

Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Länderfinanzierungsprogramm "Wasser, Boden und Abfall" 2007/2008

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

Projektbearbeiter:

Dipl. Biol. **Eberhard Hoehn**, LBH, Freiburg

Dipl. Biol. **Ursula Riedmüller**, LBH, Freiburg

Dipl. Biol. **Birgit Eckert**, LBH Freiburg

Dipl. Biol. **Annette Tworeck**, LBH Freiburg

Dr. **Dieter Leßmann**, BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz

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

Fachliche Beratung: **Prof. Dr. Brigitte Nixdorf**
BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz

Fachliche Begleitung:

LAWA-Expertenkreis "Seen" unter Leitung von **Dr. Jochen Schaumburg** (Bayerisches Landesamt für Umwelt) und **Gudrun Plambeck** (Landesamt für Natur und Umwelt, Schleswig-Holstein).

Stand: 2. März 2009

Inhaltsverzeichnis

1 Einführung.....	1
1.1 Veranlassung und Ziel des Projekts	1
1.2 Richtlinieninhalte und Bezüge zum Projekt.....	2
2 Arbeits- und Datenstand sowie Ausgangssituation.....	5
2.1 Arbeitsschritte	5
2.2 Zusammensetzung der Datenbank.....	7
2.3 Trophiestatus der Seen nach LAWA (1999, 2001 und 2003)	9
2.4 Zuordnung der künstlichen und erheblich veränderten Seen zu den LAWA-Seetypen	11
3 Theoretische Grundlagen - Besonderheiten für die Phytoplanktonentwicklung in künstlichen und erheblich veränderten Seen.....	12
3.1.1... Talsperren als "Fluss-See-Hybridsysteme"	12
3.1.2... Grundwasserdurchstrom in Abgrabungsseen – Tagebauseen und Baggerseen.....	14
3.1.3... Resümee und zu berücksichtigende Besonderheiten	15
4 Typisierungsansatz und Prüfung möglicher Einflussgrößen.....	17
4.1 Prüfung von Typisierungskriterien auf der Ebene trophischer Jahreskenngrößen.....	18
4.1.1... Vergleich von geschichteten und polymiktischen Seen	19
4.1.2... Vergleich von verschiedenen Gewässerarten.....	21
4.1.3... Vergleich von geschichteten und polymiktischen Tieflandseen	24
4.1.4... Einfluss des Kalkgehaltes auf die Trophie.....	25
4.1.5... Einfluss erhöhter Sulfat-Konzentrationen auf die Phytoplankton-Biomasse.....	26
4.1.6... Biomasseausprägung in Abhängigkeit von Ökoregion oder Naturraum.....	27
4.1.7... Biomasseausprägung in verschiedenen Höhenlagen.....	29
4.1.8... Biomasseausprägung und mittlere Tiefe	32
4.2 Trophische Einflussfaktoren und Biomasseausprägung in Mittelgebirgstalsperren	34
4.2.1... Besonderheiten bei Mittelgebirgsseen	34
4.2.2... Biomasseausprägung und Wasserstandsschwankungen	34
4.2.3... Biomasseausprägung in Talsperren mit Vorsperren	35
4.2.4... Biomasseausprägung in Talsperren mit unterschiedlichem Formtyp	37
4.2.5... Biomasseausprägung und Einfluss von gelösten Huminstoffen (SAK _{254 nm})	39
4.3 Ähnlichkeitsanalysen auf Basis der Artenzusammensetzung in den Seen.....	42
4.4 Schlussfolgerungen zur Relevanz von Steuergrößen und Kriterien.....	45

5 Bewertung von künstlichen, erheblich veränderten und natürlichen Seen im Mittelgebirge	46
5.1 Festlegung der Referenztrophi e und Datenlage	46
5.2 Metric-Kalibration mit Belastungskenngrößen – "trophic pressure"	48
5.3 Biomassemetric – Herleitung und Grenzwerte	51
5.3.1... Bewertungsfunktionen und Klassengrenzen	51
5.3.2... Herleitung der Bewertungsfunktionen	52
5.4 Algenklassen-Metric	53
5.4.1... Bewertungsfunktionen und Klassengrenzen	53
5.4.2... Herleitung der Bewertungsfunktionen	54
5.5 PTSI – Phytoplankton-Taxa-Seenindex	55
5.5.1... Vorgehensweise	55
5.5.2... Ergebnis - Indikatorliste im Mittelgebirge und Kalibrierung.....	56
5.5.3... Algenklassenzusammensetzung der Indikatorliste des Mittelgebirges	59
5.6 Bewertungsergebnisse Mittelgebirgsseen	60
5.6.1... Ergebnis der Metric-Validierung und –gewichtung.....	60
5.6.2... Bewertungsergebnisse im Mittelgebirge - Übersicht	62
6 Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen im Tiefland.....	65
6.1 Ausgangslage für die Anwendung des PTSI.....	65
6.2 Erweiterung des PTSI im Tiefland.....	69
6.3 Validierung des Biomasse- und Algenklassen-Metrics.....	71
6.4 Bewertungsergebnisse für die Tieflandseen.....	73
6.4.1... Ergebnis der Metric-Validierung	73
6.4.2... Ergebnisse der Bewertung im Tiefland – Überblick.....	74
7 Ökologisches Potenzial von künstlichen und erheblich veränderten Seen	76
7.1 Bagger- und Tagebauseen	76
7.2 Fischteiche.....	77
7.3 Talsperren.....	81
8 Zusammenfassung und Ausblick	83
9 Glossar und verwendete Abkürzungen	85
10 Literatur	87
11 Anhang	90

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Schritte des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und zur endgültigen Ausweisung von Wasserkörpern als erheblich verändert oder künstlich (unverändert aus CIS 2.2 – HMWB 2002, S. 35)	3
Abb. 2: Struktur und Auszüge des Inhalts der Datenbank künstlicher Standgewässer und natürlicher Mittelgebirgsseen.	5
Abb. 3: Verteilung der im Datensatz enthaltenen Seen auf die verschiedenen künstlichen Gewässerarten und die natürlichen Seen.	7
Abb. 4: Trophiestatus in den verschiedenen Gewässerarten. Anzahl Jahrgänge $n = 292$. Abkürzungen und Indexbereiche der Trophieklassen gemäß Tabelle 1.	9
Abb. 5: Einteilung von Talsperren in drei Zonen (aus THORNTON 1990).	12
Abb. 6: Morphologische und produktionssteuernde Eigenschaften der drei Zonen von Talsperren (aus RAPP 1993, verändert aus KIMMEL <i>et al.</i> 1990).	13
Abb. 7: Durchströmung von Baggerseen beeinflusst von Oberflächen- und Grundwasser (aus SIEBECK 1980).	14
Abb. 8: Vergleich der Beziehung zwischen Gesamtphosphor-Konzentration (TP) und Phytoplankton-Biovolumen (BV) für alle geschichteten (BV_gesch) und polymiktischen (BV_polym) künstlichen Seen.	19
Abb. 9: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für polymiktische und geschichtete Talsperren und Speicher.	20
Abb. 10: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für Tagebauseen, Baggerseen, Talsperren und Speicher.	22
Abb. 11: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für Tagebauseen und Baggerseen.	22
Abb. 12: Verhältnis von Phytoplankton-Biovolumen und Mittelwert der Sommer-Sichttiefe (ST_S) in geschichteten Talsperren.	23
Abb. 13: Verhältnis von sommerlicher Gesamtphosphor-Konzentration (TP_S) zu sommerlicher Sichttiefe (ST_S) in geschichteten Talsperren (TS), Baggerseen (BS), Tagebauseen (TBS) und Maarseen.	23
Abb. 14: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für geschichtete und polymiktische Tagebauseen und Baggerseen im Tiefland.	24
Abb. 15: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für kalkreiche und kalkarme Seen des Mittelgebirges.	25
Abb. 16: Zusammenhang zwischen Biovolumen-TP-Quotient und Sulfat-Konzentrationen im Jahresmittel.	26
Abb. 17: Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse (Vegetationsmittelwert März-November) in Abhängigkeit von der Nährstoffausgangslage (Gesamtphosphor = TP) in Seen der Naturräume Deutschlands (logarithmische Skalierung).	27
Abb. 18: Phytoplanktonbiomasse (Vegetationsmittelwert März-November) in Abhängigkeit von der Meereshöhe des Sees und nach Schichtungsverhalten differenziert: rosa = polymiktisch, dunkelblau = geschichtet ($N = 291$ Jahrgänge).	29
Abb. 19: Gesamtphosphorkonzentration im Vegetationsmittel in Bezug zur Höhenlage. Stichprobe geschichtete Seen 227 Jahrgänge.	30
Abb. 20: Entwicklung von Phytoplanktonbiovolumen pro Einheit Gesamtphosphor. Quotient aus den Vegetationsmittelwerten von Biovolumen und TP. Stichprobe geschichtete und polymiktische Seen mit 280 Jahrgängen.	30
Abb. 21: Seenmorphologische Kenngröße mittlere Tiefe bei zunehmender Höhenlage.	31
Abb. 22: Vegetationsmittel des Phytoplanktonbiovolumens in Seen verschiedener mittlerer Tiefen. (Stichprobe 278 Jahrgänge geschichteter und polymiktischer Seen. SPEARMAN-Rangkorrelation: höchst signifikant $< 0,001$, $r = -0,46$)	33
Abb. 23: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für Talsperren, Tagebauseen und Maarseen/Titisee (natS) in Mittelgebirgslagen.	34

Abb. 24: Gesamtphosphorkonzentrationen und Phytoplanktonbiovolumen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren mit und ohne Vorsperre.....	35
Abb. 25: Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren mit und ohne Vorsperre(n).....	36
Abb. 26: Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren mit und ohne Vorsperre(n).....	36
Abb. 27: Gesamtphosphorkonzentrationen und Biovolumen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren verschiedener Formtypen und in natürlichen Seen.....	37
Abb. 28: Gesamtphosphor- und entsprechende Chlorophyll-a-Konzentrationen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren verschiedener Formtypen sowie in natürlichen Seen.....	38
Abb. 29: Phytoplanktonbiovolumen (mm ³ /L) in Abhängigkeit vom spektralen Absorptionskoeffizient bei 254 nm. Nur Mittelgebirgsseen, 84 Jahrgänge.....	39
Abb. 30: Nährstoffausnutzung (Quotient aus Biovolumen und Gesamtphosphor im Vegetationsmittel) in Abhängigkeit vom spektralen Absorptionskoeffizient bei 254 nm. Nur Mittelgebirgsseen, 83 Jahrgänge.....	39
Abb. 31: Gesamtphosphor-Konzentrationen und Biovolumenentwicklung in Mittelgebirgstalsperren gruppiert nach SAK _{254nm} . Saisonmittelwerte.....	40
Abb. 32: Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen in Mittelgebirgstalsperren gruppiert nach SAK _{254nm} . Saisonmittelwerte.....	41
Abb. 33: Kanonische Korrespondenzanalyse des Frühjahrsaspekts auf Gattungsebene in oligotrophen Seen (mit TP kleiner 10 µg/L, BV > 0,001 mm ³ /L) im Datensatz künstliche und erheblich veränderte Seen sowie natürliche Mittelgebirgsseen.....	42
Abb. 34: Kanonische Korrespondenzanalyse mit dem Frühjahrsaspekts auf Gattungsniveau in oligotrophen Talsperren und natürlichen Mittelgebirgsseen sowie natürlichen Alpenseen.....	43
Abb. 35: Datengrundlage zur Herleitung der Bewertungsmetrics in der Ökoregion Mittelgebirge. Gesamtzahl valider Jahrgänge n= 127.....	46
Abb. 36: Datengrundlage zur Ableitung des Gesamtphosphor-Index (Datengrundlage: Kalibrationsdatensätze natürliche, erheblich veränderte und künstliche Seen aller Seetypen).....	49
Abb. 37: Datengrundlage zur Ableitung des Biovolumen-Index (Datengrundlage: Kalibrationsdatensätze natürliche, erheblich veränderte und künstliche Seen aller Seetypen).....	50
Abb. 38: Endergebnis der Kalibration des PTSI mit Hilfe von Transformationen der Trophieankerwerte und Veränderungen in der Indikatorliste. Als Vergleichskenngröße wird hier der PTSI mit dem Trophieindex _{MG} dargestellt. Im Validierungsdatensatz sind nur Jahrgänge enthalten, in denen mindestens drei Indikatortaxa im Saisonmittel gefunden wurden.....	58
Abb. 39: Algenklassenverteilung in der Indikatorliste des Mittelgebirges.....	59
Abb. 40: Metric-Validierung im Datensatz Mittelgebirge sowie Lage der linearen Kurvenanpassung. Metric-Ergebnisse EQ versus EQ Trophieindex _{MG}	61
Abb. 41: PSI-Bewertungsergebnisse für die Mittelgebirgsseen im Überblick nach Einzelmetrics aufgeschlüsselt. Die 112 Jahrgänge wurden nach Gewässerart und steigendem PSI sortiert.....	63
Abb. 42: PSI-Bewertungsergebnisse in den Gewässerarten des Mittelgebirges. (n = 112 Jahrgänge).....	64
Abb. 43: Anzahl der im Mittel der Proben eines Jahrgangs gefundenen Indikatortaxa in Abhängigkeit von der mittleren Taxazahl pro Probe, Vergleich mit den Verhältnissen in natürlichen Seen. Datenbasis: Befunde ohne heterotrophe Taxa von 1.492 Jahrgängen.....	65
Abb. 44: Anzahl der im Mittel der Proben eine Jahrgangs gefundenen Indikatortaxa in Abhängigkeit von der mittleren Taxazahl pro Probe. Datenbasis: Befunde in AWB und HMWB sowie in natürlichen MG-Seen, ohne heterotrophe Taxa, 316 Jahrgänge.....	66
Abb. 45: PTSI-Klassifikation der künstlichen Seen im oberrheinischen und norddeutschen Tiefland im Vergleich zum LAWA-Index.....	67
Abb. 46: PTSI-Trophieklassifikation und LAWA-Index der geschichteten künstlichen und erheblich veränderten Seen im oberrheinischen und norddeutschen Tiefland.....	69

Abb. 47: PTSI-Trophieklassifikation und LAWA-Index der polymiktischen künstlichen und erheblich veränderten Seen im oberrheinischen und norddeutschen Tiefland.	70
Abb. 48: Zwischenstand der Metric-Validierung: EQ Einzelmetrics versus EQ LAWA-Index.	71
Abb. 49: Ergebnis der Metric-Validierung: EQ Einzelmetrics versus EQ LAWA-Index. Gestrichelte Linien kennzeichnen den Bereich von einer Zustandsklasse Abweichung von der Ausgleichsgeraden. n = 164.	73
Abb. 50: PSI-Bewertungsergebnisse in den künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Sondertypen des oberrheinischen und norddeutschen Tieflands nach Gewässerart unterschieden. (n = 148).	74
Abb. 51: PSI-Bewertungsergebnisse für die künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Sondertypen im norddeutschen und oberrheinischen Tiefland im Überblick nach Einzelmetrics aufgeschlüsselt. Die 148 Jahresgänge sind nach Gewässerart und steigendem PSI sortiert.	75
Abb. 52: Ergebnis der Zustandsklassenbewertung von Bagger- und Tagebauseen sowie nachträglich ausgekiesten natürlichen Seen mit dem PSI. n = 116.	77
Abb. 53: Vergleich zwischen Biovolumenausprägung in Fischteichen und anderen sehr flachen künstlichen Gewässern und natürlichen Flachseen. Seen mit mittlerer Tiefe < 3 m, n = 53.	78
Abb. 54: Vergleich zwischen den jährlichen Chlorophyllmaxima in Fischteichen und anderen sehr flachen künstlichen Gewässern und natürlichen Flachseen. Seen mit mittlerer Tiefe < 3 m, n = 53.	78
Abb. 55: Bewertung der Fischteiche aus Sachsen und Rheinland-Pfalz nach den Maßstäben für natürliche Seen.	79
Abb. 56: Bewertung der Fischteiche mit den vorgeschlagenen ökologischen Potenzialklassen.	80
Abb. 57: Bewertung der Talsperren im Datensatz nach den Maßstäben für natürliche Seen. n = 87.	81
Abb. 58: Verteilung der mittleren Gesamt-Biovolumina der Seen des Typs 5 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	90
Abb. 59: Verteilung der mittleren Gesamt-Biovolumina der Seen des Typs 6.1 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	90
Abb. 60: Verteilung der mittleren Gesamt-Biovolumina der Seen des Typs 8 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	91
Abb. 61: Verteilung der mittleren Gesamt-Biovolumina der Seen der Typen 8 und 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	91
Abb. 62: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 5 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	92
Abb. 63: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 6.1 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	92
Abb. 64: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 8 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	93
Abb. 65: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	93
Abb. 66: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen der Typen 8 und 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	94
Abb. 67: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 5 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	94
Abb. 68: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 6.1 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.	95

Abb. 69: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 8 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.....	95
Abb. 70: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.....	96
Abb. 71: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen der Typen 8 und 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.....	96

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Index-Wertebereiche, trophische Zuordnung und Abkürzungen nach LAWA (2003) (mesotropher Status wird abweichend von LAWA (2001) nach MISCHKE ET AL. (2008) aufgesplittet).....	9
Tabelle 2: Die hinsichtlich der Qualitätskomponente Phytoplankton relevanten Seetypen und Seesubtypen nach MISCHKE <i>et al.</i> (2008) sowie die entsprechenden Typisierungskriterien nach MATHES <i>et al.</i> (2002), MISCHKE <i>et al.</i> (2008) und Orientierungskriterien nach Entwurf von SCHÖNFELDER (2006). (MG = Mittelgebirge, TL = norddeutsches und oberrheinisches Tiefland, polym. = polymiktisch, gesch. = geschichtet, VQ = Volumenquotient Einzugsgebiet/Seevolumen, a = Jahr, IC = europäische Interkalibration)	11
Tabelle 3 Versuch der Zuordnung der gemeldeten Seen in verschiedene Kategorisierungssysteme (Entstehung, Einbindung im Fließgewässersystem und Grundwasseranbindung).....	17
Tabelle 4: Bisher ermittelte Grenz- oder Schwellenwert der mittleren Tiefe als bewertungsrelevantes Kriterium für Seen sowie entsprechender Autor.	32
Tabelle 5: Zusammenfassende Ergebnisdarstellung der Suche nach relevanten Steuerfaktoren und Typisierungskriterien im Datensatz für AWB, HMWB und natürliche Mittelgebirgsseen (MG). TL = Tiefland...	45
Tabelle 6: "Best-of"-Seen der See-(sub-)typen im Mittelgebirge Deutschlands.	47
Tabelle 7: Festlegung der Referenztrophy in der Dimension der Indexeinheiten nach LAWA (1999) (s. auch Tabelle 1) für die Seetypen des Mittelgebirges (MG) sowie Vergleichswerte aus MISCHKE <i>et al.</i> (2008) für die Alpen- (AVA) und Tieflandregion (T). Sortierung nach Lage der Referenztrophy.	48
Tabelle 8: Einzelmetrics und die zur Entwicklung verwendeten Belastungs- bzw. Kalibrationskenngrößen.....	50
Tabelle 9: Seetyp- und Parameter-abhängige Bewertungsfunktionen zur Ermittlung der Einzelindices der Biomasse-Metric. Typ 6.2 wegen begrenzter Datengrundlage nur mit vorläufigem Bewertungsfunktionsvorschlag. $y = EQ$ Biomasse-Metric, $x =$ jeweiliger Parameter. * Bewertungsfunktionen bisher nicht ausreichend mit Daten belegt.....	51
Tabelle 10: Seetypspezifische Grenzwerte der Bewertungsklassen für Saison-Gesamtbiovolume, Saison-Chlorophyll a-Konzentration und maximale Chlorophyll a-Konzentration. $n =$ Anzahl der für die Herleitung berücksichtigten Datensätze. unbefr.: unbefriedigend.....	52
Tabelle 11: Typ- und Parameter-abhängige Algenklassen-Bewertungsfunktionen. $y = EQ$ Algenklassen-Metric, $x =$ jeweiliger Parameter.....	53
Tabelle 12: Typspezifische Grenzwerte des Algenklassenbiovolumens in mm^3/L oder der Dominanz in % zwischen den Bewertungsklassen der Algenklassen-Metrics.....	54
Tabelle 13: Seentypen nach MATHES <i>et al.</i> (2002) und die für den PTSI jeweils gültige Indikatorliste. Übersicht über alle Seentypen Deutschlands. Grün unterlegt = neue Mittelgebirgsliste.	56
Tabelle 14: Bildung von "Abundanz"klassen des Biovolumens eines Indikatortaxons zur Verrechnung im PTSI.	57
Tabelle 15: Spearman-Rangkorrelation zwischen PTSI und trophischen Kenngrößen für die Seengruppen Alpen und Voralpen (AVA), Tiefland geschichtet (Tgesch) und polymiktisch (Tpoly) sowie zum Vergleich in den Seentypen des Mittelgebirges. Datengrundlage: Validierungsdatensätze mit ausreichender Anzahl an Indikatortaxa i.d.R. > 3 im Saisonmittelwert. Alle Korrelationen sind höchst signifikant.	57
Tabelle 16: Verteilung der Indikatortaxa der einzelnen Listen auf die Algenklassen. Die drei häufigsten Klassen wurden grün gekennzeichnet.	59
Tabelle 17: Spearman-Rangkorrelation zwischen der "Belastungsgröße" EQ Trophieindex _{MG} und den Bewertungsmetrics mit Koeffizienten und Fallzahlen. (Alle Korrelationen sind höchst signifikant, Irrtumswahrscheinlichkeit $< 0,001$). Regressionskoeffizienten aus Abb. 40 sowie abgeleitete Gewichtungsfaktoren für die Mittelwertbildung des Gesamtindex PSI aus den Einzelmetrics.	61
Tabelle 18: Seentypen nach MATHES <i>et al.</i> (2002) und der hinsichtlich des AWB/HMWB-Datensatzes zusätzlichen Typen, für welche eigene Indikatorliste erarbeitet wurden. Grün unterlegt = neue Indikatorlisten.....	70
Tabelle 19: Prüfungsergebnis der Anwendbarkeit des AK-Metrics für natürliche Tieflandseen auf den Datensatz AWB und HMWB.	72

- Tabelle 20:** SPEARMAN-Rangkorrelation zwischen den "Belastungsgrößen" EQ Trophieindex_{MG}, EQ LAWA-Index und EQ TP-Index und den Bewertungsmetrics mit Koeffizienten und Fallzahlen. (Alle Korrelationen sind höchst signifikant, Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,001). Maximalwerte sind jeweils fett..... 73
- Tabelle 21:** Entwurf für die Festlegung der Grundtrophie und des höchsten ökologischen Potenzials von Fischteichen sowie der nachgeordneten Zustandsklassen. Verwendete Skala: LAWA-Index oder PTSI. 80

Vorwort zum Abschlussbericht (2. März 2009):

Da die Durchführung und Methodik der Ausweisung für die künstlichen und erheblich veränderten Seen allein den Bundesländern obliegt, wurde in der Sitzung des LAWA-Expertenkreises "Seen" in Flintbek 4./5. Februar 2009 beschlossen, dass diese Fragen im vorliegenden Projekt nicht bearbeitet und dargestellt werden sollen. Da die Abschlussberichtserstellung und Vorlage zu dem Zeitpunkt bereits abgeschlossen war, soll lediglich in diesem Vorwort darauf hingewiesen werden, dass alle Textabsätze, welche sich mit der Ausweisung von AWB und HMWB beschäftigen, weder als inhaltlich bindend noch als Ausdruck einer einheitlichen Meinung des LAWA-Arbeitskreises gelten.

Das Folgeprojekt "Praxistest" wird sich demzufolge nicht mehr mit den theoretischen Fragen der Ausweisungsprüfung beschäftigen. Vielmehr sollen u.a. fachlich-ökologische Erkenntnisse zu nutzungsbedingten Beeinträchtigungen der Wasserkörper erarbeitet werden, welche den Bundesländern Hilfestellungen für die Bewertung von Seen mit ökologischen Potenzialen oder zu verminderten Umweltzielen geben können.

1 Einführung

1.1 Veranlassung und Ziel des Projekts

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EUROPEAN UNION 2000), welche bereits im Jahr 2003 im WHG Eingang gefunden hat, ist die Erreichung des guten ökologischen Zustandes aller Oberflächengewässer. Hierbei sind nicht nur natürliche sondern auch künstliche und erheblich veränderte Gewässer zu berücksichtigen. Neben fast 600 natürlichen Seen mit einer Fläche von mehr als 50 ha sind in Deutschland über 300 künstliche Seen (AWB = artificial water bodies) und Talsperren, welche als erheblich veränderte Gewässer gelten (HMWB = heavily modified water bodies), zu erfassen und zu bewerten.

Künstliche und erheblich veränderte Gewässer können z.T. aufgrund anhaltender Nutzung und Bewirtschaftung oder veränderter Strukturmerkmale die strengen Umweltziele für natürliche Gewässer nicht erreichen. Um diese dennoch nach EU-WRRL entsprechend ihres Wesens adäquat zu bewerten und zu verbessern, können analog zu den ökologischen Zuständen für natürliche Seen ökologische Potenziale in einer fünfstufigen Skala beschrieben werden.

Für künstliche und erheblich veränderte Gewässer soll u.a. nach IRMER *et al.* (2003) keine eigene Typologie entwickelt werden. Vielmehr sollen diese Seen in das Typensystem für natürliche Seen der entsprechenden Biokomponente eingeordnet werden und zunächst wie diese bewertet werden. Sofern AWB und HMWB im laufenden Bewirtschaftungszeitraum nicht den guten Zustand erreichen und die Beeinträchtigung in Zusammenhang mit der Nutzung steht, dürfen ökologische Potenziale abweichend von den ökologischen Zuständen beschrieben werden (u.a. CIS 2.2 – HMWB-Arbeitsgruppe 2002). Das ökologische Potenzial berücksichtigt die Nutzung, mit der Nutzung zusammenhängende Auswirkungen des Managements sowie Beeinträchtigungen der Biozönosen, welche vom künstlichen oder erheblich veränderten Charakter des Gewässers ausgehen.

Für die Ökoregion Mittelgebirge ergibt sich eine zwiespältige Situation: Einerseits sind viele erheblich veränderte Gewässer wie die Talsperren vorhanden. Andererseits gibt es dort kein Ökoregionsspezifisches Bewertungssystem für Seen. Eine Anlehnung im Sinne von IRMER *et al.* (2003) kann hier nicht stattfinden. Durch den Mangel an natürlichen Seen in dieser Region muss das Bewertungsverfahren zunächst mit den AWBs und HMWBs und den wenigen natürlichen Seen (s. Abb. 3) entwickelt werden. Möglicherweise müssen sogar Referenzseen in der Gruppe der Talsperren definiert werden. Dieses Vorgehen weicht von dem ursprünglichen Prozedere der WRRL ab. Erst in einem zweiten Schritt wird das für natürliche Seen entwickelte Mittelgebirgsmodul wieder auf die AWB und HMWB angewendet und die Notwendigkeit der Potenzialbeschreibung ermittelt.

Ziel des Projektes ist demnach einerseits die Entwicklung eines eigenständigen Bewertungsmoduls für Mittelgebirgsseen und andererseits die Prüfung und Herstellung der Stimmigkeit der bisherigen Verfahren für die künstlichen und erheblich veränderten Seen im norddeutschen und oberrheinischen Tiefland und in der Alpenregion. Nach Anwendung der Bewertungsverfahren kann die Gruppe der Seen ermittelt werden, welche hinsichtlich der Biokomponente Phytoplankton den guten Zustand derzeit nicht erreicht. Auf Basis des bisherigen Datenbank- und Informationsstands wird eine Ausweisungsprüfung im Entwurf durchgeführt und Potenzialbeschreibungen vorgeschlagen. Diese werden sich in pragmatischer Form an trophischen und biozönotischen Aspekten des Phytoplanktons orientieren. Das Vorgehen entspricht der im HMWB-Leitfaden dargestellten Herleitung des ökologischen Potenzials (CIS 2.2 – HMWB-Arbeitsgruppe 2002). Die Durchführung einer an Maßnahmen orientierten Potenzialbeschreibung gemäß des alternativen Prager Verfahrens (ECO-STAT 2006) ist mit dem vorliegenden Informationsstand über die einzelnen Seen nicht leistbar.

1.2 Richtlinieninhalte und Bezüge zum Projekt

Nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000) sind alle künstlichen Wasserkörper (AWB) und erheblich veränderten Wasserkörper (HMWB) zu schützen und zu verbessern, um ein gutes ökologisches Potenzial und einen guten chemischen Zustand zu erreichen. (Artikel 4, Absatz 1). Falls das Erreichen zumindest des guten ökologischen Zustands, welcher sich an den Referenzbedingungen der natürlichen Seentypen orientiert, im Rahmen des Bewirtschaftungsplans (innerhalb von 15 Jahren nach Inkrafttreten der WRRL) nicht möglich ist, kann eine Ausweisung des Gewässers als "künstlich" oder "erheblich verändert" erfolgen (CIS 2.2 – HMWB 2002). Nach CIS 2.2 steht es den Mitgliedsstaaten jedoch frei, zu jedem Zeitpunkt des Ausweisungsprozesses "eigentlich" künstliche oder physikalisch veränderte Wasserkörper als natürliche Seen zu betrachten und auf diese das Umweltziel "guter ökologischer Zustand" anzuwenden.

Die vorläufige Ausweisung von AWB und HMWB erfolgte durch die Bundesländer zunächst weitgehend ungeachtet einer möglichen Erreichung des Umweltziels 'guter Zustand' im laufenden Bewirtschaftungszeitraum. Im weiteren Ausweisungsverfahren, welches im CIS-Leitfaden (CIS 2.2 – HMWB 2002) schrittweise beschrieben ist, muss in einem iterativen Prozess die Gruppe von Seen ermittelt werden, welche hinsichtlich der relevanten Qualitätskomponenten den guten Zustand nicht erreichen werden.

Für alle nach den Maßstäben für natürliche Seen im sehr guten und guten Zustand befindlichen AWB und HMWB ist demnach eine Ausweisung als künstlich oder erheblich verändertes Gewässer nicht notwendig. Nach CIS 2.2 – HMWB (2002) dürfen die guten und besseren HMWB gar nicht als solche ausgewiesen werden, sondern sind als "natürliche Wasserkörper" des ähnlichsten Seentyps zu betrachten und zu bewerten. Diejenigen, welche bis 2015 den guten und besseren Zustand erreichen werden, dürfen ebenfalls nicht als HMWB oder AWB gelten.

Aspekte der HMWB-Ausweisung:

Die Texte in der EU-WRRL, welche sich mit der Ausweisung oder Anerkennung von HMWB beschäftigen, sind stark an den in Fließgewässern vorkommenden flussbaulichen Veränderungen orientiert. So sind wichtige Prüfschritte zur Ausweisung an das Vorhandensein und die Einflüsse von "hydromorphologischen Veränderungen" auf die Qualitätskomponenten gebunden (s. z.B. Flussdiagramm in Abb. 1).

Für die Biokomponente Phytoplankton, welche vorwiegend die Belastung der Eutrophierung indizieren kann, besitzt die Hydromorphologie zunächst keine bedeutende Steuerfunktion, so dass der Schritt 5 "Zielverfehlung aufgrund hydromorphologischer Veränderungen" auf Basis des Phytoplanktons (s. Abb. 1) meist nur mit "nein" beantwortet werden kann.

Versteht man den Begriff Hydromorphologie in einem weiter gefassten Sinn, wie dies z.T. auch in der WRRL an anderer Stelle formuliert wird, nämlich als Faktorenkomplex der physikalischen Randbedingungen, so ergeben sich auch für das Phytoplankton sinnvolle Aspekte. Neben der reinen Morphologie des Gewässers würde die Hydrologie – z.B. Wassermengenbewirtschaftung, Verweilzeiten, Stauspiegelschwankungen – als Einflussgröße zu betrachten sein. Es ist also davon auszugehen, dass insbesondere z.B. für Talsperren der Begriff Hydromorphologie in diesem erweiterten Sinne gemeint sein darf.

