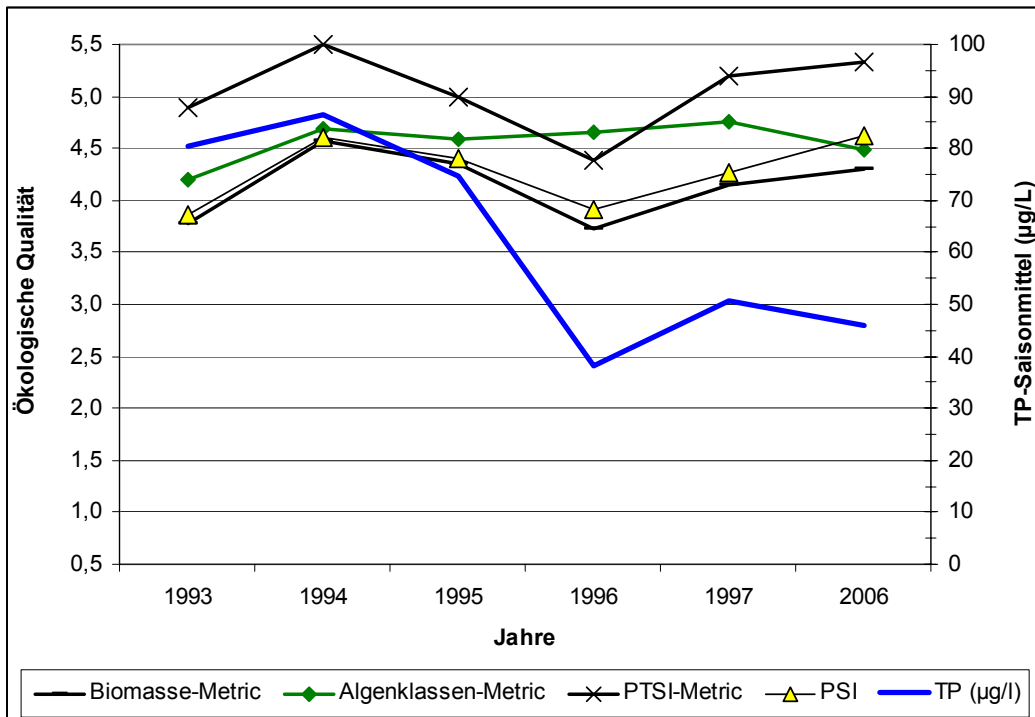


Abbildung 21: Bewertung des Seddiner See mit dem PSI in 1990er Jahren und im Jahr 2006 sowie die Gesamphosphorkonzentrationen im Saisonmittel.

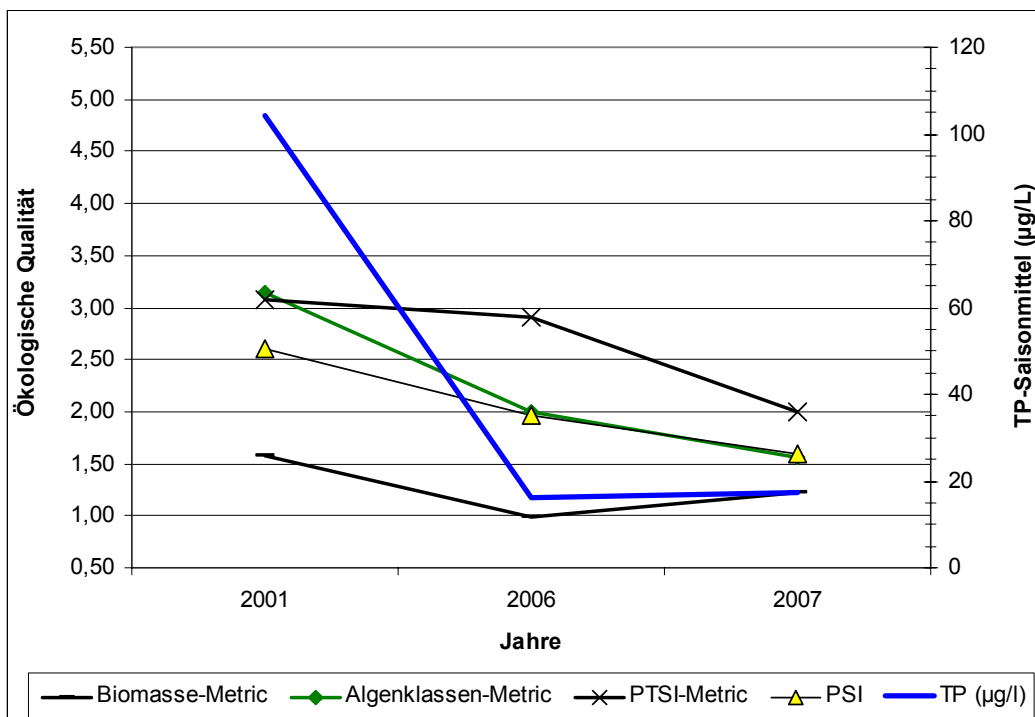


Abbildung 22: Vergleichende Bewertung des Tiefwareensees mit dem PSI in den 1990er Jahren und 2006 sowie die Gesamphosphorkonzentrationen im Saisonmittel.

Obwohl die TP-Werte des Seddiner Sees in den vergangenen Jahren deutlich unter die Klassengrenze gut/mäßig gesenkt werden konnten, indizieren alle Metrics des PSI den unbefriedigenden oder

schlechten Zustand (s. Abbildung 21). Es reduzierte sich weder die Phytoplanktonbiomasse noch zeichnet sich in der Artzusammensetzung ein veränderter Trophiestatus ab.

Ein weiteres wenn auch weniger ausgeprägtes Beispiel für die verzögerte biozönotische Reaktion auf Sanierungsmaßnahmen stellt der Tiefwareensee in Mecklenburg-Vorpommern dar. Hier wurden in verschiedenen Sanierungs- und Restaurierungsphasen die TP-Konzentrationen sukzessive verbessert, vom einst hocheutrophen bis zum derzeit mesotrophen Trophiestatus (Koschel et al. 2008). Zuletzt wurden in den Jahren 2001-2005, hypolimnische P-Fällungen durchgeführt, um Rücklösungsprozesse aus dem Sediment zu verringern. Hiermit konnten letztlich Freiwasserkonzentration von kleiner 30 µg/L TP erreicht werden (Koschel et al. 2008). Die Abbildung 22 zeigt das Jahr 2001 zu Beginn der hypolimnischen P-Fällungen sowie die beiden Folgejahre nach Ende dieser Maßnahme. Es wird deutlich, dass der Artzusammensetzungs-Metric PTSI im Jahr 2006 noch den hohen Trophiestatus anzeigt und erst 2007 beginnt, auf die Nährstoffreduktion zu reagieren. Trotz TP-Werten von unter 20 µg/L, welche nach Tabelle 4-5 dem Referenzzustand des Seetyps des temperaturschichteten Tiefwareensees (Seesubtyp 10.1) entsprechen, wird vom Indikatortaxa-basierten Metric PTSI erst allmählich ein besserer Zustand - im Jahr 2007 der gute Zustand - angezeigt.

In einem ausgewählten Kalibrations-Datensatz (ausgewählte Jahre, nur "verlässliche" TP-Jahreswerte) aller deutschen Gewässertypen inklusive künstlicher sowie erheblich veränderter Seen (n=831) wurde folgender Fragestellung nachgegangen:

Wie hoch ist der Prozentsatz der Seen, welche nach dem Gesamtphosphor-Kriterium einen guten Zustand besitzen könnten, diesen jedoch gemäß Phytoplanktonbewertung nicht erreichen?

(Als Grenzkriterium für die nach TP guten Seen wurde jeweils der Maximalwert des Übergangsbereichs zwischen gut und mäßig verwendet.)

Tabelle 4-6: Bewertung der nach TP-Kriterium (Tabelle 4-5) sehr guten und guten Seen mit dem Phytoplankton-Verfahren PSI. Subtypspezifische Betrachtung in einem ausgewählten Kalibrationsdatensatz.

Seesubtyp	oberer TP-Grenzwert gut-mäßig	Anzahl der nach TP sehr guten und guten Seen	ebenso sehr gut oder gut bewertet	< 0,5 Zustandsklassen schlechter	0,5-1,0 Zustandsklassen schlechter	> 1 Zustandsklasse schlechter	% der > 0,5 Zustandsklassen schlechter bewerteten Seen
1+2+3	30 µg/L	40	37	3			0%
4	12 µg/L	20	18	1	1		5%
5+7	25 µg/L	17	13	4			0%
6.1	65 µg/L	2			2		100%
6.2	60 µg/L	1			1		100%
8+9+8.5	18 µg/L	37	35	1	1		3%
10.1	45 µg/L	75	54	8	8	5	17%
10.2	55 µg/L	23	15	2	3	3	26%
11.1	65 µg/L	26	12	6	1	7	31%
11.2	70 µg/L	28	11	6	5	6	39%
12*	90µg/L	7		1			14%
13	35 µg/L	120	100	13	5	2	6%
14	60 µg/L	33	25	5		3	9%

* Bewertung für Typ 12 nach den neuen Bewertungskriterium s. Kap. 4.1.6.2

In der in Tabelle 4-6 dargestellten Datenanalyse werden folgende Aspekte deutlich:

- Die polymiktischen Mittelgebirgstypen sind nur von wenigen Seen im Datensatz belegt: Subtyp 6.1 mit 7 Seen und Subtyp 6.2 mit 6 Seen. Die Ableitung von allgemeinen Schlüssen scheint für diese Typen aufgrund der kleinen Stichprobe nicht sinnvoll.
- Ebenso sind im Subtyp 12 auch nach "Lockerung" der Referenzbedingungen (s. 4.1.6.2) nur wenige nach TP-Wert sehr gute oder gute Seen enthalten, von denen jedoch nur ein See vom Verfahren insbesondere wegen hoher Algenbiomassen schlechter bewertet wird. Dass Flusseen je nach Lage im Gewässersystem sehr hohe aber auch unerwartet niedrige Biomassen – meist im Zusammenhang mit geringen Aufenthaltszeiten – bilden können, liegt in dem v.a. hydrologisch sehr dynamischen Seentyp begründet.
- Bei den in den Stichproben zahlenmäßig gut vertretenen Seen zeichnet sich ein Zusammenhang zwischen Lage der Referenztrophy und Prozentsatz der "Fehlbewertung" ab. Je höher die Referenztrophy des Subtyps im Trophiespektrum desto häufiger fällt in diesem die Bewertung schlechter aus, als die testweise Einstufung nach Gesamtphosphor dies erwarten ließe (s. Subtypen 10 und 11 in Tabelle 4-6). Aus dieser Beobachtung sowie unter Berücksichtigung der Abbildung 23 wird deutlich, dass Seensysteme mit TP-Konzentrationen größer 15-25 µg/L sehr unterschiedliche Biomasse-Antworten auf die TP-Konzentration geben. Die Treffsicherheit einer Vorhersage nimmt oberhalb der genannten Schwellenwerte demnach stark ab.

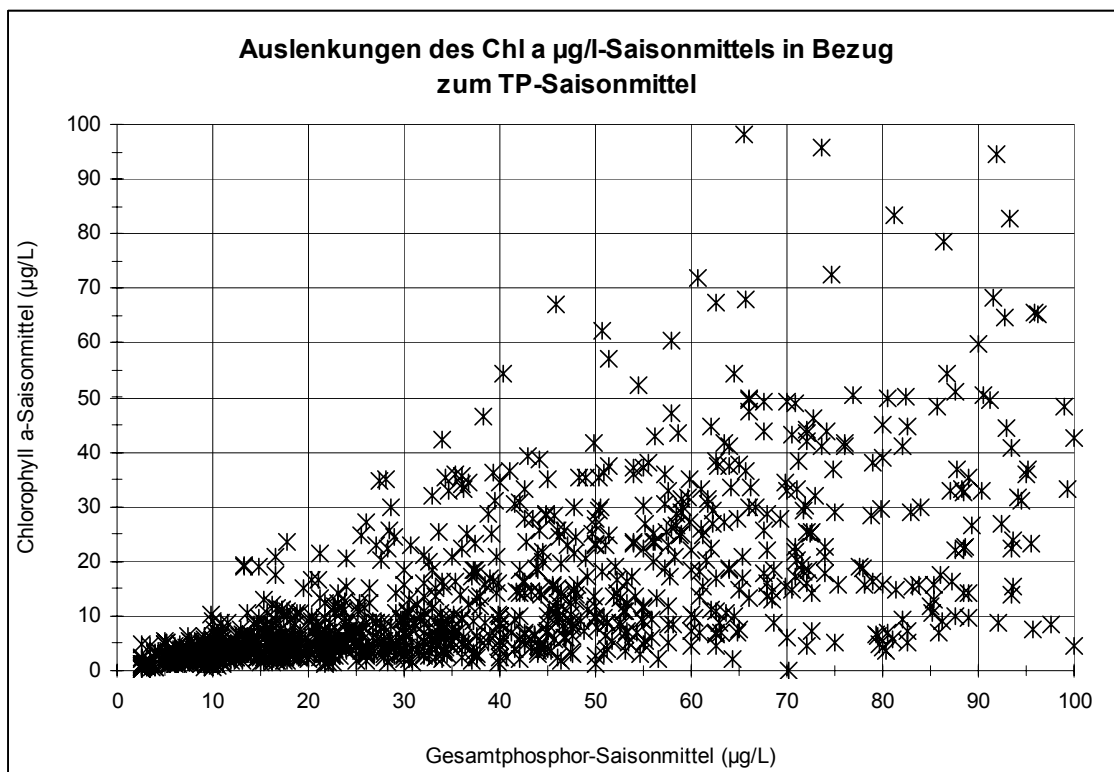


Abbildung 23: Auslenkungen des Chlorophyll a-Saisonmittels in Abhängigkeit von der Gesamtphosphorkonzentrationen im Saisonmittel in einem Bereich unter 100µg/L TP.

4.3 Umstellung des Cyano-Parameters auf „harmful Cyanobacteria“

Im Rahmen der nationalen Bewertungsverfahren mittels Phytoplankton in anderen EU-Mitgliedstaaten werden die Cyanobacteria anders als im Phyto-See-Index (Mischke et al. 2008a, Hoehn et al. 2009) definiert. Außerdem wird häufig der Prozentanteil der Cyanobacteria am Gesamtbiovolumen einbezogen. Im Folgenden werden diese beiden Aspekte testweise im PSI umgesetzt.

Die in Europa verbreitete Definition der „harmful cyanobacteria“ schließt nur die Cyanobacteria – Gruppen ein, die tatsächlich eine Zunahme mit ansteigender Trophie zeigen, und schließt die Gruppe der „harmless cyanobacteria“ aus. Zu den harmlosen Cyanobacteria werden zum Beispiel die Chroococcales- Gattungen *Aphanococcus*, *Aphanothece* und *Chroococcus* gezählt, deren Arten ihre Verbreitungsoptima teils im oligo- bis mesotrophen Bereich haben. Dies wurde auch bei der Erstellung der PTSI Indikatorliste festgestellt (Mischke et al. 2008, Hoehn et al. 2009), so dass eine engere Definition des Parameters Cyanobacteria auf potentiell toxin-produzierende Taxa („harmful Cyanobacteria“) auch für den PSI sinnvoll erscheint.

Der Prozentanteil der Cyanobacteria wird gegenüber dem absoluten Cyanobacteria-Biovolumen in vielen EU-Mitgliedsstaaten deshalb bevorzugt, weil damit eine Doppelindikation durch Cyanobacteria im Biomasse- und Algenmetric umgangen wird, und zweitens ein besserer Bezug zur normativen Definition der taxonomischen Zusammensetzung der EU-WRRL (2000) besteht. Der Cyanobacteria-Metric ist im mediterranen GIG definiert als „% harmful cyanobacteria“ berechnet aus der Summe Cyanobacteria abzüglich der Chroococcales, ausgenommen die Arten der Gattungen *Microcystis*, *Woronichinia* und *Gomphosphaeria* (s. Section 3 Phytoplankton_Annexes.pdf – documents of the GIG's auf der Internetplattform CIRCA). Das Nordic GIG hat auf seiner letzten Sitzung beschlossen, die Kenngröße „harmful cyanobacteria“ wieder aus dem Interkalibrierungsprozess zu streichen, da die Verbreitung eine zu starke Streuung und zu wenig Korrelation zur Belastungsgröße TP zeigt (Vortrag Bericht aus N GIG von A.L. Solheim Oslo 29.04.2009).

Tabelle 4-7: Auszug aus dem Algenklassen-Metric betreffend den Cyanobacteria für die Seenbewertung nach dem PSI.

Auszug aus den Klassenmetrik für die Seenbewertung						
Seetyp Nr.	Parameter des Algenklassen-Metric	Periode	Ausgabe bei Nullwert	Einheit	Bewertungsfunktion	Stand Verfahren
1+2+3	Cyanobacteria	Saison		BV	wenn > 3 dann = 5 sonst kein Wert	28.06.2007
4	Cyanobacteria	Saison		BV	wenn > 1 dann = 5 sonst kein Wert	28.06.2007
11.1	Cyanobacteria	JO	1,5	BV	$y = 1,4531 * \ln(x) + 0,8916$	22.06.2007
11.2	Cyanobacteria	JO	0,5	BV	$y = 1,1842 * \ln(x) + 1,0217$	07.06.2007
10 & 13	Din_Cyan	JO	0,5	BV	$y = 1,248 * \ln(x) + 1,6359$	07.06.2007
12	Cyanobacteria	JO	0,5	BV	$y = 2,357 \ln(x) - 2,0989$	14.04.2009
14	Din_Cyan	JO	0,5	BV	$y = 1,3659 \ln(x) + 1,3696$	22.06.2007
5 (+7)	Din_Cyan	JO	0,5	BV	$y = 0,9683 * \ln(x) + 3,4573$	08.08.2008
6.1+6.2	Cyanobacteria	Saison	0,5	BV	$y = 0,9854 * \ln(x) + 1,9838$	08.08.2008
6.1+6.2	Din_Cyan	JO	0,5		$y = 1,8553 * \ln(x) + 1,1757$	08.08.2008
8	Cyanobacteria	Saison		BV	wenn > 1 dann = 5 sonst kein Wert	08.08.2008
8+9	Din_Cyan	JO	0,5	BV	$y = 1,1831 * \ln(x) + 3,6975$	08.08.2008
9	Cyanobacteria	Saison		BV	wenn > 0,8 dann = 5 sonst kein Wert	08.08.2008

JO = Juli-Oktober, , BV = Biovolumen, Din_Cyan =Dinophyceae+Cyanobacteria

Im deutschen PSI-Verfahren gehen die Cyanobacteria im Algenklassenmetric entweder als Einzelgruppe oder summiert mit den Dinophyceae mit ihren summierten Klassenbiovolumen in die Bewertung ein (s. Tabelle 4-7). Je nach Seetyp wird dabei die Periode Juli-Oktober (JO) oder die gesamte vegetative Saison (April-Oktober) gemittelt und der Anstieg dieser Algenklasse ist mit zunehmender Eutrophierung unterschiedlich steil.