Basierend auf diesen Überlegungen wird in der vorliegenden Bearbeitung und im Vollziehen der Prüfschritte u.a. nach Abb. 1 die "Hydromorphologie im weiteren Sinne" und deren Zusammenhang mit der spezifizierten Nutzung betrachtet. Für die schlechteren Seen ist zu ermitteln, ob die aktuelle Zielverfehlung tatsächlich mit der Nutzung oder den nutzbringenden Zielen des veränderten Wasserkörpers (LAWA 2003b) in Verbindung steht. Wenn dies der Fall ist und zusätzlich auch zukünftige, denkbare Maßnahmen aufgrund zu hoher Kosten, der technischen Machbarkeit und dann ein-

retrender negativer Auswirkung auf die spezifizierte Nutzung in Sinne der Richtlinie nicht sinnvoll sind (Prüfschritt **nach Art. 4(3)(a)**), kann das Gewässer als HMWB eingestuft werden. Hängt der schlechte Zustand jedoch nicht mit den nutzungsbedingten Veränderungen im Gewässer zusammen, sondern z.B. mit Belastungen aus dem Einzugsgebiet, so darf keine Ausweisung und Potenzialbeschreibung erfolgen.

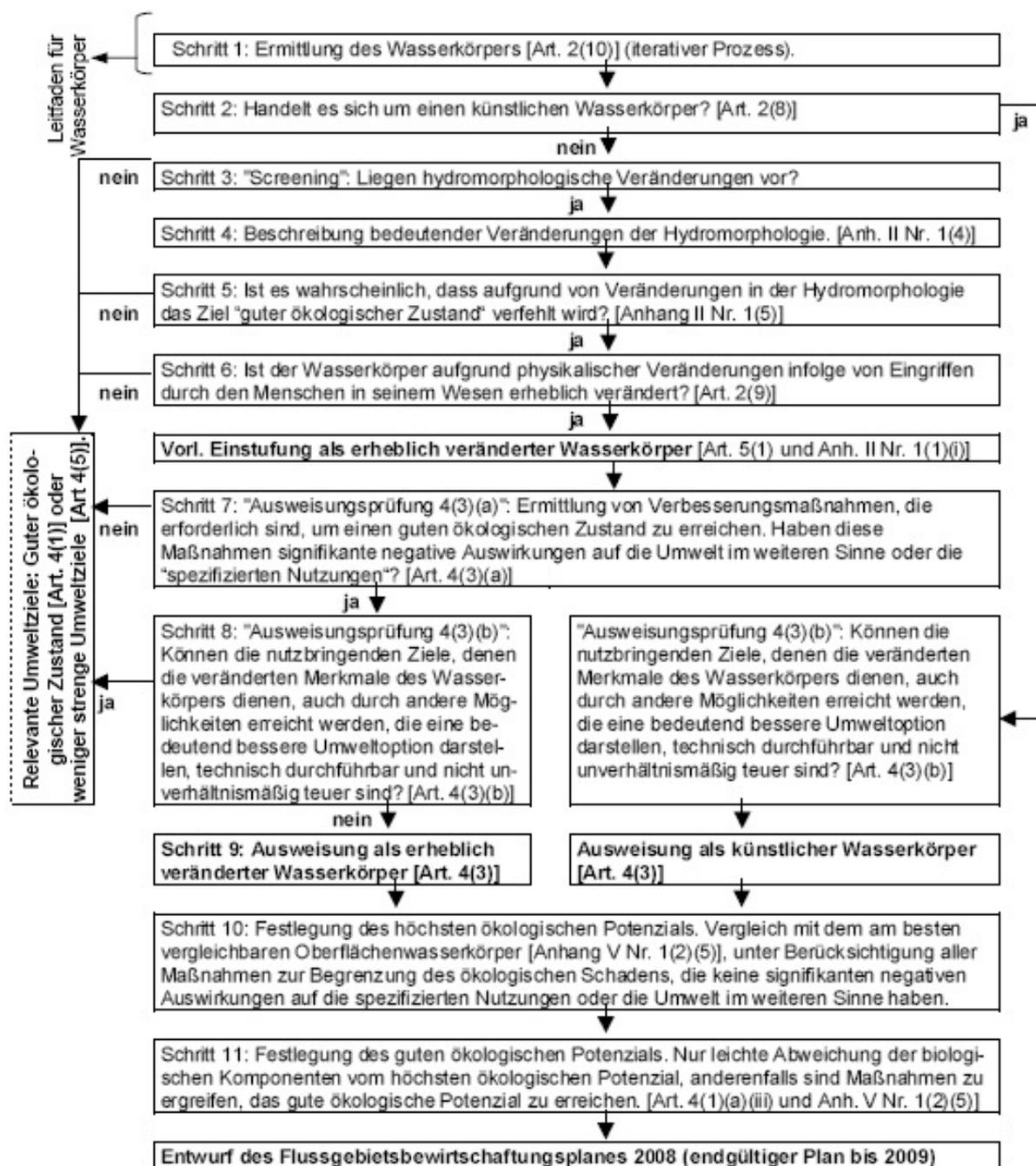


Abb. 1: Schritte des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und zur endgültigen Ausweisung von Wasserkörpern als erheblich verändert oder künstlich (unverändert aus CIS 2.2 – HMWB 2002, S. 35)

Aspekte der AWB-Ausweisung:

Die CIS-Arbeitsgruppe 2.2 – HMWB (2002) sieht die Übertragung des Ausweisungsverfahrens für erheblich veränderte Wasserkörper (= HMWB) auf die künstlichen Gewässer (= AWB) als problematisch an:

"Es sollte davon ausgegangen werden, dass die **Prüfung nach Art. 4(3)(a)** (s. Abb. 1) auf künstliche Wasserkörper keine Anwendung findet. Allerdings sollte die Idee, die Art. 4(3)(a) zu Grunde

liegt, auf das Ausweisungsverfahren für künstliche Wasserkörper angewandt werden. Es muss gewährleistet sein, dass die im Ausweisungsverfahren festgelegten Verbesserungsmaßnahmen keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben" (vgl. auch Abb. 1).

Die Prüfschritte 3-5 in Abb. 1 zur Hydromorphologie sind demnach für die Ausweisung von künstlichen Gewässern nicht notwendig und sinnvoll, weil 1. keine hydromorphologischen Veränderungen eines bestehenden Gewässers statt gefunden haben, sondern die "Neuschaffung" eines Wasserkörpers vorliegt und 2. der Vergleich des aktuellen Zustands mit dem Referenzzustand "trockenes Land" keinen Sinn ergibt (CIS 2.2 – HMWB 2002).

Der Anwendung des darauf folgenden Prüfschritts in **Art. 4(3)(b)** stehen gemäß der CIS-Arbeitsgruppe keine Auslegungsschwierigkeiten im Weg: "Bei der Ausweisung von künstlichen Wasserkörpern sollte daher geprüft werden, ob "andere Möglichkeiten" zur Verfügung stehen, mit denen die nutzbringenden Ziele zugunsten derer der künstliche Wasserkörper angelegt wurde, erreicht werden können....", welche letztendlich zu einer Verbesserung des Wasserkörpers führen können.

Für viele der künstlichen Gewässer im vorliegenden Datensatz existiert keine Nutzung mehr, aufgrund derer der Wasserkörper geschaffen wurde. Sowohl in Tagebauseen als auch in Baggerseen mit abgeschlossener Auskiesung können durch Verbesserungsmaßnahmen keine aktuellen nutzbringenden Ziele gestört werden. Allerdings liegen möglicherweise morphologische oder chemische Veränderungen vor, die mit der nutzungsbedingten Entstehungsgeschichte zusammenhängen und die Erreichung des guten Zustands nachhaltig verhindern. Obwohl dieser Fall im Prozedere des CIS-Leitfadens nicht genannt ist, scheint eine Ausweisung dann sinnvoll und die Anwendung und Beschreibung von Potenzialen zielführender als die Festlegung von Sanierungszielen, welche den Referenzzustand von natürlichen Gewässern im Blick hat.

2 Arbeits- und Datenstand sowie Ausgangssituation

2.1 Arbeitsschritte

Zu Beginn der Projektbearbeitung wurde eine bundesweite Datenrecherche durchgeführt, welche Phytoplankton- und – falls vorhanden – Zooplanktonuntersuchungen folgender Gewässertypen erfasst:

- künstliche Gewässer: Kies-/Baggerseen, Teiche/Fischteiche, künstliche Speicherseen, Hochwasserrückhaltespeicher, pH-neutrale Tagebauseen (pH-Wert > 6)
- stark veränderte Gewässer (HMWB): Talsperren, nachträglich ausgekieste Altarme und Altwasser mit und ohne Anbindung an Fließgewässer (bisher von Rhein, Weser, Elbe)
- natürliche Mittelgebirgsseen sowie natürlich entstandene Altarme und Altwasser des Rheins und der Elbe

Die Schließung der Datenbank ist im März 2008 erfolgt. Weitere Datensätze werden in dem sich anschließenden Praxistest eingebunden und dienen der Validierung und Verbesserung des ersten Verfahrensentwurfs.

Die Datensätze wurden vor dem Import in die Datenbank auf Plausibilität und Eignung für die vorliegende Auswertung geprüft, so dass die Datenbank insbesondere hinsichtlich taxonomischer Bestimmungstiefe vorwiegend nur qualifizierte Daten enthält.

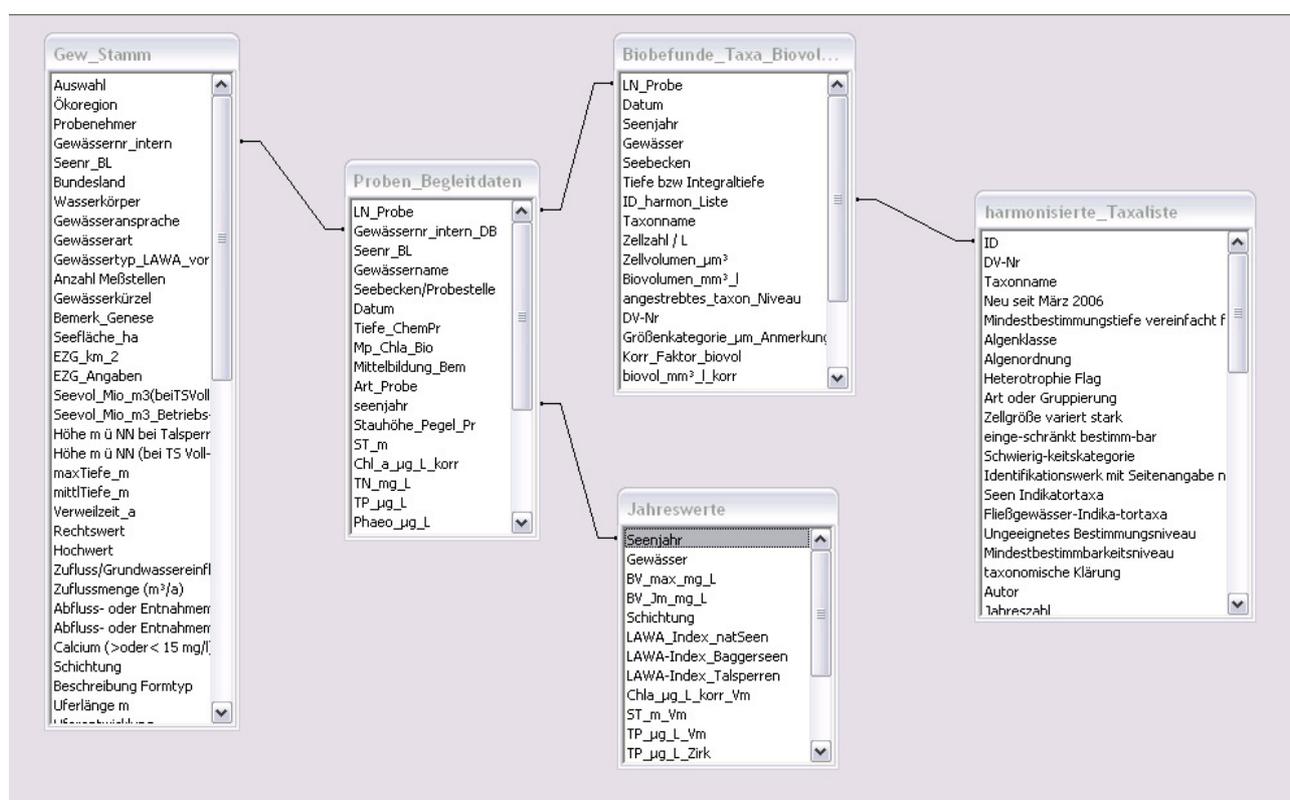


Abb. 2: Struktur und Auszüge des Inhalts der Datenbank künstlicher Standgewässer und natürlicher Mittelgebirgsseen.

Folgende Kriterien wurden für die Auswahl von qualifizierten Datensätzen verwendet:

- mindestens 4 Termine im Untersuchungsjahr, zulässige Ausnahme: Jahresgänge mit drei Terminen, falls äquidistante Verteilung in der Vegetationsperiode von April bis Oktober
- ausreichende taxonomische Differenzierung: mindestens 10 Taxa pro Probe, zulässige Ausnahmen: Taxonomische Differenzierung und Biovolumina sind zumindest für die Auswertung auf Ebene der Gesamtbiovolumina plausibel.

Ergebnis der Datensammlung (Stand März 2008):

- 254 Wasserkörper (Tabelle 'Gew_Stamm' in Abb. 2)
- 4.654 Probenstermine mit trophischen Begleitdaten (Tabelle 'Proben_Begleitdaten')
- 84.670 Phytoplanktonbefunde (Tabelle 'Biobefunde_Taxa_Biovolumen')
- 456 Jahresgänge (Tabelle 'Jahreswerte'): 424 mit validen und meist kompletten Begleitdaten für Sichttiefe, Chlorophyll a und Gesamtphosphor; 10 Jahresgänge von sauren Gewässern; 11 Jahresgänge ohne verlässliche Artbestimmung, jedoch plausible Gesamtbiovolumina.
- 289 Jahresgänge stehen als Kalibrationsdatensätze (Kriterien s. unten) für die Entwicklung und Anpassung des PTSI, des Biomasse- und des Algenklassen-Metrics zur Verfügung. Zusätzliche 113 Jahresgänge standen zur Validierung der Verfahrensentwürfe zur Verfügung.

Für bestimmte Fragestellungen und Validierungsprozesse wurden "Ausreißerjahresgänge" ausgeschlossen. Die Gründe dafür waren u.a. zu geringe Anzahl an Indikatortaxa, unplausible Abweichungen von Chlorophyll a- und Gesamtbiovolumen, unplausible taxonomische Ergebnisse oder gestörte Bedingungen in Seen durch noch anhaltende Kiesbaggerung oder Flutung.

Kriterien zur Zusammenstellung der Kalibrationsdatensätze aus dem Pool der qualifizierten Datensätze:

- maximal zwei Seenjahre eines Wasserkörpers werden berücksichtigt
- Begleitparameter Gesamtphosphor vorhanden und plausibel
- mindestens 3 Saisonstermine zwischen April und Oktober im Jahresgang vorhanden (in Ausnahmefällen werden März oder Novemberstermine mit einbezogen)
- Chlorophyll a – und Sichttiefenmessungen fehlen nur in wenigen Fällen
- unter Anwendung der Alpen- und Tiefland-Indikatorliste nach MISCHKE *et al.* (2008) muss mindestens 1 Indikatortaxon im Mittel aller Proben vorliegen

2.2 Zusammensetzung der Datenbank

In der Datensammlung sind für 254 Wasserkörper Phytoplanktondaten vorhanden. Zu den Bezeichnungen der Gewässerart fanden eine Literaturrecherche und eine Expertendiskussion statt. Unter Mithilfe des LAWA-Unterarbeitskreises Seen wurden für Begriffe wie z.B. Speicher, Teich, See und Talsperre vereinheitlichte Beschreibungen formuliert, welche im Glossar des vorliegenden Berichtes enthalten sind (Kap. 9).

Eine Erweiterung erfuhr der Mittelgebirgsdatensatz durch eine Zulieferung aus Frankreich mit 12 weiteren Jahregängen aus z.T. hoch gelegenen Vulkanseen. Diese wurden in der hier dargestellten Statistik mit berücksichtigt. Nur drei Seendatensätze wurden in der Entwicklung und Erweiterung des Verfahrens berücksichtigt, unterlagen jedoch einer strengeren Plausibilisierung. Die neun übrigen wurden in den Validierungsläufen der Bewertungsmetrics z.T. mitgeführt (Kap. 5.5.1).

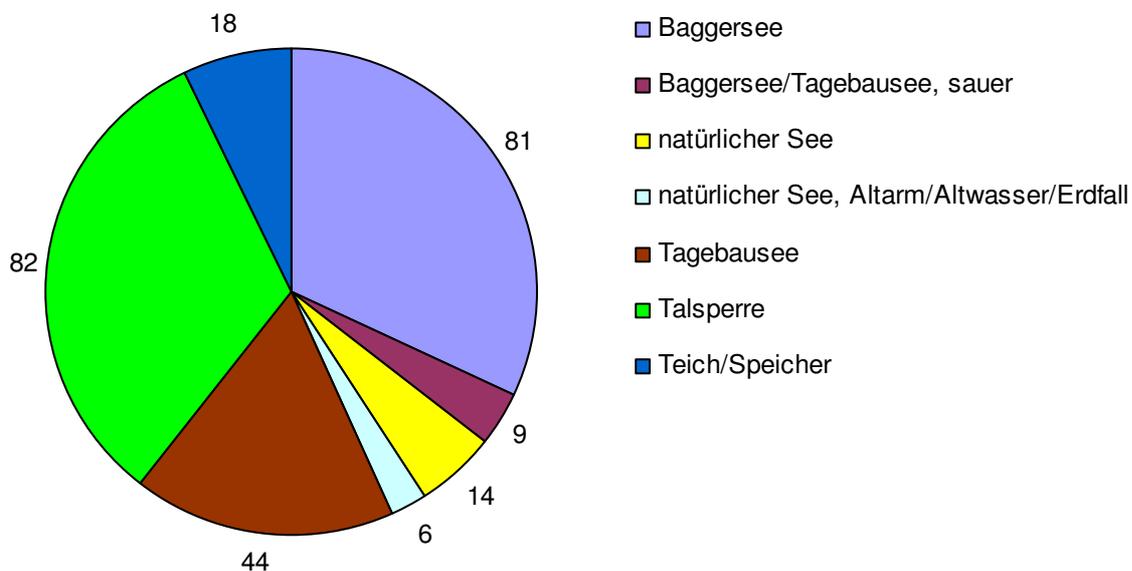


Abb. 3: Verteilung der im Datensatz enthaltenen Seen auf die verschiedenen künstlichen Gewässerarten und die natürlichen Seen.

Kurzbeschreibung der wichtigsten Charakteristika des Seen-Datensatzes:

- Von den 81 pH-neutralen **Baggerseen** liegen 45 im oberrheinischen und 36 im norddeutschen Tiefland. Zu den Baggerseen wurden auch die nachträglich durch Kiesbaggerung stark eingetieften Altarme und Altwasser gezählt. Alle Baggerseen gehören dem "kalkreichen" Typus an.
- Von 82 **Talsperren** liegen 76 im Mittelgebirge, fünf im norddeutschen Tiefland und eine in den Alpen. 42 Talsperren sind Weichwasserseen und liegen ausnahmslos im Mittelgebirge. 34 Mittelgebirgstalsperren sowie alle Talsperren im norddeutschen Tiefland und in den Alpen sind kalkreich.
- Alle 44 **Tagebauseen** sind kalkreich. Nur vier Seen liegen im Mittelgebirge und 40 im norddeutschen Tiefland. In dieser Gruppe gibt es keine Weichwasserseen.
- Unter den 13 deutschen und französischen **natürlichen** Mittelgebirgsseen ist nur ein kalkreiches Gewässer. Die sechs im norddeutschen und oberrheinischen Tiefland liegenden Sondertypen (Altarm, Altwasser und Erdfallsee) sind alle kalkreich.

- 54 Seen besitzen nur geringe Calciumkonzentrationen ($< 15 \text{ mg/L}$), davon liegen alle im Mittelgebirge (42 Talsperren und 12 natürliche Seen). 199 Seen sind als kalkreich typisiert.
- Von den sauren und kalkreichen neun Seen (ein Baggersee und acht Tagebauseen) liegen sieben im norddeutschen Tiefland und zwei im Mittelgebirge. Die pH-Werte dieser Seen liegen permanent unter 6,0 und die Datensätze wurden zwar aufbereitet und mitgeführt, jedoch zu den hier vorliegenden Auswertungen und Entwicklungen nicht verwendet. Erste Ansätze zur Bewertung von sauren Seen werden derzeit in einem Werkvertrag von der BTU Cottbus im Auftrag des sächsischen Landesamts für Umwelt und Geologie bearbeitet.

Gut vertretene Seengruppen im Datensatz:

- geschichtete Talsperren vorwiegend im Mittelgebirge (Verhältnis kalkarm/kalkreich ca. 1:1)
- Talsperren, Speicher und Teiche des Tieflands, welche meist polymiktisch sind
- Baggerseen und Tagebauseen größtenteils im Tiefland gelegen, 32 Baggerseen waren zum Zeitpunkt der Datensammlung mit noch bestehender Kiesbaggerung

Minderheiten im Datensatz:

- polymiktische Seen im Mittelgebirge (18), davon drei deutsche und sieben französische kalkarme Seen ohne Seetyp nach MATHES *et al.* (2002)
- vier Tagebauseen im Mittelgebirge/Hessen
- natürliche Mittelgebirgsseen-Seen
- Sondertypen natürlicher Seen im oberrheinischen und norddeutschen Tiefland

2.3 Trophiestatus der Seen nach LAWA (1999, 2001 und 2003)

Zur Trophieklasse wurden die entsprechenden LAWA-Indices (1999, 2001 und 2003) sowie der PTSI (MISCHKE *et al.* 2008) für natürliche Seen angewandt. Baggerseen, Tagebauseen, Speicher und Teiche wurden nach der Baggersee-Richtlinie der LAWA (2003) eingestuft. Auf den Sondertyp 'natürlich entstandener Altarm' wurde die Richtlinie für natürliche Seen angewandt. Alle Stauwasser im Hauptschluss eines Fließgewässers (und mit hypolimnischem Abfluss) wurden als Talsperren nach LAWA (2001) klassifiziert.

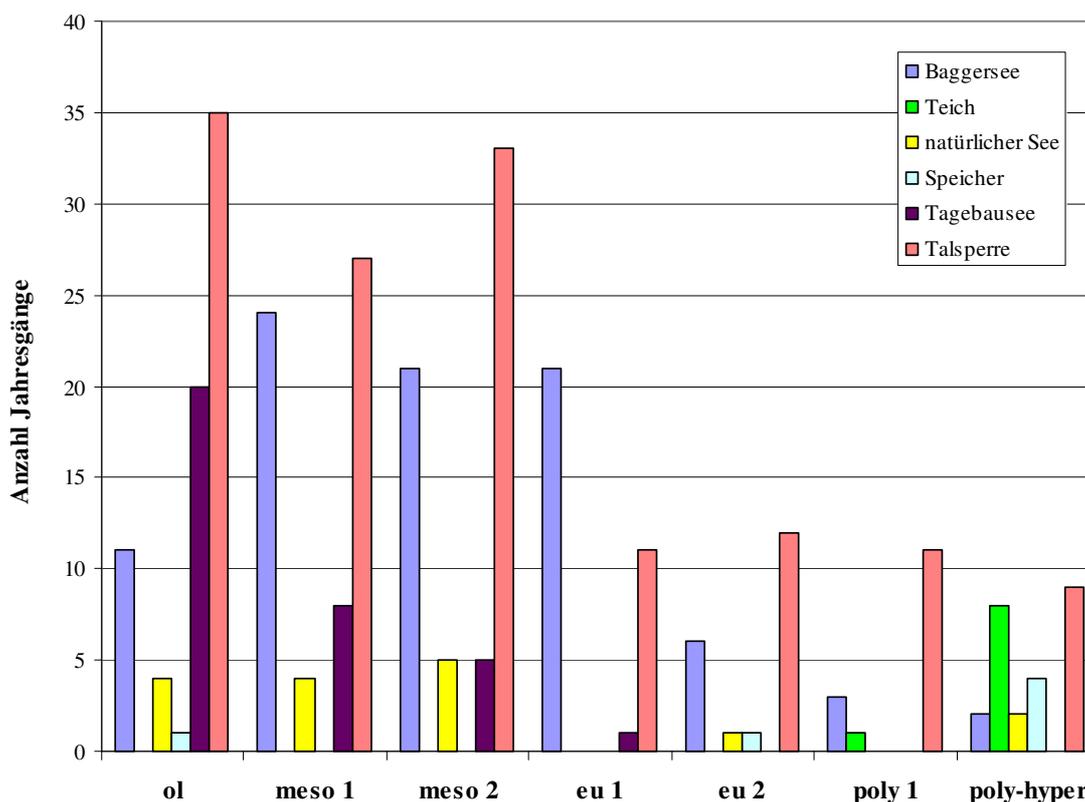


Abb. 4: Trophiestatus in den verschiedenen Gewässerarten. Anzahl Jahresgänge n = 292. Abkürzungen und Indexbereiche der Trophieklassen gemäß Tabelle 1.

Tabelle 1: Index-Wertebereiche, trophische Zuordnung und Abkürzungen nach LAWA (2003) (mesotropher Status wird abweichend von LAWA (2001) nach MISCHKE ET AL. (2008) aufgesplittet).

PTSI/LAWA-Index)	Trophieklasse	Abkürzung
< 1,5	oligotroph	ol
> 1,5 – 2,0	mesotroph 1	meso 1
> 2,0 – 2,5	mesotroph 2	meso 2
> 2,5 – 3,0	eutroph 1	eu 1
> 3,0 – 3,5	eutroph 2	eu 2
> 3,5 – 4,0	polytroph 1	poly 1
> 4,0 – 4,5	polytroph 2	poly 2
> 4,5	hypertroph	hyper

Der Datensatz zeigt einen Schwerpunkt im oligo- bis mesotrophen Bereich. Tagebauseen und Baggerseen mit höherer Trophie, d.h. eutroph und höher, sind nur in geringer Anzahl vorhanden. Talsperren besitzen ihren trophischen Schwerpunkt ebenfalls im oligo- bis mesotrophen, daneben treten

jedoch auch polytrophe bis hypertrophe Staugewässer auf, welche jedoch alle relativ flach und polymiktisch sind. Die im Datensatz enthaltenen Teiche und Speicher sind fast alle polytrophe ungeschichtete Flachgewässer, welche teilweise als Fischteiche bewirtschaftet werden. Bei den natürlichen Seen gibt es Jahresgänge oligo- bis mesotropher Mittelgebirgsseen, Daten aus zwei Altrheinarmen höherer Trophie sowie ein Altwasser und einen Altarm der Elbe.

2.4 Zuordnung der künstlichen und erheblich veränderten Seen zu den LAWA-Seetypen

Die Seen des Mittelgebirges (künstliche und natürliche Seen sowie Talsperren) wurden gemäß dem Schema nach MATHES *et al.* (2002) den Typen 5 bis 9 zugeordnet.

Drei deutsche und sieben französische Seen gehören dem Typus kalkarm und polymiktisch an; eine polymiktische, kalkreiche Talsperre besitzt einen kleinen VQ. Für diese Seen war bisher keine Typbezeichnung vorgesehen. Im vorliegenden Bericht wurde nun als Vorschlag oder Übergangslösung der polymiktische Seetyp 6 in 6.1 "kalkreich" und den Typ 6.2 "kalkarm" aufgesplittet. Eine Berücksichtigung des VQ scheint aufgrund der geringen Fallzahlen und der z.T. ungeklärten Größe der unterirdischen Einzugsgebiete zunächst nicht sinnvoll.

Für 40% der Seen (v.a. Bagger- und Tagebauseen) lagen keine Daten und Indizien zur Ermittlung des VQ vor. Da der VQ insbesondere für die Lage der Referenztrophie ein wichtiges Kriterium darstellt, wurden – falls vorhanden - die ebenfalls für die Referenztrophie wichtigen Parameter mittlere Tiefe (vgl. Tabelle 4), Grundwasser- oder Oberflächengewässeranbindung (vgl. hierzu CHRISTMANN 2004) oder Aufenthaltszeit für die Typisierung zu Hilfe genommen (vgl. Tabelle 2).

Tabelle 2: Die hinsichtlich der Qualitätskomponente Phytoplankton relevanten Seetypen und Seesubtypen nach MISCHKE *et al.* (2008) sowie die entsprechenden Typisierungskriterien nach MATHES *et al.* (2002), MISCHKE *et al.* (2008) und Orientierungskriterien nach Entwurf von SCHÖNFELDER (2006). (MG = Mittelgebirge, TL = norddeutsches und oberrheinisches Tiefland, polym. = polymiktisch, gesch. = geschichtet, VQ = Volumenquotient Einzugsgebiet/Seevolumen, a = Jahr, IC = europäische Interkalibration)

Phytoplankton See-Subtyp	Typisierungskriterien/Hilfsgrößen						
	Öko- region	Kalkgehalt	Schich- tung	VQ nach MATHES <i>et al.</i> (2002)/ zusätzl. Aufsplitten nach MISCHKE <i>et al.</i> (2008) (m ² /m ³)	Wasser- aufenthaltszeit nach MATHES <i>et al.</i> (2002)	Wasseraufent- haltszeit nach SCHÖNFELDER*als Hilfsgröße	mittlere Tiefe (m) nach IC-Typen und Phytoplankton MISCHKE <i>et al.</i> (2008)
1	Alpen	kalkreich	polym.	alle VQ, Voralpenseen			≤ 3 m
2+3	Alpen	kalkreich	gesch.	alle VQ, Voralpenseen			3-15 m
4	Alpen	kalkreich	gesch.	alle VQ, Alpenseen			> 15 m
5	MG	kalkreich	gesch.	VQ > 1,5			
6.1	MG	kalkreich	polym.	alle VQ			
6.2	MG	kalkarm	polym.	alle VQ			
7	MG	kalkreich	gesch.	VQ ≤ 1,5			
8	MG	kalkarm	gesch.	VQ > 1,5			
8.5	MG	kalkarm	gesch.	alle VQ	durch Huminstofffärbung geprägter See		
9	MG	kalkarm	gesch.	VQ ≤ 1,5			
10.1	TL	kalkreich	gesch.	VQ > 1,5 u. VQ 1,5-15		1-10 a	
10.2	TL	kalkreich	gesch.	VQ > 1,5 u. VQ > 15		0,1-1 a	
13	TL	kalkreich	gesch.	VQ ≤ 1,5		10-100 a	
11.1	TL	kalkreich	polym.	VQ > 1,5	> 30 d	1-10 a	
11.2	TL	kalkreich	polym.	VQ > 1,5	> 30 d	0,1-1 a	≤ 3 m
12	TL	kalkreich	polym.	VQ > 1,5	3-30 d	3-30 d	
14	TL	kalkreich	polym.	VQ ≤ 1,5	> 30 d	< 10 a	

* Typisierungsentwurf aus Arbeitspapier "Referenzzustände der diatomeenbasierten Seetypen Norddeutschlands nach trophischen Kriterien" (JÖRG SCHÖNFELDER, 2006)

3 Theoretische Grundlagen - Besonderheiten für die Phytoplanktonentwicklung in künstlichen und erheblich veränderten Seen

Geschichtete Talsperren und Abgrabungsseen weisen gegenüber natürlichen Seen verschiedene Besonderheiten auf, denen bei der Übertragung des Bewertungssystems für natürliche Seen Rechnung getragen werden muss. Ein besonderer Faktor ist dabei die Nährstoffnachlieferung in die euphotischen Schichten dieser Gewässer während der Stagnation, auf die in den folgenden Kapiteln eingegangen wird.

3.1.1 Talsperren als "Fluss-See-Hybridsysteme"

Talsperren werden als "Fluss-See-Hybridsysteme" bezeichnet (MARGALEF 1975, THORNTON *et al.* 1981, SOBALLE & KIMMEL 1987), da ihre Wasserkörper in überstauten Flusstälern zugleich Eigenschaften von Fließgewässern und Seen aufweisen. Fließgewässer zeichnen sich durch longitudinale Gradienten z.B. hinsichtlich Flussbettmorphologie, Fließgeschwindigkeit und Wassertemperatur aus, was sich auch in der longitudinalen Ausbildung verschiedener Lebensgemeinschaften widerspiegelt (CUMMINS 1974, HYNES 1975).

Dagegen sind stehende Gewässer vornehmlich durch vertikale Gradienten geprägt, z.B. im Hinblick auf Licht, Temperatur, gelöste Stoffe oder Produktions- und Abbauprozesse (HUTCHINSON 1957, WETZEL 1983). Als "Fluss-See-Hybridsysteme" weisen Talsperren gleichzeitig horizontale und vertikale Gradienten auf (KIMMEL *et al.* 1990).

Im Bergland entstehen aus den überstauten Tälern mit langgestreckter Form typische Rinnenseen-Talsperren, deren Wassertiefe – im Gegensatz zu natürlichen Rinnenseen – von der Stauwurzel bis zum Damm meist kontinuierlich zunimmt (LAWA 1990). Sie besitzen dabei Längsgradienten hinsichtlich Beckenmorphometrie (Tiefe und Volumen), Fließgeschwindigkeit und Wasserbeschaffenheit (THORNTON 1990). Man kann entlang der Fließrichtung drei Bereiche einteilen, die als Zone mit Flusscharakter ("Fließzone"), Übergangszone und Zone mit Seecharakter ("Seezone") beschrieben werden (Abb. 5).

Diese unterschiedlichen räumlichen Eigenschaften führen auch bei der Phytoplanktonentwicklung zu longitudinalen Heterogenitäten. Nach KIMMEL *et al.* (1990) ist die Primärproduktion und die Algenbiomasse in der Übergangszone am höchsten, da die Lichtlimitierung schnell abnimmt und noch keine Nährstofflimitierung vorliegt (s. Abb. 6).

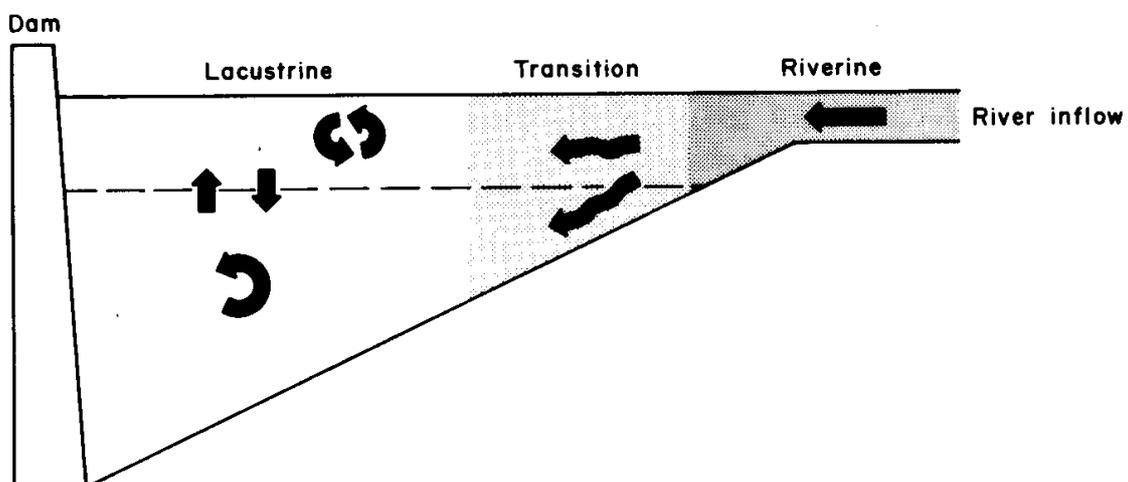
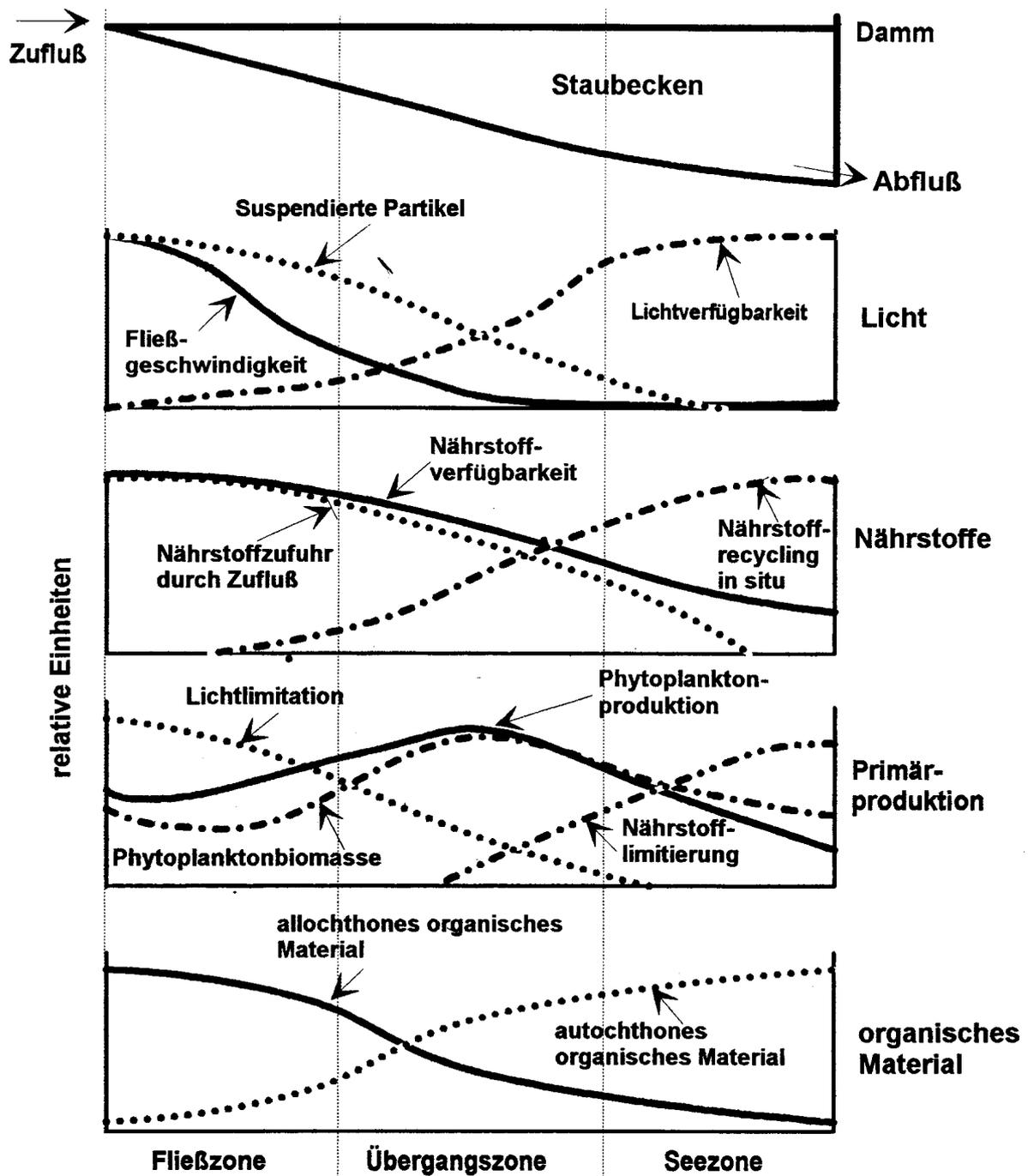


Abb. 5: Einteilung von Talsperren in drei Zonen (aus THORNTON 1990).



- schmal, geringe Tiefe
- Fließgeschwindigkeit hoch
- kurze Wasseraufenthaltszeit
- Trübstoffkonzentration hoch
- Nährstoffkonzentration durch direkten Zufluß hoch
- Primärproduktion eher lichtlimitiert
- Zellerlust vor allem durch Sedimentation
- organischer Materialeintrag primär allochthon
- eher "eutroph"

- breiter, tiefer
- Abnahme der Fließgeschwindigkeit
- Wasseraufenthaltszeit steigt
- Zellerlust durch Sedimentation und Grazing
- organisches Material autochthon und allochthon
- Primärproduktion hoch, da Licht- und Nährstoffangebot gut

- breit, tief, Seebecken
- lange Wasseraufenthaltszeit
- Lichtdurchlässigkeit hoch
- rel. geringe Nährstoffkonzentration vor allem internes Recycling
- Zellerlust vor allem durch Grazing
- Organisches Material hauptsächlich autochthonen Ursprungs
- Primärproduktion nährstofflimitiert
- eher "oligotroph"

Abb. 6: Morphologische und produktionssteuernde Eigenschaften der drei Zonen von Talsperren (aus RAPP 1993, verändert aus KIMMEL *et al.* 1990).

UHLMANN (1975) spricht bei Talsperren zur Zeit der Vollzirkulation von „Tubularreaktoren“ welche die o.g. Längsgradienten aufweisen. Zu Zeiten der Sommerstagnation schwächen sich die (horizontalen) Longitudinalgradienten zu Gunsten von überwiegend vertikalen Gradienten ab. Dieser Effekt dürfte insbesondere in eutrophen Stauseen erkennbar sein.

CLASEN & BERNHARDT (1982) beschrieben Talsperren als "Reaktoren in Abfolge“, womit gemeint ist, dass sie eine Talsperre oder ein Talsperrensystem als eine Kette von Wasserkompartimenten betrachten, in der das erste (die "Fließzone“) die höchste und das letzte (die "Seezone“) insbesondere in Stagnationszeiten die niedrigste Nährstoffkonzentration aufweisen. Da in der Regel nur die tiefste Probestelle am Damm – also das letzte Wasserkompartiment – untersucht werden, unterschätzt diese Messung die Trophie des gesamten Gewässers, da sie nur die "Seezone“ abbildet. In ausgedehnten Rinnenstauseen sind daher mehrere Probestellen erforderlich (EWIG 1995).

3.1.2 Grundwasserdurchstrom in Abgrabungsseen – Tagebauseen und Baggerseen

Der Grundwasserzustrom kann das Zirkulationsverhalten eines Abgrabungssees beeinflussen (SIEBECK 1980, VANEK 1987). SIEBECK (1980) entwickelte ein Modell für das grundwasserbeeinflusste Zirkulationsverhalten bei unterschiedlichen Ebenen des Grundwasserzuflusses (Abb. 2). Das über das Litoral zutretende Grundwasser kann im Hypolimnion dichteinduzierte Strömungsbewegungen verursachen, die zu einem Nährstofftransport in die produktive Zone führen. Das zufließende, kältere Grundwasser sinkt wegen seiner höheren Dichte ins Hypolimnion ab und verursacht dort horizontale, aber z.T. auch vertikale Strömungsbewegungen (siehe Abb. 7 Mitte).

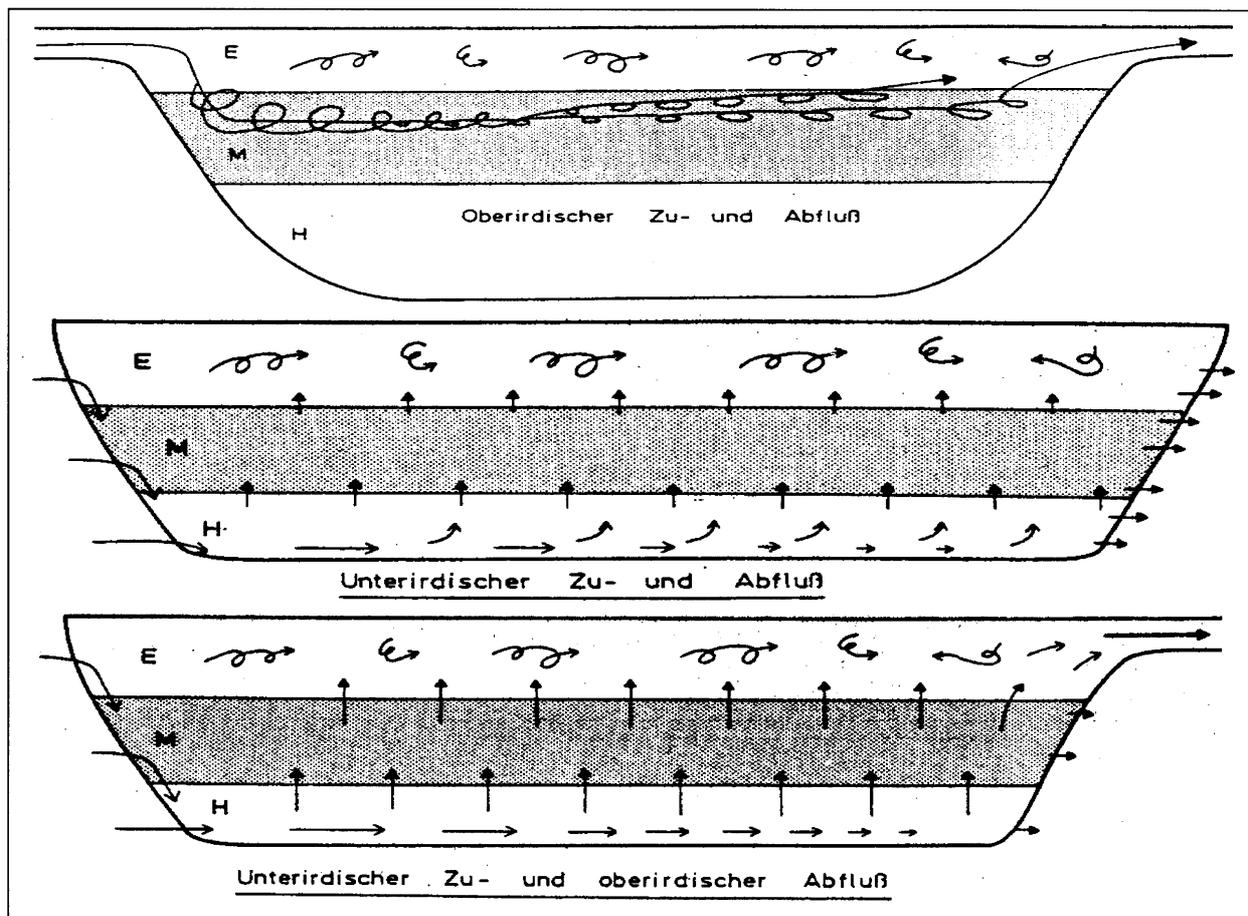


Abb. 7: Durchströmung von Baggerseen beeinflusst von Oberflächen- und Grundwasser (aus SIEBECK 1980).

Durch die dabei hervorgerufene Massenbewegung kann nährstoffreiches Tiefenwasser z.T. in das Meta- und Epilimnion verfrachtet werden. Diesen Vorgang beschreibt auch VANEK (1987) für natürliche Grundwasserseen. Das Strömungsmodell gilt wahrscheinlich nur in stark durchströmten Seen mit Aufenthaltszeiten < 30 Tage. Es wurde aus Untersuchungen von Baggerseen der Münchner Schotterplatte entwickelt. In Baggerseen mit deutlich geringerer Wasseraustauschrate (z.B. in der Oberrheinebene) oder in Tagebauseen ist es dagegen fraglich, ob der hier schwächere Zustrom eine ausreichende Wasserbewegung verursachen kann, die einen eutrophierungsrelevanten Nährstofftransport ermöglicht. Windinduzierte Strömungen und Durchmischungen des Wasserkörpers sind in der Regel von wesentlich größerer Bedeutung.

In Abgrabungsseen ist die höchste Wahrscheinlichkeit für den Nährstoffzustrom in das Epilimnion gegeben, wenn ein Oberflächenauslauf besteht (Abb. 7 oben und unten). Dort wird Wasser aus den epilimnischen Schichten abtransportiert und zwangsläufig strömt Grund- oder Hypolimnionwasser ins das Epilimnion nach. Fehlt hingegen ein Oberflächenauslauf, werden Abgrabungsseen nur über den Grundwasserabstrom entwässert (Abb. 7 Mitte). Das Epilimnion bleibt von Grundwasserdurchströmungen weitgehend unbeeinflusst. In der Sommerstagnation kann auch in diesem Fall eine epilimnische Nährstoffverarmung eintreten vergleichbar den Verhältnissen in Talsperren mit hypolimnischen Wasserabzug. Hierdurch bleibt in diesen Abgrabungsseen bei gleicher Nährstoffbelastung die Trophielage niedriger als in natürlichen Seen mit oberflächlichem Zu- und Ablauf. "Seenindividuell" sind hierbei jedoch erhebliche Unterschiede möglich, wobei die Tiefenlage der zu- und abströmenden Grundwasserleiter, die Austauschvolumina und vor allem die mit dem Grundwasser zugeführten Nährstofffrachten eine wesentliche Rolle spielen.

3.1.3 Resümee und zu berücksichtigende Besonderheiten

- Sowohl in geschichteten Talsperren als auch in geschichteten Abgrabungsseen (Baggerseen und Tagebauseen) führt der hypolimnische Wasserabzug - bei Talsperren über den Grundablass, bei Bagger- und Tagebauseen über den Grundwasserleiter - in der Sommerstagnation zu einem von Durchströmung unbeeinflussten Epilimnion. Dieses verarmt nach und nach an Nährstoffen und eine Nachlieferung findet erst während der Herbstzirkulation statt. Das Verhältnis zwischen Nährstoffbelastung bzw. Nährstoffeintrag und realisierter Algenbiomasse kann von den Verhältnissen in natürlichen Seen stark abweichen.
- In künstlichen (Rinnen-)Seen oder lang gezogenen Talsperren, zu denen ein Großteil der zu bewertenden Talsperren gehören, findet oft nur eine Probenahme im "auslaufseitigen" Gewässerteil z.B. vor der Staumauer statt. Die Gewässerteile wie z.B. die "Übergangszone" in Talsperren mit oft höherer Trophie werden bei der genannten Probenahmepraxis nicht erfasst. Bei der Bewertung von großen Rinnenseen muss man sich deshalb bewusst machen, dass die Trophie des Gesamtsees möglicherweise durch die Lage des Probenahmepunktes unterschätzt wird. In der Projektdatenbank liegen für einige Talsperren (z.B. Bleiloch, Hohenwarte) mehrere Probestellen im Längsverlauf vor, so dass der beschriebene Effekt an diesen Talsperren beispielhaft ermittelt und quantifiziert werden kann. Es gibt Hinweise aus ersten Auswertungen für die Harztalsperren (HOEHN *et al.* 2007), dass sowohl die absolute Phytoplanktonbiomasse als auch die Artenzusammensetzung an der Staumauer noch die Verhältnisse "flussaufwärts" widerspiegelt, während die Nährstoffparameter bereits z.T. einen deutlichen Rückgang aufweisen. Würde sich dieser Befund für weitere Talsperren bestätigen, wäre die biologische Indikation mit Phytoplankton als Methode anzusehen, welche die oben genannten räumlichen Inhomogenitäten integrieren kann.
- Die Mengenbewirtschaftung von Talsperren, meist in Gewässersystemen mit Pumpspeicherbetrieb oder großen Vorsperren, ist eine speziell zu beachtende Randbedingung, welche in natürlichen Gewässern nicht in einer vergleichbaren Dynamik auftritt.

- Im Bewertungsverfahren für natürliche Seen stellte die Versauerung keine Belastungsgröße dar, da in diesem Datensatz nahezu ausschließlich "kalkreiche" Seen (Ca-Konzentration größer 15 mg/L) enthalten waren und Versauerung natürlicher Seen ein Phänomen von Weichwasserseen ist. Sowohl Mittelgebirgsseen als auch Tagebauseen können jedoch Versauerungserscheinungen durch atmosphärische Schadstoffeinträge im Einzugsgebiet bzw. geogen bedingt aufweisen, die insbesondere dann zu biozönotischen Veränderungen führen, wenn der pH-Wert unter 6 sinkt. Dies kann nur periodisch oder episodisch auftreten. Da eine Versauerungsbelastung einen zusätzlichen Stressor im Sinne der WRRL darstellt, ist dieser ggf. zu berücksichtigen.
- Insbesondere in höheren Mittelgebirgslagen treten dystrophe Gewässer auf wie z.B. die Talsperre Kleine Kinzig im Nordschwarzwald oder Talsperren im Erzgebirge wie TS Carlsfeld oder Muldenberg. Die Phytoplanktonbiomasse kann in diesen Gewässern durch die verstärkte Braunfärbung unter den erwarteten Werten bleiben und es erfolgt eine Unterschätzung des trophischen Potenzials. Zur Identifizierung von dystrophen Seen werden die Parameter DOC und SAK₂₅₄ als Huminstoff-indizierende Kenngrößen in der Datenbank erfasst.
- Eine ähnliche Wirkung zeigt sich in Baggerseen, in denen noch Kies abgebaut wird bzw. in die Kieswaschwasser eingeleitet wird. Die Phytoplanktonentwicklung kann durch Eintrübung oder Nährstoffbindung (Adsorption an mineralischen Partikeln, z.B. Eisenhydroxiden) quantitativ gehemmt werden und zu einer irreführenden Trophieeinstufung führen. Ebenso können Rutschungen oder Fremdwassereinleitungen aus aktivem Bergbau zu Eintrübungen führen. Je nach Lage der Trübstoffquellen zum Probenahmepunkt sowie Größe der suspendierten Teilchen können derartige Auswirkungen nach Ende des Kiesabbaus bzw. der Einleitungen über mehrere Jahre im Gewässer anhalten. In diesen Fällen muss geprüft werden, ob die Gewässer analog zur Behandlung im LAWA-Klassifikationsverfahren für Baggerseen (LAWA 2003a) vom Bewertungsverfahren ausgeschlossen werden müssen. Es gibt Hinweise, dass bei Lichtlimitation die Biomassekenngrößen (Gesamtbiolumen und Chlorophyll a) oft zu geringe Werte aufweisen, die Artenzusammensetzung jedoch plausible Rückschlüsse auf die Nährstoffsituation des Gewässers zulässt (TWORECK *et al.* 2006). Auch für Seen, die sich in einem aktiven Sanierungsprozess befinden, würde eine Bewertung nur den momentanen Entwicklungszustand widerspiegeln. Für eine Meldung nach EU-WRRL wären diese Ergebnisse daher wenig geeignet, da kurzfristige Veränderungen zu erwarten sind.
- In Tagebauseen kann gegenüber den überwiegend Carbonat-dominierten natürlichen und künstlichen Gewässern Sulfat das mengenmäßig wichtigste Anion darstellen. Die möglichen Auswirkungen auf die Phytoplanktonbiozönose sollten geprüft werden.
- Abgrabungsseen (Baggerseen und Tagebauseen) können abhängig von der externen Nährstoffbelastung mit dem Oberflächen- und Grundwasserzufluss einen mehrjährigen Anstieg der Trophie durchlaufen. Der Phase intensiver anorganischer Phosphor(P)-Bindung folgt eine Phase nachlassender P-Bindung bis weitestgehend "natürliche" Verhältnisse erreicht werden, wie sie durch P-Modelle für Seen beschrieben sind. Steuergrößen für die Phasendauer und Intensität der Trophieänderung sind das P-Bindungspotenzial der Sedimente oder mineralischen Schwebstoffe und die externe sowie ggf. interne P-Belastung. Daher ist das Seealter insbesondere bei unplausibler Bewertung zu beachten.

4 Typisierungsansatz und Prüfung möglicher Einflussgrößen

Die Datensammlung ergab ein Mosaik verschiedener Seetypen oder Gewässerarten (s. Tabelle 3), z.B. unterschiedlicher Entstehungsgeschichte oder Anbindung an das umgebende Gewässersystem.

Tabelle 3 Versuch der Zuordnung der gemeldeten Seen in verschiedene Kategorisierungssysteme (Entstehung, Einbindung im Fließgewässersystem und Grundwasseranbindung).

Entstehung	Entstehender "Gewässertyp"	Gemeinsamkeit/gemeinsame Bezeichnung	Zusätzliche Unterscheidung des Gewässertyps hinsichtlich Phytoplankton notwendig?	Typologie WRRL
Aufstau durch Absperrbauwerk	Speicher (Nebenschluss)	Stausee	zu prüfen	AWB
	Talsperre (Hauptschluss)	Stausee	zu prüfen	HMW Fließgewässer
	manche Tagebauseen (meist Nebenschluss?) = Speicher	Stausee	zu prüfen	AWB
	Regenrückhaltebecken			AWB
	"Teiche" (meist Nebenschluss?) regelmäßige Entleerung, geringe Tiefe	Stausee	zu prüfen	AWB
Abgrabung (Bodenschätze, Sand, Kies etc.)	Baggersee	Lage im Grundwasserbereich Abgrabungsgewässer	zu prüfen	AWB
	Tagebausee	Lage im Grundwasserbereich Abgrabungsgewässer	zu prüfen, Einfluss von Sulfatdominanz	AWB
Bergsenkung	Bergsenkungsgewässer "Erdfallsee"	Lage im Grundwasserbereich		AWB
natürlich (glazial, Vulkanismus etc.)	Typen der natürl. Seen			natürliche Gewässertypen
Flusslaufverlagerung (anthropogen, natürlich)	Altarm (Fließgewässeranbindung bei MW)	Lage im Grundwasserbereich	wahrscheinlich	natürl. oder HMBW Fließgewässer, Sondertyp
	Altwasser (Fließgewässeranbindung bei HW)	Lage im Grundwasserbereich	wahrscheinlich	natürl. oder HMBW Fließgewässer, Sondertyp
	Totarm (keine Fließgewässeranbindung)	Lage im Grundwasserbereich		natürl. oder HMBW Fließgewässer, Sondertyp
Flusslaufverlagerung (anthropogen, natürlich) + Auskiesung	Baggersee Altarm, -wasser, Totarm	Lage im Grundwasserbereich		HMW See Sondertyp

Grundsätzlich sollen diejenigen Gewässer zusammen betrachtet werden, die hinsichtlich des Phytoplanktons relevante Gemeinsamkeiten aufweisen. Dies kann demnach auch unabhängig von der Gewässerart bzw. Entstehung (natürlicher See, Talsperre, Bergsenkungs- oder Tagebausee) oder der Anbindungsform (Hauptschluss, Nebenschluss, Flussschluss permanent oder periodisch) geschehen.

Des Weiteren mussten zur Gruppenbildung die Typisierungskriterien für Seen u.a. nach MATHES *et al.* (2002) und MISCHKE *et al.* (2008) geprüft werden. Entscheidend für die Gruppierung ist dabei, 1. ob sich die Biomasseentwicklung bei gleicher Nährstoffausgangssituation signifikant unterscheidet und 2. ob sich gemeinsame oder ähnliche Artengemeinschaften in vergleichbarem Trophiestatus erkennen lassen. In welchem Trophiebereich die zusammengefassten Seen ihren trophischen Referenzzustand besitzen, wird zunächst als nachfolgender Schritt betrachtet.

Mögliche und zu prüfende Typisierungskriterien:

- Gewässerart: Talsperre, Baggersee, natürlicher See, Tagebausee
- Ökoregion und Höhenlage
- Chemismus: Kalkgehalt, Sulfatdominanz
- Schichtungsverhalten

- hydrologische Randbedingungen wie z.B. Einzugsgebietsgröße, Grundwassereinfluss, Wasser-aufenthaltszeit (größer 30 Tage, zwischen 3 und 30 Tagen), VQ (Volumenquotient = Einzugs-gebietsgröße/Seevolumen)
- Bewirtschaftungscharakteristika: Ausbaugrad, Tiefenwasserentzug über Grundablass, Wasser-spiegelschwankungen, Vorhandensein von Vorsperren
- Huminstoffgehalt/Dystrophie
- Gewässermorphometrie: maximale und mittlere Tiefe, Formtyp (Extremfall: langgezogener, tie-fer Rinnenstausee wie z.B. Talsperre Hohenwarte in Thüringen)
- Anbindung an ein größeres Fließgewässer, permanent oder periodisch (tritt bei Altarmen und Baggerseen auf)
- Seealter – zur Berücksichtigung der Trophieentwicklung in Abtragungsgewässern

Die Prüfung, ob und in welchem Maße die aufgeführten Kriterien und Faktoren für die Seengrup-pierung und die Festlegung der Grundtrophie wichtig sind, kann auf verschiedenen Ebenen der Da-tenbank geprüft werden: Je nach zu prüfendem Kriterium kann die Verwendung einer anderen Stichprobe an Seen oder eine andere Ebene der Analyse sinnvoll sein:

1. Ebene: Jahresmittelwerte der Biomasse, Jahreswerte wie LAWA-Index oder Maximalwerte der Biomasse oder der Chlorophyll a - Konzentration.
2. Ebene: taxonomische Zusammensetzung auf Ordnungs-, Gattungs- oder Artniveau.

4.1 Prüfung von Typisierungskriterien auf der Ebene trophischer Jahreskenngrößen

Die Degradation von Seen aufgrund von Eutrophierung macht sich an Veränderungen der Phy-toplankton-Biomasse bemerkbar. Daher stellt das Phytoplankton-Biovolumen im Vergleich zu dem Referenzzustand eine wichtige Messgröße zur Beurteilung des ökologischen Zustands von Seen dar. Ersatzweise oder ergänzend kann aufgrund der guten Korrelation mit dem Biovolumen auch auf die Chlorophyll a-Konzentrationen zurückgegriffen werden (NIXDORF *et al.* 2006). Der wesentlichste Trophie-bestimmende Faktor ist in natürlichen Seen der gemäßigten Breiten im oligo- bis eutrophen Bereich die Phosphor-Konzentration. Dies gilt in gleicher Weise für natürliche Seen wie für künstli-che Seen sofern nicht mineralische Trübungen oder organische Inhaltstoffe (z.B. Huminstoffe) im Wasser zu einer zusätzlichen Lichtlimitation des Phytoplanktonwachstums führen, was z.B. in Bag-gerseen, die noch in Betrieb sind, oder in dystrophen Seen möglich ist.

Basierend auf dem Datenblatt "Jahreswerte" (vgl. Abb. 2), in dem für jeden in der Datenbank er-fassten See Jahresmittelwerte für die Vegetationsperiode (April - Oktober) für die euphotische Zone bzw. das Epilimnion zusammengefasst sind, wurden unter unterschiedlichen Aspekten Auswertun-gen zum Verhältnis der Biovolumina- (BV-) zur Gesamtphosphor- (TP-) Konzentration für ver-schiedene "Typen" künstlicher und erheblich veränderter Gewässer durchgeführt. Der Einfachheit halber werden im Folgenden bei den Betrachtungen alle Seen inklusive der Talsperren, die eigent-lich zur Gruppe der erheblich veränderten Gewässer gehören, im Begriff "künstliche Seen" zusam-men gefasst. In den Analysen konnten aufgrund ausreichender Datenmengen Talsperren (TS), Spei-cher (SP), Baggerseen (BS) und Tagebauseen (TBS) berücksichtigt werden. Daneben wurden teil-weise Maarseen und der Hochschwarzwaldsee Titisee als natürlicher Seetyp des Mittelgebirgsraums einbezogen, die im Bewertungssystem für natürliche Seen bisher nicht enthalten sind (MISCHKE *et al.* (2008)). Neben den verschiedenen Gewässerarten, die sich aus der Entstehungsgeschichte ablei-ten, wurden hinsichtlich ihres Durchmischungsregimes (geschichtet – polymiktisch) und ihrer Zu-

ordnung zu den Ökoregionen Tiefland und Mittelgebirgsraum Differenzierungen untersucht. Eine wünschenswerte Differenzierung nach hydrologischen Bedingungen (dominiert durch Oberflächen- oder Grundwasserzuström) war aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht möglich.

4.1.1 Vergleich von geschichteten und polymiktischen Seen

Im ersten Schritt wurde geprüft, ob sich die Gesamtheit der künstlichen polymiktischen von geschichteten Seen unterscheidet, wie dies bei natürlichen Seen durch höhere TP- und BV-Konzentrationen der Fall ist (Abb. 8).

Die meisten polymiktischen Gewässer weisen deutlich höhere TP- und BV-Konzentrationen auf als die geschichteten Seen. Beide Seetypen bewegen sich jedoch weitestgehend im gleichen Trendbereich. Auffällig ist, dass es auch einige polymiktische Seen gibt, die im unteren Trophiebereich liegen. Daneben gibt es "Spezialfälle", die einer Einzelfallbetrachtung unterzogen werden müssen, weil in ihnen z.B. bei TP-Konzentrationen zwischen 10 und 20 $\mu\text{g/L}$ nur sehr niedrige Biovolumina erreicht werden. Hier ist die Wirksamkeit anderer Limitationen als durch Phosphor anzunehmen bzw. bei flachen Gewässern zu prüfen, ob diese durch Makrophyten dominiert sind.