Im ersten Schritt wurde getestet, wie sich eine Neudefinition des Parameters „Cyanobacteria“ durch Ausschluss der „harmless“ Cyanobacteria auf die Bewertung im Algenklassen-Metric des Phyto-See-Indices auswirkt.

Dazu wurde das Programm PhytoSee 3.0 testweise umprogrammiert und die Bewertungsergebnisse der bisherigen Variante mit der neuen Variante gegenübergestellt. Dies war programmtechnisch nicht einfach umzusetzen, da erst Klassen-, dann Ordnungsniveaus und dann einzelne Gattungen der Cyanobacteria hinzuaddiert werden müssen. Deshalb wurde stattdessen die Spalte „Algenordnung“ in der Taxaliste für den Test durch Neubenennung einiger - Chroococcales- Cyanobacteria Taxa (*Microcystis*, *Woronichinia*, (*nicht Gomphosphaeria!*)) in „Chroococcales_harmful“ zur Realisierung genutzt.

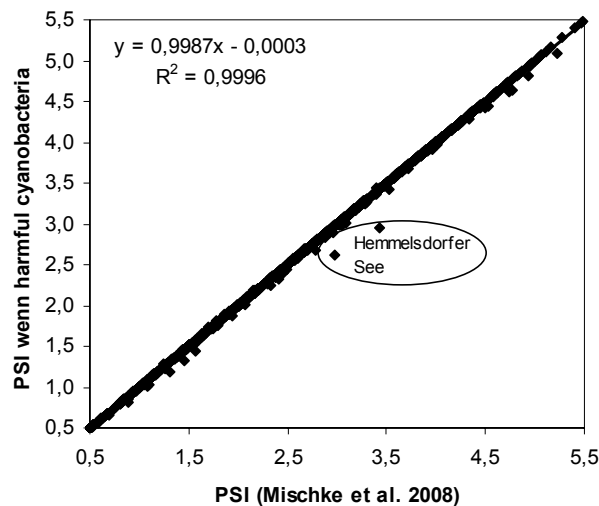


Abbildung 24: Veränderung des Phyto-See-Index nach Umstellung der Algenklassen-Parameter auf „harmful Cyanobacteria“

Mit Ausnahme der beiden Messstellen im Hemmelsdorfer See hat die Neudefinition der Cyanobacteria in „harmful Cyanobacteria“ nur einen marginalen Einfluss auf die Gesamtbewertung im Phyto-See-Index (s. Abbildung 24). Während im eutrophen Hemmelsdorfer See die „harmlosen“, nicht Eutrophierung anzeigenden Chroococcales wie *Aphanocapsa* und *Coelosphaerium* dominieren, haben diese in anderen Seen nur ein geringes Biovolumen, und damit nur einen geringen Effekt auf den Bewertungsparameter „Cyanobacteria“ oder „Dinophyceae + Cyanobacteria“ (für seetypspezifische Details s. Tabelle 4-7).

Im Fazit kann für die Bewertung der natürlichen Seen geschlossen werden, dass eine Umstellung der Cyanobacteria-Parameter durch Neudefinition auf „Harmful Cyanobacteria“ keinen entscheidenden Einfluss auf die Gesamtbewertung hat. Damit wäre diese Angleichung an die Mehrheit der europäischen Staaten für die deutsche Bewertung ohne Komplikationen möglich.

Anders verhält es sich bezüglich des zweiten Unterschiedes, nämlich die Verwendung des Prozentanteils der Cyanobacteria (% Cyano) anstatt des absoluten Klassenbiovolumens (BV), so wie es im PSI verwendet wird. Hier wären gravierende Änderungen der Bewertung zu erwarten, zumeist eine verschlechterte Korrelation des Parameters zur Belastungsgröße LAWA Index und eine völlige Neukalibrierung des Algenklassenmetrics im PSI nötig.

Die Veränderung der Verteilungsmuster der Cyanobacteria- Parameter in den einzelnen Seetypen sind in Tabelle 4-8, Tabelle 4-9 und Abbildung 25 und Abbildung 26 dargestellt.

Grundsätzlich wird in allen Gewässertypen eine, wenn auch schwache oder sprunghafte Zunahme des bisherigen Parameter Cyanobacteria oder Dinophyceae + Cyanobacteria mit zunehmender Degradation in allen Seetypen bestätigt. Nahezu kein Zusammenhang ist für Seen der Voralpen (Seetyp 2+3) und der geschichteten Tieflandseen mit kleinem Einzugsgebiet (Typ 13) zu beobachten. Im Kalibrationsdatensatz, der gegenüber der Verfahrensherleitung nun strenger hinsichtlich der Belastbarkeit der Daten definiert ist (vollständige Trophiedaten etc.), sind keine stark degradierten Seen mehr enthalten, die Blaualgenblüten aufweisen, so dass kein Trend erkennbar ist. Mit Ausnahme der Flusseen und den Seen des Typs 14, wo in stark degradierten Zuständen die Blaualgen deutlich und regelmäßig zunehmen, hat der Parameter „Klassenbiovolumen der Cyanobacteria“ nur einen unzuverlässigen Indikationswert: Im Beispiel Flachseen nimmt das Biovolumen der Cyanobacteria zwar mit der Degradationsklasse zwischen 25% und 75% Perzentil stetig zu (s. Abb. 26 links unten), aber ein großer Teil der Seen zeigt gar keine Zunahme, so dass die lineare Korrelation äußerst schwach ist (Bsp. Typ 11.2 $r^2 = 0,1953$).

Weiterhin ist in allen Gewässertypen zu beobachten, dass eine Umstellung auf den Prozentanteil anstatt des Klassenbiovolumens zu einer starken Verschlechterung der linearen Korrelation zur Belastungsgröße (s. Tabelle 4-7 und 4-8) sowie der Abgrenzung der Zustandstandklassen führt.

Im Fazit sollte von einer Umstellung des Cyanobacteria-Parameters auf den %-Anteil abgesehen werden. Eine Umstellung auf „harmful Cyanobacteria“ würde die Bewertung kaum verändern.

Tabelle 4-8: Lineare Korrelation des Parameters „Dinophyceae & Cyanobacteria“ berechnet als Klassenbiovolumen (BV mm³/l) oder als Prozentanteil (Proz. %) am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons zur Belastungsgröße „LAWA TI nach Trophiereferenz des Seetyps“ siehe Abbildung 25

Seetyp	Din+Cyan	r ²	Bemerkung
13	BV	0,0274	starke Streuung
13	Proz.	0,1362	starke Streuung
10.1	BV	0,3536	schwach korreliert
10.1	Proz.	0,1843	starke Streuung
14	BV	0,5679	deutlich korreliert
14	Proz.	0,2536	schwach korreliert

Tabelle 4-9: Lineare Korrelation des Parameters „Cyanobacteria“ zur Belastungsgröße siehe Abbildung 23

Seetyp	Cyano	r ²	Bemerkung
2+3	BV	0,0537	starke Streuung
2+3	Proz.	0,0092	starke Streuung
4	BV	0,2409	schwach korreliert
4	Proz.	0,2225	schwach korreliert
11.1	BV	0,0768	starke Streuung
11.1	Proz.	0,0273	starke Streuung
11.2	BV	0,1953	schwach korreliert
11.2	Proz.	0,1534	schwach korreliert
12	BV	0,4023	deutlich korreliert
12	Proz.	0,1152	schwach korreliert

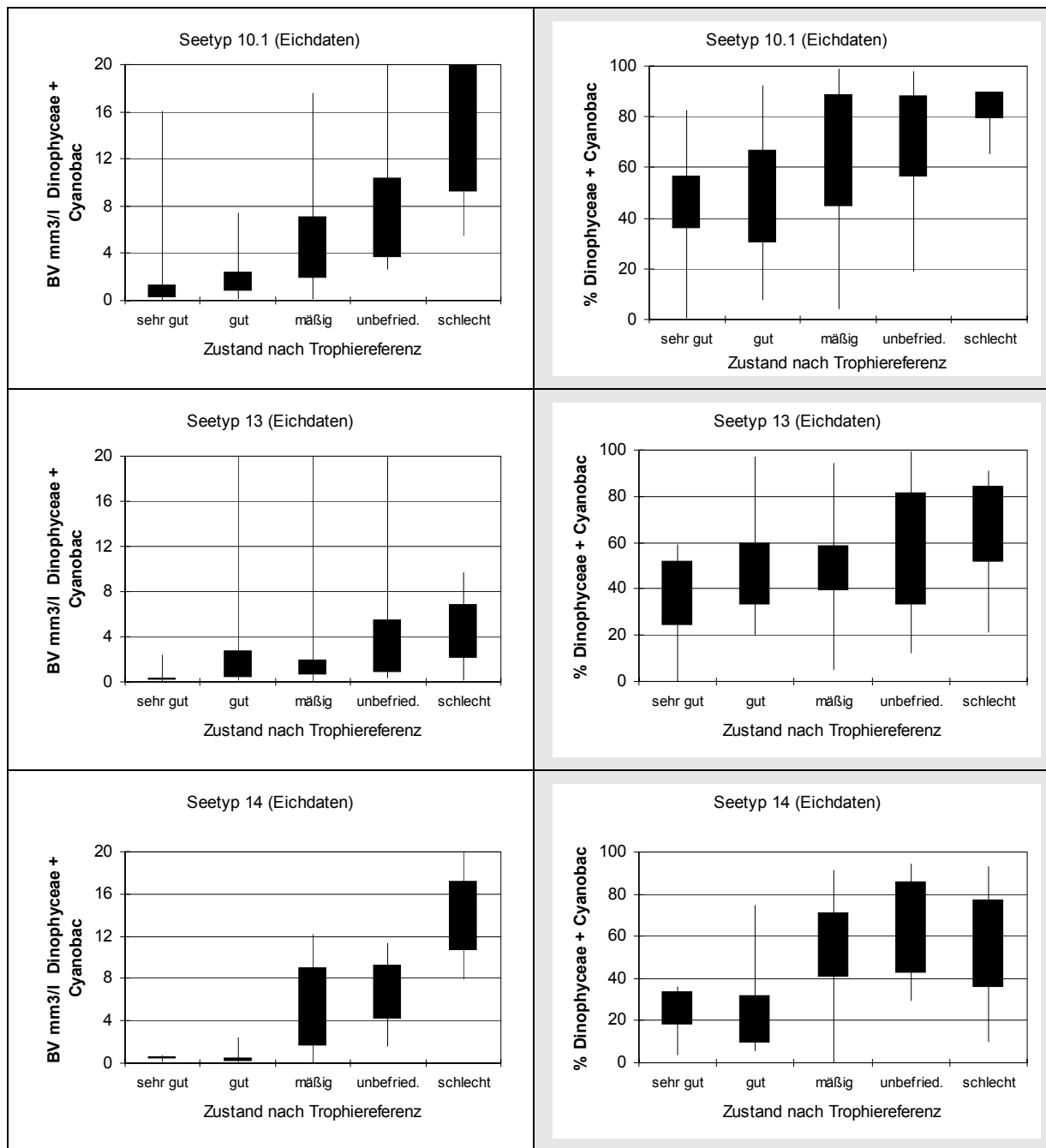
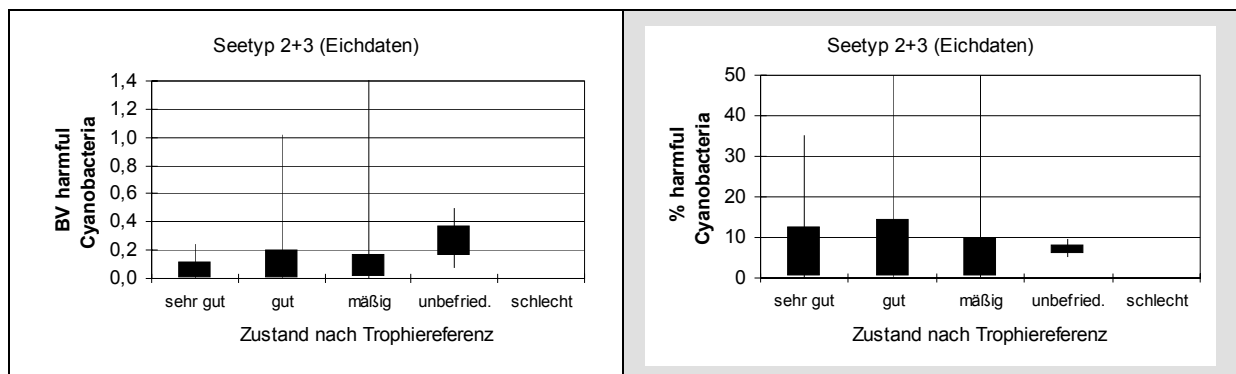


Abbildung 25: Gegenüberstellung Klassenbiovolumen oder Prozentanteil (rechte Seite) des Parameters Dinophyceae plus Cyanobacteria (o. Chroococcales).



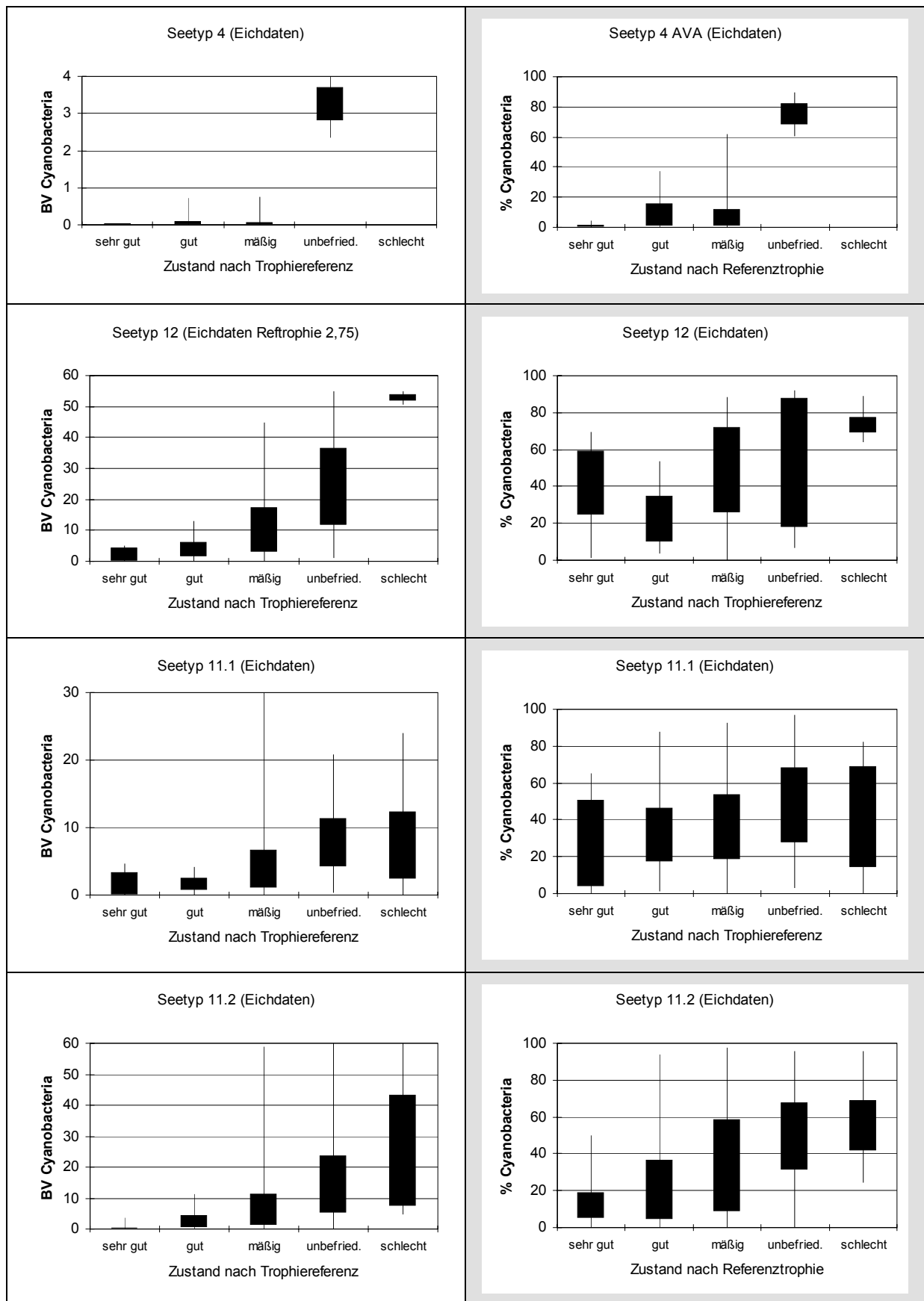


Abbildung 26: Klassenbiovolumen oder Prozentanteil (rechts) des Parameters Cyanobacteria (o. Chroococcales).

4.4 Gemeinsames vorläufiges Bewertungstool PhytoSee für AWB, HMWB und natürliche Seen

Es wurde eine erweiterte Testversion des Auswertungstools PhytoSee (4.0) erstellt, die folgende Änderung enthält:

- 1) Erweiterte Taxaliste (s. Kapitel 4.4.1), und Anpassung der Indikatorliste an die Umbenennungen und Neugruppierungen
- 2) veränderte Flusseenbewertung (Kapitel 4.1.6.2)
- 3) Umstellung des Parameter "Cyanobacteria" auf „harmful Cyanobacteria“ als Angleichung an die europäischen Standards (Kapitel 4.3) und
- 4) das Einfügen der Bewertungsgrenzen für alle neuen Gewässertypen des Mittelgebirges und der ABW
- 5) Einfügung der überarbeiteten Version der Indikatorliste für Alpen- und Voralpen.

Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass für den neuen Seetyp 8.5 eine besondere Berechnung des Gesamtbiovolumens und des Dinophyceen- Parameters erfolgt, nämlich unter Ausschluss des Taxonbiovolumens von *Gymnodinium uberrimum* (s. Details in Hoehn et al. 2009). Im Programm PhytoSee 4.0 verursacht diese Berechnung eine verlangsamte Bewertungsberechnung.

Ausblick für den Auswertungstool PhytoSee im Jahr 2010:

Die Bewertungen mittels PhytoSee 4.0 für die verfügbaren Testseen der Mittelgebirge, künstlichen und stark veränderten stehenden Gewässer weichen in mehreren Fällen geringfügig von den Bewertungen mit dem Behelfstool im Projekt Hoehn et al. 2009 ab. Die Ursache ist unbekannt. Da im Jahr 2009 noch ein Praxistest dieser Bewertungen durchgeführt und es damit zu einer Überarbeitung der Bewertung kommt, wird der Aufklärung des Grundes für die Abweichungen der Bewertungsergebnisse (Typ 5-9 und k-Typen) keine weitere Aufmerksamkeit im vorliegenden Projekt geschenkt.

Für die Indikatorliste der Seen in der Voralpen- und Alpenregion wurden aktuell Neuvorschläge für einige Indikatortaxa gemacht (Kapitel 4.4.3). Die erneute Erweiterung der harmonisierten Taxaliste um ein neues Indikatortaxon konnte bei der Fertigstellung der neuen PhytoSee-Version vom April 2009 nicht mehr geprüft berücksichtigt werden. Es wurde übergangsweise das provisorische Taxon-ID „3000“ für dieses neue Taxa „*Cyclotella comensis* Typ *pseudocomensis*“ in der Indikatorliste AVA Test im PhytoSee April 2009 angeboten.

Im nachfolgenden LAWA-Projekt O 9.09 „Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen“ (Mischke et al. 2010/2011, IGB) wird eine aktualisierte und bedienungsfreundlichere Version von PhytoSee erstellt werden. Dort ist vorgesehen, neben dem Bundesland auch den Seetyp auswählen zu können.

Es werden in der abschließend veröffentlichten PhytoSee-Version nur Aktualisierungen aufgenommen, die mit dem LAWA-Arbeitskreis Seenbewertung und auf einem geplanten Seenworkshop mit den Anwendern abgestimmt sind.

4.4.1 Erweiterung der operativen Taxaliste Phytoplankton für Taxa aus Mittelgebirgsseen und künstliche und stark veränderte Seen

Im Rahmen der Arbeitsaufgabe „Überarbeitung der harmonisierten Taxaliste (HTL)“ wurden neu gemeldete Taxa in die HTL aufgenommen, die besonders aus der deutschen Mittelgebirgsregion und aus künstlichen und stark veränderten Gewässern stammten. Es wird angestrebt diese Arbeiten bis zum 30.04.2009 durchzuführen und zu diesem Zeitpunkt eine erweiterte harmonisierte Taxaliste als Download zur Verfügung zu stellen:

[http://igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke // Download Bewertungsverfahren // Taxaliste Apr 2009.](http://igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke//Download/Bewertungsverfahren//Taxaliste%20Apr%202009)

4.4.1.1 Taxonomische Überprüfung der Neumeldungen

Die Neumeldung von Taxanamen in quantitativen Befunden des Phytoplanktons aus Seen, Talsperren und Baggerseen, aber auch Flüssen war im Jahr 2007 und 2008 sehr umfangreich und wurden in einer gemeinsamen Tabellenliste zusammengeführt („Neue_Taxa_Phytoplankton_31_7_08.xls“). **Die 517 zu prüfende Taxanamen** verteilten sich auf die Gewässerkategorien folgendermaßen, wobei hier Mehrfachnennungen in mehreren Kategorien ausgeschlossen werden:

- 1) 161 Taxa in natürlichen Seen
- 2) Weitere 333 in künstlichen, stark veränderten Tiefland- und Mittelgebirgsseen
- 3) Weitere 23 in Fließgewässern

Für die Einarbeitung der aufzunehmenden Taxa in die HTL waren folgende Arbeitsschritte notwendig:

- Überprüfung des Taxonnamens hinsichtlich Nomenklatur, Schreibweise und auf mögliche Synonyme;
- eindeutige Zuordnung zu einem taxonomischen System (Klassen, Ordnungen etc.);
- bei Einzelbefunden Vorschlag zu einer Zuordnung zu einer vorhandenen Kategorie.
- Ausfüllen weiterer Attribute der HTL wie - „Heterotrophie“, „Zellgröße variiert stark“, „Identifikationswerk mit Seitenangaben“; „Indikator taxa in einem Bewertungssystem“, „Mindestbestimmbarkeitsniveau“ etc.

Die Überprüfung der Nomenklatur der Taxanamen erfolgte anhand von vertrauenswürdigen Datenbanken und anhand der aktuellen Bestimmungsliteratur.

Für Taxa mit strittiger taxonomischer Einordnung wurde eine Dokumentation als neue HTL-**Synonymeliste** angelegt, in der Verweise auf Synonyme und ggf. Literaturhinweise untergebracht sind. In schwierigen Fällen mussten von dritter Seite Expertenmeinungen eingeholt werden.

Bei den nomenklatorischen Arbeiten wurde ein direkter Abgleich mit der DV-Liste des Bayerischen Landesamtes für Umwelt angestrebt (Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands), um die Kodierungssysteme weitgehend kompatibel zu halten. Im Zuge dieses Abgleichs wurde für die neu aufzunehmenden Taxa der HTL zugleich eine DV-Nummer entweder beantragt oder eine vorhandene DV-Nummer zugewiesen. Frau Ilona Schlösser vom Landesamt für Umwelt in Bayern hat diese in freundlicher Kooperation bearbeitet.

Stark zeit verzögernd wirkte sich für die Erstellung der erweiterten HTL aus, dass im Dezember 2008 eine neue DV-Liste im Internet veröffentlicht wurde, die eine Umbenennung und teils auch Umkodierung vieler Phytoplanktonarten zur Folge hatte. Die Veröffentlichung entfachte eine Diskussion besonders hinsichtlich der Umbenennung vieler Artnamen in Nominatvarietäten unter der bisherigen DV-

Nummer. In Folge stand für die planktischen Arten nicht mehr ein Sammeltaxon für die Varietäten auf Artniveau zur Verfügung. Nach Klärung dieses Sachverhaltes wurde im Februar 2009 eine interne neue DV-Liste an die HTL-Bearbeiter übergeben, die für überwiegend planktische Arten eine Rücksetzung der Taxonbenennung auf Artniveau unter der bisherigen DV-Nummern vorsieht, und für einige sowohl benthisch als auch planktisch lebende Arten eine neue DV-Nummern zu einem Taxon auf Artniveau anbietet (zusätzlich zu den Nominatvarietäten in der DV-Liste). Diese Änderungen konnten nur sehr zeitverzögert eingearbeitet werden, da mit der bestehenden erweiterten HTL zeitgleich für die anderen Projektziele gearbeitet werden musste, um statistische Tests durchzuführen.

Die nomenklatorischen Arbeiten erfolgten überwiegend und in enger Kooperation mit dem Botanischen Museum & Botanischen Garten (BGBM) der FU Berlin mit Wolf-Henning Kusber. Mit Herrn Kusber fand bereits eine sehr erfolgreiche Zusammenarbeit in einem Projekt zur umfassenden systematischen und nomenklatorischen Überarbeitung der Taxaliste der Gewässerorganismen im Auftrag des bayerischen Landesamt für Umwelt statt (Mischke et al. 2006). Das Botanische Museum verfügt über eine umfangreiche Fachbibliothek. Herr Kusber ist maßgeblich am Aufbau des Internetportals AlgaTerra (2002-2007) beteiligt, indem Fachinformationen auch zu limnischen Phytoplanktern zur Verfügung gestellt werden.

Die Projektarbeiten zur HTL wurden durch flankierende Projekte zweier Bundesländer unterstützt:

- 1) Auftrag durch das Land Schleswig-Holstein an das IGB, Berlin (Mischke & Kusber):
Erweiterung der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons um neue Meldungen aus Seen zur Umsetzung der EG-WRRL. Bericht erfolgte am 31.07.08 für 164 zu prüfende Taxanamen mit **136 neuen Taxacode- Nummern**.
- 2) Auftrag durch das Land Sachsen an das BGBM, Berlin (Kusber & Mischke):
Erweiterung der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons um neue Meldungen aus künstlichen Gewässern Sachsens zur Umsetzung der EG-WRRL. Abgabe Bericht bis 30.01.2009.

4.4.1.2 Ausweisung einer verfahrensspezifischen Bestimmungstiefe für die Seenbewertung

Zur Verfahrensvereinfachung sollte als Projektaufgabe eine verfahrensspezifische Bestimmungstiefe für natürliche Seen des Tieflandes (TL) und der Alpen- und Voralpen (AVA) in einem neuen Feld der HTL ausgewiesen werden.

Diese Arbeitsaufgabe wurde bereits zu Beginn des Projektes für natürliche Seen ohne Mittelgebirge erarbeitet. Der Vorschlag hierfür ist in Mischke et al. (2008c) in gedruckter Form veröffentlicht. Außerdem ist dieses neue Feld in der digitalen Fassung der harmonisierten Taxaliste vom April 2008 (Mischke & Kusber 2008) verfügbar.

Für die Ausweisung der verfahrensspezifische Bestimmungstiefe war vorab für den Phyto-Taxa-Seen-Index (PTSI) zu prüfen, ob sich einige Indikatortaxa, die sich ähnlich sind und ein ähnliches Trophie-Optimum haben (z.B. einige *Anabaena*-Taxa), zu Artgruppierungen zusammenfassen lassen. Damit könnte sich die erforderliche verfahrensspezifische Bestimmungstiefe für diese Arten vereinfachen. Dies war insbesondere für solche Arten zu überprüfen, deren Art-Bestimmung einen hohen Zeitaufwand erfordert (z.B. *Cryptomonas*-Arten) oder deren Artbestimmung nach Meinung von Experten mit der verfahrensspezifischen, mikroskopischen Auswertungsstrategie und den ausgewiesenen Bestimmungsschlüssel nicht möglich ist. Diese Vereinfachungen der PTSI-Liste werden kontrovers diskutiert (s. Mischke et al. 2008c) und müssen nochmals im Rahmen des fortgeführten Feinabstimmungsprojektes in Interaktion zu den künstlichen Tieflandseen geprüft werden.

Der Vorschlag für die verfahrensspezifische Bestimmungstiefe für Regionen TL und AVA steht seit dieser Zeit zur Diskussion und es werden die Stellungnahmen der Anwender und Experten aus den Bundesländern erwartet.

Ein Vorschlag für die verfahrensspezifische Bestimmungstiefe für die Mittelgebirgsseen gab es bisher noch nicht und wird mit der erweiterten HTL Version Mai 2009 angeboten.

Insgesamt musste ein Nachtrag für ca. 362 neue Taxa und eine Überarbeitung aufgrund der weiteren Indikatorlisten im Feld „verfahrensspezifische Bestimmungstiefe“ erfolgen. Eine letzte Aktualisierung war durch die Überarbeitung der Indikatorliste für Alpen- und Voralpenseen erforderlich.

Verfahrensspezifische Bestimmungstiefe für den Phyto-See-Index ab April 2009:

Aufgrund der neuen Indikatorlisten für das Mittelgebirge (MG) und für künstlichen und für stark veränderte, polymiktische (TLpolyAWB) und geschichtete Tieflandseen (TLgeschAWB; Hoehn et al. 2009) ist für **50 weitere Phytoplanktonarten das Artniveau** und für 2 weitere Gattungen das Gattungsniveau bei der Bestimmung erforderlich. Diese Arten sind nun in der neuen HTL neu als PSI-Indikator taxa ausgewiesen und in der Dokumentationsspalte als Neuerung hervorgehoben.

Damit enthalten alle 6 Indikatorlisten des Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI) folgende Anzahl an Indikator taxa, die als Minimum sicher bestimmt und geschult werden müssen (s. HTL-Spalte „verfahrensspezifische Bestimmungstiefe für PSI“):

Varietäten: 8 Indikator taxa

Arten: 322 Indikator taxa (zusätzlich 20 intraspezifische Taxa wie Varietäten)

Gattungen: 35 Indikator taxa

Ähnliche Taxa: 6 Indikator taxa (z.B. *Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus*)

Größenklasse: 5 Klassen für „*Cryptomonas* >35µm, *curvata/rostratiformis*“

Für alle Indikatorarten des Phytoplankton-Taxa-Seen-Index sollten in Zukunft Ökoregions-spezifische Bestimmungshilfen erarbeitet werden, um die lichtmikroskopische Identifikation und die Abgrenzung gegenüber ähnlichen Arten zu erleichtern und die Qualitätssicherung des biologischen Verfahrens zu verbessern.

4.4.1.3 Ausblick für die harmonisierte Taxaliste:

Im Rahmen von Stellungnahmen aus den Bundesländern und den Anwendern wird es weiterhin Meldungen neuer Phytoplanktonarten und damit Erweiterungsbedarf geben. Auf Basis der in den laufenden Projekten angestrebten, vereinigten Indikatorlisten für Tieflandseen sind abweichende Vorschläge für die verfahrensspezifische Bestimmungstiefe wahrscheinlich. Diese Neuvorschläge können noch nicht in der Version Mai 2009 der erweiterten HTL und des Auswertungsprogrammes PhytoSee eingearbeitet werden.

Die erneute Erweiterung der harmonisierten Taxaliste um neue Indikator taxa konnte bei der Fertigstellung der neuen HTL-Version vom Mai 2009 nicht mehr berücksichtigt werden. Es wurde übergangsweise das provisorische Taxon-ID „3000“ für dieses neue Taxa „*Cyclotella comensis* Typ *pseudocomensis*“ in der Indikatorliste AVA Test im PhytoSee April 2009 angeboten.

Im nachfolgenden LAWA-Projekt O 9.09 „Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen“ (Mischke et al. in prep.) soll die Taxaliste nicht mehr erweitert und überarbeitet werden.. Es wird aus Gründen der Arbeitseffizienz und

Anwenderfreundlichkeit angeregt, die operative Taxaliste für einen Zeitraum von 3 Jahren unverändert zu belassen und erst dann wieder eine Aktualisierung zuzulassen.

4.4.2 Versuche zur Vereinigung der Indikatorlisten für die Tieflandregion

4.4.2.1 Ausgangssituation

Im parallel laufenden LAWA –Projekt "Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Tagebauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland." wurden für künstliche (AWB) und erheblich veränderte (HMWB) Tieflandseen eigene Indikatorlisten entwickelt (vgl. Tabelle 10). Die Autoren Hoehn et al. (2008) hatten sich für diesen Weg entschieden, weil die Anwendung der bestehenden, für natürliche Seen entwickelten Listen im Datensatz der AWB/HMWB-Seen nicht genug Trennschärfe aufwiesen (vgl. Abbildung 27 und Abbildung 28).

Tabelle 10: Seentypen nach MATHES et al. (2002) und der hinsichtlich des AWB/HMWB-Datensatzes zusätzlichen Typen, für welche eigene Indikatorlisten erarbeitet wurden. Hellgrau unterlegt = neue Indikatorlisten.

Behandelte Seentypen nach LAWA	Indikatorliste für	Abkürzung	Anzahl Indikator taxa	Anzahl der enthaltenen taxonomischen Einheiten (IDs in HTL*)	Anzahl der Doppel- oder Mehrfachtaxa/ Gattungen
10 und 13	geschichtete Seen des norddeutschen Tieflands	Tgesch	115	173	21
11, 12 und 14	polymiktische Seen des norddeutschen Tieflands	Tpoly	111	193	27
10.1k, 10.2k und 13k*	geschichtete AWB, HMWB und Sondertypen des norddeutschen und oberreinischen Tieflands	TgeschAWB	137	195	21
11.1k, 11.2k, 12k und 14k*	polymiktische AWB, HMWB und Sondertypen des norddeutschen und oberreinischen Tieflands	TpolyAWB	113	162	14

* Endung k = "künstlich", löst bei der Access-Programmierung PhytoSee die korrekte Zuordnung der neuen Indikatorlisten aus.

Die Bundesländer, vertreten durch den LAWA-AK Seenbewertung, wünschten in der Sitzung in Saalfeld (Oktober 2008) möglichst eine Zusammenführung beider Listen, so dass jeweils für geschichtete und polymiktische Tieflandseen nur eine Liste zur Verfügung stünde. In einem ersten Schritt sollte jedoch geprüft werden, ob die neuen AWB-Listen ohne Überarbeitungsaufwand auf die natürlichen Seen anwendbar sind.

Die 1:1 Gerade bei optimaler Korrelation von PSI zu LAWA-Index ist zur Orientierung in Abb. 27 – 31 eingetragen (schwarze Linie).

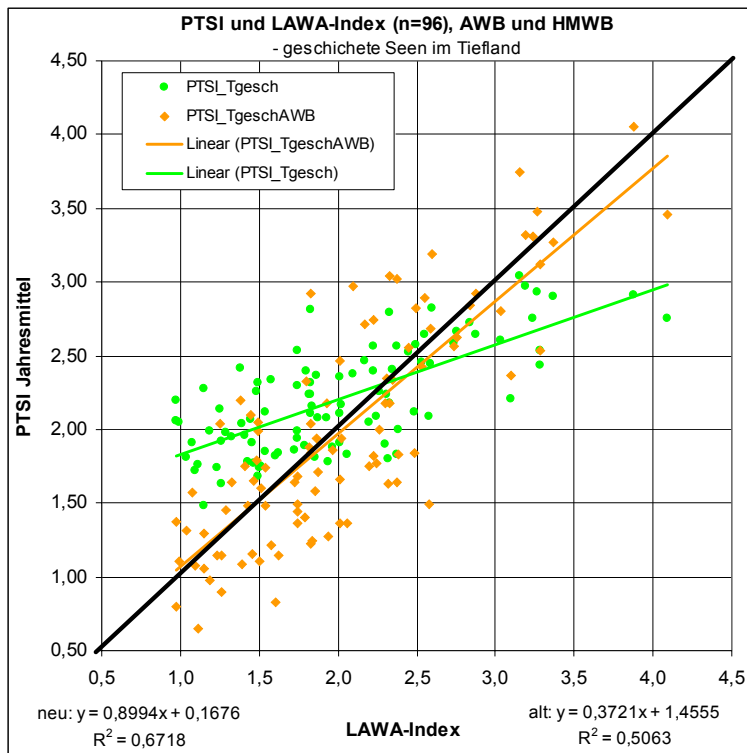


Abbildung 27: PTSI-Klassifikationsergebnisse und LAWA-Index unter Anwendung der Indikatorliste für natürliche geschichtete (Tgesch) sowie für "künstliche" (TgeschAWB) Tieflandseen.

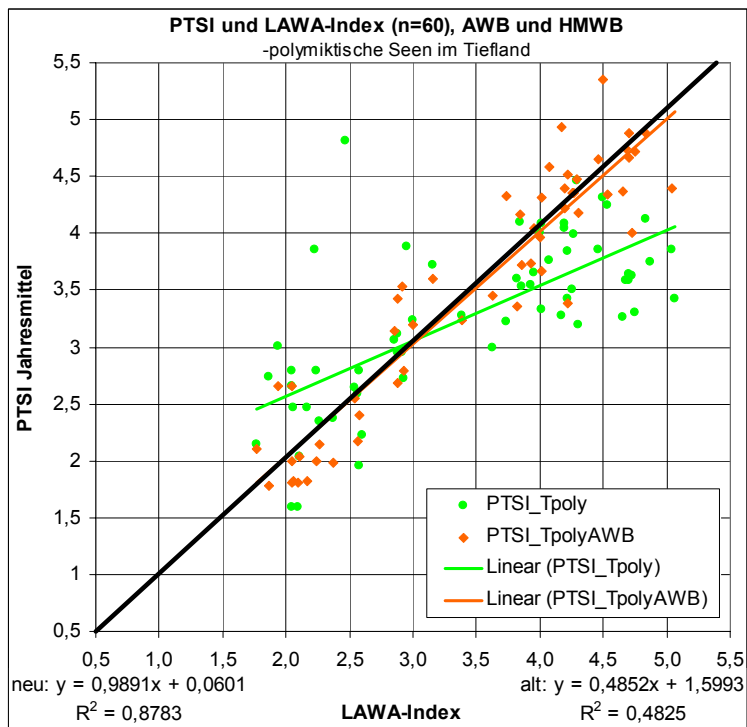


Abbildung 28: PTSI-Klassifikationsergebnisse und LAWA-Index unter Anwendung der Indikatorliste für natürliche geschichtete (Tgesch) sowie für "künstliche" (TgeschAWB) Tieflandseen.

4.4.2.2 Anwendung der Indikatorlisten für AWB/HMWB auf natürliche Tieflandseen

Berechnet man den PTSI-Klassifikationswert von natürlichen Seen zum Vergleich zusätzlich mit der AWB-Indikatorliste so ergibt sich für viele Seen eine schlechtere Einstufung (s. Abbildung 29).