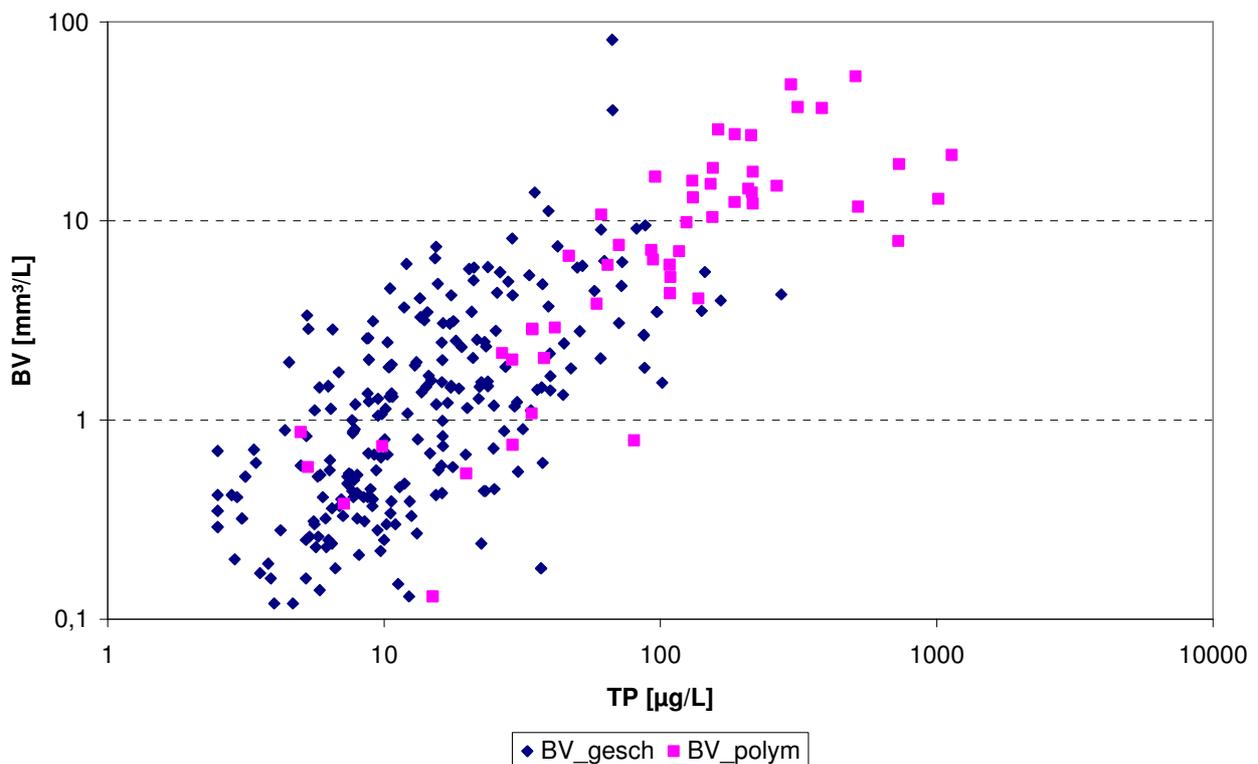


Abb. 8: Vergleich der Beziehung zwischen Gesamtphosphor-Konzentration (TP) und Phytoplankton-Biovolumen (BV) für alle geschichteten (BV_gesch) und polymiktischen (BV_polym) künstlichen Seen.

Greift man nur die Talsperren und Speicher heraus und betrachtet sie in Abhängigkeit von ihrem Durchmischungsverhalten, so wird deutlich, dass diese Beobachtung auch auf diese beiden Seetypen alleine zutrifft (Abb. 9). Die polymiktischen Speicher liegen dabei im oberen Trophiebereich. Auffällig ist die sehr breite Streuung der Biovolumina bei sehr niedrigen TP-Konzentrationen. Während eine Reihe von geschichteten Talsperren nur minimale Biovolumina erreicht, sind in vielen anderen Seen Vegetationsmittelwerte im Bereich mehrerer Milligramm zu finden. Dies deutet deutlich auf weitere wichtige Steuergrößen neben den TP-Konzentrationen für die Phytoplanktonentwicklung in diesen Seen hin.

Fazit: Bei der Typisierung künstlicher Seen des Mittelgebirgsraums ist wie bei den natürlichen Seen bei der Trophiebewertung zwischen polymiktischen und geschichteten Seen zu unterscheiden.

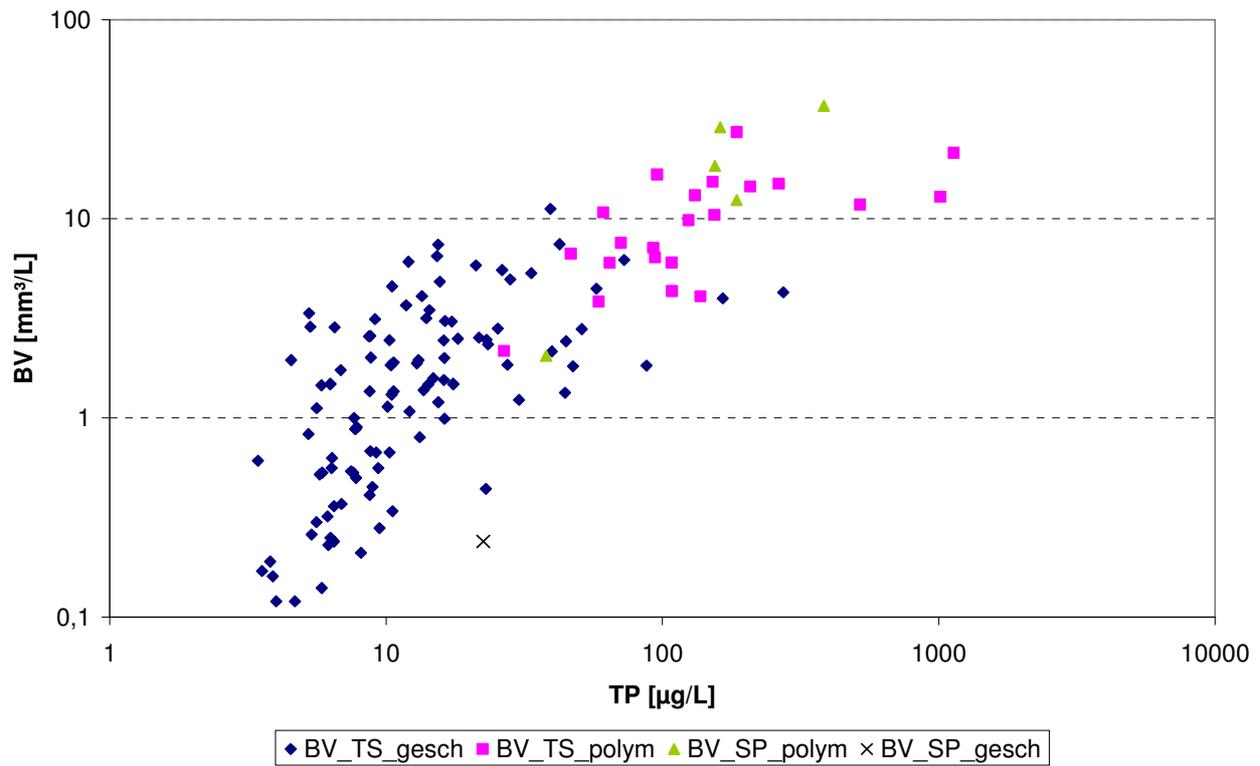


Abb. 9: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für polymiktische und geschichtete Talsperren und Speicher.

4.1.2 Vergleich von verschiedenen Gewässerarten

Differenziert man die Gesamtheit der Datensätze nach den Gewässerarten Tagebausee, Baggersee, Talsperre und Speicher, ergibt sich, dass Tagebauseen nahezu ausschließlich im unteren Trophiebereich zu finden sind (Abb. 10 und Abb. 11). Sie stellen die Seen mit den niedrigsten TP-Konzentrationen. Auch mit ansteigenden TP-Konzentrationen bleiben ihre BV-Werte niedrig. Tagebauseen und Baggerseen zeigen bei der Ausprägung der Phytoplanktonbiomasse in Abhängigkeit von der Gesamtposphor-Konzentration (s. Abb. 11) im oligotrophen Bereich keine erkennbaren Unterschiede. Bei beiden Seetypen bleiben die BV-Werte weitestgehend unter $1 \text{ mm}^3/\text{L}$, wobei extrem niedrige Werte auftreten können. Während in Tagebauseen ansteigende TP-Konzentrationen kaum zu einem weiteren Anstieg der BV-Werte führen, verhalten sich die Baggerseen im höheren Trophiebereich deutlich anders.

Talsperren bewegen sich in einer sehr großen Spannweite beider Größen, wobei einige Seen dadurch auffallen, dass die Phytoplankton-Biovolumina deutlich hinter den zu erwartenden Werten zurückbleiben. Auf der anderen Seite gibt es aber auch Talsperren, die bereits bei niedrigen TP-Konzentrationen sehr hohe Biomassen erreichen.

Die geringe Korrelation zwischen Sichttiefe und Biovolumen in geschichteten Talsperren spricht deutlich für eine Lichtlimitation des Phytoplanktonwachstums in Talsperren (Abb. 12). Der Vergleich der Sichttiefe mit der TP-Konzentration lässt ebenfalls Rückschlüsse darauf zu, inwieweit die Phytoplanktonentwicklung in bestimmten Seetypen einer Lichtlimitation im Epilimnion unterliegt (Abb. 13). Neben den Talsperren sind es vor allem auch Baggerseen, die trotz relativ niedriger TP-Konzentrationen nur geringe Sichttiefen erreichen. Einige Tagebauseen fallen dadurch auf, dass sie noch ungewöhnlich hohe Sichttiefen bei schon etwas höheren TP-Konzentrationen zeigen.

Baggerseen bewegen sich im Vergleich mit Talsperren im unteren Trophiebereich auf eher niedrigerem BV-Niveau und entsprechen hier eher den Tagebauseen. Im höheren Trophiebereich ist keine Differenzierung zwischen Baggerseen und Talsperren mehr zu beobachten. Speicher finden sich vor allem im hohen Trophiebereich. Sie stellen zusammen mit wenigen Talsperren die Seen mit den höchsten BV-Werten.

Fazit: Unter den Talsperren und Baggerseen gibt es eine Reihe von Seen, in denen wahrscheinlich aufgrund von Lichtlimitation das TP/BV-Verhältnis niedriger als in natürlichen Seen ist. Tagebauseen zeigen mit ansteigenden TP-Konzentrationen eine niedrigere Trophie als andere künstliche Seen.

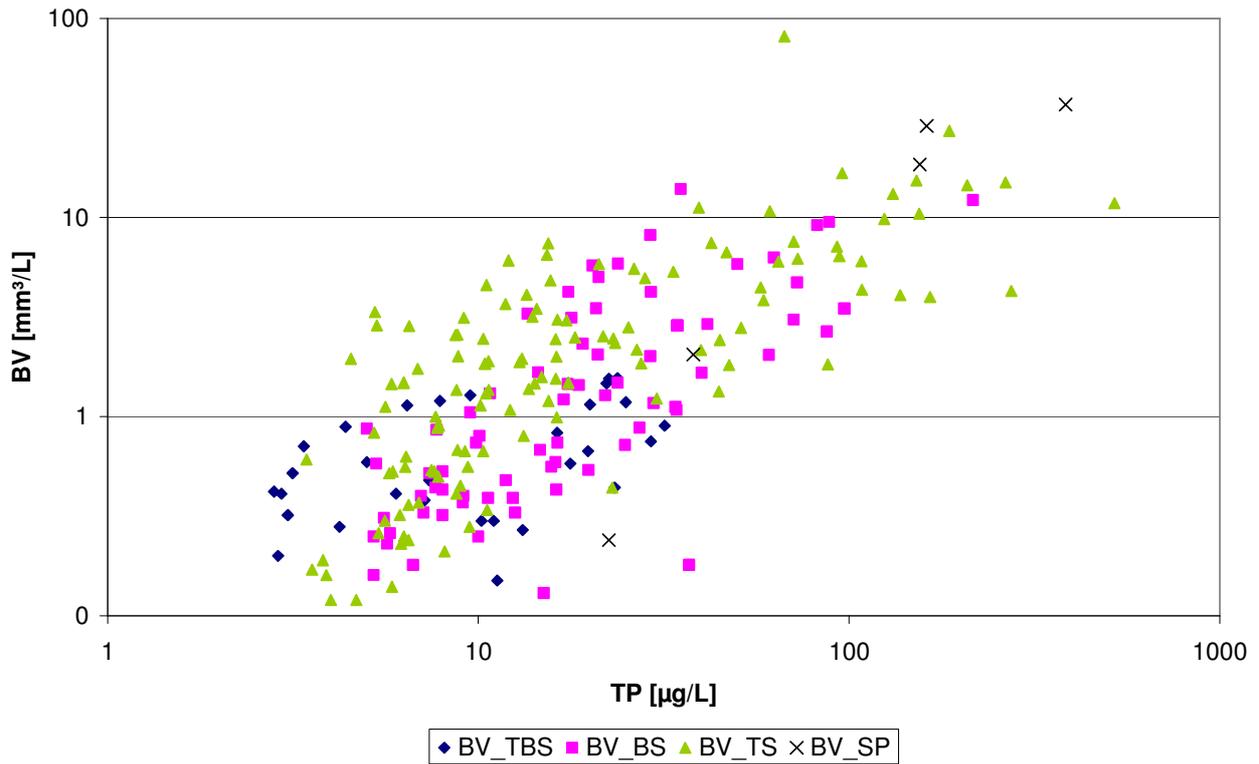


Abb. 10: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für Tageauseen, Baggerseen, Tal-sperrren und Speicher.

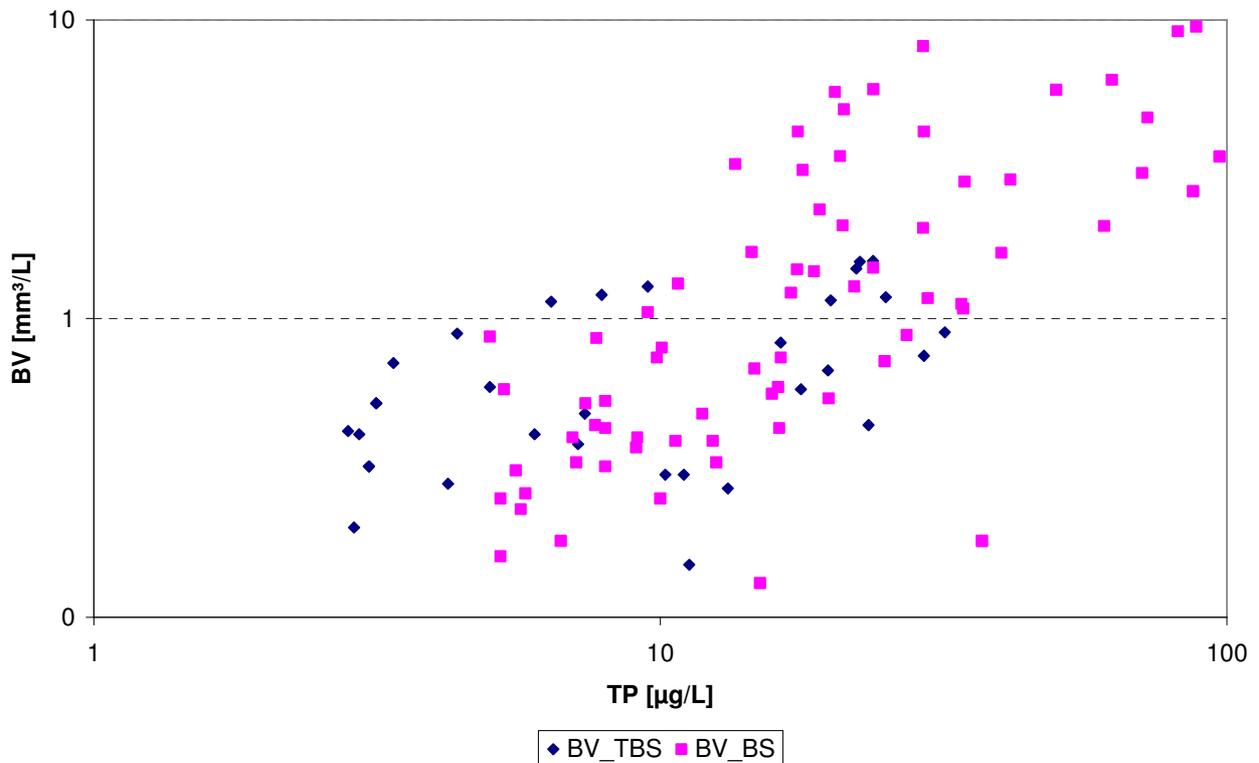


Abb. 11: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für Tageauseen und Baggerseen.

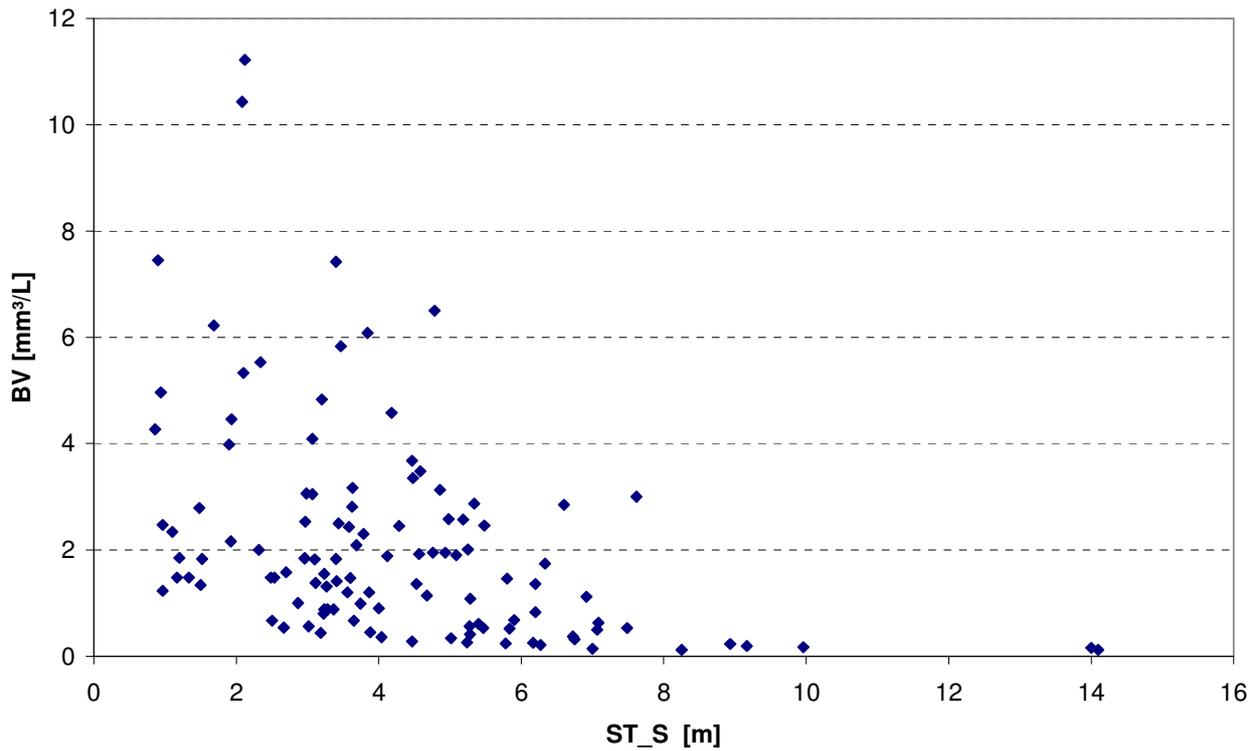


Abb. 12: Verhältnis von Phytoplankton-Biovolumen und Mittelwert der Sommer-Sichttiefe (ST_S) in geschichteten Talsperren.

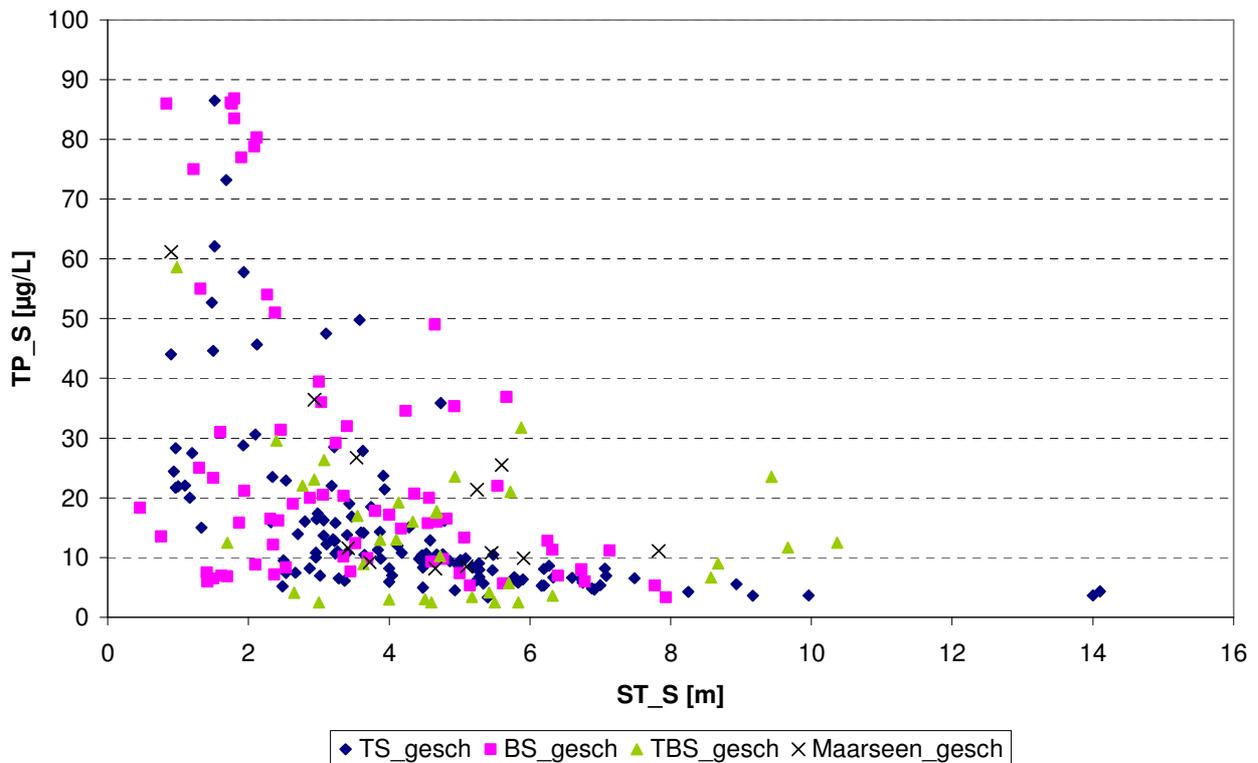


Abb. 13: Verhältnis von sommerlicher Gesamtphosphor-Konzentration (TP_S) zu sommerlicher Sichttiefe (ST_S) in geschichteten Talsperren (TS), Baggerseen (BS), Tagebauseen (TBS) und Maarseen.

4.1.3 Vergleich von geschichteten und polymiktischen Tieflandseen

Innerhalb der Gruppe der Tieflandseen sind nur Baggerseen und Tagebauseen in größerer Anzahl zu finden. Bei beiden Seetypen stellen die geschichteten Seen die deutlich größere Gruppe (Abb. 14). Sowohl die polymiktischen Baggerseen als auch die polymiktischen Tagebauseen fügen sich in die Gruppe der geschichteten Seen ein und zeigen nicht die Differenzierung, die bei den Talsperren und Speichern zwischen geschichteten und polymiktischen Seen deutlich wurde.

Fazit: Aus dem TP/BV-Verhältnis lässt sich keine Differenzierung zwischen künstlichen polymiktischen und geschichteten Seen des Tieflands (Baggerseen und Tagebauseen) ablesen.

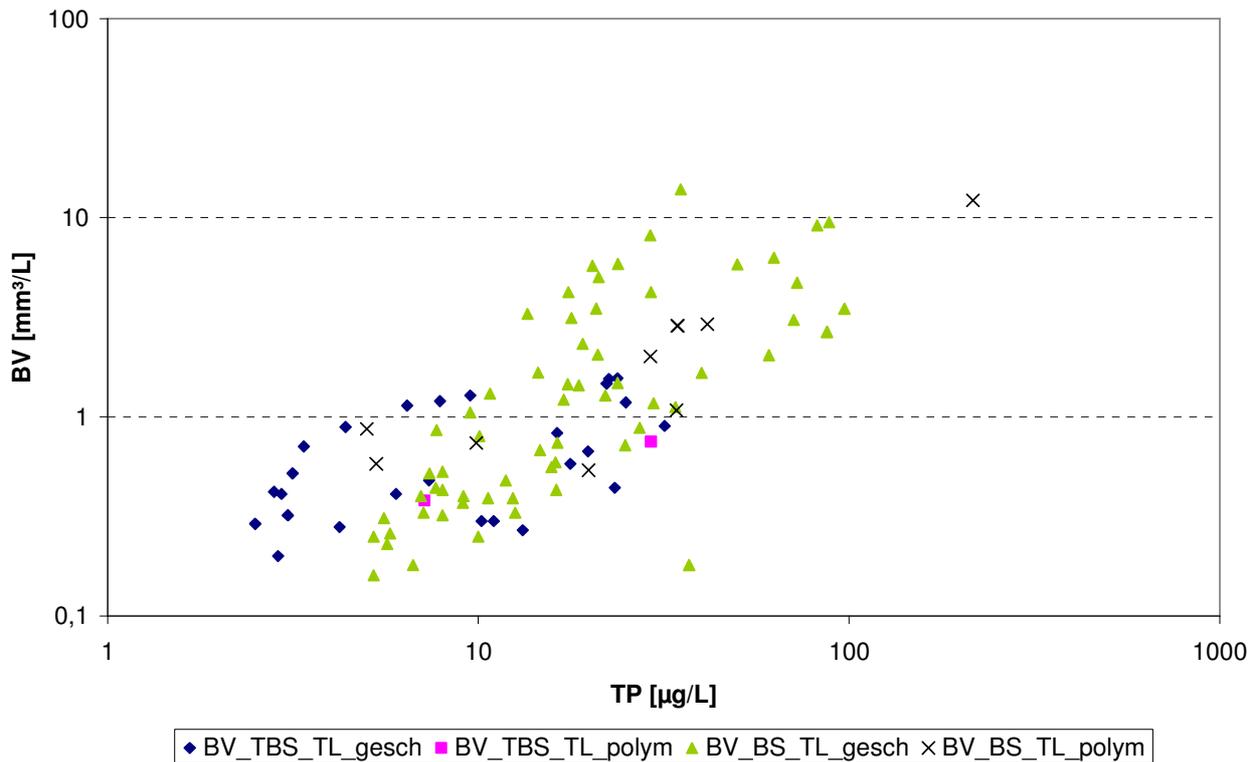


Abb. 14: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für geschichtete und polymiktische Tagebauseen und Baggerseen im Tiefland.

4.1.4 Einfluss des Kalkgehaltes auf die Trophie

Der Vergleich kalkarmer mit kalkreichen Mittelgebirgsseen ($< 15 \text{ mg/L}$ bzw. $\geq 15 \text{ mg Ca/L}$) zeigt, dass die kalkreichen Seen bei gleicher TP-Konzentration im Mittel eine höhere Biomasse ausbilden als die kalkärmeren Gewässer (Abb. 15). Dabei ist der Anteil oligotropher Seen unter den kalkarmen Seen deutlich höher als bei den kalkreicheren.

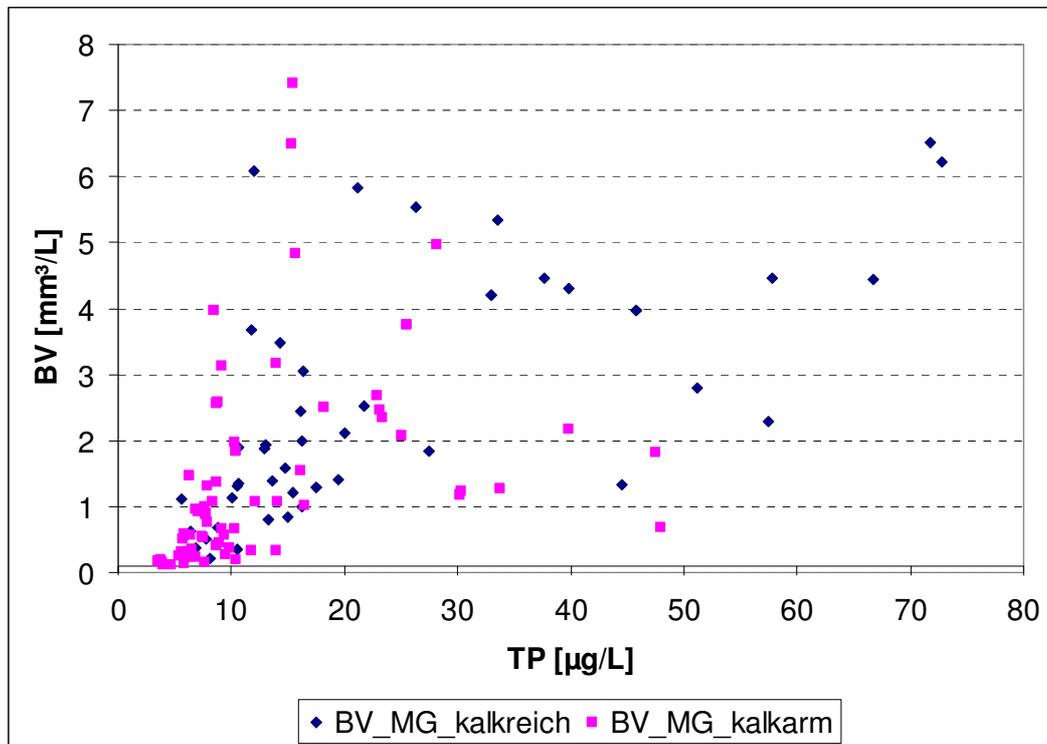


Abb. 15:: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für kalkreiche und kalkarme Seen des Mittelgebirges.

Fazit: Kalkreiche Seen sind bei gleichen TP-Konzentrationen im Mittel produktiver als kalkarme Seen.

4.1.5 Einfluss erhöhter Sulfat-Konzentrationen auf die Phytoplankton-Biomasse

Im Gegensatz zu den anderen künstlichen Seen sind viele Tagebauseen hydrochemisch keine Calciumcarbonat-Gewässer sondern Calciumsulfat-Gewässer. Es war daher zu prüfen, ob dies Auswirkungen auf die Biomasse-Entwicklung des Phytoplanktons hat.

Eine Literaturrecherche zeigte, dass zu den Auswirkungen erhöhter Sulfat-Konzentrationen keine relevanten wissenschaftlichen Erkenntnisse vorliegen. Im Rahmen des vorbeugenden Umweltschutzes ist in Brandenburg ein Grenzwert von 400 mg/l im Mischwasser nach der Einleitung aus Tagebauseen in Vorfluter in der Diskussion.

Aus dem Vergleich der jährlichen mittleren Biomassebildung pro Gesamtphosphor-Einheit mit den Sulfat-Konzentrationen wird nicht deutlich, dass es eine Differenzierung zwischen Carbonat- und Sulfat-dominierten Gewässern gibt (Abb. 16).

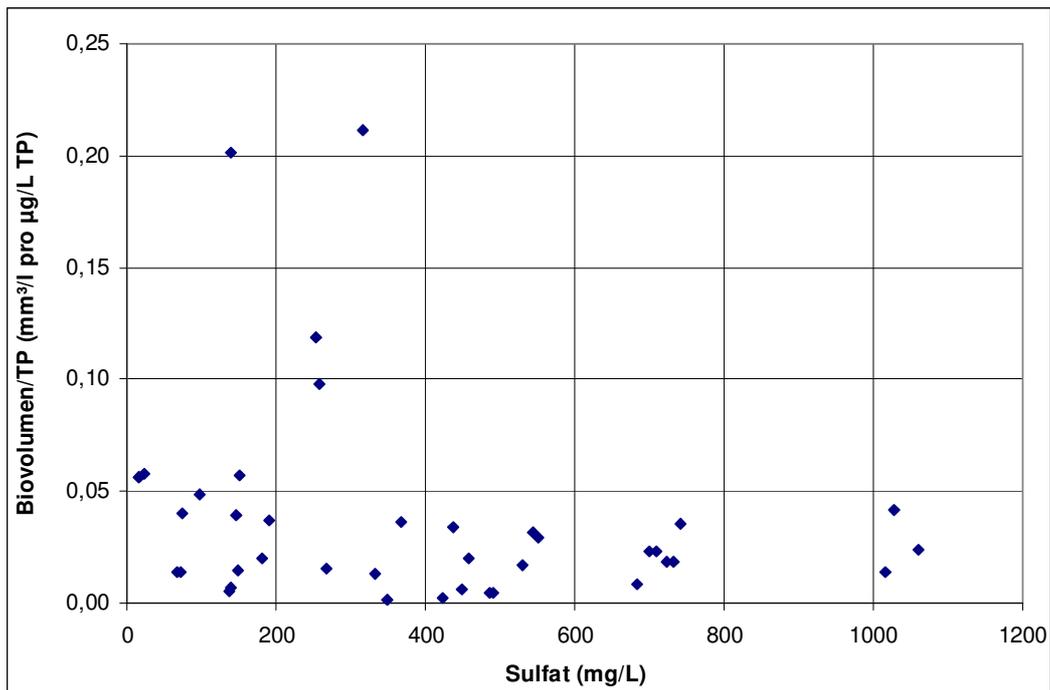


Abb. 16: Zusammenhang zwischen Biovolumen-TP-Quotient und Sulfat-Konzentrationen im Jahresmittel.