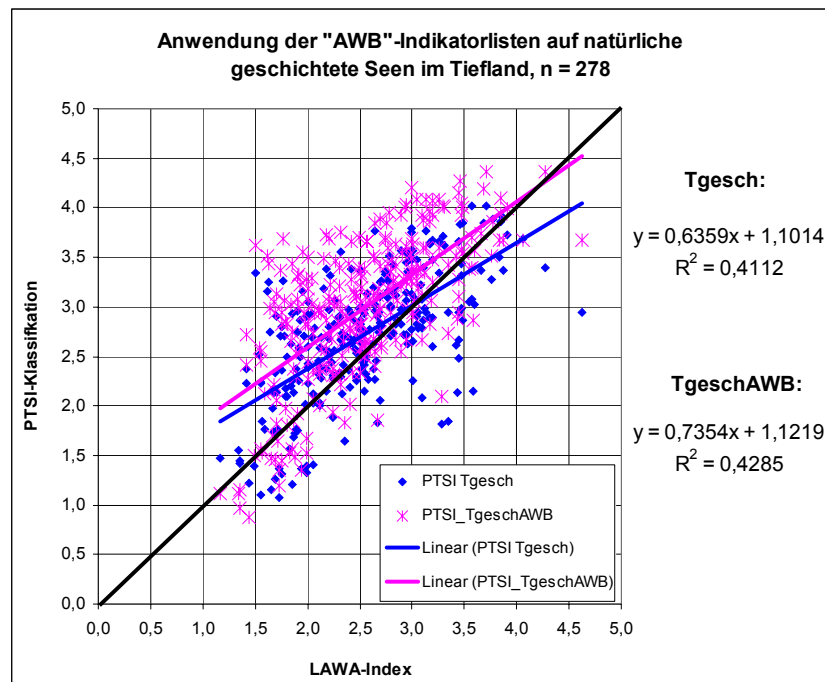


Abbildung 29: PTSI-Klassifikationsergebnisse und LAWA-Index unter Anwendung der AWB- (TgeschAWB) und der für natürliche Seen entwickelten Indikatorlisten (Tgesch) auf einen ausgewählten Datensatz natürlicher Tieflandseen.

Eine seetypspezifische Betrachtung ergab, dass insbesondere im Typ 13 die AWB-Liste schlechtere PTSI-Werte erzeugt. Die Seen des Typ 10.2 werden von der AWB-Liste gut angesprochen mit deutlich geringerer Streuung der PTSI-Ergebnisse zum LAWA-Index, jedoch ebenfalls mit einer verschlechternden Wirkung auf die Klassifizierung. Für den Seetyp 10.1 wäre die Anwendung der AWB-Liste ebenfalls denkbar, aber ebenso wie bei den beiden genannten Seetypen müssten die Trophiewerte der Taxa umkalibriert werden, was in der Anwendung auf den AWB-Datensatz wiederum unstimmige Ergebnisse erzeugen würde.

Bei den polymiktischen Tieflandseen kommt der Effekt schlechterer PTSI-Werte unter Anwendung der AWB-Liste noch stärker zum Tragen (s. Abbildung 30). Überträgt man die PTSI-Klassifikationsergebnisse auf die Zustandsbewertungsstufen so resultiert diese Veränderung im Mittel in einer Verschlechterung um eine ganze Zustandsklasse. Die typspezifische Analyse zeigte, dass die Subtypen 11.1, 11.2 und 12 nur sehr schlecht und mit geringer Trennschärfe hinsichtlich trophischem Status von der AWB-Liste angesprochen werden. Beim Typ 14 werden vom PTSI insgesamt stimmigere Ergebnisse erzielt, die AWB-Liste ist jedoch auch hier die schlechtere Variante.

Fazit für die PTSI-Klassifizierung in Tieflandseen:

Für den Seetyp 13 führt die Anwendung der ursprünglich entwickelten Indikatorliste (Tgesch) zu besseren Ergebnissen. Für den Seetyp 10.1 und 10.2 könnten Umkalibrationen der AWB-Liste zur besseren Abbildung des Stressors Trophie führen. Das Ableiten einer gemeinsamen Liste für alle geschichteten Tiefland-Seetypen erscheint nach der ersten Prüfung prinzipiell möglich. Diese Aufgabe kann jedoch nicht durch einfaches Vereinigen der Listen gelöst werden, da zu erwarten ist, dass sich die Trennschärfe des PTSI für alle Seetypen dann verschlechtert.

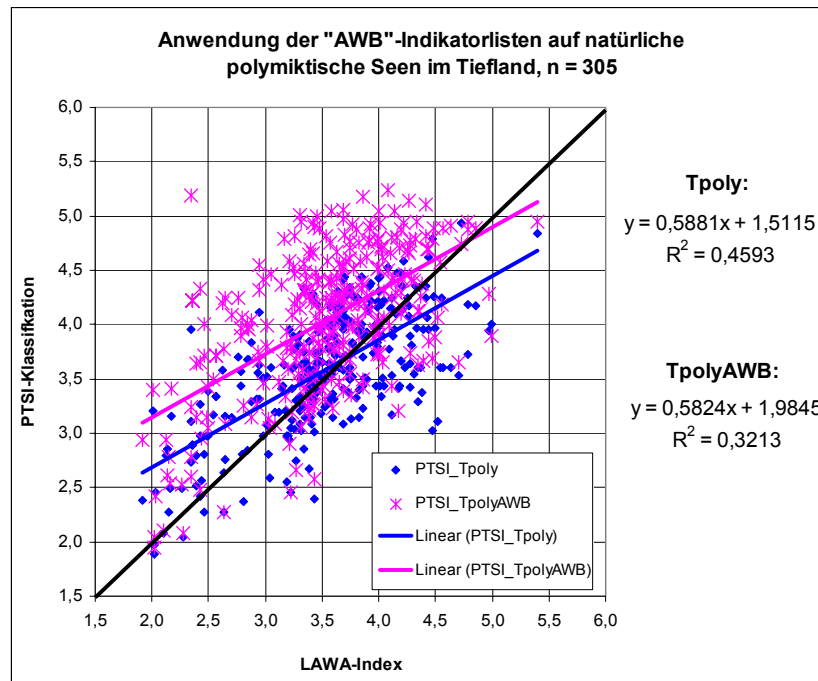


Abbildung 30: PTSI-Klassifikationsergebnisse und LAWA-Index unter Anwendung der AWB- (TpolyAWB) und der für natürliche Seen entwickelten Indikatorlisten (Tpoly) auf einen ausgewählten Datensatz natürlicher Tieflandseen.

Auch bei den polymiktischen Tieflandseen ist zu befürchten, dass eine einfache Vereinigung der Listen in zu vielen Fällen zu schlechter kalibrierten Ergebnissen in den beiden Seendatensätzen führt. Möglicherweise sind für diese Seengruppe zwei hinsichtlich Trophiestatus differenzierte Listen erforderlich: Seesubtyp 11.1 und 14 gemeinsam und Seesubtyp 11.2 und 12 gemeinsam.

Schlussfolgerung und Ausblick:

Zum derzeitigen Stand ist die Verwendung zweier auf die entsprechenden Datensätze kalibrierten Listen als ein zuverlässigeres Werkzeug zur Trophiebewertung anzusehen. Ursache dafür sind neben taxonomischen Aspekten die Unterschiede der zugrundeliegenden Datensätze: Der AWB-Datensatz enthält z.B. zahlreiche oligotrophe Baggerseen mit reduzierter Produktivität, während der Datensatz natürlicher Seen - insbesondere im Typ 10 - viele hocheutrophe Gewässer enthält. Im Sinne einer zuverlässigeren Bewertung wurde die Aufgabe der Neuentwicklung von möglicherweise gemeinsamen Listen auf einen späteren Zeitpunkt verschoben. Hierzu muss eine erneute Ableitung auf Basis eines gepoolten Datensatzes beider Projekte und einer eigenen Kalibration und Indexanpassung erfolgen. Auch sollten für die Herleitung insbesondere aus dem Datensatz natürliche Seen nur neuere und taxonomisch besser abgesicherte Datensätze herangezogen werden.

4.4.3 Überarbeitung der Indikatorlisten für die Alpen- und Voralpenregion

Auf Basis von Monitoringdaten aus den Jahren 2006 bis 2008, einer erweiterten Artenkenntnis durch Anfertigen von Diatomeenpräparaten in der Laborroutine sowie intensiver Plausibilitätsprüfungen durch das Bayerische LfU lagen für eine Überarbeitung der Indikatorliste für die Ökoregion Alpen und Voralpen (in Folge kurz AVA genannt) zahlreiche sinnvolle Anregungen für Modifikationen vor. Darüber hinaus wurde die Überarbeitung dazu verwendet, die Datenbefunde aus künstlichen und erheblich veränderten Seen dieser Ökoregion in die Indikatorliste mit einfließen zu lassen.

Einige Indikatorntaxa wurden wegen unklarer Trophiepräferenz gestrichen, andere neu hinzugekommen oder bei bestehenden die Trophieschwerpunkte an die neue Datenlage angepasst. Ebenso erfuhren die Trophieankerwerte eine neue Anpassung (Methode s. Mischke et al. 2008a), da sowohl im oligotrophen als auch im stark eutrophen Bereich neue Indikatorntaxa eine größere Spannweite verursachen, welche eine andere mathematische Indexanpassung erfordert. Die Trophieankerwerte liegen nun im Wertebereich zwischen 0,8 und 6,5 und nicht mehr wie zuvor zwischen 0,6 und 4,5.

Beschreibung der wesentlichen Änderungen:

Folgende Indikatorntaxa wurden wegen widersprüchlicher Verteilung im Trophiespektrum gestrichen: *Ankyra ancora*, *Closterium acutum* var. *variabile*, *Cosmarium bioculatum*, *Crucigenia tetrapedia*, *Crucigeniella rectangularis*, *Cyclotella pseudostelligera*, *Diatoma tenuis*, *Golenkinia radiata*, *Gyrosigma attenuatum*, *Monoraphidium komarkovae*, *Oocystis marssonii*, *Staurastrum paradoxum*.

Ebenso wurde *Stelxomonas dichotoma* als heterotrophe Art aus der Liste genommen.

Synechococcus wurde als Gattung ebenso entnommen und zukünftig wird im Falle der Indikatorart *Synechococcus cedrorum* die Artbestimmung innerhalb der Gattung gefordert.

Statt der Art *Synura uvella* gilt nun die gesamte Gattung als Indikatoraxon. Gleiches wurde aufgrund der Verbreitung und eingeschränkter Bestimmbarkeit bei der Gattung *Phacus* vorgenommen und die bisherige Indikatorart *Phacus longicauda* geht darin auf.

Umbenennungen der Indikatorntaxa wurden entsprechend der jüngsten Anpassungen in der HTL bei den Indikatorntaxa *Phacotus lendneri* zu *P. lenticularis* und bei *Fragilaria ulna danica* – Sippen zu *Fragilaria danica* sowie *Cyclotella glomerata* zu *Discostella glomerata* vorgenommen.

Die beiden Taxa *Cyclotella cyclopuncta* und *Cyclotella delicatula* wurden hinsichtlich Trophieschwerpunkt und entsprechendem Trophieankerwert gemeinsam behandelt, da im präparierten Zustand leicht eine Verwechslung von *C. delicatula* mit *C. cyclopuncta* auftreten kann. Die kettenbildende *C. delicatula* zerfällt im Diatomeenpräparat zu Einzelzellen, welche *C. cyclopuncta* zu stark ähneln. Die ökologischen Präferenzen liegen eng beieinander, so dass eine Zusammenlegung sinnvoll ist.

Als neue Indikatorntaxa wurden aufgenommen: *Cyclostephanos dubius*, *Cyclostephanos invisitatus*, *Gymnodinium lantzschii*, *Pandorina morum*, *Planktothrix agardhii*, *Scenedesmus costato-granulatus*, *Scenedesmus disciformis*, *Scenedesmus ecornis*, *Scenedesmus obtusus*, *Stephanocostis chantaicus*, *Stephanodiscus minutulus*, *Staurastrum pingue*, *Cyclotella meneghiniana*.

Die Art *Cyclotella comensis* wurde auf Anregung von Herrn Rolf Klee (LfU Bayern, mündl. Mitteilung) zur Probe in zwei Typen *Cyclotella comensis* und *Cyclotella comensis* Typ *pseudocomensis* aufgespalten. Die bestehenden Befundeliste von bayerischen Seen wurden von Mitarbeitern des Bayerischen Landesamts daraufhin nochmals überprüft und hinsichtlich des Vorkommens des Typs *pseudocomensis* verändert. Es ergaben sich deutlich unterschiedliche Trophiepräferenzen der beiden Typen: *C. comensis* ⇒ "stark" oligotroph versus *C. Typ pseudocomensis* ⇒ oligo- bis schwach mesotroph.

Wichtig: Für eine bessere Trophieklassifizierung von Seen mit älteren Phytoplanktondaten sowie ausländischer, alpiner Seen (Interkalibrationsdatensatz des alpinen GIGs) mussten die Indikator-gattungen *Scenedesmus*, *Gymnodinium*, *Aphanizomenon* und *Planktolyngbya* weiterhin bestehen bleiben. Die HTL empfiehlt innerhalb dieser Gattungen ein differenzierteres Mindestbestimmbarkeitsniveau und in den nationalen Indikatorlisten sind auch genauer determinierbare Indikatorarten enthalten. Das Mitführen der Gattung ist somit eigentlich widersprüchlich. Diese Gattungstaxa werden jedoch nur dann zur Kodierung und Klassifizierung verwendet, wenn nicht genauer bestimmt wurde. Eine Einbeziehung aller Arten dieser Gattungen mit den entsprechenden Trophieankerwerten wird nicht vorgenommen.

Die neue Liste enthält mit 132 Indikator-taxa sieben Taxa mehr als die alte Liste. und ordnet nun 213 TaxonIDs der harmonisierten Liste entsprechende Trophieankerwerte zu (s. Tabelle 4-11).

Tabelle 4-11: Randdaten der neuen Indikatorliste im Vergleich zur bisher gültigen Liste aus MISCHE *et al.* (2008). Die neue Liste gilt sowohl für natürliche Seen als auch für künstliche (AWB) und erheblich veränderte Seen (HMWB) der alpinen Ökoregion.

Indikatorliste	Gültigkeit und behandelte Seetypen nach LAWA	Anzahl Indikator-taxa	Anzahl der enthaltenen taxonomischen Einheiten (IDs in HTL*)	Anzahl der Doppel- oder Mehrfachtaxa/ Gattungen
Alpen und Voralpen alt nach Mischke et al. (2008)	natürliche Seen der Typen 1, 2, 3 und 4	125	208	24
Alpen und Voralpen neu	natürliche Seen, AWB und HMWB der Typen 1, 2, 3 und 4	132	213	25

Die neue Indikatorliste wurde auf Basis eines ausgewählten Kalibrationsdatensatzes mit 118 Seenjahren (Auswahlprozedere in Mischke et al. 2008) entwickelt bzw. modifiziert. Die Validierung der so abgeleiteten Indikatorliste erfolgte an einem stark erweiterten Datensatz mit 243 Seenjahren, welcher jedoch immer noch durch Datensätze älterer Jahre dominiert wird. Dennoch zeigt die Validierung und der Vergleich der Klassifikationsergebnisse des PTSI mit den Kalibrationskenngrößen LAWA-Index und Trophieindex TP-BM eine Verbesserung der Trophieklassifizierung durch die neuere Liste (s. Abbildung 31).

Es ist zu erwarten, dass die neue Liste mit zukünftigen Phytoplanktondaten noch besser klassifizieren kann als die bisherige, da sie auf die aktuellen Möglichkeiten der taxonomischen Bestimmung besser zugeschnitten ist (der TrophieindexTP-BM ist ein an den LAWA-Index angelehnter Trophie-Index berechnet aus Gesamtphosphor-, Biovolumen- und Chlorophyll-Saisonmittelwerten).

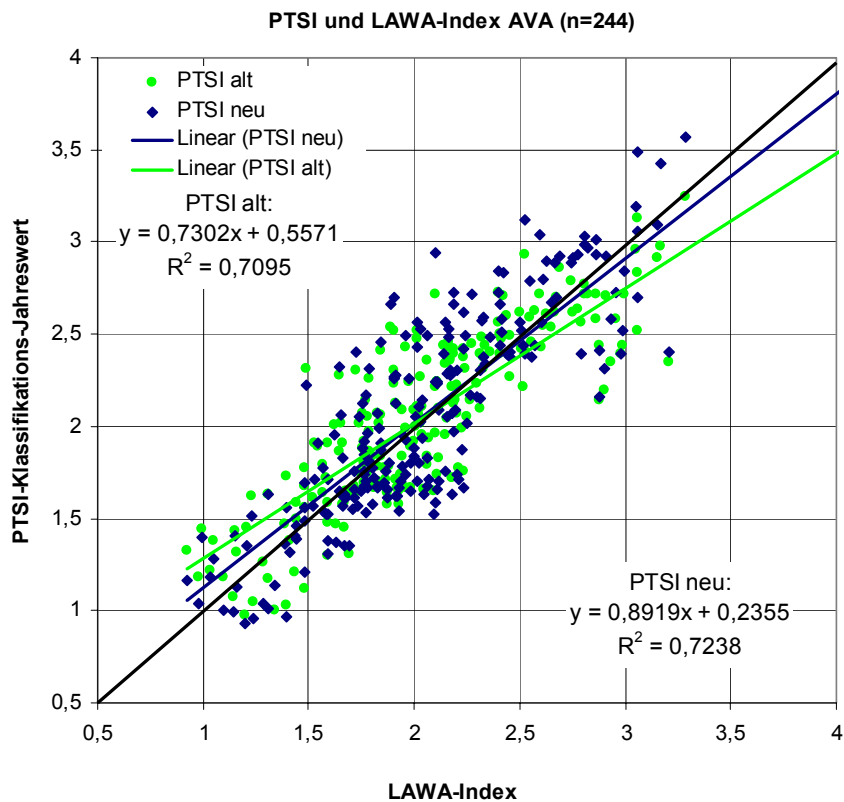
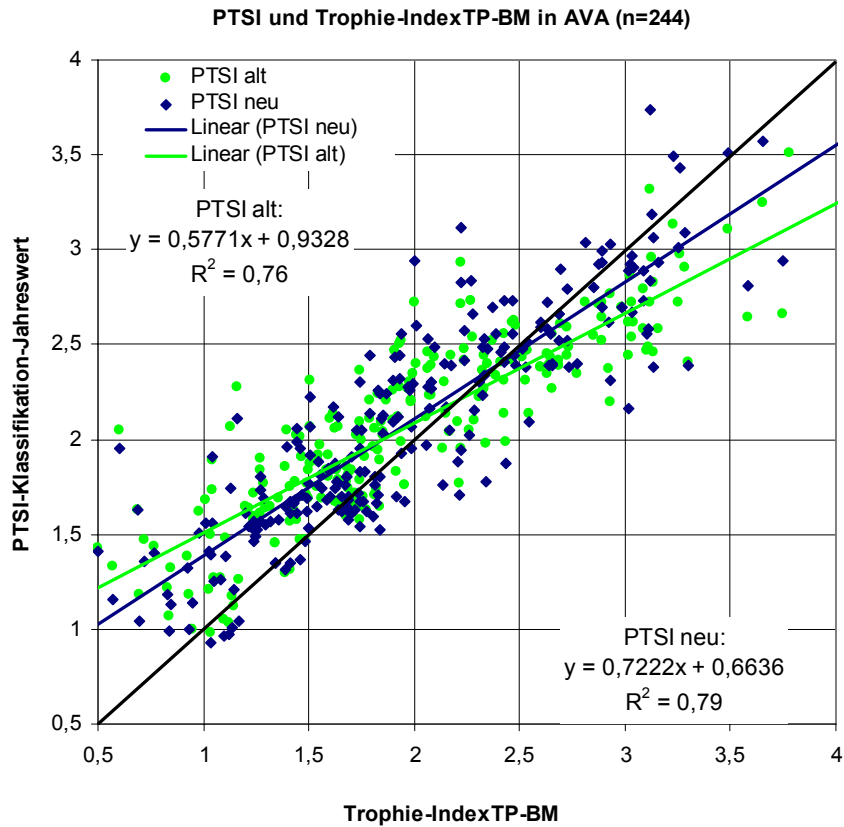


Abbildung 31: Trophieklassifikation mit dem PTSI unter Anwendung der alten und neuen AVA-Indikatorliste und im Vergleich zum Trophie-IndexTP-BM (oben) und zum LAWA-Index (unten). Anzahl der Validierungs-Seenjahre 244.

4.5 Prüfen des LAWA-Index für natürliche Seen im aktuellen Kontext

4.5.1 Ausgangslage und Aufgabenstellung

Alle drei ("vorläufigen") LAWA-Richtlinien zur Klassifizierung und Bewertung von Seen (1999, 2001, 2003) basieren auf der Trophieklassifizierung des Chlorophyll a. Diese Klassifizierung wurde im wesentlichen mit Hilfe des Vollenweider-Modells (OECD 1982) entwickelt. Für alle Seen gilt unabhängig von der Gewässerart (Talsperre, Baggersee, natürlicher See) oder dem Mixistyp die Trophieklassifizierung gemäß Tabelle 4-12.

Tabelle 4-12: Trophieklassifizierung mit Chlorophyll a unter Verwendung des Sommermittels (in der Regel Mai bis September) nach den LAWA-Richtlinien von 1999, 2001 und 2003.

Trophieklasse	Obere Klassengrenzen des Chlorophyll a-Sommermittels
oligotroph	3,0
mesotroph	9,7
eutroph 1	17
eutroph 2	31
polytroph 1	56
polytroph 2	100
hypertroph	> 100

Entlang dieser Klassenfestlegung wurden für jeden Teildatensatz der Seen (geschichtete und polymiktische Talsperren, geschichtete und polymiktische Baggerseen usw.) die Klassengrenzen für die weiteren Trophieparameter Gesamtphosphor und Sichttiefe des LAWA-Index abgeleitet.

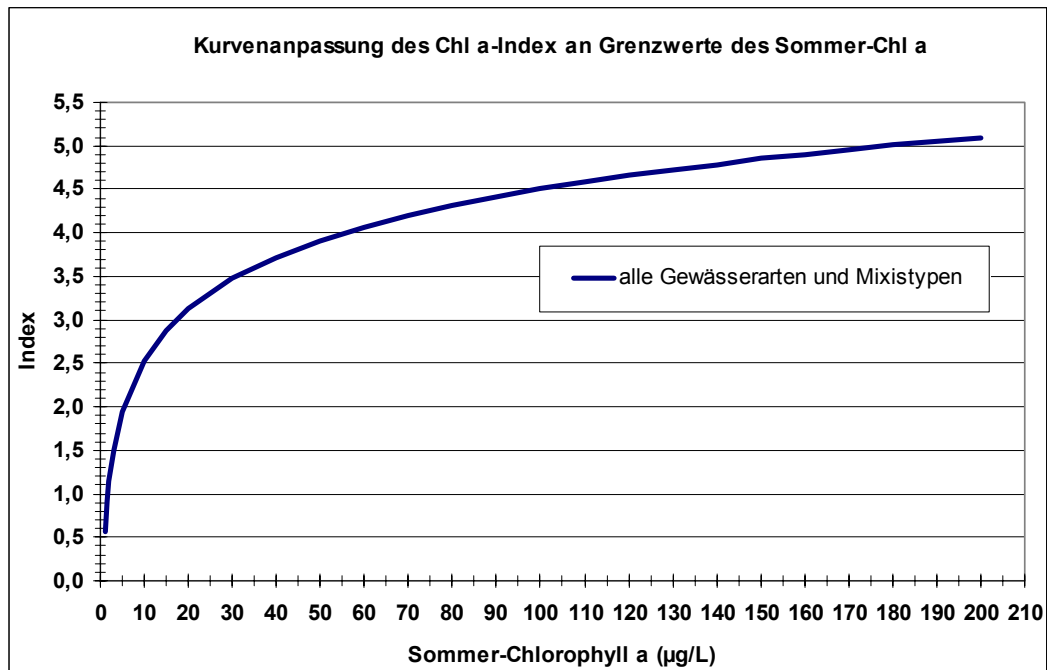


Abbildung 32: Kurvenanpassung des Chl a-Index an die Chl a-Klassengrenzen in Tabelle 4-12 nach LAWA (1999, 2001, 2003).

Formel: Chl a-Index = $0,56 + 0,856 * \text{LN}(\text{Chla-Wert})$ (alle Gewässerarten und Mixistypen)

In den folgenden Kapiteln werden einerseits die Unterschiede der Klassifikationsansätze der drei Richtlinien für natürliche Seen (1999), Talsperren (2001) und Baggerseen (2003) kurz dargestellt. Andererseits soll in einer ersten Analyse der LAWA-Index für natürliche Seen (1999) auf dem Prüfstand stehen, u.a. weil der Entwicklung des LAWA-Index Ende der 1990er Jahre eine sehr viel kleinere Datenbasis zur Verfügung stand.

Die Prüfung des LAWA-Index für den aktuellen und umfangreichen Datensatz soll folgende Fragestellungen bearbeiten:

- Passen die Klassifizierungsansätze aus LAWA (1999) zu dem sehr viel umfänglicheren aktuellen Seendatensatz?
- Muss der LAWA-Index die Trophie seetypspezifisch klassifizieren?

4.5.2 Unterschiede der Indexermittlung in den verschiedenen LAWA-Richtlinien bei geschichteten Seen

In einem ersten Schritt wurden die Indexberechnung/Kurvenanpassungen aller drei Richtlinien miteinander verglichen, um die Verhältnisse in den verschiedenen Datensätzen der drei Seengruppen zu beleuchten.

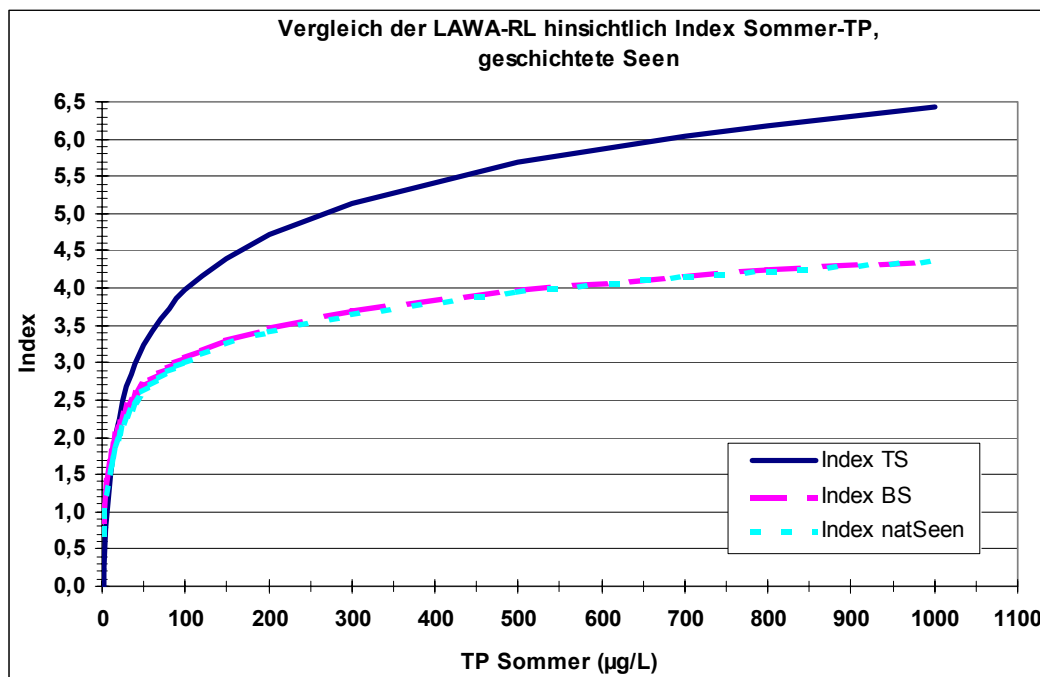


Abbildung 33: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggersee-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis des TP-Sommermittels nach LAWA (1999, 2001, 2003).

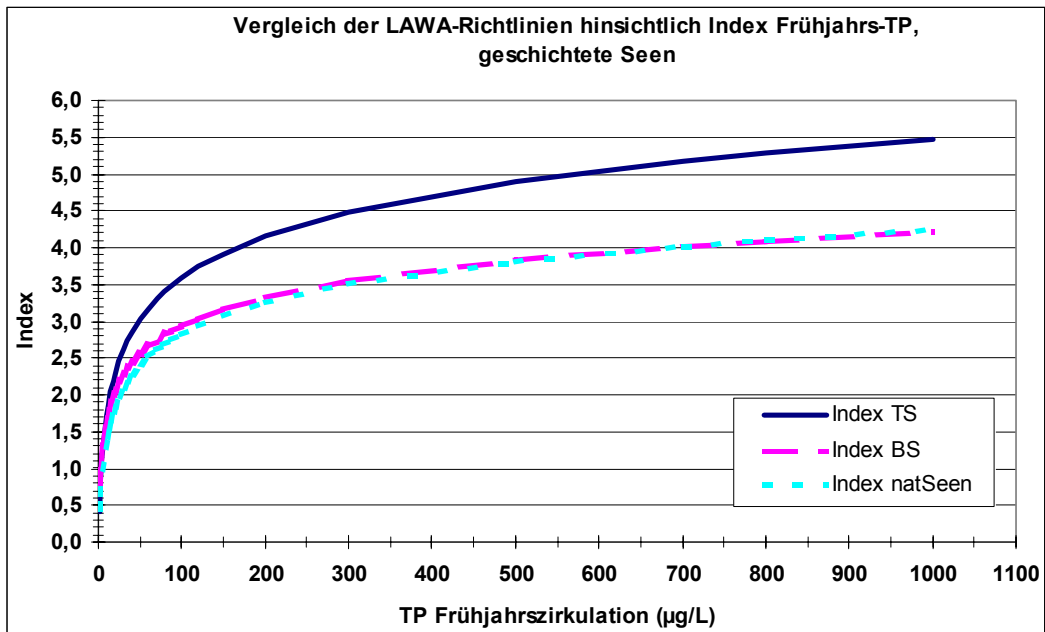


Abbildung 34: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggersee-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis der TP-Konzentration zur Frühjahrszirkulation nach LAWA (1999, 2001, 2003).

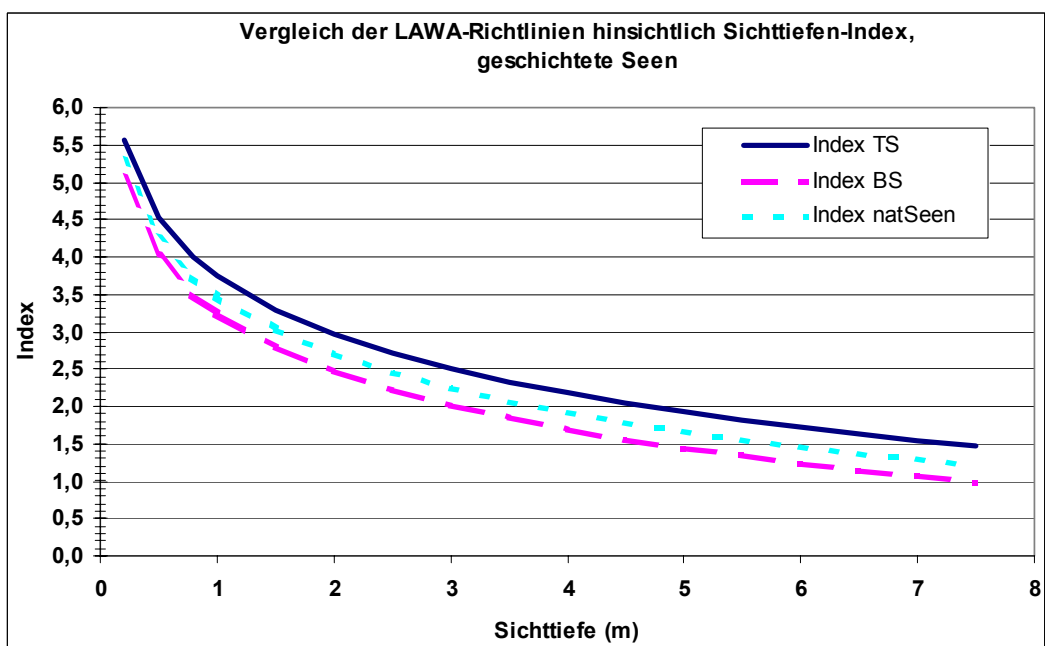


Abbildung 35: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggersee-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis des Sichttiefen-Sommermittels nach LAWA (1999, 2001, 2003).

Fazit zur LAWA-Trophieklassifizierung bei geschichteten Seen (aus Abbildung 33 bis Abbildung 35):

- Die Trophieklassifizierungen von Baggerseen und natürlichen Seen sind beim TP nahezu identisch. Bei der Sichttiefe sind sie sehr ähnlich, wobei die Klassifizierung der natürlichen Seen etwas strenger ist. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass in natürlichen Seen - zumindest in den Datensätzen, anhand derer dieser Index entwickelt wurde – bei gleicher Sichttiefe im Mittel etwas

höhere Chl a-Werte auftraten. Diese relativ geringe Abweichung könnte auch methodische Ursachen haben.

- Die Klassifizierung von Talsperren ist bei allen Trophiekenngößen strenger, ganz auffällig ist dies bei den beiden TP-Kenngrößen. Bei gleichen TP-Werten treten demnach in den Talsperren der zur Herleitung verwendeten Datensätze deutlich höhere Chl a-Konzentration auf. In Hoehn et al. (2009) wurde eine Ursachenanalyse für die höhere Biomasseausprägung in Talsperren durchgeführt. Eine Klärung dafür steht jedoch immer noch aus.

4.5.3 Unterschiede der Indexermittlung in den verschiedenen LAWA-Richtlinien bei polymiktischen Seen

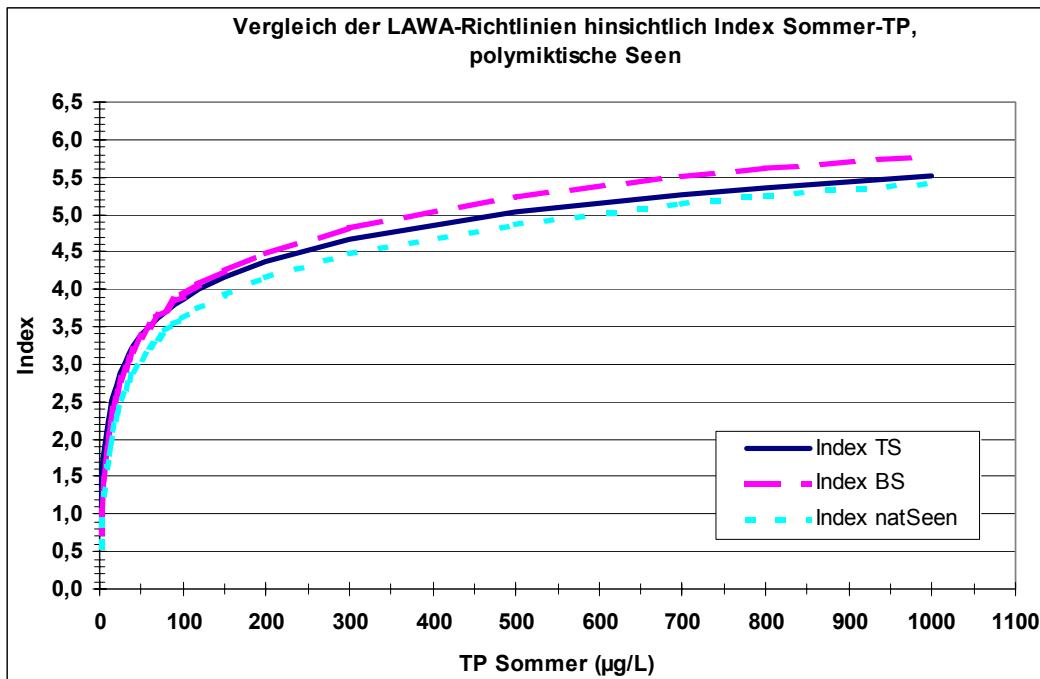


Abbildung 36: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggersee-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis des TP-Sommermittels nach LAWA (1999, 2001, 2003).

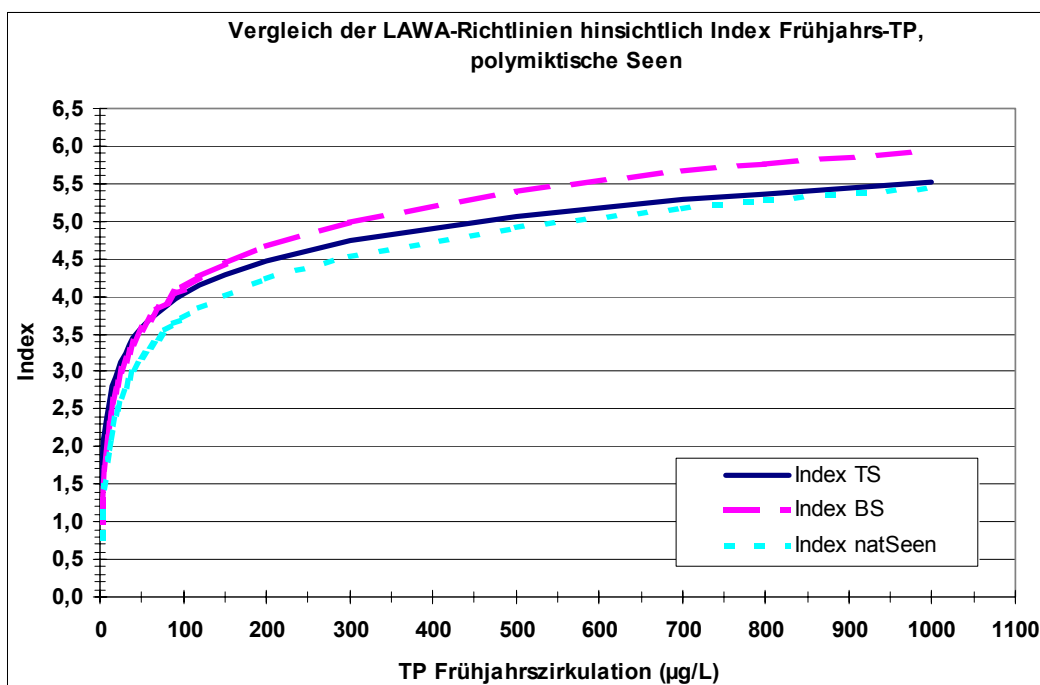


Abbildung 37: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggersee-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis der TP-Konzentration zur Frühjahrszirkulation nach LAWA (1999, 2001, 2003).