Fazit: Die in Tagebauseen häufig zu beobachtende Sulfat-Dominanz zeigt keinen Einfluss auf die Biomasse-Entwicklung.

4.1.6 Biomasseausprägung in Abhängigkeit von Ökoregion oder Naturraum

Zur Typisierung der natürlichen Seentypen wurde von MATHES *et al.* (2002) u.a. die Ökoregion verwendet. Allerdings wurde darauf hingewiesen, dass die von ILLIES (1978) vorwiegend für Fließgewässertypen entworfene geografische Unterteilung Europas für Seen nur bedingt brauchbar sei. Ebenso sei die Höhenabgrenzung wahrscheinlich wenig relevant.

Für den Datensatz natürlicher Seen (MISCHKE *et al.* 2008) war dieser "ambivalente" Ansatz gut zu verwenden, da alle Seen mit nur wenigen Ausnahmen eindeutig entweder dem Block 'norddeutsche Tieflandseen' oder dem Block 'Voralpen- und Alpenseen' zugeordnet werden konnten. Diese beiden Großgruppen sind hinsichtlich Höhenlage, räumlicher und klimatischer Situation gut differenziert.

Mit den hoch gelegenen Seen im Schwarzwald oder Erzgebirge sowie z.B. den Baggerseen des Oberrheingebiets in Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz (Höhenlage 100–200 m ü. NN), welche alle gleichermaßen in der Ökoregion Mittelgebirge liegen, treten nun in einer Ökoregion klimatisch ganz unterschiedlich beeinflusste Gewässer auf.

Betrachtet man die Baggerseen und natürlichen Altrheinarme in der Oberrheinebene getrennt von den meist höher gelegenen Talsperren und Seen (Abb. 17) sowie den Alpen- und den norddeutschen Tieflandseen hinsichtlich ihrer Biomasse-Ausprägung in Abhängigkeit zur Nährstoffausgangslage, so ergeben sich folgende Aspekte:

- Im oligotrophen Bereich mit TP kleiner 10 µg/L werden in den geschichteten Mittelgebirgsseen z.T. relativ hohe Biomassen erreicht (z.B. in den Talsperren des Ruhrverbands Lister-, Sorpe und Versetalsperre sowie in Talsperren des Harz). Sowohl die Seen in der Oberrheinebene als auch in der norddeutschen Tiefebene grenzen sich von diesen genannten Talsperren hinsichtlich erreichtem Biovolumen deutlich ab.

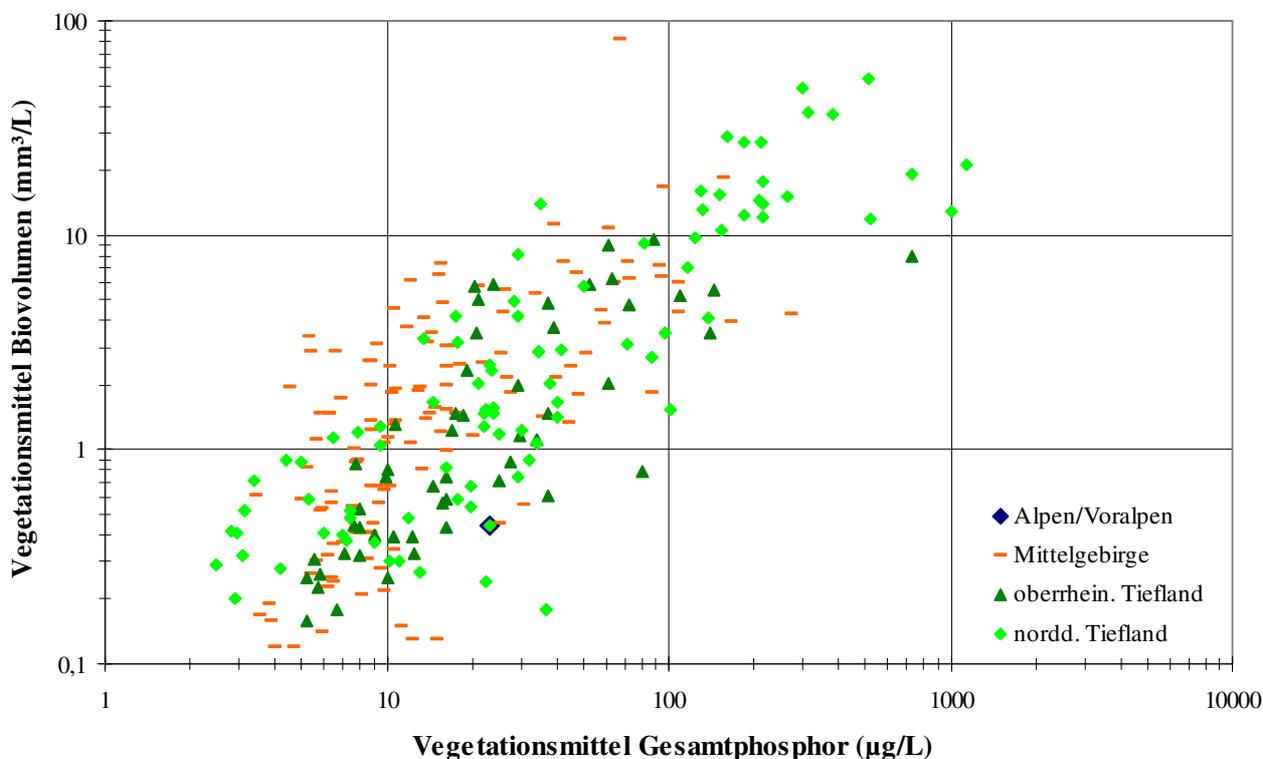


Abb. 17: Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse (Vegetationsmittelwert März-November) in Abhängigkeit von der Nährstoffausgangslage (Gesamtposphor = TP) in Seen der Naturräume Deutschlands (logarithmische Skalierung).

- Eine weitere Gruppe oligotropher Mittelgebirgsseen bildet erstaunlich wenig Biomasse aus. Hierzu gehören die wenigen natürlichen Seen im Datensatz (Titisee, Weinfelder Maar) sowie verschiedene Weichwassertalsperren aus Sachsen, Thüringen und dem Harz. In den meisten Seen dieser Gruppe beeinflussen gelöste Huminstoffe das Phytoplanktonwachstum durch Lichtlimitation.
- Einige sehr oligotrophe Seen des oberreinischen Tieflands ($TP < 10 \mu\text{g/L}$) bilden relativ wenig Biomasse in Bezug zum Gesamtphosphorgehalt aus (BV z.T. deutlich unter $0,7 \text{ mm}^3/\text{L}$). Diese Gruppe besteht ausschließlich aus Baggerseen (13 Seen), welche sich größtenteils noch in Auskiesung befinden (9) oder erst Mitte bis Ende der 1990er Jahre still gelegt wurden (weitere 3).
- Die meso- bis eutrophen Seen des oberreinischen Tieflands unterscheiden sich in ihrer Biomasseausprägung nicht von den Tieflandseen Norddeutschlands.

Fazit: Hinsichtlich ihrer Biomasseausprägung unterscheiden sich die Seen des oberrheinischen Tieflands nicht wesentlich von den norddeutschen Tieflandseen. Lediglich einige oberrheinische Baggerseen, in welchen noch Kiesgewinnung stattfindet, bilden eine Gruppe mit etwas geringeren Biomassen. Das Kriterium Ökoregion nach ILLIES scheint zumindest auf der Betrachtungsebene des Gesamtbiovolumens in der Vegetationsperiode für diese Seen nicht entscheidend zu sein.

4.1.7 Biomasseausprägung in verschiedenen Höhenlagen

Das Kriterium Höhenlage integriert einen Komplex an autökologischen Faktoren, u.a. Temperatur und Niederschlagsregime sowie möglicherweise seenmorphologische Eigenschaften, welche auf die Phytoplanktonentwicklung eine Auswirkung besitzen können. Die Frage, welche Bedeutung die Meereshöhe besitzt und ob sie möglicherweise als Typisierungskriterium in Frage kommt, kann anhand der folgenden Abbildungen erörtert werden.

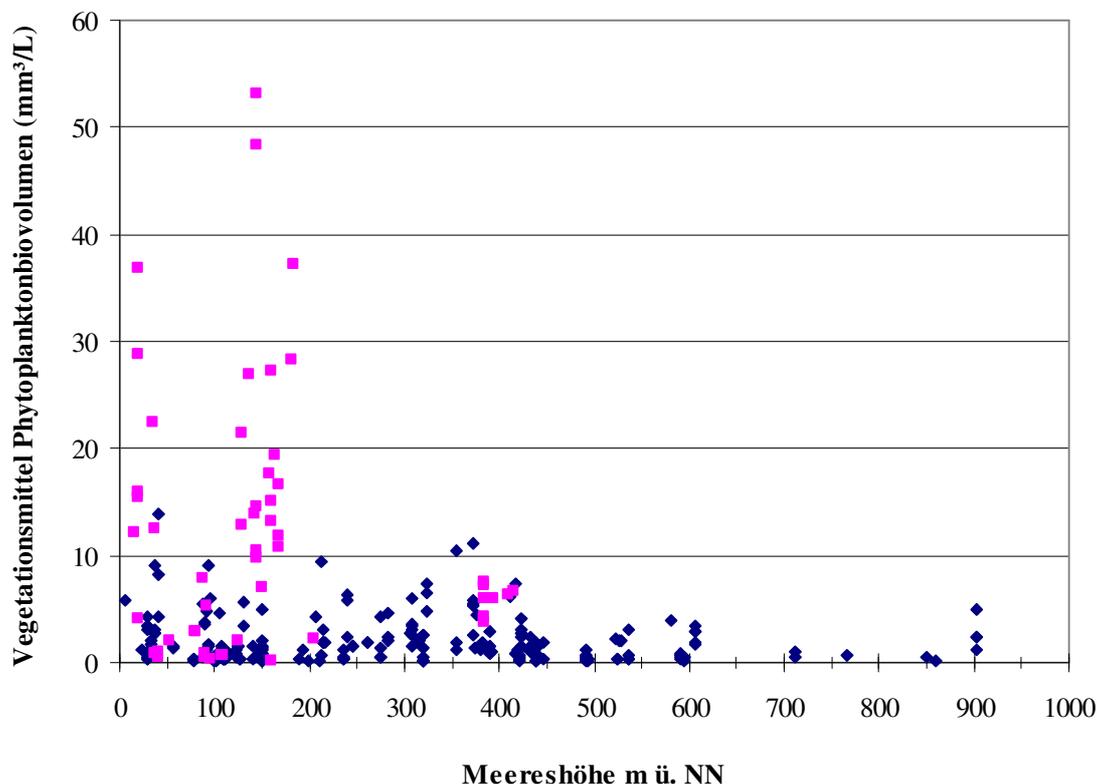


Abb. 18: Phytoplanktonbiomasse (Vegetationsmittelwert März-November) in Abhängigkeit von der Meereshöhe des Sees und nach Schichtungsverhalten differenziert: rosa = polymiktisch, dunkelblau = geschichtet (N = 291 Jahresgänge).

In der Abb. 18 werden folgende Aspekte der Stichprobe und Zusammenhänge deutlich:

- Die meisten polymiktischen See liegen unterhalb von 200 m ü. NN. In diesen werden die höchsten Biomassen realisiert. Oberhalb von rund 420 m ü. NN gibt es im vorliegenden Datensatz keine polymiktischen Seen mehr.
- In den geschichteten Seen bis 400 m ü. NN treten vergleichbar hohe Biomassen auf. Erst oberhalb von 400 m ü. NN werden in den Seen nur noch geringere Biomassen erreicht.

Falls es hinsichtlich Höhenlage einen Grenz- oder Schwellenwert insbesondere für geschichtete Seen zu benennen gäbe, würde man diesen auf 400 m ü. NN legen. Dass in höher gelegenen Einzugsgebieten tendenziell geringere Nährstoffbelastungen erreicht werden, ist hinsichtlich der Naturräume und der Besiedlungsstruktur in Deutschland zu erwarten und wird in Abb. 19 soweit bestätigt.

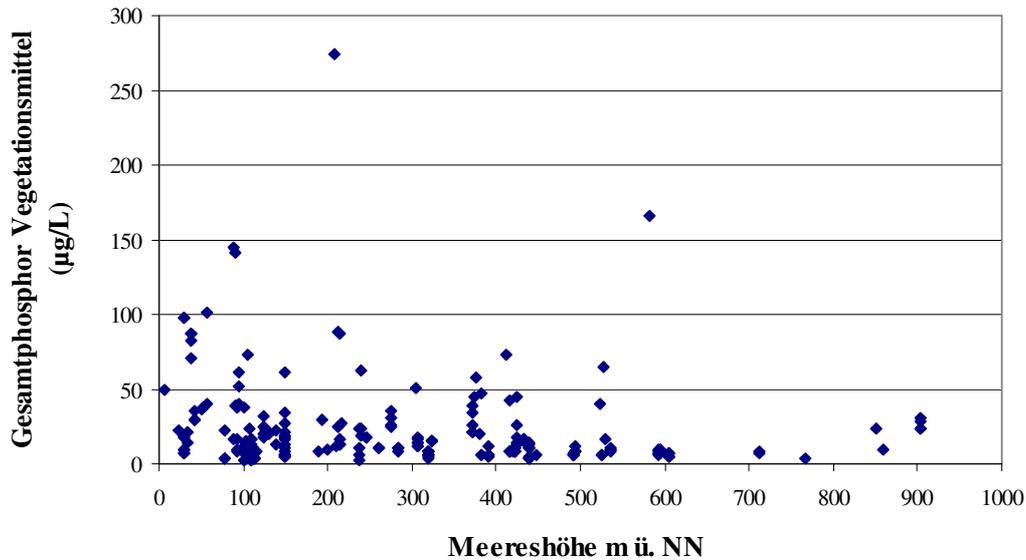


Abb. 19: Gesamtposphorkonzentration im Vegetationsmittel in Bezug zur Höhenlage. Stichprobe geschichtete Seen 227 Jahresgänge.

Eine weitere mögliche Begründung für eine Höhengrenze und diesbezüglich geringere Biomassen mit zunehmender Höhenlage wäre die Beschränkung der Phytoplanktonentwicklung durch das rauere Klima und geringere Temperaturen. Die Folge wäre eine schlechtere Ausnutzung der vorhandenen Nährstoffsituation. Anhand der Abb. 20 ist jedoch ein deutlicher Rückgang der Nährstoffausnutzung mit der Höhenlage nicht zu bemerken. Erst oberhalb von 600 m ü. NN treten geringere Biovolumina pro Einheit Gesamtposphor auf.

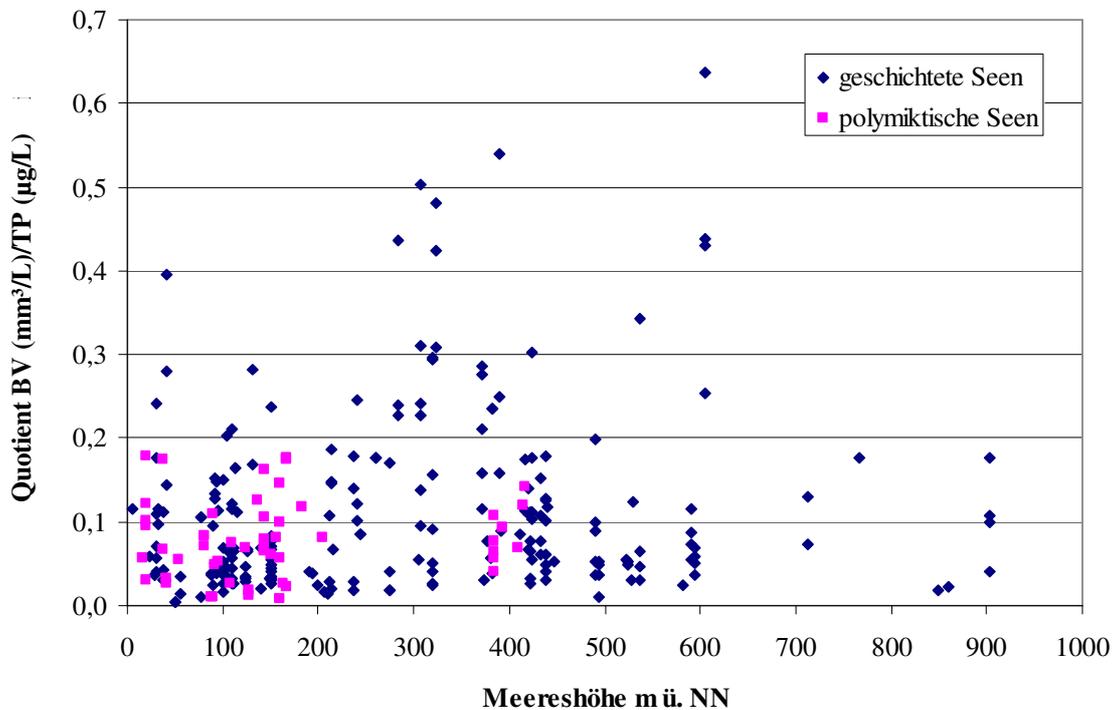


Abb. 20: Entwicklung von Phytoplanktonbiovolumen pro Einheit Gesamtposphor. Quotient aus den Vegetationsmittelwerten von Biovolumen und TP. Stichprobe geschichtete und polymiktische Seen mit 280 Jahresgängen.

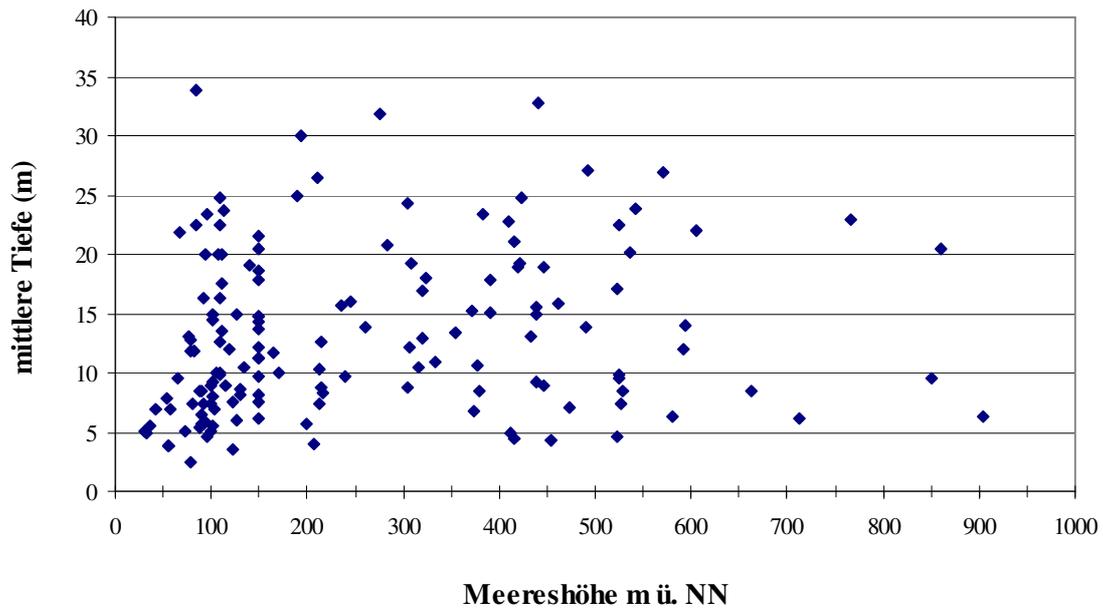


Abb. 21: Seenmorphologische Kenngröße mittlere Tiefe bei zunehmender Höhenlage.

Die Vermutung, dass höher gelegene Seen aufgrund geomorphologischer Begebenheiten im Mittel größere Tiefen und deshalb eine geringere Biomasseentwicklung aufweisen, kann anhand der Abb. 21 ebenso nicht bestätigt werden.

Fazit: Ein typologisch zu verwertender Unterschied zwischen der Biomasseausprägung oder der Nährstoffausnutzung an Tiefland- und Mittelgebirgsstandorten mittlerer Lagen ist nicht sicher zu ermitteln. Vielmehr bilden die höher gelegenen Seen wahrscheinlich nur deshalb etwas niedrigere Phytoplanktonbiomassen, weil sie geringere Nährstoffkonzentrationen besitzen.

4.1.8 Biomasseausprägung und mittlere Tiefe

In Zusammenhang mit Seebewertung fand das Typisierungskriterium 'mittlere Tiefe' bisher Verwendung u.a. in den Arbeiten von LAWA (2001), ACKERMANN *et al.* (2004) oder NIXDORF *et al.* (2006). Darüber hinaus spielt es bei der europäischen Interkalibration der Gewässerbewertung nach EU-WRRL eine zentrale Rolle zur Differenzierung der "intercalibration types" bei Seen (u.a. ECOSTAT WG 2.A 2004).

Tabelle 4: Bisher ermittelte Grenz- oder Schwellenwert der mittleren Tiefe als bewertungsrelevantes Kriterium für Seen sowie entsprechender Autor.

Grenz-/Schwellenwert der mittleren Tiefe	Bedeutung/Bearbeiter
15 m	Differenzierungskriterium für viele der europaweit gültigen Interkalibrationstypen, betrifft v.a. geschichtete Seen ECOSTAT WG 2.A 2004
8 m	Grenze bei geschichteten Talsperren hinsichtlich Trophiegrad im höchsten ökologischen Potenzial: > 8 m = oligotroph, < 8 m = mesotroph LAWA 2001, ACKERMANN <i>et al.</i> 2004
4,5 m	Trennung bei polymiktischen Talsperren: hinsichtlich Trophiegrad im höchsten ökologischen Potenzial: > 4,5 m = mesotroph (kleiner s.u.) LAWA 2001, ACKERMANN <i>et al.</i> 2004
3 m	Differenzierungskriterium für viele der europaweit gültigen Interkalibrationstypen, betrifft v.a. polymiktische Seen ECOSTAT WG 2.A 2004
3 m	Grenze bei den polymiktischen Tieflandseen Norddeutschlands: Unterscheidung zwischen Seen, welche im Referenzzustand maximal mesotroph und maximal eutroph 1 sind NIXDORF <i>et al.</i> 2006
2,5 m	Trennung bei polymiktischen Talsperren hinsichtlich Trophiegrad im höchsten ökologischen Potenzial: kleiner 2,5 m = eutroph 2, größer 2,5 m = eutroph 1 LAWA 2001, ACKERMANN <i>et al.</i> 2004

In der Abb. 22 wird deutlich, dass das realisierte Phytoplankton-Biovolumen in starkem Maße von der mittleren Tiefe des Sees abhängt. Das Schichtungsverhalten wechselt im Tiefenbereich von 3 bis 8 m mittlerer Tiefe von polymiktisch auf geschichtet.

Mögliche Grenzziehungen im vorliegenden Datensatz (vgl. Abb. 22):

- Die 3 m oder 2,5 m-Grenze hinsichtlich einer möglichen Trophieausprägung zeichnet sich gut ab.
- Deutlich niedrigere Biovolumina treten erst ab einer mittleren Tiefe von etwa 18 m auf.
- Zwischen 8 und 15 m stellen v.a. einzelne, degradierte Seen Ausreißer mit stark erhöhten Phytoplanktonbiovolumina dar wie z.B. Flückiger See bei Freiburg oder TS Pöhl in Sachsen.

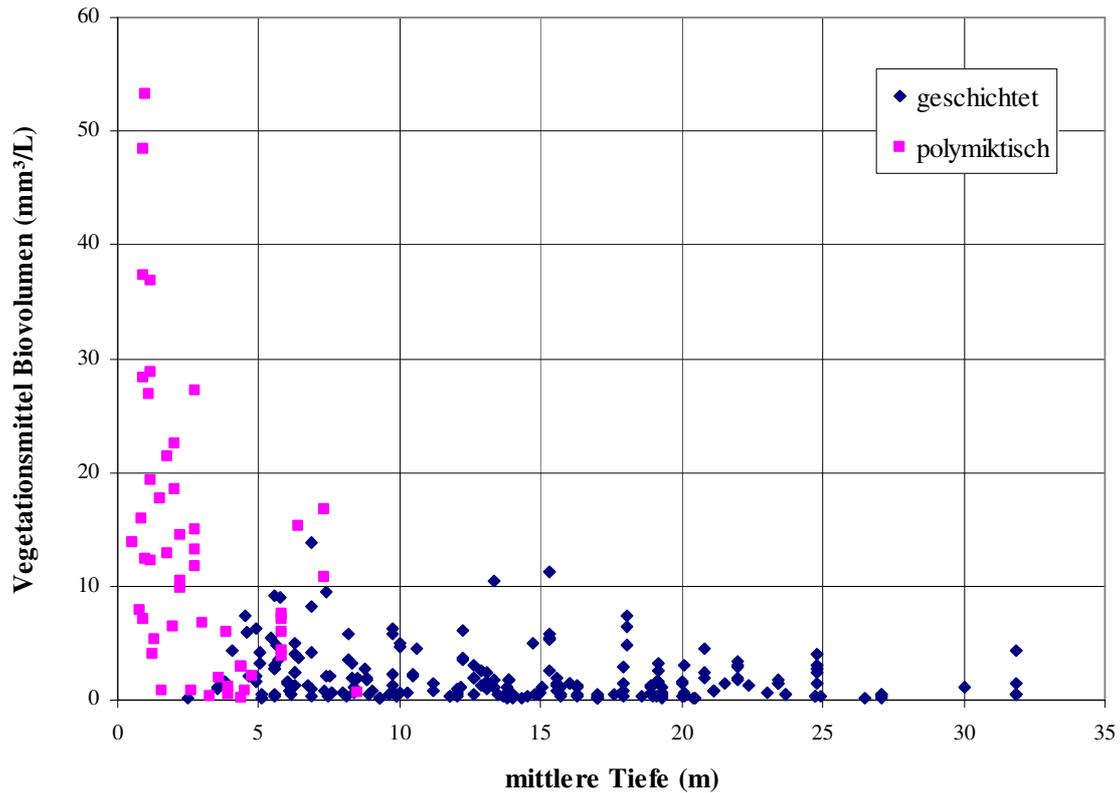


Abb. 22: Vegetationsmittel des Phytoplanktonbiovolumens in Seen verschiedener mittlerer Tiefen. (Stichprobe 278 Jahresgänge geschichteter und polymiktischer Seen. SPEARMAN-Rangkorrelation: höchst signifikant $< 0,001$, $r = -0,46$)

Fazit: Der von Seen erreichte Trophiestatus weist auch im vorliegenden Datensatz eine gute Korrelation zur morphometrischen Kenngröße mittlere Tiefe auf. Deren Berücksichtigung bei der Festlegung der Referenzzustände sowie der Typzuordnung z.B. bei fehlendem VQ ist demnach sinnvoll.

4.2 Trophische Einflussfaktoren und Biomasseausprägung in Mittelgebirgstalsperren

4.2.1 Besonderheiten bei Mittelgebirgsseen

Der größte Anteil bei den Mittelgebirgsseen wird von den Talsperren gestellt. Hinzu kommen einige wenige Tagebauseen. Ergänzend wurden Maarseen und der Titisee in die Betrachtung mit aufgenommen (Abb. 23). Deutlich erkennbar sind der starke Anstieg der BV-Werte in den geschichteten Talsperren bei nur relativ geringem Anstieg der TP-Konzentrationen im oligotrophen Bereich und die generell höheren Werte in den polymiktischen Talsperren, die sich deutlich absetzen. Die wenigen Tagebauseen in Mittelgebirgslage finden sich eingestreut im niedrigen Trophiebereich. Die Maarseen und der Titisee bilden im Vergleich zu den Talsperren bei gleichen TP-Konzentrationen weniger Biomasse aus.

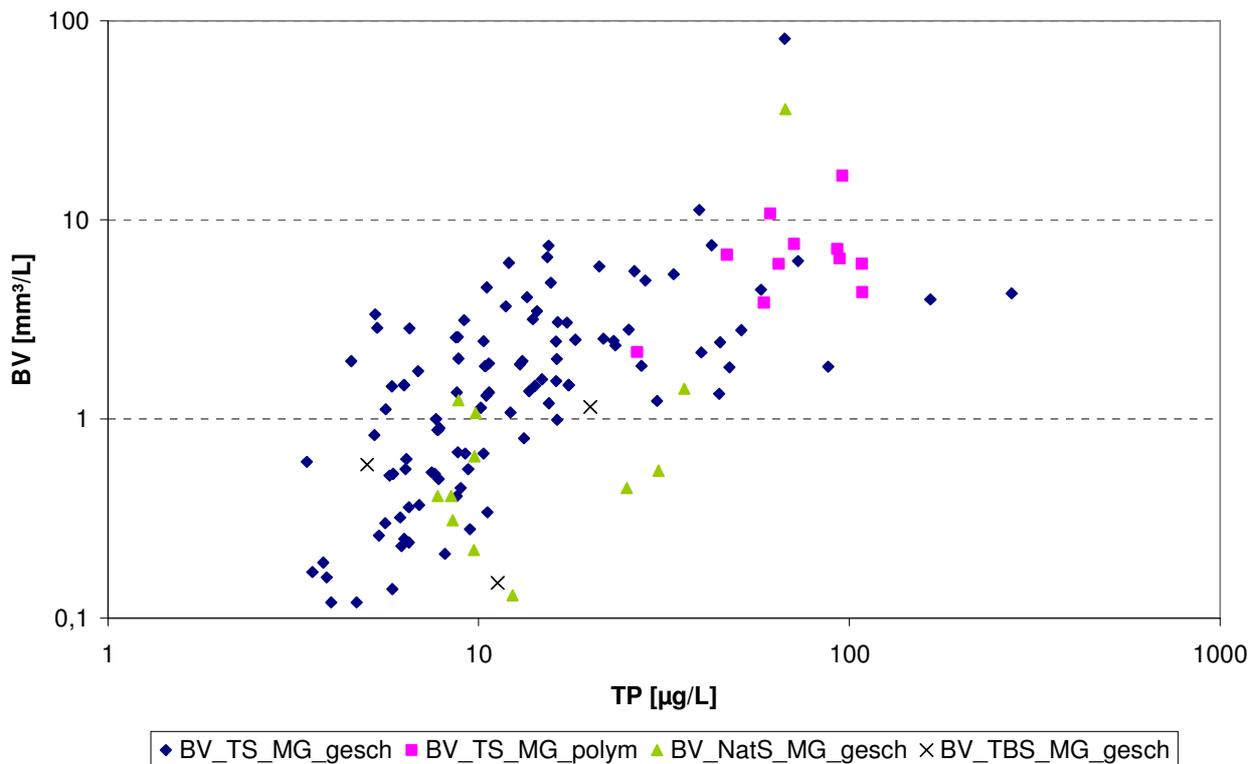


Abb. 23: Vergleich der Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-BV für Talsperren, Tagebauseen und Maarseen/Titisee (natS) in Mittelgebirgslagen.

4.2.2 Biomasseausprägung und Wasserstandsschwankungen

Die Datengrundlage für diese Betrachtung ist derzeit noch unzureichend, da bisher nur von sächsischen und wenigen hessischen Talsperren Angaben über regelmäßige Stauspiegelschwankungen vorliegen. Die erforderlichen Daten wurden bei den Bundesländern nochmals angefragt.

Grundsätzlich geht man davon aus, dass Stauspiegelschwankungen Auswirkungen auf den Nährstoffeintrag bzw. auf dessen Dynamik besitzen. Bereits abgelagerte Sedimente und Schwebstoffe an steileren Talsperrenflanken oder in der Stauwurzelzone können durch tiefere Wasserstände remobilisiert werden. Darin enthaltene Nährstoffe stehen dann in den oberen Schichten des Freiwassers (d.h. in der euphotischen Zone) erneut zur Verfügung. Ebenso können u.a. durch Starkniederschläge von freiliegenden Uferflanken abgewaschene Trübstoffe in den Wasserkörper verfrachtet werden und damit eine Lichtlimitierung verursachen, welche zu einer Hemmung der Phytoplanktonentwicklung führt.

4.2.3 Biomasseausprägung in Talsperren mit Vorsperren

Bei Betrachtung der Saisonmittelwerte von Biomassekenngrößen und Gesamtphosphorkonzentrationen fiel bei den Talsperren eine Gruppe auf, in welcher offensichtlich bei gleichem TP-Gehalt höhere Phytoplanktonbiovolumina realisiert werden können. Als mögliche Erklärung bestand von außen stehenden Experten die These, dass Vorsperren und deren Plankton-Animpfung der Hauptsperre eine "bessere" Startsituation für die Phytoplanktonentwicklung verursachen könnten. Zur Prüfung eines möglichen Einflusses von Vorsperren auf das Verhältnis Biomasse zu Gesamtphosphor wurden für den Datensatz das zusätzliche Kriterium Vorsperre(n) vorhanden ja/nein recherchiert.

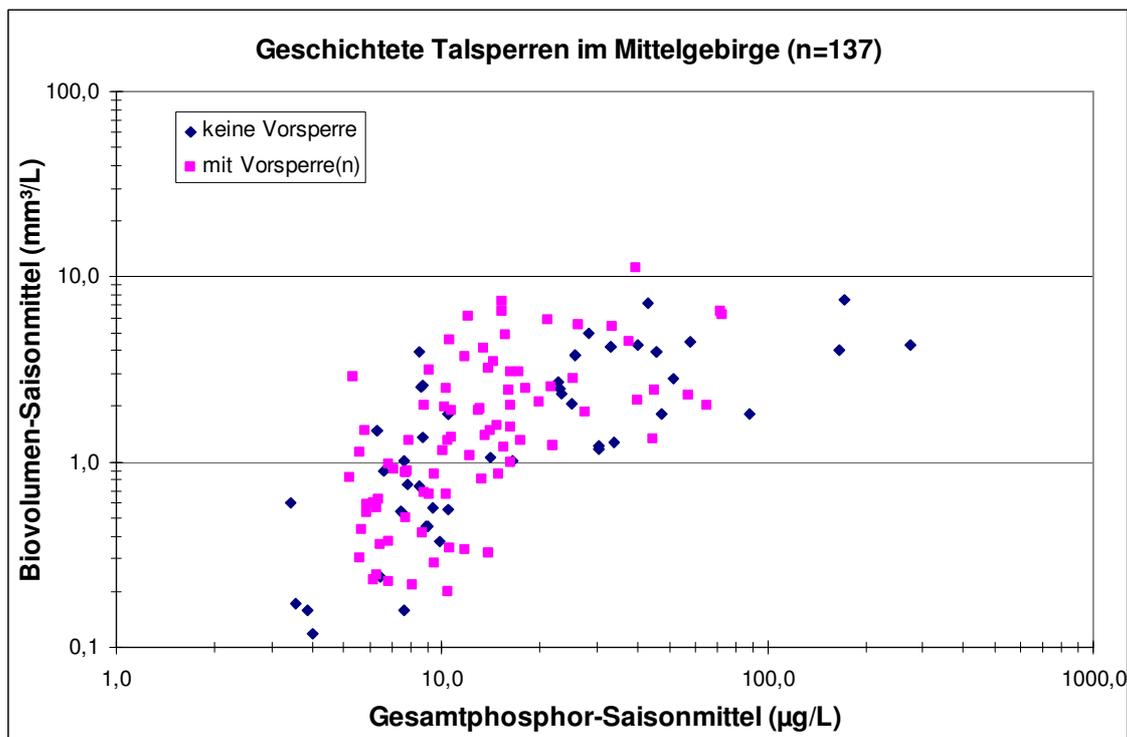


Abb. 24: Gesamtphosphorkonzentrationen und Phytoplanktonbiovolumen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren mit und ohne Vorsperre.

Stichprobenvergleiche mit dem Mann-Whitney Test ergaben, dass es hinsichtlich der Größen Chlorophyll a-Saisonmittel und Jahresmaximum keine signifikanten Unterschiede zwischen den Stichproben Talsperren ohne Vorsperre und mit Vorsperre gibt. Dies kann anhand der Abb. 25 und Abb. 26 ebenfalls vermutet werden.

Hinsichtlich der Kenngröße Biovolumen ließ sich mit dem Mann-Whitney-Test ein schwach signifikanter Unterschied (Sign.= 0,06) zwischen den Seengruppen finden. Allerdings fiel bei der weiteren Ursachensuche auf, dass viele der Talsperrenseengruppe mit höheren Biovolumina (mit Vorsperre) Gewässer eines Talsperrenverbands waren. Bei der Biovolumenermittlung für diese Talsperren wurden z.T. recht hohe Standardzellvolumina für häufig auftretende Sammelgruppen und Taxa (z.B. zentrale Diatomeen, 2.000 μm^3) verwendet, was möglicherweise zu einer Überschätzung des Phytoplanktonbiovolumens führt. Es scheint möglich, dass die relativ zum TP höhere Biovolumenausprägung in diesen Talsperren ein Laborartefakt sein könnte, zumal die Chlorophyllwerte die höhere Biomasse nicht bestätigen.

Fazit: Das Vorhandensein einer oder mehrerer Vorsperren hat im statistischen Mittel der Stichproben keine erhöhende Wirkung auf die realisierte Gesamtbiomasse pro Einheit Gesamtphosphor.

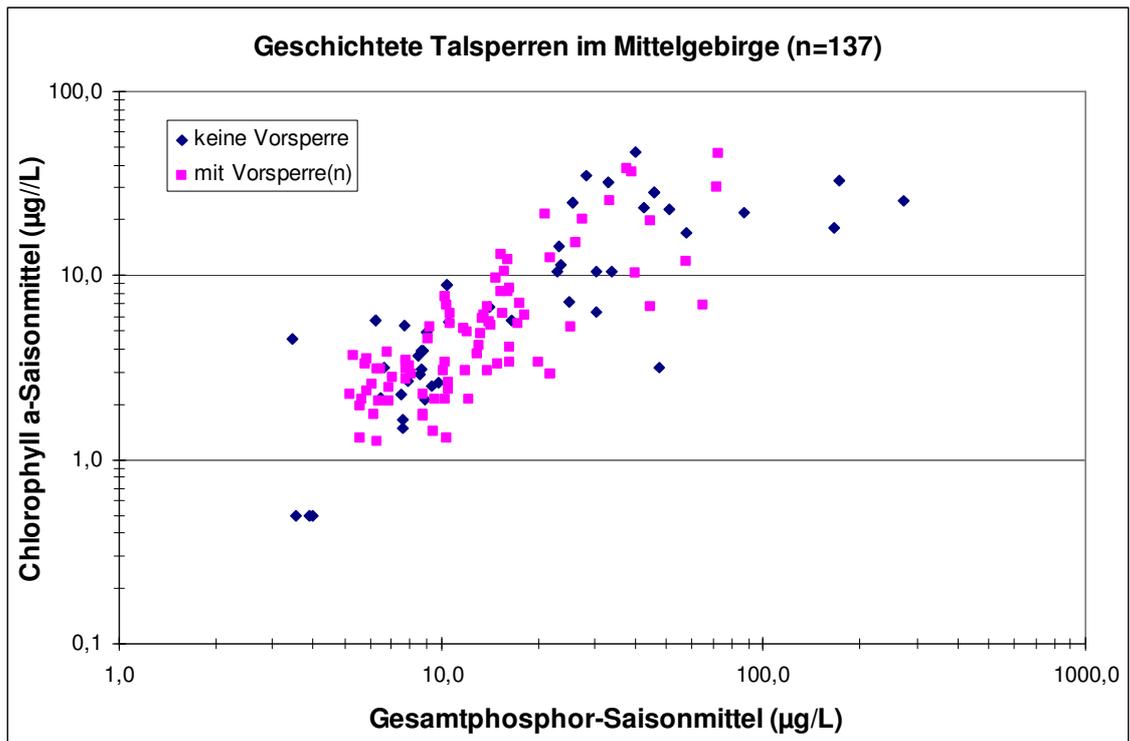


Abb. 25: Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren mit und ohne Vorsperre(n).

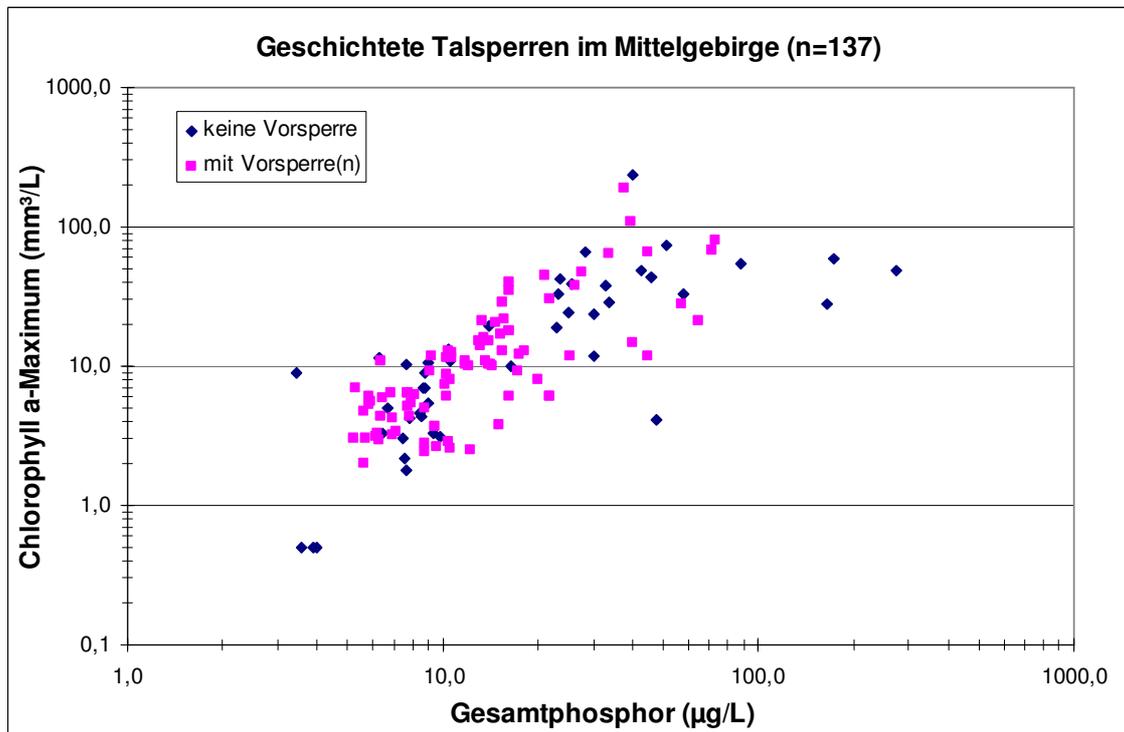


Abb. 26: Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren mit und ohne Vorsperre(n).

4.2.4 Biomasseausprägung in Talsperren mit unterschiedlichem Formtyp

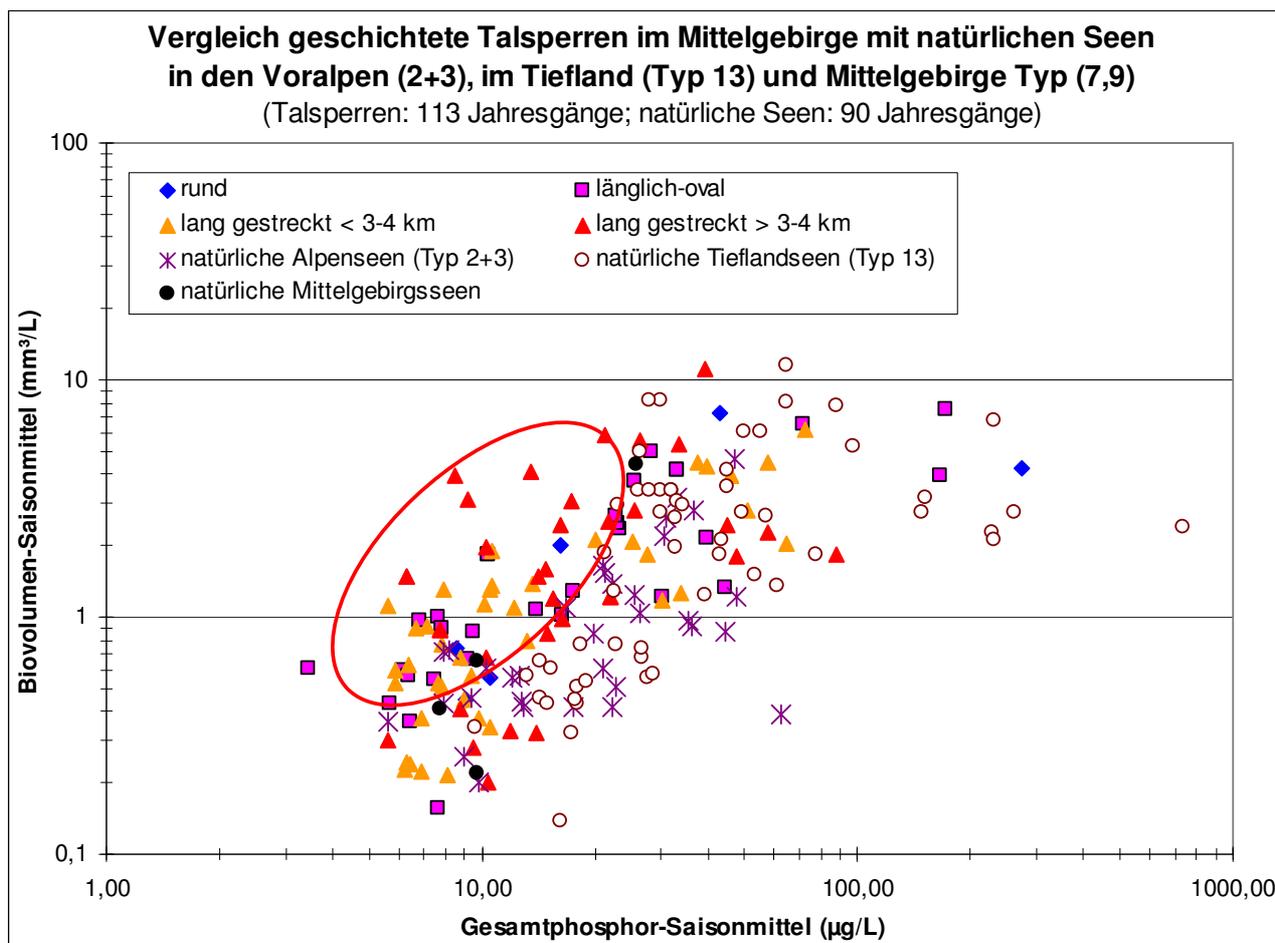


Abb. 27: Gesamtphosphorkonzentrationen und Biovolumen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren verschiedener Formtypen und in natürlichen Seen.

Vergleicht man die Biovolumenentwicklung von geschichteten Mittelgebirgstalsperren (ohne Talsperren mit möglicherweise zu hohen Zellvolumina s Kap. 4.2.3) und natürlichen Seen verschiedener Seetypen (s. Abb. 27 u. Abb. 28), so fällt auf, dass in Talsperren höhere Biovolumina und auch höhere Chlorophyll a-Konzentrationen als in natürlichen Seen erreicht werden. Diese Beobachtung trifft insbesondere für den oligotrophen bis mesotrophen Bereich mit Gesamtphosphorkonzentration bis etwa 20µg/L zu. Auch wird deutlich, dass unter den Talsperren mit hohen Biomassen der lang gestreckte Typ häufig vertreten ist. In Abb. 28 weist jedoch auch der länglich-ovale Typ relativ hohe Chlorophyll-Konzentration in Bezug zum Gesamtphosphor auf.

In der Gruppe der Talsperren ist die Variationsbreite hinsichtlich Biomassebildung höher als in den natürlichen Seen der betrachteten Seetypen. Für die Kenngröße Biovolumen tritt dies noch deutlicher hervor als für das Chlorophyll a.

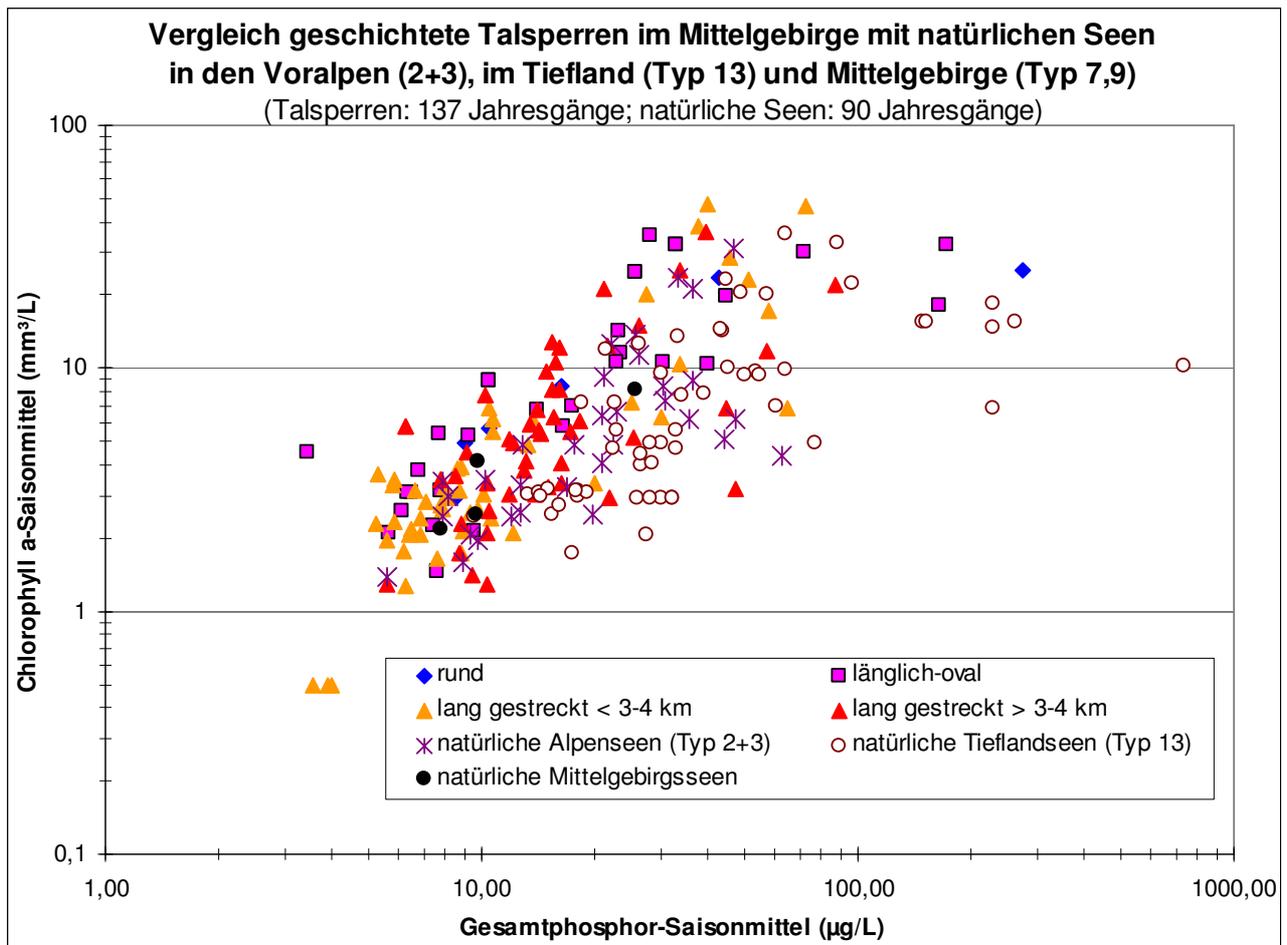


Abb. 28: Gesamtphosphor- und entsprechende Chlorophyll-a-Konzentrationen im Saisonmittel in Mittelgebirgstalsperren verschiedener Formtypen sowie in natürlichen Seen.

4.2.5 Biomasseausprägung und Einfluss von gelösten Huminstoffen (SAK_{254 nm})

Als Kenngröße für den Gehalt an gelösten Huminstoffen, welche in Seen eine Verringerung der Lichtverfügbarkeit bewirken können, wurde der SAK_{254 nm} (spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm) in der Datenbank erfasst und ausgewertet.

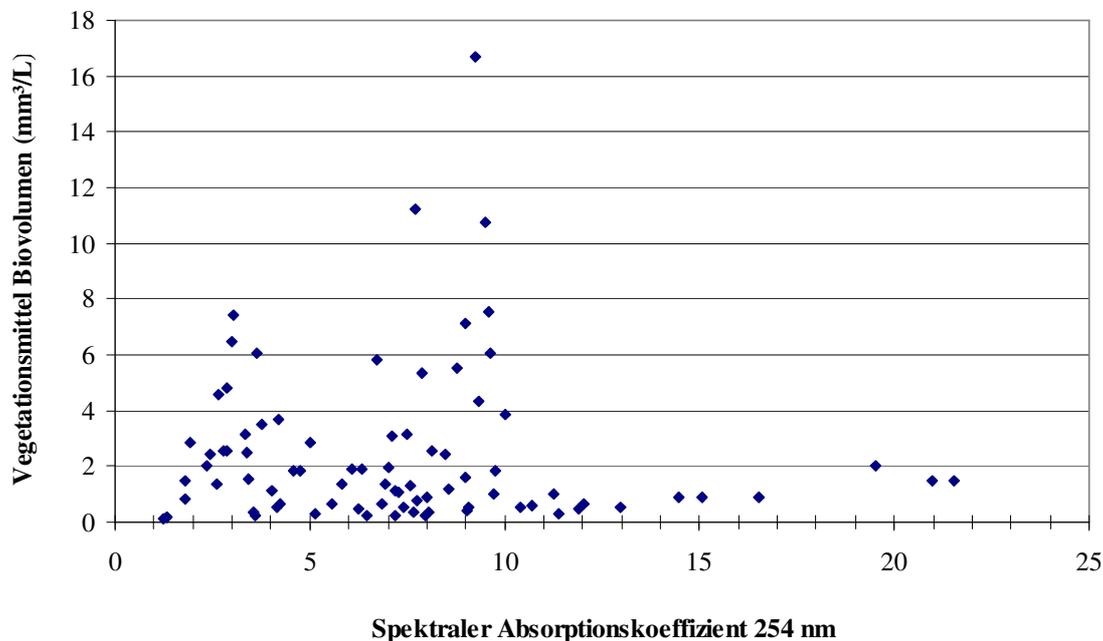


Abb. 29: Phytoplanktonbiovolumen (mm³/L) in Abhängigkeit vom spektralen Absorptionskoeffizient bei 254 nm. Nur Mittelgebirgsseen, 84 Jahresgänge.

Bis zu einem SAK-Wert von rund 10 treten in den Mittelgebirgsseen z.T. noch sehr hohe Biovolumina im Phytoplankton auf (s. Abb. 29). In der Abb. 30 wird jedoch deutlich, dass möglicherweise schon unterhalb eines SAK-Werts von 10 eine Beeinflussung der Phytoplanktonentwicklung statt findet, mögliche Grenze bei einem Wert von 5.

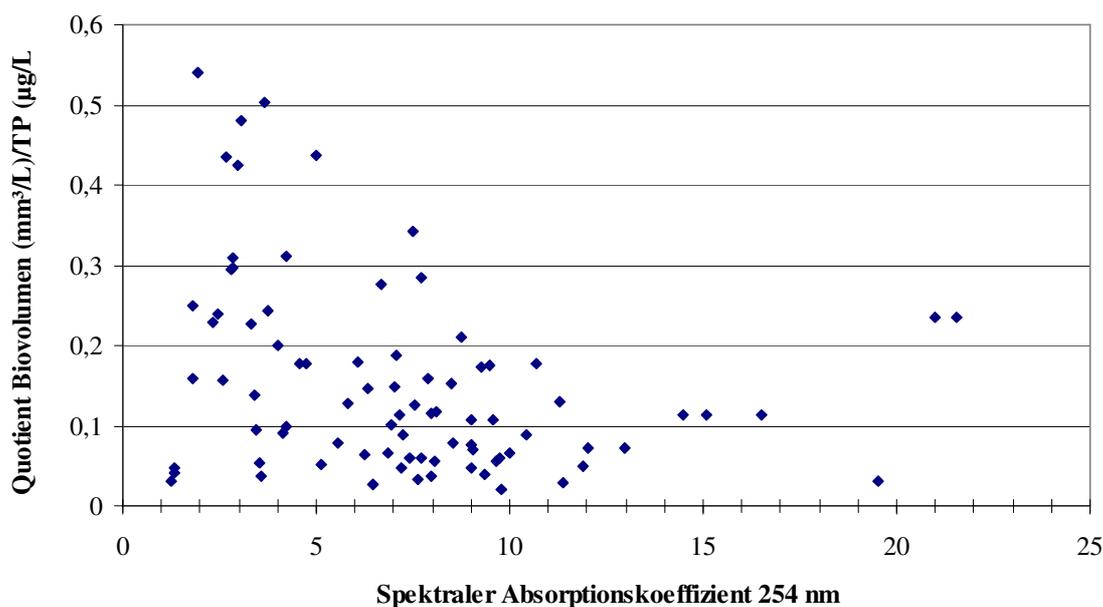


Abb. 30: Nährstoffausnutzung (Quotient aus Biovolumen und Gesamtphosphor im Vegetationsmittel) in Abhängigkeit vom spektralen Absorptionskoeffizient bei 254 nm. Nur Mittelgebirgsseen, 83 Jahresgänge.

Zur Klärung der Frage, ob die hohe Streuung der Biomasseausprägung in Mittelgebirgstalsperren (s. Kap. 4.2.4) mit der Braunfärbung in Zusammenhang steht, wurden die Talsperren hinsichtlich ihres SAK_{254nm} -Wertes in 4 Gruppen eingeteilt (< 5 , $5-10$; $10-15$; >15 , s. Abb. 31).

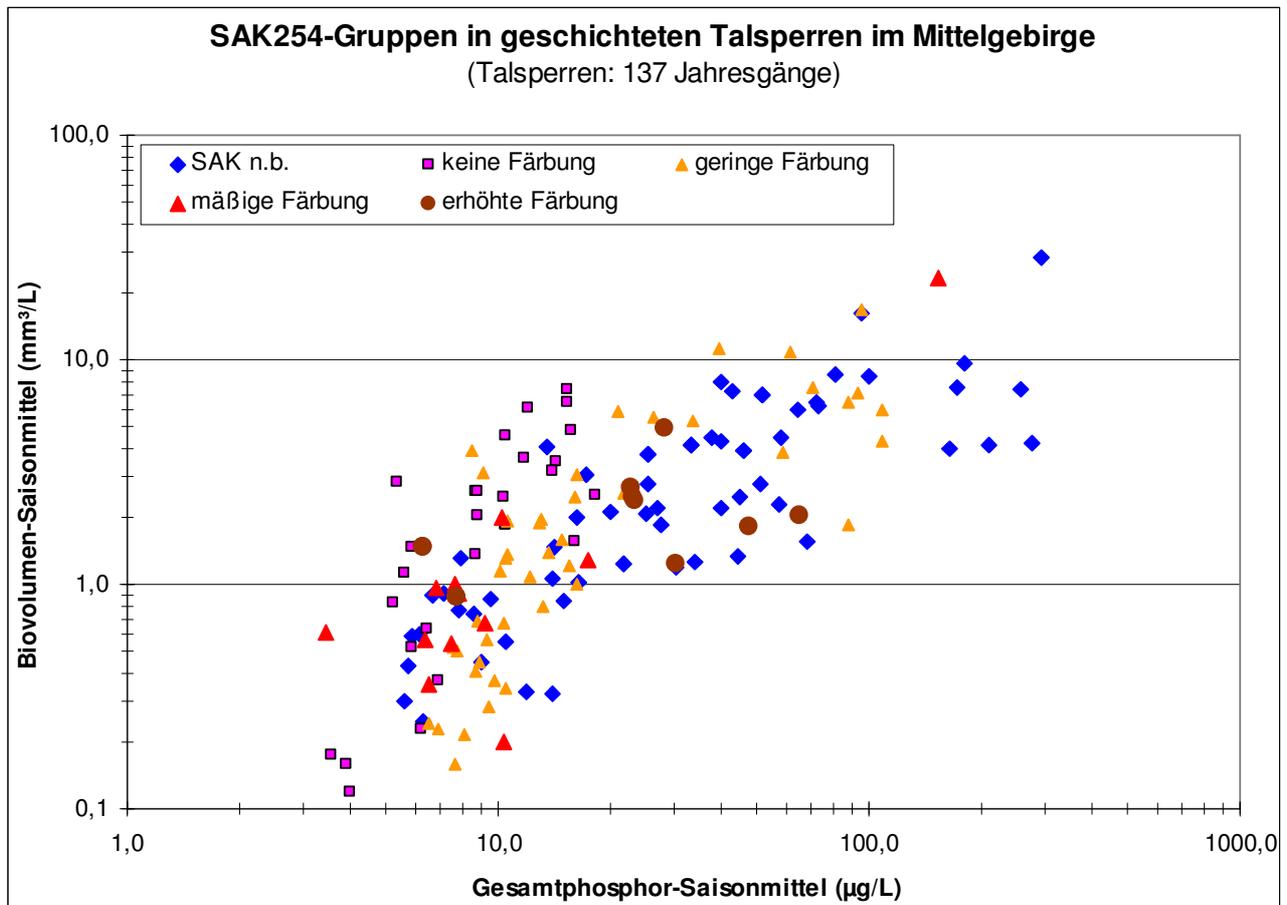


Abb. 31: Gesamtphosphor-Konzentrationen und Biovolumenentwicklung in Mittelgebirgstalsperren gruppiert nach SAK_{254nm} -Saisonmittelwerte.

In Abb. 31 wird deutlich, dass Seen mit mäßiger und starker Braunfärbung nicht oder nur mit wenigen Ausnahmen zu den Talsperren mit sehr hohen Biomassen gehören.

Nahezu alle Talsperren, welche keine Färbung gemäß SAK_{254nm} -Messung aufweisen, besitzen relativ hohe Biovolumina.

Wenige Talsperren mit geringer Färbung sind in diese Gruppe eingestreut, z.B. die TS Eibenstock, welche nur in diesem Jahresgang 2001 so viel Biomasse ausbildete. Ab Juli wies sie eine Dominanz von *Gymnodinium uberrimum* auf, was zu einer Verzehnfachung der sonstigen Biovolumen-Jahreswerte führte.

Das Hochschnellen der Biomasse in Seen mit Braunfärbung (SAK -Wert > 5) steht oft in Zusammenhang mit dem Vorkommen des sehr großen *Gymnodinium uberrimum*, der aufgrund seines Zellvolumens auch in geringen Stückzahlen hohe Biomassen verursacht. Beispiele hierfür sind: TS Saidenbach, TS Kleine Kinzig, TS Carlsfeld.

In eutrophenen Talsperren tritt *Synura* ebenfalls dominant und biomassereich auf. Auch können in Seen stärkerer Braunfärbung die Gattungen *Peridinium*, und die pennaten Kieselalgentaxa *Asterionella*, *Fragilaria* und *Tabellaria* hohe Biomassen bilden, so dass der Licht limitierende Effekt durch die Braunfärbung in den Biovolumenwerten z.T. nicht abgelesen werden kann.