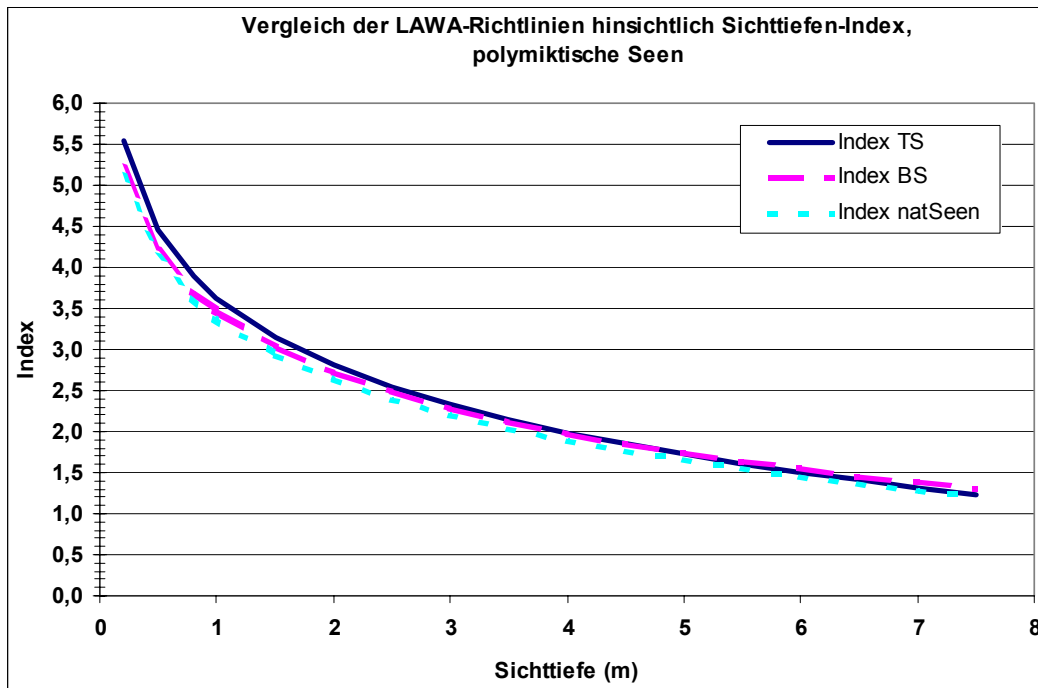


Abbildung 38: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggersee-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis des Sichttiefen-Sommermittels nach LAWA (1999, 2001, 2003).

Fazit zur LAWA-Trophieklassifizierung bei polymiktischen Seen (Abbildung 36 bis Abbildung 38):

- Die Indexberechnungen für die polymiktischen Seen der einzelnen Richtlinien unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander. In polymiktischen Baggerseen werden die TP-Konzentrationen etwas strenger bewertet, weil in diesen bei gleichen TP-Werten etwas höhere Chl a-Konzentrationen gefunden wurden.

4.5.4 Prüfung der Gültigkeit der LAWA-Index-Kurvenanpassungen für den Seendatensatz am Beispiel geschichteter Seen

Betrachtet man die Datenpunkte der Seen in der Seendatenbank sowie der Kurvenanpassungen (Abbildung 39 und Abbildung 40) im Vergleich zur Anpassung der LAWA (1999) für geschichtete Seen so ergeben sich die größten Abweichungen bei der Trophiekenngroße TP-Sommermittel. Insbesondere die Steigung der Kurvenanpassung nach LAWA (1999) scheint den aktuellen Daten nicht gerecht zu werden. Die TP-Werte werden in der LAWA-Anpassung bei gleichem Chlorophyll a-Gehalt sehr viel höher angenommen, als dies im aktuellen Seendatensatz gefunden werden kann. Im Umkehrschluss bedeutet das, dass in den Seen des LAWA-Datensatz (1999) die Biomasseausprägung geringer war, als dies im vorliegenden umfangreicheren Datensatz nachvollzogen werden kann.

Ein typspezifischer Ansatz ist für diese Gruppe vermutlich nicht notwendig. Allerdings fällt auf, dass bei höheren TP-Konzentrationen – Schwellenwert bei etwa 30 µg/L – im Typ 10 und insbesondere 10.1 starke Streuungen auftreten, die von einer Kurvenanpassung eigentlich nicht mehr sinnvoll beschrieben werden können.

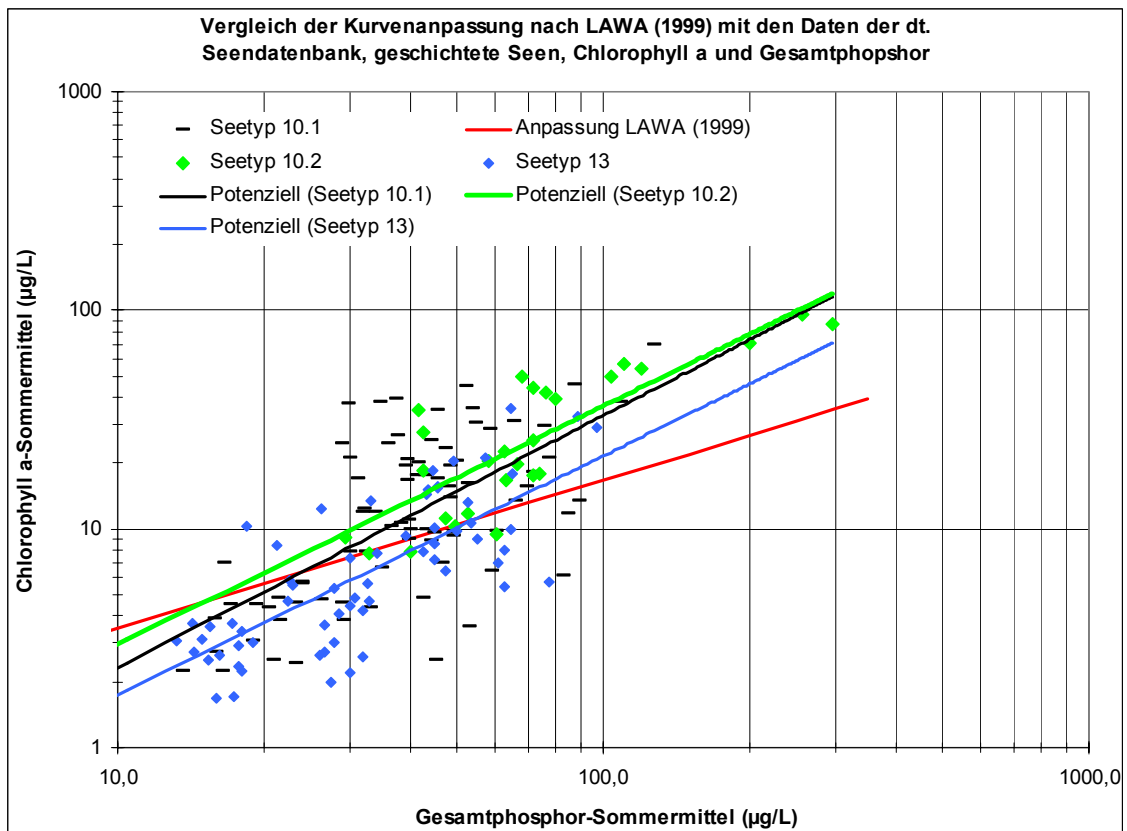


Abbildung 39: Seetypspezifische Verhältnisse zwischen TP-Sommermittel und Chlorophyll a-Sommermittelwert in der Seendatenbank im Vergleich zur Beziehung zwischen den beiden Parametern aus LAWA (1999). Geschichtete Tieflandseen oben, zusätzlich mit Seen der Alpenregion unten.

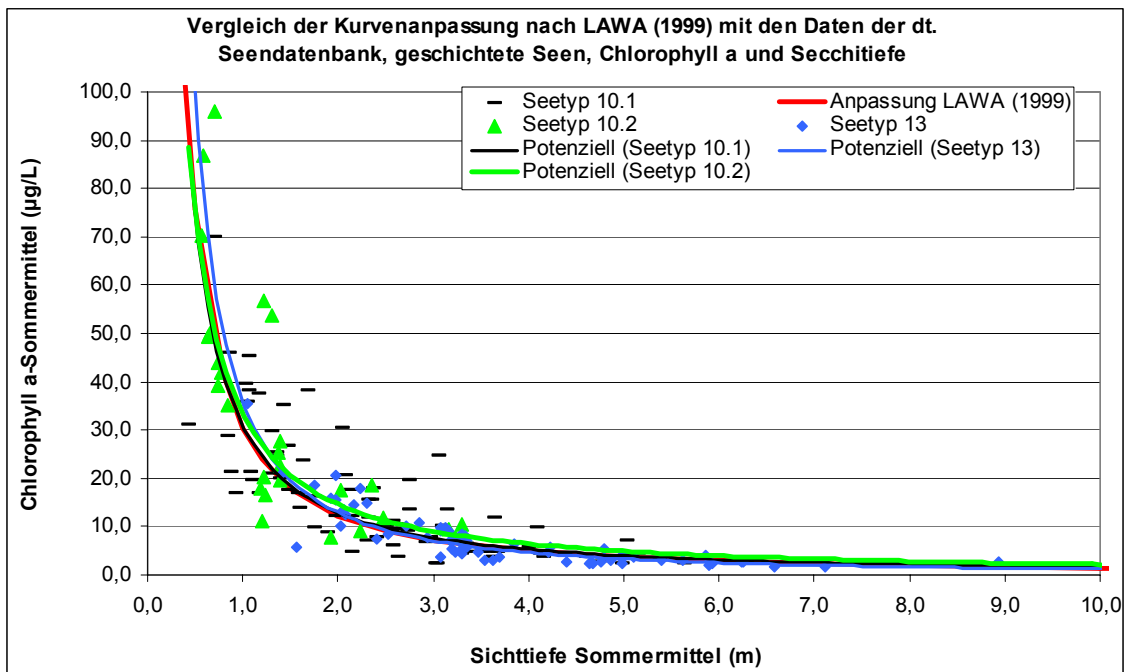


Abbildung 40: Seentypspezifische Verhältnisse zwischen Sichttiefe und Chl a-Sommermittelwert in der Seendatenbank im Vergleich zur Beziehung zwischen den beiden Parametern aus LAWA (1999). Geschichtete Tieflandseen.

Hinsichtlich der Kenngröße Sichttiefe ist die LAWA-Anpassung weitgehend stimmig mit den Neudaten (Abbildung 40) und eine typspezifische Anpassung scheint nicht notwendig zu sein.

Tabelle 4-13: Vergleich der Kurvenanpassungen der Trophieparameter zur Kalibrationskenngröße Chlorophyll a im Datensatz der LAWA-Ausarbeitung (1999) und in einem ausgewählten belastbaren Datensatz der Seendatenbank (Stand Ende 2007).

Formeln LAWA (1999)	Bestimmtheitsmaß R ²	Stichprobe	Formel Seendatenbank (2008)	Bestimmtheitsmaß R ²	Stichprobe
$\text{Chl a} = 30,55 / \text{SD}^{1,31}$	R ² =0,76	n = 105	$\text{Chl a} = 31,0899 / \text{SD}^{1,3716}$	R ² =0,76	n = 251
$\text{Chl a} = 0,52 * \text{TPF}^{0,72}$	R ² =0,50	n = 105	$\text{Chl a} = 0,56 * \text{TPF}^{0,7621}$	R ² =0,54	n = 251
$\text{Chl a} = 0,73 * \text{TPS}^{0,68}$	R ² =0,40	n = 105	$\text{Chl a} = 0,2935 * \text{TPS}^{0,9666}$	R ² =0,64	n = 251

Trotz der größeren Stichprobe und der dann höheren möglichen Streuung können mit neuen Anpassungen vergleichbare bzw. bessere Bestimmtheitsmaße als in LAWA (1999) erreicht werden (s. Tabelle 4-12). Insbesondere beim TP-Sommermittel wird eine stark von der alten Anpassung abweichende Kurve mit deutlich erhöhtem Bestimmtheitsmaß erzielt.

4.5.5 Prüfung der Gültigkeit der LAWA-Index-Kurvenanpassungen für den Seendatensatz am Beispiel polymiktischer Tieflandseen

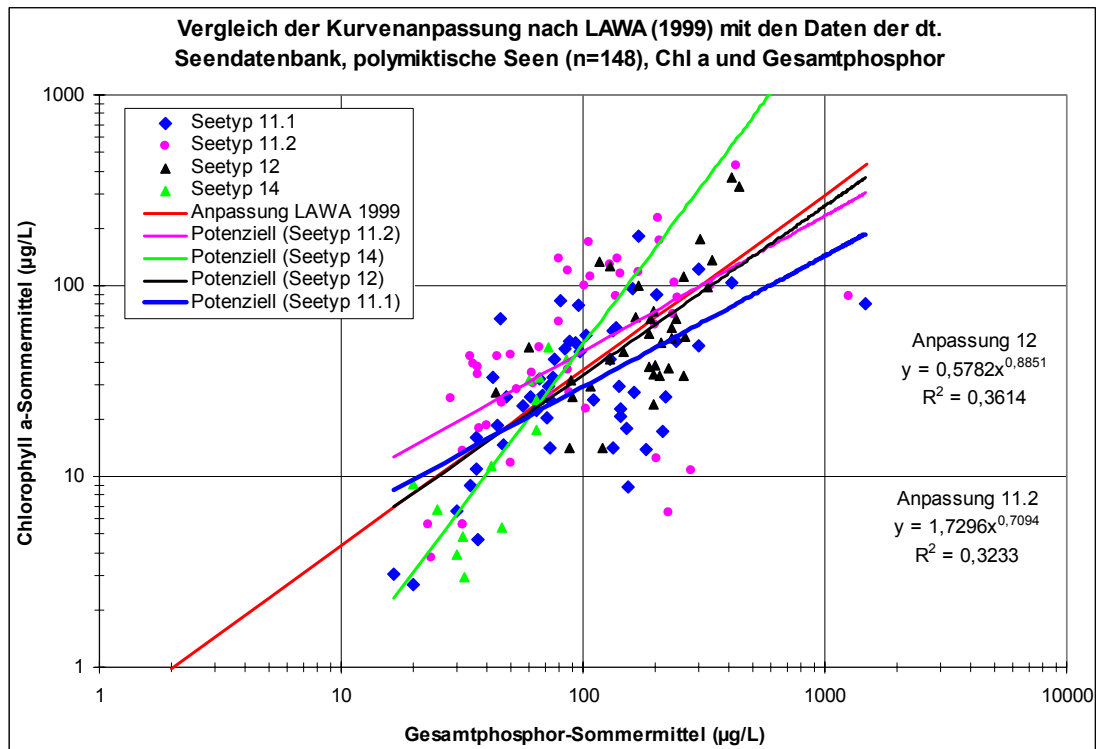


Abbildung 41: Seetypspezifische Verhältnisse zwischen TP-Sommermittel und Chl a-Sommermittelwert in der Seendatenbank im Vergleich zur Beziehung zwischen den beiden Parametern aus LAWA (1999). Polymiktische Tieflandseen.

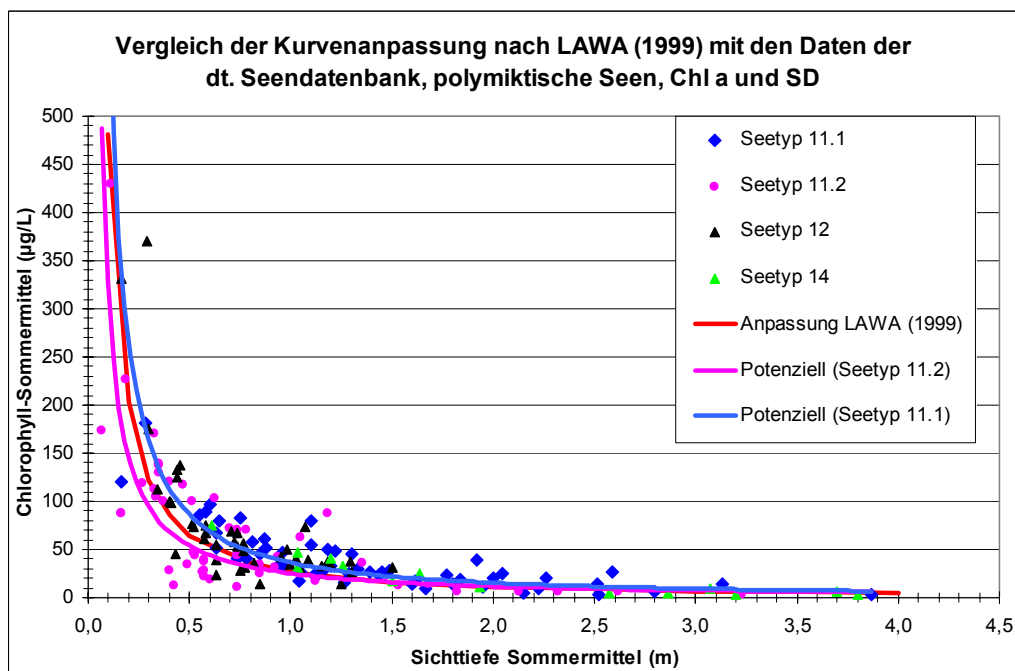


Abbildung 42: Seetypspezifische Verhältnisse zwischen Sichttiefe und Chl a-Sommermittelwert in der Seendatenbank im Vergleich zur Beziehung zwischen den beiden Parametern aus LAWA (1999). Polymiktische Tieflandseen.

Die LAWA-Anpassung des TP-Sommersmittels passt bei den polymiktischen Seesubtypen 11.2 und 12 noch recht gut auf die neueren Datensätze. Dagegen werden die Verhältnisse in den Subtypen 11.1 und 14 nur schlecht durch die LAWA-TP-Anpassung erfasst. Bei der Sichttiefe stellt sich die LAWA-Indexberechnung immer noch relativ stimmig dar.