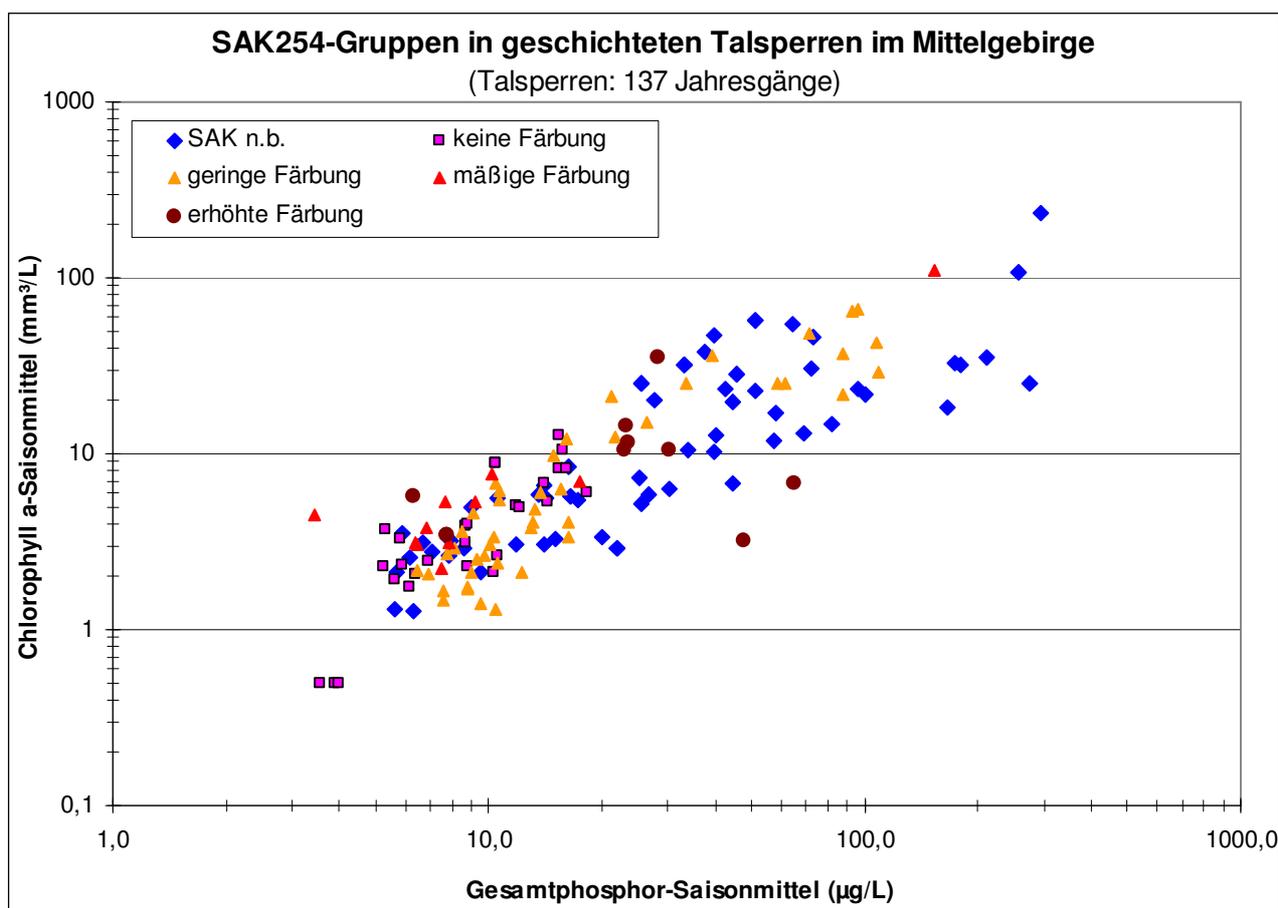


Abb. 32: Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen in Mittelgebirgstalsperren gruppiert nach SAK_{254nm}. Saisonmittelwerte.

Hinsichtlich der Biomassekenngroße Chlorophyll a werden die SAK-Gruppen nur undeutlich abgebildet. Seen mit erhöhter Braunfärbung weisen nicht die geringsten Chlorophyll-Werte auf. Die Gruppe der Seen mit sehr geringer Biomasseentwicklung wird nicht durch die stark huminstoffgeprägten Gewässer repräsentiert. Vielmehr weisen die Seen mit SAK 5-10 die geringsten Biovolumina und Chlorophyll-Werte in Bezug zum Gesamtphosphor auf.

Fazit:

Die Huminstofffärbung, welche in der vorliegenden Betrachtung durch die Kenngröße SAK_{254nm} angezeigt werden soll, hat in manchen Talsperren und Jahren eine steuernde Wirkung auf die Biomasseparameter. In anderen Fällen scheint kein Zusammenhang zwischen SAK und der Biomasseentwicklung zu bestehen. In Braunwasserseen können insbesondere die Dinophyceen *Peridinium* und *Gymnodinium* sowie die Pennales *Asterionella*, *Fragilaria* und *Tabellaria* höhere Biomassen bilden und die Lichtlimitierung durch eine erhöhte Braunfärbung wirkt sich in diesen Seen nicht signifikant auf die Phytoplanktonbiomasse aus. Das Ausmaß des Auftretens dieser Arten kann von Jahr zu Jahr stark schwanken (z.B. TS Saidenbach im Jahr 2001).

Die Eignung des SAK_{254nm}-Werts als Typisierungsparameter ist durch die genannte "Unzuverlässigkeit" und das beobachtete Unterlaufen der Lichtlimitierung durch manche biomasseeffiziente Taxa sehr eingeschränkt.

4.3 Ähnlichkeitsanalysen auf Basis der Artenzusammensetzung in den Seen

Zur Frage, ob sich auf Basis der taxonomischen Zusammensetzung des Phytoplanktons Seengruppen und Typgruppen bilden lassen, wurden diverse Auswertungen und Analysen durchgeführt. Als Parameter der Artenzusammensetzung wurde das Vorkommen der Gattungen, der Ordnungen und der Algenklassen verwendet. Die Auswertungen fanden auf Basis von Probestbefunden verschiedener Jahreszeiten (Frühjahr- und Sommeraspekt) sowie auf mittleren Jahresbefunden statt. Teilweise wurde die Ähnlichkeit zwischen Seen nur mit vergleichsweise dominanten Taxa (absolutes Biovolumen größer als $0,001 \text{ mm}^3/\text{L}$) getestet. Zunächst wurden nur Befunde von Seenjahren in oligotrophen Gewässern herangezogen, im Nachgang wurden auch Seen in einem begrenzten eutrophen Bereich miteinander verglichen. Als Testverfahren wurden Korrespondenzanalysen (CCA) sowie "Tabellenarbeit" (analog zu Tabellensortierung in der Pflanzensoziologie) und Permutation eingesetzt.

Einerseits sollte geklärt werden, ob sich innerhalb der Gruppe der künstlichen und Mittelgebirgsseen artenbasierte Typen finden lassen, andererseits wurde versucht, bestimmte Seengruppen zu den natürlichen Seen abzugrenzen.

Die Ergebnisse der hier beschriebenen Analysen sind insbesondere für die Typgruppenbildung für die Entwicklung des Arten-Metrics PTSI sowie für den Algenklassen-Metric relevant.

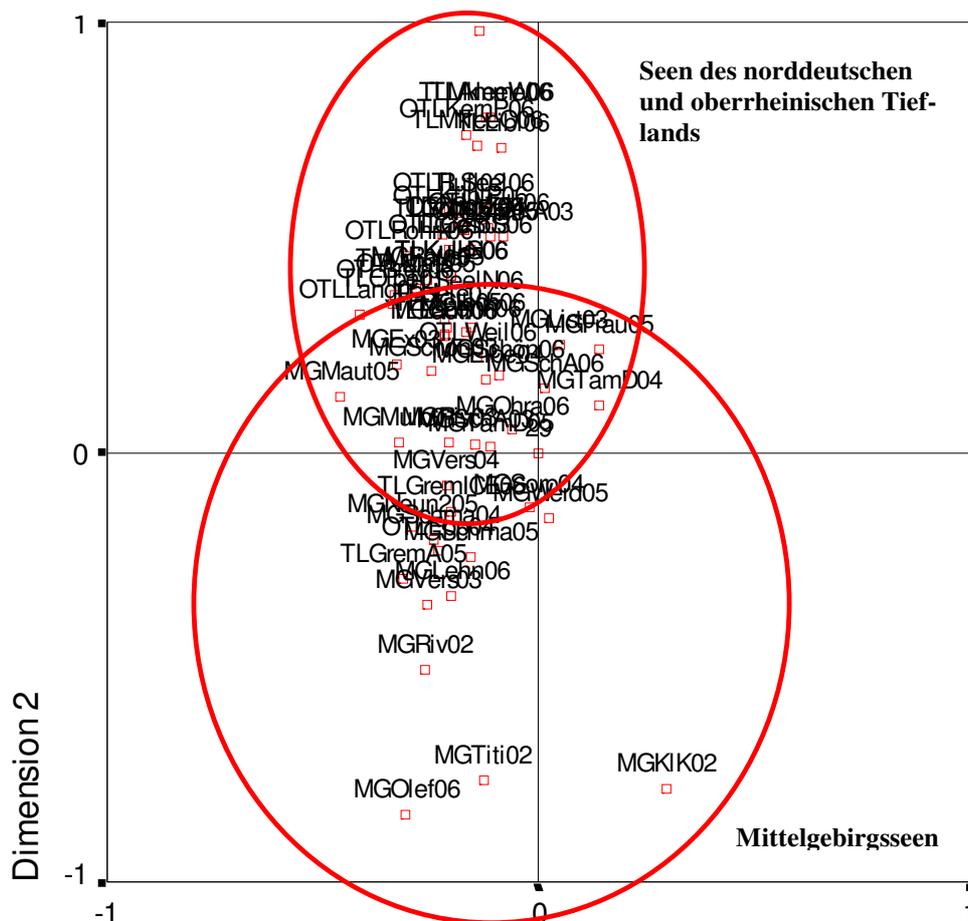


Abb. 33: Kanonische Korrespondenzanalyse des Frühjahrsaspekts auf Gattungsebene in oligotrophen Seen (mit TP kleiner $10 \mu\text{g/L}$, $\text{BV} > 0,001 \text{ mm}^3/\text{L}$) im Datensatz künstliche und erheblich veränderte Seen sowie natürliche Mittelgebirgsseen.

Fazit der Ähnlichkeitsanalysen auf taxonomischer Ebene für die weiteren Auswertungen:

Die vollzogene Abgrenzung der Mittelgebirgsseen von den Tieflandseen mit den Kriterien Meereshöhe (Höhengrenze um etwa 200 m ü. NN) und Landschaftsumfeld hat sich bestätigt. Die Seen der oberrheinischen Tiefebene insbesondere die Baggerseen besitzen größere Ähnlichkeit mit den Seen des norddeutschen Tieflands als mit den Mittelgebirgs- oder Alpenseen. In den Tagebauseen konnten auf Basis der Gattungsanalyse keine taxonomischen Besonderheiten gefunden werden, vielmehr gruppieren sich diese gut zu den anderen Tieflandseen. So können sowohl die Tagebauseen als auch insbesondere die oberrheinischen Baggerseen des Tieflandes mit den bisherigen Bewertungsmodulen für diese Ökoregion bewertet werden. Mögliche Modifikationen in den Indikatorlisten werden geprüft und vorgenommen.

Die 11 polymiktischen Mittelgebirgsseen werden aufgrund ihrer geringen Anzahl und den nur kleinen Unterschieden zu den geschichteten eutrophen Seen mit diesen zur Entwicklung des PTSI im Mittelgebirge herangezogen. Trotz gefundener Unterschiede zwischen den Weichwasser- und den Hartwasserseen werden diese dennoch für den Mittelgebirgs-PTSI zusammengefasst, da beide Gruppen mit ausreichend vielen Datensätzen zur Verfügung stehen und dadurch für die Wahl der Indikatorarten für beide Gruppen genügend Informationen vorliegen.

4.4 Schlussfolgerungen zur Relevanz von Steuergrößen und Kriterien

Die Analysen zum Einfluss von Steuerfaktoren und Typisierungskriterien auf die Phytoplanktonbiomasse und -zusammensetzung ergaben folgende Ergebnisse:

Tabelle 5: Zusammenfassende Ergebnisdarstellung der Suche nach relevanten Steuerfaktoren und Typisierungskriterien im Datensatz für AWB, HMWB und natürliche Mittelgebirgsseen (MG). TL = Tiefland.

Geprüftes Typisierungskriterium	Relevanz hinsichtlich Ausprägung der Phytoplanktonbiomasse (Mittelwerte in Vegetationsperiode)	Relevanz hinsichtlich Artenzusammensetzung:
Ökoregion	gering keine Differenzierung zwischen Seen verschiedener Ökoregionen nach ILLIES sowie zwischen den Naturräumen oberrheinisches und norddeutsches Tiefland	teilweise (integriert verschiedene Steuerfaktoren) deutliche Unterschiede zwischen kalkreichen Alpen- bzw. TL-Seen und den Weichwasserseen des MG, tiefer gelegene, kalkreiche Seen der Ökoregion MG (z.B. Oberrheingebiet) besitzen größte Ähnlichkeit mit den norddeutschen TL-Seen und wurden dieser Region zugeteilt
Höhenlage	gering, Biomasseausprägung/"Nährstoffausnutzung" im Bereich bis rund 600 m ü. NN nicht deutlich unterschiedlich, oberhalb 600 m ü. NN ist Nährstoffausnutzung möglicherweise geringer (nur wenige Seen im Datensatz)	indirekt (integriert verschiedene Steuerfaktoren) Höhengrenze zwischen MG und TL wurde bei ± 200 m ü. NN unter Berücksichtigung des Landschaftsumfeldes/Hydrologie vorgenommen, u.a. in Ähnlichkeitsanalysen als gutes Kriterium bestätigt
Gewässerart Talsperre (TS), Tagebausee (TBS), Baggersee (BS)	ja und nein manche Talsperren können deutlich mehr Biomasse ausbilden als TBS und BS, bisher kein Grund für Trennung der Tagebauseen von den Baggerseen gefunden, in beiden Gewässerarten Seen mit sehr niedriger Biomasseausprägung vorhanden	nein
Kalkgehalt	ja kalkreiche Mittelgebirgsseen sind im Mittel produktiver als kalkarme, Berücksichtigung im Biomassemetric und der Lage der Referentzotrophie	ja PTSI-Indikatorliste ist dennoch für das gesamte Mittelgebirge (auch unabhängig vom Schichtungsverhalten) sinnvoll und praktikabel (analog zum Konzept für die Alpenseen)
Sulfatkonzentration	nein keine Unterschiede zwischen sulfatreichen und sulfatarmen Gewässern nachweisbar	eher nein bisher keine Hinweise auf Veränderungen der biozönotischen Strukturen, die auf Sulfat-Dominanz zurückzuführen wären
Mischungsverhalten	ja v.a. bei polymiktischen Tieflandseen ist Biomasseentwicklung auf Basis höherer Nährstoffkonzentrationen (TP) deutlich höher, Berücksichtigung bei Referentzotrophie	eher nein Anzahl der wirklichen Spezialisten eher klein, im Tiefland getrennte PTSI-Listen aufgrund abweichender Trophieschwerpunkte der Taxa, im MG gemeinsame Behandlung im PTSI
Huminstoffgehalt (SAK _{254 nm})	ja Einfluss auf Biomasseausprägung auf verschiedene Weisen vorhanden s. Kap. 4.2.5, Einschränkung der Phytoplanktonentwicklung beginnt wahrscheinlich bei SAK-Werten zwischen 5-10	ja Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse in Richtung z.B. mixotropher Dinophyceentaxa, meist in Weichwasserseen, Berücksichtigung im Algenklassen-Metric, PTSI-Liste integriert alle MG-Seen und deren Taxa

5 Bewertung von künstlichen, erheblich veränderten und natürlichen Seen im Mittelgebirge

5.1 Festlegung der Referenztrophy und Datenlage

Aufgrund der geringen Anzahl an WRRL-relevanten natürlichen Seen im Mittelgebirge wurde für diese im Rahmen des Bewertungsverfahrens für natürliche Seen Deutschlands (MISCHKE *et al.* 2008) bisher kein Bewertungsmodul entwickelt. Auch im vorliegenden bereits erweiterten Datensatz sind lediglich 3 Vulkanseen in der Eifel und der Titisee im Hochschwarzwald enthalten. Weitere 12 Seendatensätze wurden aus Frankreich zugeliefert: 9 Vulkanseen und 2 Talsperren sowie ein Speicher. Die Seen vulkanischen Ursprungs liegen alle im Zentralmassiv (Auvergne, Haute Loire und Ardeche) zwischen 860 und 1.240 m ü. NN, sind kalkarm und besitzen einen kleinen VQ. Vier Maare sind polymiktisch und fünf geschichtet. Die Talsperren und Speicher liegen in der Nähe von Dijon auf geringerer Meereshöhe (210-410 m ü. NN) und sind polymiktisch. Nur die letztgenannten drei konnten zur Entwicklung des PTSI herangezogen werden, da nur diese verlässliche Gesamtposphorwerte aufwiesen. Die neun Vulkanseen dienten lediglich zur Validierung des Bewertungsmoduls.

Die Entwicklung des Mittelgebirgsmoduls stützt sich demnach nur zu einem sehr kleinen Anteil auf natürliche Seen, ein Großteil der Seen im Datensatz sind Talsperren und ein geringerer Teil Tagebauseen und flache Speicher oder Teiche (s. Abb. 35).

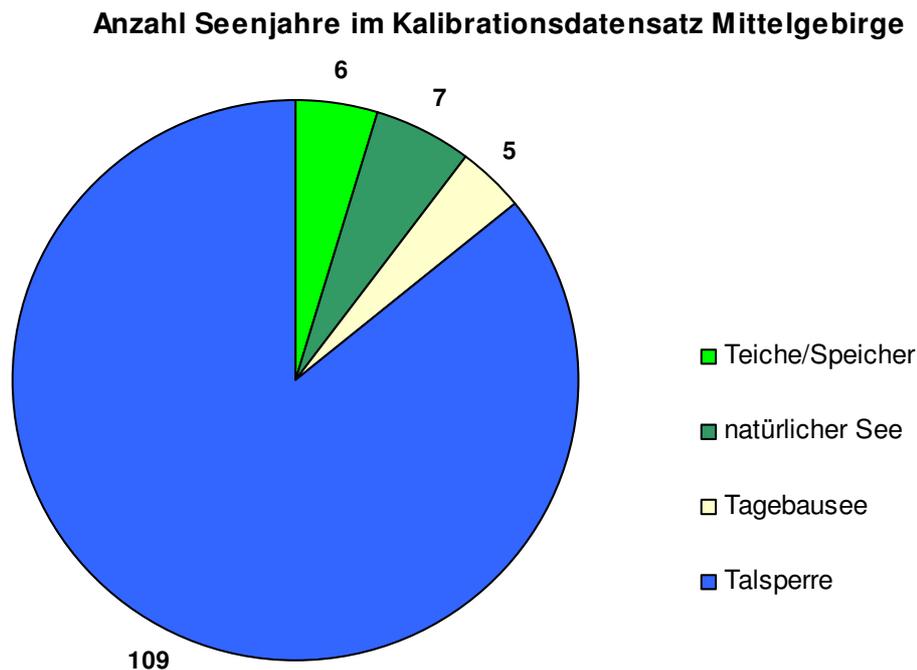


Abb. 35: Datengrundlage zur Herleitung der Bewertungsmetrics in der Ökoregion Mittelgebirge. Gesamtzahl valider Jahresgänge $n=127$.

Zur Ableitung der Referenztrophy der Seentypen wurden neben der Expertenmeinung, der Ist-Trophy im Datensatz und der "best-of"-Seen (s. Tabelle 6) die Ausarbeitungen von ACKERMANN *et al.* (2004), LAWA (2003) sowie MISCHKE *et al.* (2008) mit betrachtet. Das Schema der Zustandsklassen und der Abstufung mit zunehmender Degradation orientiert sich am bereits bestehenden Verfahren für natürliche Seen. Zur Orientierung wurden in Tabelle 7 die Werte für die Seentypen des Tieflands und der Alpen nochmals mit angeführt.

Tabelle 6: "Best-of"-Seen der See-(sub-)typen im Mittelgebirge Deutschlands.

Gewässer	Jahr	See subtyp	VQ	mittlere Tiefe	Chl a-Sommermittel (µg/L)	TP-Sommermittel (µg/L)	LAWA-Index	TP-Index
TS Gottleuba	2007	5+7	3,5	19,3	2,6	5,3	1,3	0,5
TS Lichtenberg	2007	5+7	3,4	13,8	2,1	6,3	1,3	0,7
Sorpetalsperre	2004	5+7	1,4	20,8	2,2	8,0	1,5	1,0
Obernautalsperre	2007	5+7	0,8	17,3	3,0	8,8	1,5	1,1
Olbersdorfer See	2006	5+7	0,2	15,7	4,8	10,3	1,7	1,3
Möhnetalsperre	2003	5+7	3,3	12,6	2,5	10,6	1,8	1,3
Aabachtalsperre	2007	5+7	1,4	11,4	3,4	10,7	1,8	1,3
Borkener See	2003	5+7	0,1	26,5	4,0	11,7	1,5	1,4
Affolderner See	2002	6.1	--	4,8	5,9	26,8	2,5	2,3
TS Ratscher	2005	6.1	55,6	3,8	51,3	47,0	3,0	2,9
TS Pirk	2007	6.1	47,5	5,8	18,9	50,3	3,1	3,0
Dreifelder Weiher	2005	6.2	2,7	3,0	37,6	46,0	3,5	2,9
Wiesensee	2005	6.2	10,6	1,9	48,3	97,0	3,8	3,8
Fürwiggetalsperre	2005	8/8.5/9	2,7	9,3	0,5	3,7	0,6	0,1
TWT Frauenau	2007	8/8.5/9	1,5	23,0	3,6	4,2	1,5	0,3
TS Neunzehnhain 2	2006	8/8.5/9	4,6	9,8	1,7	4,8	1,2	0,4
Odertalsperre, Damm	2007	8/8.5/9	1,6	23,4	5,1	5,2	1,5	0,5
RP-Talsperre	2003	8/8.5/9	4,7	17,0	1,4	5,3	1,2	0,5
Versetalsperre	2003	8/8.5/9	0,7	17,9	2,5	5,3	1,3	0,5
TWT Mauthaus	2005	8/8.5/9	1,9	19,0	1,3	5,8	0,9	0,6
TS Schönbrunn	2006	8/8.5/9	1,3	23,9	2,3	5,8	1,3	0,6
Okertalsperre, Schulenberg	2007	8/8.5/9	2,0	21,1	3,4	6,1	1,3	0,7
TS Ohra	2006	8/8.5/9	3,7	22,4	3,7	6,4	1,5	0,7
TS Lehmühle	2007	8/8.5/9	2,6	17,1	2,4	6,6	1,4	0,8
TS Rauschenbach	2007	8/8.5/9	6,3	14,0	2,6	6,7	1,5	0,8
TS Klingenberg	2007	8/8.5/9	5,1	15,1	2,5	6,8	1,4	0,8
Titisee	2007	8/8.5/9	1,1	20,5	1,6	7,3	1,4	0,9
TS Tambach-Dietharz	2004	8/8.5/9	25,6	7,1	2,9	7,5	1,5	0,9
Titisee	2002	8/8.5/9	1,1	20,5	2,4	8,2	1,5	1,0
TS Eibenstock	2006	8/8.5/9	3,1	20,1	1,0	8,3	1,4	1,0

Während viele der Talsperren insbesondere der Trinkwassertalsperren wie z.B. die Fürwiggetalsperre (NRW), die TWT Frauenau in Nordbayern oder die TS Lichtenberg in Sachsen größtenteils Waldeinzugsgebiete und damit verbunden sehr geringe Gesamtphosphorkonzentrationen aufweisen, liegen für den polymiktischen Seetyp keine Referenz-nahen Seen vor. Weder der Affolderner See, ein Unterbecken des eutrophen Edersees, noch die TS Ratscher oder Pirk oder die als Fischteiche genutzten rheinland-pfälzischen Seen (Wiesensee und Dreifelder Weiher) können ungestörte Bedingungen widerspiegeln. Es kann lediglich abgeleitet werden, dass der polymiktische Mittelgebirgstyp im potenziell natürlichen Zustand "oligotropher" als die hier aufgeführten sein müsste.

Möglicherweise sind in den Seetyp-Gruppen 5+7 und 8+9 hinsichtlich Referenztrophy die Seen mit geringerer mittlerer Tiefe noch von den tieferen Seen typologisch zu unterscheiden. Auch die Berücksichtigung der durch Huminstoffe geprägten Seen muss im Folgeprojekt differenzierter mit Daten unterlegt werden. Hierzu muss jedoch die Datengrundlage für die Seen in Bezug auf Einzugsgebietsdaten, Stauspiegelmanagement und biologische Daten erweitert werden. Als erster Entwurf der Referenztrophy-Betrachtung für die Mittelgebirgsseen wird die Tabelle 7 zur Diskussion gestellt.

Tabelle 7: Festlegung der Referenztrophy in der Dimension der Indexeinheiten nach LAWA (1999) (s. auch Tabelle 1) für die Seetypen des Mittelgebirges (MG) sowie Vergleichswerte aus MISCHKE *et al.* (2008) für die Alpen- (AVA) und Tieflandregion (T). Sortierung nach Lage der Referenztrophy.

Öko-region	Seetyp	trophischer Referenzwert zur Berechnung des PTSI (LAWA/PTSI)	trophischer Referenzzustand Obergrenze	sehr gut/gut H/G-Grenze	gut/mäßig G/M-Grenze	mäßig/unbefried. M/P-Grenze	unbefried./schlecht P/B-Grenze
AVA	4	0,75	ol	1,25	1,75	2,25	2,75
AVA	2+3	1,25	ol-meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
AVA	1	1,25	ol-meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
MG	8	1	ol	1,5	2,0	2,5	3,0
MG	8.5	1	ol	1,5	2,0	2,5	3,0
MG	9	1	ol	1,5	2,0	2,5	3,0
MG	5	1,25	ol-meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
MG	7	1,25	ol-meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
MG	6.2	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
MG	6.1	2	meso2	2,5	3,0	3,5	4,0
Tgesch	13	1,25	ol-meso1	1,75	2,25	2,75	3,25
Tgesch	10.1	1,5	meso1	2,0	2,5	3,0	3,5
Tgesch	10.2	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
Tpoly	14	1,75	meso2	2,25	2,75	3,25	3,75
Tpoly	11.1	2	meso2	2,5	3,0	3,5	4,0
Tpoly	12	2	eu1	2,75	3,25	3,75	4,25
Tpoly	11.2	2,25	eu1	2,75	3,25	3,75	4,25

5.2 Metric-Kalibration mit Belastungskenngrößen – "trophic pressure"

Abweichend zu den Herleitungsvarianten in MISCHKE *et al.* (2008) wurden für die vorliegende Auswertung zusätzlich zu den dort verwendeten zentralen Kalibrationsgrößen LAWA-Index und "Expertenvoreinstufung" weitere trophische Kenngrößen zur Voreinstufung der Jahressgänge entwickelt. Die hier vorgestellten Indices wurden analog zu den Einzelindices der LAWA-Richtlinien für die Sichttiefe oder den Gesamtphosphor entlang der Chlorophyll a-Klassifizierung entwickelt. Detaillierte Information zur Berechnung sind den LAWA Richtlinien zu entnehmen (1999, 2001, 2003). Je nach Metric wurden die "neuen" Indices unterschiedlich eingesetzt (s. Tabelle 8) insbesondere in Hinsicht auf eine Vermeidung von Zirkelschlüssen.

Die verwendeten Indices Gesamtphosphor-Index, Biovolumen-Index, Biomasse-Kalibrationskenngröße und Trophieindex_{MG} nehmen für die Seenjahren im AWB/HMWB und Mittelgebirgsdatensatz Werte zwischen 0,1 und 6,5 an und dienen wie der LAWA-Index der Trophieklassifizierung. Diese kann nach Tabelle 1 erfolgen.

⇒ **Gesamtphosphor-Index (TP-Index):** ln-transformierte Saisonmittelwerte der TP-Konzentrationen, angepasst an die LAWA-Chl a-Klassifizierung (u.a. LAWA 1999). Datengrundlage zur Ableitung der Transformation: Gesamtdatensatz AWB, HMWB, natürliche Mittelgebirgsseen und Sondertypen aller Seetypen (s. Abb. 36).

Formel: TP-Index = $1,1109 \times \ln(\text{TP-Saisonmittel in } \mu\text{g/L}) - 1,3274$

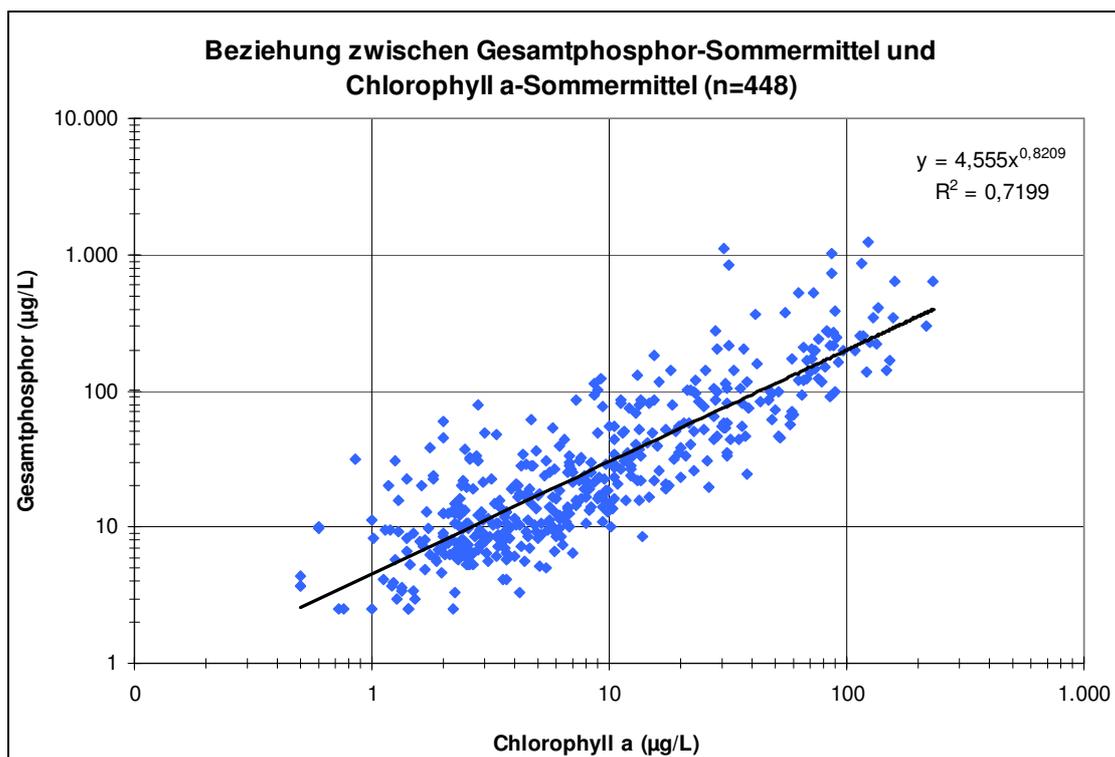


Abb. 36: Datengrundlage zur Ableitung des Gesamtphosphor-Index (Datengrundlage: Kalibrationsdatensätze natürliche, erheblich veränderte und künstliche Seen aller Seetypen)

⇒ **Biovolumen-Index (BV-Index):** ln-transformierte Saisonmittelwerte des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons angepasst an die LAWA-Chl a-Klassifizierung (u.a. LAWA 1999). Datengrundlage zur Ableitung der Transformation: alle Kalibrationsdatensätze des Datensatzes natürliche, erheblich veränderte und künstliche Seen, alle Seetypen und Ökoregionen gepoolt (Ableitung aus Abb. 37). **Formel:** BV-Index = $0,8924 \times \ln(\text{Biovolumen-Saisonmittel in mm}^3/\text{L}) + 1,8013$

⇒ **"Biomasse-Kalibrationskenngröße":** arithmetischer Mittelwert aus BV-Index und dem Chl a-Index berechnet nach der jeweils gültigen LAWA-Richtlinie (1999, 2001 oder 2003).

⇒ **Trophieindex_{MG}:** Insbesondere für Validierungsdurchgänge des PTSI im Mittelgebirge verwendeter arithmetischer Mittelwert aus TP-Index und Biomasse-Kalibrationskenngröße. Die Verwendung dieses Index, in welchem die Sichttiefe unberücksichtigt bleibt, war insbesondere für Seengruppen sinnvoll, in denen nicht algenbürtige Trübungen (z.B. Baggerseen, Talsperren) oder Färbungen auftreten (huminstoffgeprägte Seen), s. Tabelle 8.