4.5.6 Fazit zu Gültigkeit des LAWA-Index für natürliche Seen im großen Seendatensatz

- Der Sichttiefenindex der LAWA-RL (1999) für natürliche Seen würde auch für den aktuellen Seendatensatz noch relativ stimmig klassifizieren. In der Abbildung 43 wird jedoch sichtbar, dass der Sichttiefenindex im oligotrophen Bereich nicht optimal kalibriert ist und systematisch zu hohe Indexwerte produziert, so dass auch hier ein Anpassungsbedarf gegeben ist.
- Die LAWA-Anpassungen für die TP-Kenngrößen zu Chlorophyll a können bei den geschichteten Tieflandseen nur schlecht und bei den polymiktischen Seen lediglich teilweise die Verhältnisse in den Seen des aktuellen Datensatzes beschreiben. Hinsichtlich Konsistenz der LAWA-Einzelindices in Abbildung 43 zeigt der Verlauf der TP-Sommer-Kurve einen systematischen Fehler der Indexkalibrierung an: Im oligotrophen Bereich werden zu hohe und im eutrophen werden zu niedrige Indexwerte ermittelt.
- Gemäß Abbildung 43 ist der TP-Zirkulation-Index relativ gut an die Chl a-Klassifizierung angepasst, lediglich im eutrophen Bereich werden im Mittel zu gute Indexwerte berechnet. Eine Nachkalibration wäre hier demnach ebenfalls zu empfehlen.
- "Seetypspezifische" Klassifizierungen wären ggf. nach genauerer Prüfung sinnvoll: z.B. Auftrennung der geschichteten Alpenseen von den Tieflandseen und Trennung der flachen polymiktischen Seen mit hoher Biomasseausprägung von den weniger flachen polymiktischen.
- Mit zunehmender Trophie wird die Streuung der Biomasse bzw. des Chl a zur TP-Konzentration größer. Oberhalb von etwa 30 µg/L TP im Sommermittel können die Seen z.T. unerwartet hohe Biomassen entwickeln. Oberhalb von 100 µg/L TP scheint eine zuverlässige Korrelation zur Biomasse sukzessive zu verschwinden. Zahlreiche Fälle mit unerwartet niedrigen Biomassen treten auf. Ursache können Stickstofflimitierung, Nahrungsketteneffekte oder im Falle von Flusseen geringe Aufenthaltszeiten sein.
- In höheren trophischen Zuständen ist deshalb fraglich, ob der Gesamtphosphor als Maßzahl für die "Trophie" im LAWA-Index berücksichtigt werden sollte. Denkbar wäre auch, diesen als eine eigene Größe separat zu betrachten, mit der Aussage über das Trophiepotenzial eines Sees. In dem dann "echten" Trophie-Index könnten die Biomassekenngrößen Chl a und Sichttiefe sowie mit der optionalen Klassifikation des Gesamtbiovolumens gebündelt werden.

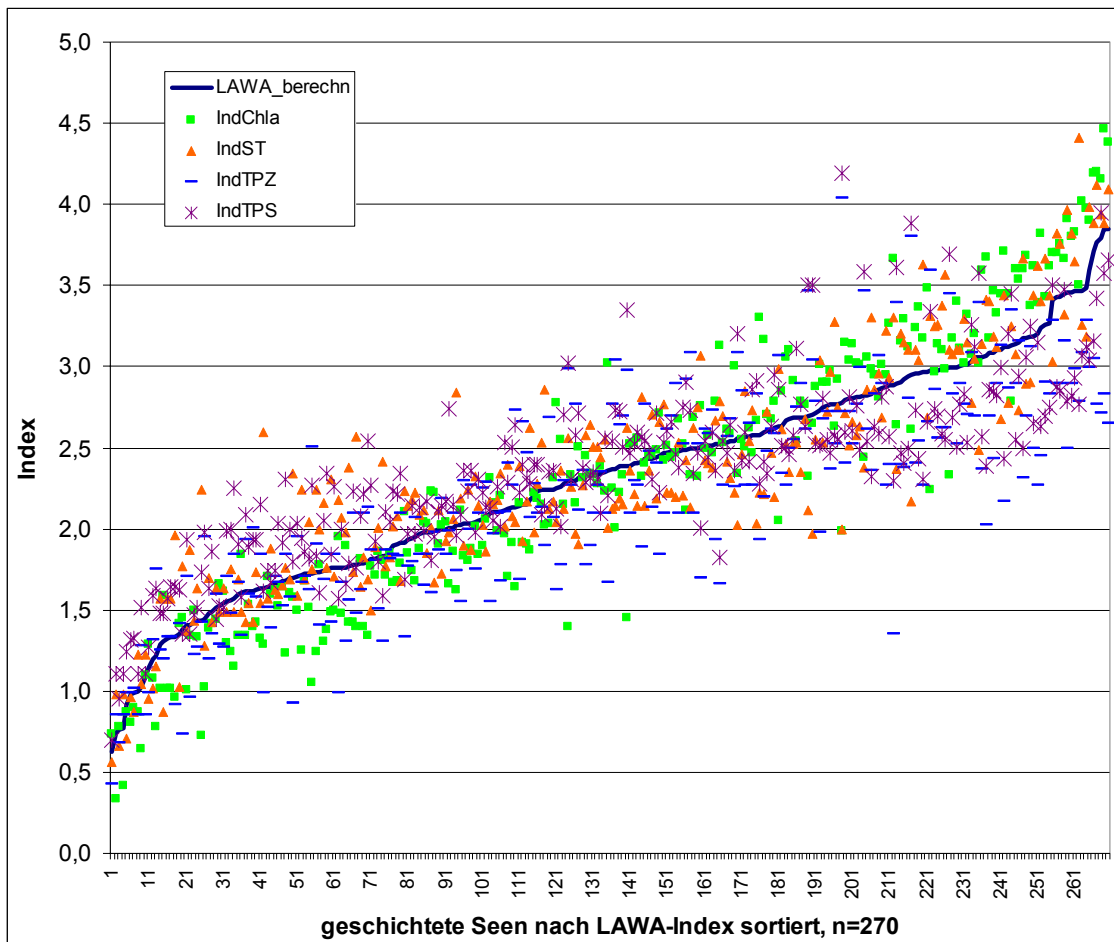


Abbildung 43: Darstellung der Konsistenz der Einzelindices des LAWA-Index von geschichteten Seen der Ökoregion Alpen und norddeutsches Tiefland.

4.5.7 Trophieklassifikation mit der Kenngröße Gesamtbiovolumen analog zum LAWA-Index

Analog zur Entwicklung des LAWA-Index und seiner Einzelindices ist eine Klassifizierung des Trophiestatus mit der Kenngröße Gesamtbiovolumen möglich. Als Maßzahl zur Trophieklassifizierung wird das im PhytoSee-Verfahren ausgegebene Biovolumen-Saisonmittel verwendet.

Entlang der in den LAWA-Richtlinien festgelegten Klassengrenzen des Chlorophyll a (Tabelle 4-12) können mit Hilfe einer Datenregression (Formel in Abbildung 44) die Klassengrenzen für das Biovolumen hergeleitet werden.

Als Datenbasis wurden alle für die PTSI-Entwicklung ausgewählten Kalibrationsdatensätze herangezogen (Auswahlkriterien vgl. Hoehn et al. 2009, S. 6). Die Herleitung des Biovolumen-Index basiert auf allen Seetypen aller Ökoregionen und Mixistypen, sowie aller Gewässerarten (natürliche Seen, Talsperren, Baggerseen etc.).

Anhand der mit einer potenziellen Kurvenanpassung ermittelten Formel (s. Abbildung 44) könnte die Chl a-Grenzen der Trophieklassen der LAWA-Richtlinien auf den Parameter Biovolumen übertragen werden.

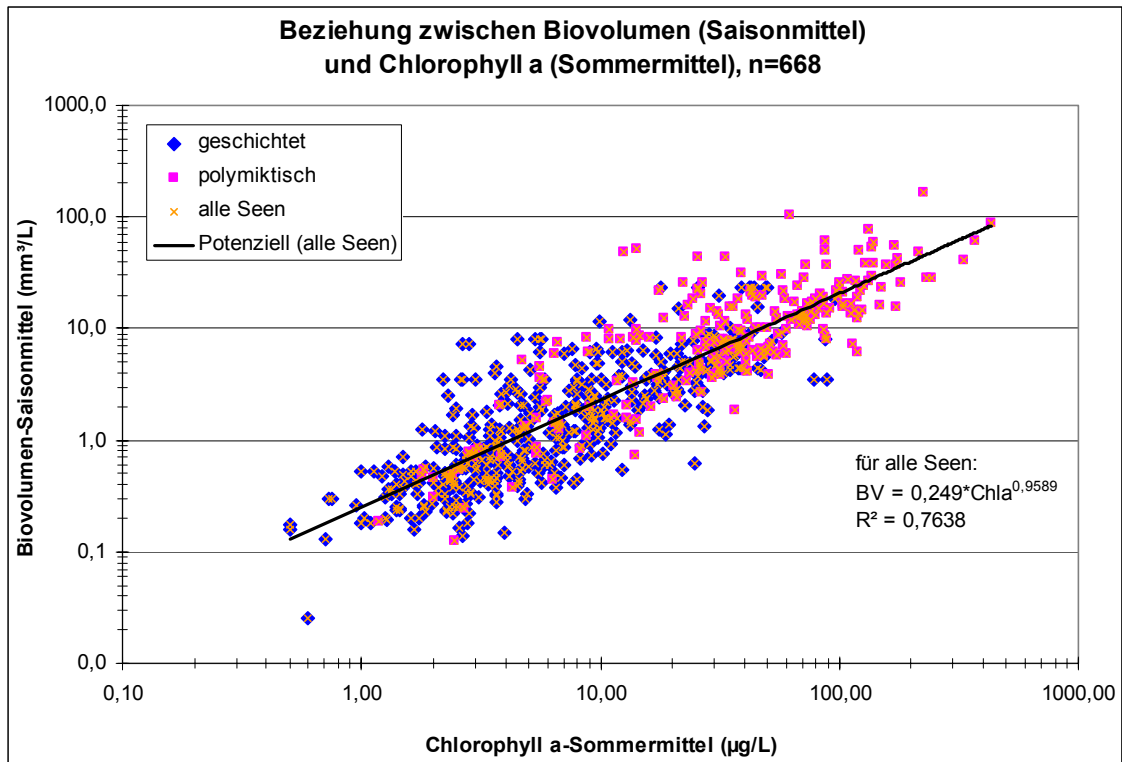


Abbildung 44: Beziehung zwischen Biovolumen (Saisonmittel) und Chlorophyll a (Sommermittel) in allen Seetypen Deutschlands. Datenbasis n = 668.

Tabelle 4-14: Berechnung der Klassengrenzen des Gesamtbiovolumens (Saisonmittel) aus den Chl a-Grenzwerten aus LAWA (1999) sowie entsprechende Bezeichnung des Trophiestatus.

Trophieklasse	Indexgrenzen	Chl a-Obergrenzen (µg/L) aus LAWA	Gesamtbiovolumen-Obergrenzen (mm³/L od. mg/L)
ultraoligotroph		1,7	0,4
H/G-Grenze Typ 4		2,3	0,6
oligotroph	1,5	3,0	0,7
mesotroph 1	2	5,4	1,3
mesotroph 2	2,5	9,7	2,2
eutroph 1	3	17	3,8
eutroph 2	3,5	31	6,7
polytroph 1	4	56	11,8
polytroph 2	4,5	100	20,6
hypertroph		>100	> 20,6
Formel:	$BV = 0,249 \cdot Chl a^{0,9589}$		

Die Berechnung des Biovolumen-Index erfolgt nach der Formel:

$$\text{Biovolumen-Index} = 0,8924 \cdot \ln(\text{Gesamtbiovolumen-Saisonmittel in mm}^3/\text{L}) + 1,8013$$

(Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,76$)

5 Literaturhinweise

Arp W. (2007): Untersuchung des Phytoplanktons zur Indikation des ökologischen Zustandes in 38 Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2006. Projekt des Ministeriums für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz in Brandenburg. LimPlan. Vortrag auf dem Seenworkshop, IGB, April 2007.

Arp, W., B. Koppelmeyer & K. Wöbbecke (2008): Monitoring von Phytoplankton und chemischen Parametern zur Indikation des ökologischen Zustandes in ausgewählten Seen Südbrandenburgs im Jahr 2007. Endbericht im Auftrag des Ministeriums für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz, Brandenburg. S. 110

Bahnwart, M. (2007): Stellungnahme zum Endbericht Praxistest Phytoplankton in Seen (Projekt: O5.05), Stand vom 29.10.2007 am 30.11.2007. LANU Schleswig-Holstein.

Bjerring, R., E. Bradshaw, S. L. Amsinck, L. S. Johansson, B. V. Odgaard, A. B. Nielsen, & E. Jeppesen (2008): Searching for the reference state: a paleoecological study of 21 low-human-impacted lakes in Denmark using cladoceran and diatom microfossils. *Journal of Applied Ecology* 45(6): 1566-1575

Carvalho, L, L. A. Solimini, G. Phillips, M. van den Berg, O-P. Pietiläinen, A. Lyche Solheim, S. Poikane & U. Mischke (2008): Chlorophyll Reference Conditions for European Lake Types used for Intercalibration of Ecological Status. *Aquatic Ecology*, Volume 42 (2): 203-211

European Union (10.12.2008): COMMISSION DECISION of 30 October 2008 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise. *Official Journal of the European Union*. L 332: 20-44

ENV-COM240108-5 (21.01.2008): Comparability of the results of the intercalibration exercise - summary of responses and proposed way forward. Technical report for the ECOSTAT. Authors: Wouter van de Bund, Sandra Poikane & Jorge Rodriguez Romero. Download auf der Internetplattform CIRCA Link: http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library. Click: WFD Intercalibration Documents Click: Intercalibration exercise - supporting documents Click: ENV-COM240108-5 Comparability of intercalibration results.pdf

Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 327 vom 22. Dezember 2000. – EG WRRL.

GIG reports (28.08.2008): Water Framework Directive intercalibration technical report Part 2: Lakes. In: Sandra Poikane (ed.) JRC Scientific and technical reports. Published by European Commission Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability <http://www.circa.eu>

Hilt, S., M. G. N. Ghobrial, & E. M. Gross (2006): In situ allelopathic potential of *Myriophyllum verticillatum* (Haloragaceae) against phytoplankton species. *Journal of Phycology* 42: 1189-1198

Hilt, S. (2003): Kehren Unterwasser- und Schwimmblattpflanzen in unsere Gewässer zurück? *Verh.Bot.Ver.Berlin Brandenburg* 136: 111-119

Hoffmann, A., S. Körner, & A. Brande (2002): Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit paläolimnologischen Methoden. BTU Cottbus, UWW, Eigenverlag. Cottbus. Aktuelle Reihe 5/2002: 118.

Hoehn, E, U Riedmüller, B Eckert, A Tworeck & D Leßmann (2009): Abschlussbericht zum LAWA-Projekt Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Tagebauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland - Projekt-Nr: O 3.06. 100 S.. Stand 15.10.2008 + Ergänzungen v. 14.02.2009.

Hübener, T., M. Dreßler, A. Schwarz, K. Langner & S. Adler (2008): Dynamic adjustment of training sets ('moving-window' reconstruction) by using transfer functions in paleolimnology - a new approach. *J. Paleolimnol.* 40:79-95

- Hübener, T., P. Werner, S. Adler, M. Schult, H. Meyer, H. Erlenkeuser & P.M. Grootes (2006a): Paläolimnologische Untersuchungen zur Rekonstruktion von typspezifischen Referenzzuständen in schleswig-holsteinischen Seen. Im Auftrag des LANU S-H, Bericht pp. 135.
- Hübener, T., P. Werner, S. Adler, M. Schult, & P. M. Grootes (2006b): Paläolimnologische Untersuchungen zur Rekonstruktion von typspezifischen Referenzzuständen in schleswig-holsteinischen Seen. Geschichtete Seen. - 1. im Auftrag von Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek. Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Lehrstuhl Allgemeine & Spezielle Botanik. 135.
- Hübener, T., S. Adler, M. Schult, A. Barthelmes, H. Michaelis, & P. M. Grootes (2009): Paläolimnologische Untersuchungen zur Rekonstruktion von typspezifischen Referenzzuständen in schleswig-holsteinischen Seen (Seetypen 11, 14). 1. im Auftrag von Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek. Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Lehrstuhl Allgemeine & Spezielle Botanik. 139.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, S. Amsinck, & J. Johansson (2001): Paleoecological methods as tools in assessing the near-pristine state of lakes. *TemaNord* 563: 45-49
- Jones, I. D. & J. A. Elliott (2007): Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. *Freshwater Biology* 52(6): 988-997
- Kasten J. & U. Michels (2008): Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons in schleswig-holsteinischen Seen 2007. Im Auftrag des LANU des Landes Schleswig-Holstein. S. 1 – 182.
- Körner, S. & A. Nicklisch (2002): Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. *Journal of Phycology* 38: 862-871
- Körner, S. (2001): Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. *Archiv für Hydrobiologie*
- Körner, S., E. S. H. Schreiber, & N. Walz (2002): Herbivory on submerged macrophytes - who's to blame? *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 967-970
- Körner, S. (2002a): Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in North-Eastern Germany. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 87(4): 375-384
- Körner, S. (2002b): Submerse Makrophyten - wichtig für die Seentherapie in Deutschland? *Wasser & Boden* 54(9): 38-41
- Körner, S. (2004): Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mithilfe makrofossiler Reste. Jahrestagung Braunschweig. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) 2003. Erweiterte Zusammenfassungen: S.: 68-73.
- König C. & R. Klee (2008): Anmerkungen zur Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens PhytoSee Juli 2008-08-12. Landesamt für Umwelt, Bayern, Wielenbach.
- Koschel et al. (2008): Restaurierung des Tiefwareensees durch hypolimnische P-Fällung mit Al- und Ca-Salzen: ein Beispiel zum ganzheitlichen Gewässerschutz in Mecklenburg-Vorpommern. In: Tagungsband des 13. Gewässersymposiums: Die Seen in Mecklenburg-Vorpommern im Fokus der Wasserrahmenrichtlinie, Güstrow 22. Oktober 2008. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Ökologie. 27 S.
- LAWA-Arbeitskreis "Gewässerbewertung - Stehende Gewässer" (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag. Berlin. 74.
- Milestone 6 - Berichte June 2007 – Technical reports des CB Lake (Marcel van den Berg) und Alpine Lake GIG (Georg Wolfram) der EG auf der Internet-Interkalibrierungsplattform CIRCA. Link: http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library. Click: GIG Milestone Reports Click: GIG reports - latest (June 2007) Click: Lakes
- Mischke, U. & H. Behrendt (2007): Handbuch zum Bewertungsverfahren von Fließgewässern mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Weißensee-Verlag. S. 1-88. ISBN 978-3-89998-105-6
- Mischke, U. & J. Böhmer (31.03.2008): Software PhytoSee Version 3.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) nach Mischke et al. 2008 für die Bewertung von natürlichen

Seen gemäß der EG- Wasserrahmenrichtlinie mit Anleitung zur Verwendung und Vorgaben für die Eingangsdaten „Formatvorlage_PhytoSee_Auswertungsprogramm_4_08.xls“. Kostenloser Internet Download (PhytoSee_Vers_3_0.zip): <http://igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke>

Mischke, U. & J. Böhmer (31-03-2008): Software PhytoSee Version 3.0 Preliminary English Version of the calculation program for German Phyto-See-Index (PSI) according to Mischke et al. 2008 to assess natural lakes to implement the European Water Framework Directive including instructions for data preparation and program use in „PhytoSee_import_tables.xls“. Free Internet Download (PhytoSee_Vers3_0_eng.zip): <http://igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke>

Mischke, U. (2008): Anleitung zur Verwendung des Bewertungsprogramms „PhytoSee“. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 185-201.

Mischke, U. & W.-H. Kusber (April 2008): Die harmonisierte Taxaliste des Phytoplanktons für Seen und Flüsse in Deutschland. Excel Datei Liste mit ausführlichen Anmerkungen. Stand April 2008. Download: <http://www.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke>

Mischke, U., A. Brande, A. Hoffmann, S. Hilt, S. Jahns, C. Orendt, I. Schönfelder, C. Schindler, J. Rücker, R. Varlemann, F. Viehberg, & B. Nixdorf (2003): Untersuchungen zu Leitbild-Biozönosen anhand der Merkmalskomponente Phytoplankton. Teilprojekt 3: Paläolimnologische Untersuchungen in brandenburgischen Flachseen. 3. Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Bad Saarow. 141. Internet availability: http://www-f.igb-berlin.de/ABericht_MLUR703_180803.pdf

Mischke, U., Kusber W.-H. & U. Riedmüller (2008c): Auszüge aus der harmonisierten Taxaliste des Phytoplanktons mit einem Vorschlag zur verfahrensspezifischen Mindestbestimmungstiefe für die Bewertung von natürlichen Seen der Ökoregionen Alpen und norddeutsches Tiefland. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 203-263.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & B. Nixdorf (2008a): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 7-115.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. Schönfelder, I. & B. Nixdorf (2008b): Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD). In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 117-146

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Deneke, R. & B. Nixdorf (in prep): Anpassungen des Phytoplanktonverfahrens nach WRRL für stehende Gewässer im Rahmen der europäischen Interkalibrierung und zur Erhöhung der Bewertungssicherheit mit Ableitung von Handlungsoptionen. LAWA-Projekt O 9.09. – Mai 2009 – Apr 2010.

Moss, B. (1998): The E numbers of eutrophication - errors, ecosystem effects, economics, eventualities, environment and education. *Wat. Sci. Tech.* 37(3): 75-84

Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E. & Riedmüller, U. (2005b): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bericht 18.08.2005 Bad Saarow, Im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 187 S. und Anhänge mit Probenahmevorschrift.

Nixdorf, B., Mischke, U., Hoehn, E. & Riedmüller, U. (2006): Überarbeitete Fassung des Berichtes: Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 190 S. Nur Internet-Version: <http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/downloads/projekte.htm>

Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., Schönfelder, I. & M. Bahnwart (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Hrsg.), Gewässerreport (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, 147-184.

OECD - Organization for Economic Cooperation and Development (1982): Eutrophication of Waters – monitoring, assessment and control. Paris, 154 S.

Phillips G., O-P. Pietiläinen, L. Carvalho, A. Solimini, A. Lyche Solheim and A.C. Cardoso (2008): Chlorophyll - nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, Volume 42 (2): 213-226.

Riedmüller, U., Mischke, U. Hoehn, E. (2009): Orientierungsgrößen zum trophischen Referenzzustand in natürlichen Seen auf Basis der Biokomponente Phytoplankton. Gesamtphosphor. Arbeitspapier des LAWA-AK Seen.

Scheffer, M. & Van Nes, E.H. (2007): Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584: 455-466.

Schönfelder, I. (2000): Indikation der Gewässerbeschaffenheit durch Diatomeen. In: *Handbuch der Angewandten Limnologie*. 1-62.

Schönfelder, I. (2002): Die Ableitung biozönotischer und chemisch-physikalischer Referenzzustände für Seen in der Ökoregion 14 mittels Diatomeenanalyse. BTU Cottbus, UWW, Eigenverlag. Cottbus. 128.

Schönfelder, I. (2004): Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen - Teilprojekt 1. Kurzfassung des Abschlussberichts. Landesumweltamt Brandenburg Referat Ö3 - Umweltüberwachung und Ökotoxikologie. Berliner Str. 21-25 14467 Potsdam. 19.

Schönfelder, I. (2006): Anpassung des Bewertungsmoduls Diatomeenindex DI-PROF auf die Subtypen der Seen in Schleswig-Holstein. Im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Bericht Dezember 2006, 41 S.

Solheim A.L, S. Rekolainen, J. Moe, L. Carvalho, G. Phillips, R. Ptacnik, E. Penning, L. G. Toth, C. O'Toole, A.-K. L.Schartau & T. Hesthagen (2008): Ecological threshold responses in European lakes and their applicability for WFD implementation - Synthesis of lakes results from the REBECCA project. *Aquatic Ecology*, Volume 42 (1): ?????.

Täuscher L., I. Schönfelder, I. Wiehle, H. Henker & T. Kabus (2008): Bericht zum Monitoring von Phytoplankton und chemischen Parametern zur Indikation des ökologischen Zustandes in ausgewählten Seen Nordbrandenburgs im Jahr 2007. im Auftrag Landesumweltamt Brandenburg, S. 1- 110.

Technical Reports EU-JRC (August 2008): Water Framework Directive intercalibration- technical report – part 2: Lakes – S. 1-185. Download auf der Internetplattform CIRCA
Link:http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library. Click: WFD Intercalibration Documents Click: Intercalibration exercise – technical reports, guidelines Click: [TechnReport_Lakes_Combined.pdf](#) und auch [TRAnnexes_Lakes_pdf.zip](#)

6 Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Verteilung der geschichteten Tieflandseen in den Phytoplankton- relevanten deutschen Seetypen und auf den Interkalibrierungstyp L CB1 mit einer mittleren Wassertiefe 3 – 15 m und einer Verweilzeit zwischen 1-10 Jahren.	16
Abbildung 2: Anteil der 88 deutschen Flachseen (Typ 11.2) mit einer mittleren Tiefe kleiner als 3 m zum Interkalibrierungstyp L CB2 aufgrund passender Verweilzeit von 0,1–1 a.	22
Abbildung 3: Verteilung der polymiktischen Tieflandseen in den Phytoplankton- relevanten deutschen Seetypen und auf den Interkalibrierungstyp L CB1 mit einer mittleren Wassertiefe 3 – 15m und einer Verweilzeit zwischen 1-10 Jahren.	23
Abbildung 4: Verhältnis der mittleren sommerlichen Chlorophyll a- Konzentration zum Gesamtphosphorgehalt (TP) in Flusseen im aktualisierten Seendatensatz für Flusseen (Typ 12). Die Chlorophyll a-Grenzwerte werden durch die bunten waagerechten Linien angezeigt. Links: Bisherige Grenzwerte. Rechts: Neu vereinbarte Grenzwerte.	24
Abbildung 5: Ergebnis der Bewertung mittels des PSI mit neuen Bewertungsgrenzen und einer Metricgewichtung (4; 1; 1) für 72 Untersuchungsjahre von Flusseen. Links: Entlang des LAWA-Index (1999). Rechts: Im Vergleich zum bisherigen PSI (Mischke et al. 2008)..	26
Abbildung 6: Veränderung der Bewertungsklasse von Flusseen mit den bisherigen und neuen Klassengrenzen im Phyto-See-Index	27
Abbildung 7 : Verteilung der Kalziumkonzentrationen im Frühjahrsmittel in 111 polymiktischen Tieflandseen sortiert nach Seetyp und Ca-Kategorien.....	30
Abbildung 8 (rechts): Verteilung der Kalziumkonzentrationen innerhalb der gewählten Kategorien. ...	30
Abbildung 9: Verteilung der Trophie nach LAWA (1999; Ist-Wert) mit ansteigender Ca-Klasse.	31
Abbildung 10 (rechts): Verteilung der sommerlichen Gesamtphosphorkonzentration mit ansteigender Ca-Klasse.	31
Abbildung 11: Verteilung der Niederschlagsmengen im 5 km- Umkreis der 64 polymiktischen Tieflandseen. Schwarz hervorgehoben sind Seen an der Obergrenze einer Niederschlagskategorie.	32
Abbildung 12: Verteilung der sommerlichen Gesamtphosphorkonzentration mit ansteigendem Niederschlag. Oben: Einbeziehung aller Werte. Unten: Auswahl von Seen mit einem LAWA Index-Wert kleiner als 3,25 (Zielwert für den guten Zustand für Seetyp 11.2)....	32
Abbildung 13: Verteilung der mittleren Seetiefen in den 170 Tieflandseen bzw. -becken mit belastbaren Trophiemessungen zumindest in einem Untersuchungsjahr.	34
Abbildung 14: Verteilung der LAWA-Index Werte im Vergleich zur mittleren Tiefe in polymiktischen Tieflandseen. Links: box-plot-Darstellung in den Tiefenklassen. Rechts: Streudiagramm aller Wertepaare und Hervorhebung der trophischen Referenzseen (leere Kästchen).	34
Abbildung 15: Korrelation zwischen Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentration in polymiktischen Seen unterschiedlichen Tiefenklassen und Angabe der potentiellen Regressionsfunktion und des Korrelationskoeffizienten r^2 in Anordnung entsprechend der Wertesymbollegende. Oben: 0,1-1,9 m; 1,91-3,0 m; Unten: 3,1-5,0 m; 5,1-8,5 m.	35
Abbildung 16: Verteilung der Gesamtphosphorkonzentrationen in den Stichproben der 4 Tiefenklassen unter Einbeziehung aller TP- Werte <600µg/l und die Verteilungsstatistik.....	36
Abbildung 17: Verteilung der Größe der Seeflächen in den polymiktischen Seen	37
Abbildung 18: Verteilung der LAWA-Index- Trophie auf die gewählten Seeflächen-Kategorien und im Streudiagramm (rechts) mit Hervorhebung der Referenzseen als leere Kästchen (s. Tabelle 4-3) und der Müritzmessstellen als grau gefüllte Symbole.....	37
Abbildung 19: Verteilung der sommerlichen Gesamtphosphor- (links) und Chlorophyll a-Konzentration in den Größenklassen der Seefläche polymiktischer Seen.....	38
Abbildung 20: Verhältnis Chlorophyll a- zu Gesamtphosphorkonzentration in schwach eutrophierten Seen (TP < 60µg/l). Bei mehrjährigen Untersuchungen wurde jeweils das Minimum ausgewählt.	38
Abbildung 21: Bewertung des Seddiner See mit dem PSI in 1990er Jahren und im Jahr 2006 sowie die Gesamtphosphorkonzentrationen im Saisonmittel.	42
Abbildung 22: Vergleichende Bewertung des Tiefwareensees mit dem PSI in den 1990er Jahren und 2006 sowie die Gesamtphosphorkonzentrationen im Saisonmittel.....	42
Abbildung 23: Auslenkungen des Chlorophyll a-Saisonmittels in Abhängigkeit von der Gesamtphosphorkonzentrationen im Saisonmittel in einem Bereich unter 100µg/L TP.	44

Abbildung 24: Veränderung des Phyto-See-Index nach Umstellung der Algenklassen-Parameter auf „harmful Cyanobacteria“	46
Abbildung 25: Gegenüberstellung Klassenbiovolumen oder Prozentanteil (rechte Seite) des Parameters Dinophyceae plus Cyanobacteria (o. Chroococcales).....	48
Abbildung 26: Klassenbiovolumen oder Prozentanteil (rechts) des Parameters Cyanobacteria (o. Chroococcales).....	49
Abbildung 27: PTSI-Klassifikationsergebnisse und LAWA-Index unter Anwendung der Indikatorliste für natürliche geschichtete (Tgesch) sowie für "künstliche" (TgeschAWB) Tieflandseen. ..	55
Abbildung 28: PTSI-Klassifikationsergebnisse und LAWA-Index unter Anwendung der Indikatorliste für natürliche geschichtete (Tgesch) sowie für "künstliche" (TgeschAWB) Tieflandseen. ..	55
Abbildung 29: PTSI-Klassifikationsergebnisse und LAWA-Index unter Anwendung der AWB- (TgeschAWB) und der für natürliche Seen entwickelten Indikatorlisten (Tgesch) auf einen ausgewählten Datensatz natürlicher Tieflandseen.....	56
Abbildung 30: PTSI-Klassifikationsergebnisse und LAWA-Index unter Anwendung der AWB- (TpolyAWB) und der für natürliche Seen entwickelten Indikatorlisten (Tpoly) auf einen ausgewählten Datensatz natürlicher Tieflandseen.....	57
Abbildung 31: Trophieklassifikation mit dem PTSI unter Anwendung der alten und neuen AVA-Indikatorliste und im Vergleich zum Trophie-IndexTP-BM (oben) und zum LAWA-Index (unten). Anzahl der Validierungs-Seenjahre 244.	60
Abbildung 32: Kurvenanpassung des Chl a-Index an die Chl a-Klassengrenzen in Tabelle 4-12 nach LAWA (1999, 2001, 2003).	61
Abbildung 33: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggerse-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis des TP-Sommermittels nach LAWA (1999, 2001, 2003).	62
Abbildung 34: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggerse-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis der TP-Konzentration zur Frühjahrszirkulation nach LAWA (1999, 2001, 2003).	63
Abbildung 35: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggerse-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis des Sichttiefen-Sommermittels nach LAWA (1999, 2001, 2003).	63
Abbildung 36: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggerse-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis des TP-Sommermittels nach LAWA (1999, 2001, 2003).	65
Abbildung 37: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggerse-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis der TP-Konzentration zur Frühjahrszirkulation nach LAWA (1999, 2001, 2003).	65
Abbildung 38: Kurven der Indexberechnung für geschichtete Seen in den LAWA-Richtlinien (TS =Talsperren-RL, BS = Baggerse-RL, natSeen = RL natürliche Seen) auf Basis des Sichttiefen-Sommermittels nach LAWA (1999, 2001, 2003).	66
Abbildung 39: Seetypspezifische Verhältnisse zwischen TP-Sommermittel und Chlorophyll a-Sommermittelwert in der Seendatenbank im Vergleich zur Beziehung zwischen den beiden Parametern aus LAWA (1999). Geschichtete Tieflandseen oben, zusätzlich mit Seen der Alpenregion unten.	67
Abbildung 40: Seetypspezifische Verhältnisse zwischen Sichttiefe und Chl a-Sommermittelwert in der Seendatenbank im Vergleich zur Beziehung zwischen den beiden Parametern aus LAWA (1999). Geschichtete Tieflandseen.	68
Abbildung 41: Seetypspezifische Verhältnisse zwischen TP-Sommermittel und Chl a-Sommermittelwert in der Seendatenbank im Vergleich zur Beziehung zwischen den beiden Parametern aus LAWA (1999). Polymiktische Tieflandseen.....	69
Abbildung 42: Seetypspezifische Verhältnisse zwischen Sichttiefe und Chl a-Sommermittelwert in der Seendatenbank im Vergleich zur Beziehung zwischen den beiden Parametern aus LAWA (1999). Polymiktische Tieflandseen.	69
Abbildung 43: Darstellung der Konsistenz der Einzelindices des LAWA-Index von geschichteten Seen der Ökoregion Alpen und norddeutsches Tiefland.	71
Abbildung 44: Beziehung zwischen Biovolumen (Saisonmittel) und Chlorophyll a (Sommermittel) in allen Seetypen Deutschlands. Datenbasis n = 668.....	72

7 Tabellenverzeichnis:

Tabelle 4-1: Empfehlung aus dem Technischen Bericht Seen des JRC (Technical Reports EU-JRC 2008), welche Merkmale der nationalen Seentypen bestimmen, ob die maximalen oder minimalen Grenzwerte angewendet werden (Guidance on how national lake characteristics determine the use of minimum or maximum values of the common type).	11
Tabelle 4-2: Trophischer Referenzwert (Berechnungsgröße) in den Seentypen sowie Klassenobergrenzen des Referenz-, des 'sehr guten' und 'guten' Zustands angegeben in der Skala des LAWA-Index/PTSI (aus Mischke et al. 2008a).	12
Tabelle 4-3: Zusammenstellung der seentypspezifischen Orientierungswerte für TP (aus Sitzungsvorlage LAWA-AK Seen in Freiburg nach Riedmüller et al. 2008) und der Wertebereiche für die Chlorophyll a-Statusklassen (Mischke et al. 2008a), die in den besten polymiktischen Tieflandseen in Deutschland bisher ermittelt wurden.	15
Tabelle 4-4: Zusammenstellung der mittels Diatomeen-TP-Relationen (EDDI nach Hübener et al. 2008, Schönfelder 2003) rekonstruierten Referenztrophiestufe und der Gesamtposphorkonzentration (TP µg/l rekonstruiert) für verschiedene ungeschichtete Tieflandseen mit Angabe des Subtyps Phytoplankton (Phyto-Subtyp) und des korrespondierenden angenommenen TP-Konzentrationsbereiches im Bewertungsverfahren Phyto-See-Index (PSI nach Mischke et al. 2008).	20
Tabelle 4-5: Für den See-Subtyp spezifische Klassen-Grenzbereiche des Referenzzustands/sehr guten Zustands und des guten ökologischen Zustands für den Parameter Gesamtposphor (Sommer-mittel nach LAWA 1999: mindestens 4 Messwerte in der Stagnationsphase geschichteter Seen, bei polymiktischen Seen Mittelwert Mai-September).	40
Tabelle 4-6: Bewertung der nach TP-Kriterium (Tabelle 4-5) sehr guten und guten Seen mit dem Phytoplankton-Verfahren PSI. Subtypspezifische Betrachtung in einem ausgewählten Kalibrationsdatensatz.	43
Tabelle 4-7: Auszug aus dem Algenklassen-Metric betreffend den Cyanobacteria für die Seenbewertung nach dem PSI.	45
Tabelle 4-8: Lineare Korrelation des Parameters „Dinophyceae & Cyanobacteria“ berechnet als Klassenbiovolumen (BV mm ³ /l) oder als Prozentanteil (Proz. %) am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons zur Belastungsgröße „LAWA TI nach Trophiereferenz des Seentyps“ siehe Abbildung 25	47
Tabelle 4-9: Lineare Korrelation des Parameters „Cyanobacteria“ zur Belastungsgröße siehe Abbildung 23	47
Tabelle 10: Seentypen nach MATHES <i>et al.</i> (2002) und der hinsichtlich des AWB/HMWB-Datensatzes zusätzlichen Typen, für welche eigene Indikatorlisten erarbeitet wurden. Hellgrau unterlegt = neue Indikatorlisten	54
Tabelle 4-11: Randdaten der neuen Indikatorliste im Vergleich zur bisher gültigen Liste aus MISCHKE <i>et al.</i> (2008). Die neue Liste gilt sowohl für natürliche Seen als auch für künstliche (AWB) und erheblich veränderte Seen (HMWB) der alpinen Ökoregion.	59
Tabelle 4-12: Trophieklassifizierung mit Chlorophyll a unter Verwendung des Sommermittelwertes (in der Regel Mai bis September) nach den LAWA-Richtlinien von 1999, 2001 und 2003.	61
Tabelle 4-13: Vergleich der Kurvenanpassungen der Trophieparameter zur Kalibrationskenngröße Chlorophyll a im Datensatz der LAWA-Ausarbeitung (1999) und in einem ausgewählten belastbaren Datensatz der Seendatenbank (Stand Ende 2007).	68
Tabelle 4-14: Berechnung der Klassengrenzen des Gesamtbiovolumens (Saisonmittel) aus den Chl a-Grenzwerten aus LAWA (1999) sowie entsprechende Bezeichnung des Trophiestatus.	72