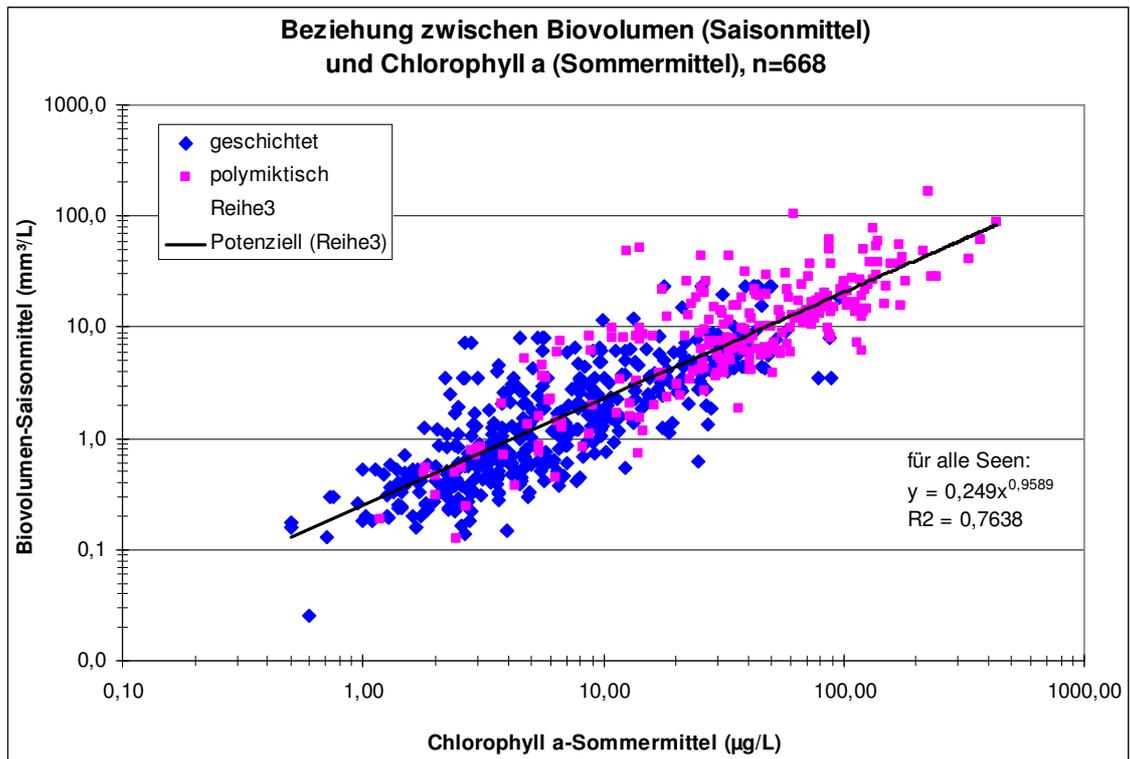


Abb. 37: Datengrundlage zur Ableitung des Biovolumen-Index (Datengrundlage: Kalibrationsdatensätze natürliche, erheblich veränderte und künstliche Seen aller Seetypen)

Tabelle 8: Einzelmetrics und die zur Entwicklung verwendeten Belastungs- bzw. Kalibrationskenngrößen.

Metric	Bei der Metric-Entwicklung verwendete Kalibrationskenngrößen oder Voreinstufungshilfen
Biomasse-Metric	LAWA-Index, Trophieindex _{MG}
Algenklassen-Metric	Trophieindex _{MG}
PTSI-Metric	Trophieindex _{MG} , TP-Index, Biomasse-Kalibrationskenngröße

5.3 Biomassemetric – Herleitung und Grenzwerte

5.3.1 Bewertungsfunktionen und Klassengrenzen

Der Biomasse-Metric setzt sich aus den folgenden Einzelindices, welche arithmetisch gemittelt werden, zusammen:

- mittleres Phytoplankton-Gesamtbiovolumen im Zeitraum März bis November (Saisonmittel),
- mittlere Chlorophyll a-Konzentration im Zeitraum März bis November (Saisonmittel) und
- maximale Chlorophyll a-Konzentration im Zeitraum März bis November (Saisonmittel)

Die Einzelschritte zur Ermittlung der Bewertungsfunktionen folgen der Methodik für das Bewertungsverfahren für natürliche Seen (NIXDORF *et al.* 2006, MISCHKE *et al.* 2008) und können den Projektberichten entnommen werden. Aus den in den Abb. 58 bis Abb. 71 grafisch ermittelten Klassengrenzen wird zunächst durch Kurvenanpassung an die Zustandsklassengrenzen eine seetypspezifische Formel für den Bewertungswert (= Ergebnis Einzelindex) jedes Einzelindex abgeleitet (Tabelle 9). Die mit den Bewertungsfunktionen in Einklang gebrachten seetypspezifischen Grenzen zwischen den einzelnen Bewertungsklassen sind der Tabelle 10 zu entnehmen. Der Einzelindex für das Chlorophyll a-Maximum geht in den Biomasse-Metric nur dann ein, wenn der Maximalwert 125 % des Chl a-Saison-Mittelwerts überschreitet (analog MISCHKE *et al.* 2008). Ergeben sich aus den Bewertungsfunktionen Einzelindices, die kleiner als 0,5 oder größer als 5,5 sind, werden diese vor der Berechnung des Gesamtindex auf 0,5 bzw. 5,5 gesetzt.

Wegen unzureichender Datengrundlage konnten für die Seetypen 7 und 9 keine eigenen Grenzwerte gefunden und Bewertungsfunktionen aufgestellt werden. Bei beiden Seetypen, die sich gemäß MATHES *et al.* (2002) nur durch die relative Größe des Einzugsgebietes bzw. den Volumenquotient voneinander unterscheiden, spricht für eine gemeinsame Beurteilung zusammen mit den Typen 5 bzw. 8, dass die Belastungen aus dem Einzugsgebiet im Mittelgebirgsraum keinen so großen Einfluss haben wie dies im Tiefland der Fall ist. Dies hatte auch bereits zu einer Zusammenlegung der Typen 2 und 3 im Alpenvorland geführt. Von MATHES *et al.* (2002) nicht berücksichtigt wurden die polymiktischen kalkarmen Seen des Mittelgebirgsraums, die zwar nur in geringer Anzahl vorkommen, aber einer eigenen Bewertung bedürfen, da sie weniger produktiv sind als die polymiktischen kalkreichen Seen der Ökoregion. Diese werden zunächst als Typ 6.2 geführt (s. Tabelle 2).

Tabelle 9: Seetyp- und Parameter-abhängige Bewertungsfunktionen zur Ermittlung der Einzelindices der Biomasse-Metric. Typ 6.2 wegen begrenzter Datengrundlage nur mit vorläufigem Bewertungsfunktionsvorschlag. $y = EQ$ Biomasse-Metric, $x =$ jeweiliger Parameter. * Bewertungsfunktionen bisher nicht ausreichend mit Daten belegt.

Typ	Parameter	Bewertungsfunktion
5 (+7)	Biovolumen (mm ³ /L)	$y = 1,4516 * \ln(x) + 1,5774$
	Chl a (µg/L)	$y = 1,1251 * \ln(x) + 0,1992$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,2827 * \ln(x) - 1,2533$
6.1	Biovolumen (mm ³ /L)	$y = 1,5952 * \ln(x) + 0,8169$
	Chl a (µg/L)	$y = 1,1770 * \ln(x) - 0,4292$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,1723 * \ln(x) - 1,4705$
6.2*	Biovolumen (mm ³ /L)	$y = 1,4805 * \ln(x) + 1,1844$
	Chl a (µg/L)	$y = 1,2975 * \ln(x) - 0,5405$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,2992 * \ln(x) - 1,5326$
8 (+9)	Biovolumen (mm ³ /L)	$y = 2,0688 * \ln(x) + 2,19$
	Chl a (µg/L)	$y = 1,7226 * \ln(x) - 0,3325$
	Chl a-Maximum (µg/L)	$y = 1,5274 * \ln(x) - 0,9952$

Tabelle 10: Seetypspezifische Grenzwerte der Bewertungsklassen für Saison-Gesamtbiovolumen, Saison-Chlorophyll a-Konzentration und maximale Chlorophyll a-Konzentration. n = Anzahl der für die Herleitung berücksichtigten Datensätze. unbefr.: unbefriedigend.

	Typ 5 (+7)			Typ 6.1		
	n = 24	n = 26		n = 12	n = 14	
	BV (mm ³ /L)	Chl a (µg/L)	Chl a-Max. (µg/L)	BV (mm ³ /L)	Chl a (µg/L)	Chl a-Max. (µg/L)
sehr gut/gut	0,95	3,2	8,6	1,53	5,2	12,6
gut/mäßig	1,89	7,7	18,7	2,87	12,1	29,6
mäßig/unbefr.	3,76	18,8	40,7	5,38	28,2	69,4
unbefr./schlecht	7,49	45,7	88,7	10,06	65,9	162,9
	Typen 8 (+9)			Typ 6.2		
	n = 54	n = 62		n = 5		
	BV (mm ³ /L)	Chl a (µg/L)	Chl a-Max. (µg/L)	BV (mm ³ /L)	Chl a (µg/L)	Chl a-Max. (µg/L)
sehr gut/gut	0,72	2,9	5,1	1,24	4,8	10,3
gut/mäßig	1,16	5,2	9,9	2,43	10,4	22,3
mäßig/unbefr.	1,88	9,3	19,0	4,78	22,5	48,1
unbefr./schlecht	3,05	16,5	36,5	9,39	48,7	103,9

5.3.2 Herleitung der Bewertungsfunktionen

Die seetypspezifischen Bewertungsfunktionen der drei Biomasse-Einzelindices wurden durch eine statistische Auswertung der Datenbank für die Seetypen 5 bis 9 ermittelt. Die Arbeitsschritte umfassten eine typspezifische Voreinstufung der "Seenjahre" anhand des LAWA-Index (entstehungsabhängig gemäß jeweils anwendbarer Richtlinie für natürliche Seen, Baggerseen oder Talsperren) und des Trophieindex_{MG} unter Zugrundelegung der Grenzwerte aus Tabelle 7. Die auf diese Weise in die Kategorien "sehr gut", "gut", "mäßig", "unbefriedigend" und "schlecht" eingestuften Daten wurden anschließend mit SPSS (Ver. 16.0) für jeden Seetyp einzeln ausgewertet (s. Abb. 58 bis Abb. 71). Um keine zu starke Beeinflussung durch einzelne Seen zuzulassen, gingen von jedem See nur maximal zwei Seejahre in die Auswertung ein (Verwendung der Kalibrationsdatensätze s. Kap. 2.1). Darüber hinaus wurden Datensätze aus der statistischen Analyse ausgeschlossen, bei denen das Chl a/BV-Verhältnis < 2,5 oder > 10 war, da hier eine offensichtliche Fehlbestimmung eines der beiden Parameter wahrscheinlich war (s. auch NIXDORF *et al.* 2006). Den mit SPSS erzeugten Boxplot-Darstellungen waren für jede Kategorie Minimum, Grenzwert des ersten Quartils, Median, Grenze des dritten Quartils und Maximum zu entnehmen. Die seetypspezifische Abgrenzung der einzelnen Bewertungskategorien erfolgte anhand der Lage dieser Kriterien in der Biovolumen- bzw. Chlorophyll a-Skala, wobei teilweise Korrekturen notwendig waren, wenn sich für das Biovolumen und die Chlorophyll a-Konzentrationen zu unterschiedliche, von der normalen Korrelation stark abweichende Grenzwerte ergaben (s. Anhang Abb. 58 bis Abb. 71). Auf der Grundlage der auf diese Weise erhaltenen Grenzwerte zwischen den Bewertungskategorien wurden nach deren Normierung entsprechend dem LAWA-Index die an die WRRL angepassten seetypspezifischen Bewertungsfunktionen durch Regressionsanalysen ermittelt und daraus die Bewertungsklassengrenzwerte abgeleitet.

5.4 Algenklassen-Metric

5.4.1 Bewertungsfunktionen und Klassengrenzen

Der Algenklassen-Metric setzt sich Seetyp-abhängig aus zwei bis drei Einzelindices zusammen, die teilweise für die Beschreibung des schlechten Seezustands noch durch ein weiteres Kriterium ergänzt werden (Tabelle 11). Als Einzelparameter kommen dabei zum Einsatz:

- mittleres Biovolumen der Cyanobacteria im Zeitraum März bis November (Saisonmittel),
- mittleres Biovolumen der Summe aus Chlorophyceae und Cryptophyceae im Zeitraum März bis November (Saisonmittel),
- mittleres Biovolumen der Summe aus Dinophyceae und Cyanobacteria im Zeitraum Juli bis Oktober,
- Dominanz der Dinophyceae im Zeitraum Juli bis Oktober,
- mittleres Biovolumen der Cyanobacteria im Zeitraum Juli bis Oktober.

Der Algenklassen-Index wird durch arithmetische Mittelung der Einzelindices berechnet. Dabei ist eine zuverlässige Bewertung der Seen anhand des Algenklassen-Index nur durch den Gesamtindex möglich. Die Einzelindices liefern zu einem großen Teil stark voneinander abweichende Ergebnisse, die erst im Zusammenspiel eine meist plausible Bewertung ermöglichen.

Die Einzelschritte folgen dabei dem Bewertungsverfahren für natürliche Seen (NIXDORF *et al.* 2006, MISCHKE *et al.* 2008). Aus den Algenklassendaten wird durch eine seetypspezifische Formel der Bewertungswert des Einzelindex ermittelt (Tabelle 11). Die typspezifischen Grenzen zwischen den einzelnen Bewertungsklassen sind Tabelle 12 zu entnehmen. Ergeben sich aus den Bewertungsfunktionen Einzelindices, die kleiner als 0,5 oder größer als 5,5 sind, werden diese vor der Berechnung des Gesamtmetrics auf 0,5 bzw. 5,5 gesetzt.

Tabelle 11: Typ- und Parameter-abhängige Algenklassen-Bewertungsfunktionen. $y = EQ$ Algenklassen-Metric, $x =$ jeweiliger Parameter.

Typ	Parameter	Bewertungsfunktion
5 (+7)	BV Apr-Okt Chloro- + Cryptoph. (mm ³ /L)	$y = 1,4251 * \ln(x) + 3,8692$
	BV Jul-Okt Dinoph. + Cyanobact. (mm ³ /L)	$y = 0,9683 * \ln(x) + 3,4573$
	Dominanz Jul-Okt Dinoph.	wenn < 2%, dann = 5
6.1	BV Apr-Okt Cyanobact. (mm ³ /L)	$y = 0,9854 * \ln(x) + 1,9838$
	BV Apr-Okt Chloro- + Cryptoph. (mm ³ /L)	$y = 1,3352 * \ln(x) + 2,3764$
	BV Jul-Okt Dinoph. + Cyanobact. (mm ³ /L)	$y = 1,8553 * \ln(x) + 1,1757$
6.2	BV Apr-Okt Cyanobact. (mm ³ /L)	$y = 0,9854 * \ln(x) + 1,9838$
	BV Apr-Okt Chloro- + Cryptoph. (mm ³ /L)	$y = 1,3352 * \ln(x) + 2,3764$
	BV Jul-Okt Dinoph. + Cyanobact. (mm ³ /L)	$y = 1,8553 * \ln(x) + 1,1757$
8	BV Apr-Okt Chloro- + Cryptoph. (mm ³ /L)	$y = 1,1486 * \ln(x) + 3,9514$
	BV Jul-Okt Dinoph. + Cyanobact. (mm ³ /L)	$y = 1,1831 * \ln(x) + 3,6975$
	Dominanz Jul-Okt Dinoph. (%)	$y = -1,6787 * \ln(x) + 5,7322$
9	BV Jul-Okt Cyanobact. (mm ³ /L)	wenn > 1 mm ³ /L, dann = 5
	BV Apr-Okt Chloro- + Cryptoph. (mm ³ /L)	$y = 1,1486 * \ln(x) + 3,9514$
	BV Jul-Okt Dinoph. + Cyanobact. (mm ³ /L)	$y = 1,1831 * \ln(x) + 3,6975$
	Dominanz Jul-Okt Dinoph. (%)	$y = -1,6787 * \ln(x) + 5,7322$
	BV Apr-Okt Cyanobact. (mm ³ /L)	wenn > 0,8 mm ³ /L, dann = 5

Tabelle 12: Typspezifische Grenzwerte des Algenklassenbiovolumens in mm³/L oder der Dominanz in % zwischen den Bewertungsklassen der Algenklassen-Metrics.

Typ 5 (+7)				
	BV Saison Chloro- + Cryptophyceae	BV Jul-Okt Dino- + Cyanophyceae	Dominanz Jul-Okt Dinophyceae.	
sehr gut/gut	0,19	0,13	-	
gut/mäßig	0,38	0,37	-	
mäßig/unbefr.	0,77	1,05	-	
unbefr./schlecht	1,56	2,94	< 2	
Typ 6.1				
	BV Saison Cyanophyceae	BV Saison Chloro- + Cryptophyceae.	BV Jul-Okt Dino- + Cyanophyceae	
sehr gut/gut	0,61	0,52	1,19	
gut/mäßig	1,69	1,10	2,04	
mäßig/unbefr.	4,66	2,32	3,50	
unbefr./schlecht	12,85	4,91	6,00	
Typ 6.2				
	BV Saison Cyanophyceae	BV Saison Chloro- + Cryptophyceae	BV Jul-Okt Dino- + Cyanophyceae	
sehr gut/gut	0,61	0,52	1,19	
gut/mäßig	1,69	1,10	2,04	
mäßig/unbefr.	4,66	2,32	3,50	
unbefr./schlecht	12,85	4,91	6,00	
Typ 8				
	BV Saison Chloro. + Crypto.	BV Jul-Okt Dino- + Cyano.	Dominanz Jul-Okt Dinophyceae	BV Jul-Okt Cyanophyceae
sehr gut/gut	0,12	0,16	12	-
gut/mäßig	0,28	0,36	7	-
mäßig/unbefr.	0,68	0,85	4	-
unbefr./schlecht	1,61	1,97	2	> 1
Typ 9				
	BV Saison Chloro. + Crypto.	BV Jul-Okt Dino- + Cyanophyc.	Dominanz Jul-Okt Dinophyceae	BV Jul-Okt Cyanophyceae
sehr gut/gut	0,12	0,16	12	-
gut/mäßig	0,28	0,36	7	-
mäßig/unbefr.	0,68	0,85	4	-
unbefr./schlecht	1,61	1,97	2	> 0,8

5.4.2 Herleitung der Bewertungsfunktionen

Die typspezifischen Bewertungsfunktionen der Einzelindices wurden durch eine statistische Auswertung der Datenbank für die Seetypen 5 bis 9 unter Prüfung der Biomasse- und Dominanz-Entwicklung einer Vielzahl von Algenklassen und verschiedenen Algenklassen-Kombinationen entlang des Trophiegradienten Trophieindex_{MG} ermittelt. Dabei erfolgte eine Orientierung an den Ergebnissen, die für die natürlichen Seen des Tieflands und der Voralpen erarbeitet wurden (MISCHKE *et al.* 2008). Die Arbeitsschritte umfassten eine typspezifische Voreinstufung der "Seen-

jahre“ anhand des Trophieindex_{MG} (s. Kap. 5.2) unter Zugrundelegung der Grenzwerte aus Tabelle 7. Die auf diese Weise in die Kategorien "sehr gut“, "gut“, "mäßig“, "unbefriedigend“ und "schlecht“ eingestuft Datensätze wurden anschließend mit SPSS (Vers. 16.0) für jeden Seetyp einzeln ausgewertet. Um keine zu starke Beeinflussung durch einzelne Seen zuzulassen, gingen von jedem See nur maximal zwei Seenjahre in die Auswertung ein (s. Kap. 2.1, Verwendung der Kalibrationsdatensätze).

Den mit SPSS erzeugten Boxplot-Darstellungen waren für jede Kategorie Minimum, Grenzwert des ersten Quartils, Median, Grenze des dritten Quartils und Maximum zu entnehmen. Die seetypspezifische Abgrenzung der einzelnen Bewertungskategorien erfolgte anhand der Lage dieser Kriterien in der Biovolumen-Skala. Auf der Grundlage der auf diese Weise erhaltenen Grenzwerte zwischen den Bewertungskategorien wurden nach deren Normierung entsprechend dem LAWA-Index die an die WRRL angepassten seetypspezifischen Bewertungsfunktionen durch Regressionsanalysen ermittelt und daraus die Bewertungsklassengrenzwerte abgeleitet.

5.5 PTSI – Phytoplankton-Taxa-Seenindex

5.5.1 Vorgehensweise

Die Vorgehensweise zur Erstellung der Indikatorlisten entspricht weitgehend dem in NIXDORF *et al.* 2006 und MISCHKE *et al.* (2008) für den PTSI beschriebenen Prozedere. Für die Suche nach Trophie anzeigenden Indikatorarten wurden in diesem ersten Ansatz 127 valide Jahresgänge ausgewählt. Seenjahre mit zu wenig oder unplausiblen Begleitdaten sowie nicht ausreichend differenzierter Taxonomie wurden nicht in den Kalibrierungsdatensatz aufgenommen. Die Kalibrationsdatensätze wurden nach den Kriterien in Kap. 2.1 zusammen gestellt.

Abweichend zur Herleitung in MISCHKE *et al.* (2008) wurden für den PTSI im vorliegenden Bewertungsansatz nicht mehr der LAWA-Index als zentrale Kalibrationsgröße herangezogen, sondern die in Kap. 5.2 beschriebenen Belastungsparameter TP-Index, die "Biomasse-Kalibrationskenngröße" sowie der Trophieindex_{MG}.

Das "Umgehen" des LAWA-Index bei der Kalibrierung des PTSI im Mittelgebirge ist aus folgenden Gründen sinnvoll:

- Bei Betrachtung der Einzelindices des LAWA-Index scherte der Sichttiefenindex relativ oft mehr als eine Indexeinheit gegenüber den anderen Indices aus.
- In Talsperren treten zeitweise mineralische Trübungen auf sowie huminstoff, welche den Sichttiefenindex beeinflussen und eine von der Trophie unabhängige Verschlechterung des LAWA-Index bewirken.
- In der Ökoregion Mittelgebirge kommen abhängig von den vorkommenden Gewässerarten alle drei LAWA-Richtlinien nebeneinander zum Zuge, welche insbesondere für den Parameter Gesamtphosphor stark unterschiedliche Index-Kurvenanpassungen besitzen. Eine einheitliche Behandlung der Belastungsgröße Gesamtphosphor/Nährstoffbelastung ist dadurch nicht gegeben.
- In den drei LAWA-Richtlinien (Talsperren, Baggerseen, natürliche Seen) werden die Trophieparameter z.T. sehr unterschiedlich gewichtet, so dass die errechneten LAWA-Indices nur eingeschränkt miteinander vergleichbar sind.

Kurzbeschreibung zur Erstellung der Indikatorliste u.a. im Mittelgebirge:

Die Ermittlung des trophischen Vorkommensschwerpunkts einer Art im Trophiespektrum (Belastungsgrößen Trophieindex_{MG}, TP-Index, Biomasse-Kalibrationskenngröße) erfolgte auf zwei Arten:

1. Rechnerische Ermittlung der Trophieoptima oder Trophieschwerpunkte potenzieller Indikatortaxa durch eine gewichtete Mittelwertbildung aller "Seenjahr-Trophieindices", in denen das Taxon gefunden wurde. Als Gewichtungsgröße wurde jeweils die jährliche Maximaldominanz der betreffenden Phytoplanktonart verwendet.

2. Grafische Darstellung des Vorkommens der potenziellen Indikatortaxa im Trophiepektrum der Belastungskenngrößen TP-Index und Biomasse-Kalibrationskenngröße sowie Abgleich und Plausibilisierung mit den rechnerisch ermittelten Trophieschwerpunkten.

Die Berechnung der für den PTSI zu verwendenden taxonspezifischen Trophieankerwerte erfolgte mittels Transformation der Werte in einen aufgeweiteten Wertebereich. Ziel der Transformation war, das Ergebnis des PTSI in den Wertebereich des LAWA-Index zwischen 0,5-5,5 zu kalibrieren.

Die Taxon-spezifischen Stenökiefaktoren für die Indikatortaxa wurden zunächst anhand der Standardabweichung der gewichteten Mittelwertbildung ermittelt und anschließend grafisch anhand der Verteilungsabbildungen der Taxa nochmals geprüft.

5.5.2 Ergebnis - Indikatorliste im Mittelgebirge und Kalibrierung

Im Datensatz Mittelgebirge konnten in einem ersten Ansatz 121 Trophie indizierende Taxa gefunden werden. Der Kalibrierungsdatsatz bestand aus ausgewählten Seenjahren aller Mittelgebirgsseentypen 5-9 (s. Tabelle 13). Somit besitzt die erarbeitete Indikatorliste Gültigkeit für alle Mittelgebirgsseen unabhängig von Schichtungsverhalten, Kalkgehalt, VQ oder mittlerer Tiefe.

Tabelle 13: Seentypen nach MATHES *et al.* (2002) und die für den PTSI jeweils gültige Indikatorliste. Übersicht über alle Seentypen Deutschlands. Grün unterlegt = neue Mittelgebirgsliste.

Behandelte Seentypen nach LAWA	Indikatorliste für	Abkürzung	Anzahl Indikatortaxa	Anzahl der enthaltenen taxonomischen Einheiten (IDs in HTL*)	Anzahl der Doppel- oder Mehrfachtaxa/Gattungen
1, 2, 3 und 4	Alpen- und Voralpenseen	AVA	125	208	24
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
5, 6, 7, 8, 9	Mittelgebirgsseen	MG	121	190	19

Die Indikatortaxa gehen analog zum bisherigen PTSI (RIEDMÜLLER *et al.* 2006) mit einem Trophieankerwert (=Verrechnungsgröße des Taxon-Trophieschwerpunkts) und einem Stenökiewert, welcher die Treue des Taxons zum Trophieschwerpunkt beschreibt, in die gewichtete Mittelwertbildung der Trophieklassifizierung des PTSI ein nach der Formel:

$$PTSI = \frac{\sum ("Abundanz" klasse_i \times TAW_i \times Stenökiefaktor_i)}{\sum ("Abundanz" klasse_i \times Stenökiefaktor_i)}$$

PTSI = Phytoplankton-Taxa-Seen-Index pro Probe

Abundanzklasse_i = Abundanzklasse des i-tes Taxons in der Probe, Biovolumenklassen nach Tabelle 14

TAW_i = Trophiewert des i-ten Indikatortaxons

Stenökiefaktor_i = Stenökiefaktor des i-ten Indikatortaxons

Tabelle 14: Bildung von "Abundanz"-klassen des Biovolumens eines Indikatortaxons zur Verrechnung im PTSI.

Klassen des Biovolumens (mm ³ /l)	"Abundanz"-klasse
≤ 0,0001	1
> 0,0001-0,001	2
> 0,001-0,01	3
> 0,01-0,1	4
> 0,1-1	5
> 1-5	6
> 5-25	7
> 25	8

Die Trophieklassifikation mit dem PTSI erfolgt gemäß Verfahrensanleitung in MISCHKE *et al.* (2008) zunächst auf Basis des Probenbefundes. Der arithmetische Mittelwert aller Probenwerte eines Jahres ergibt den Jahreswert, welcher dann für die Bewertung mit dem PSI herangezogen wird. Unter Abgleich mit der Referenztrophy (s. Tabelle 7) wird der Bewertungswert PTSI abgeleitet.

Tabelle 15: Spearman-Rangkorrelation zwischen PTSI und trophischen Kenngrößen für die Seengruppen Alpen und Voralpen (AVA), Tiefland geschichtet (Tgesch) und polymiktisch (Tpoly) sowie zum Vergleich in den Seetypen des Mittelgebirges. Datengrundlage: Validierungsdatensätze mit ausreichender Anzahl an Indikator taxa i.d.R. > 3 im Saisonmittelwert. Alle Korrelationen sind höchst signifikant.

Indikatorliste	Rangkorrelation zwischen:	Korrelationskoeffizient r	Anzahl Validierungsdatensätze
AVA	PTSI und LAWA-Index	0,82	190
Tgesch	PTSI und LAWA-Index	0,67	256
Tpoly*	PTSI und LAWA-Index	0,71	94
MG	PTSI und Trophieindex _{MG}	0,88	153
AVA	PTSI und TP-Saisonmittel	0,83	184
Tgesch	PTSI und TP-Saisonmittel	0,46	257
Tpoly*	PTSI und TP-Saisonmittel	0,50	94
MG	PTSI und TP-Saisonmittel	0,87	153

*gilt für Neudaten ab Untersuchungsjahr 2004

Um den PTSI in die Werteskala des LAWA-Index zu transformieren, bedarf es zahlreicher Validierungsdurchläufe, in denen jeweils die Transformation der Trophieankerwerte modifiziert wird. Deren Auswirkung auf den PTSI-Berechnung und sein Verhalten gegenüber den Trophiekenngrößen TP-Index und BM-Index wurde am gesamten vorliegenden Datensatz getestet.

Vereinzelt wurden zu "schlechte" Indikatorarten, d.h. im Trophiespektrum zu weit verteilte Taxa, aus der Liste entfernt oder Trophieankerwerte korrigiert. Für die Validierung wurden über den Kalibrierungsdatensatz hinaus noch weitere Jahresgänge verwendet, welche jedoch ausreichend viele Indikator taxa im Saisonmittel aufweisen mussten. Das Ergebnis der Transformationen und der Kalibration zeigt die Abb. 38. Ein Ziel der Validierung und Kalibrierung ist das Hinrücken der linearen Kurvenanpassung an die Ausgleichsgerade.

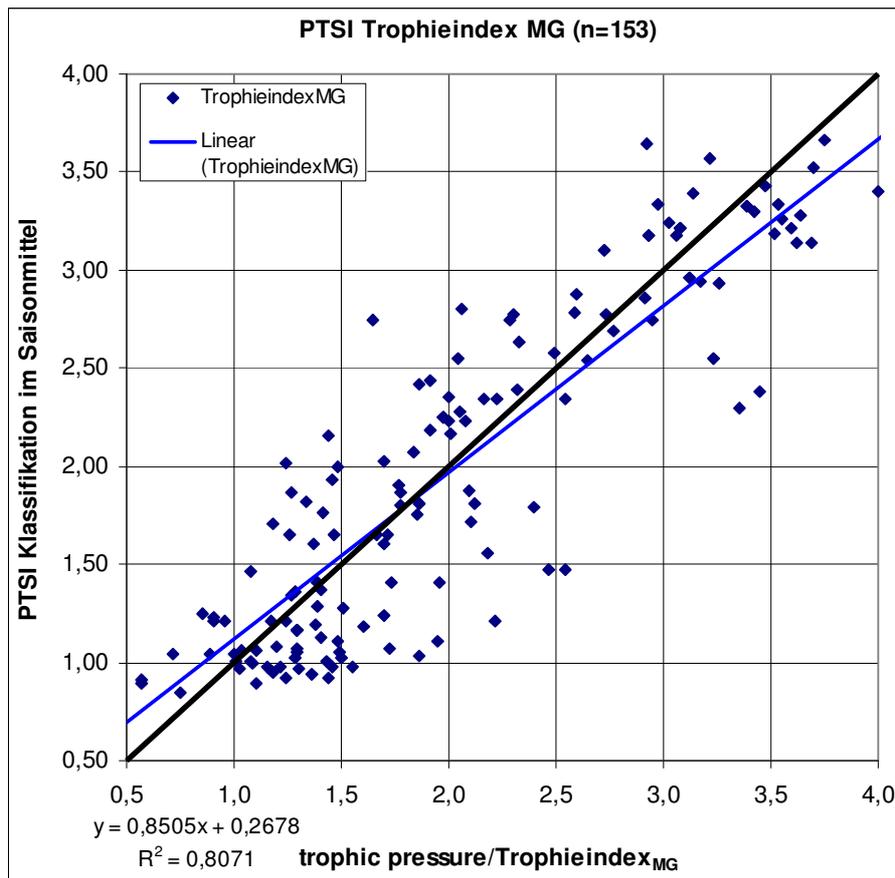


Abb. 38: Endergebnis der Kalibration des PTSI mit Hilfe von Transformationen der Trophieankerwerte und Veränderungen in der Indikatorliste. Als Vergleichskenngröße wird hier der PTSI mit dem Trophieindex_{MG} dargestellt. Im Validierungsdatensatz sind nur Jahresgänge enthalten, in denen mindestens drei Indikator taxa im Saisonmittel gefunden wurden.

Die lineare Kurvenanpassung des MG-PTSI zeigt nur noch eine geringe Abweichung zur Ausgleichsgeraden und das Bestimmtheitsmaß R^2 erreicht einen Wert von 0,81 (Abb. 38). Für den PTSI in der Alpenregion sowie im norddeutschen Tiefland wurden bei vergleichbarer Lage der Kurvenanpassungen lediglich Bestimmtheitsmaße von 0,70 beim AVA-PTSI, 0,71 beim der Tgesch- und 0,58 bei der Tpoly-Liste erzielt. Das Ergebnis für die Mittelgebirgsseen kann demnach im Vergleich als gut angesehen werden. Dies wird durch die SPEARMAN-Rangkorrelationsanalysen bestätigt (s. Tabelle 15). Obwohl die Einbindung von polymiktischen Seen sowie die Gleichbehandlung von Weich- und Hartwasserseen sicherlich eine gewisse Streuung im Datensatz erzeugen, stellt sich der Mittelgebirgs-PTSI als gut korrelierte Größe zu den Trophiekenngrößen dar.

5.5.3 Algenklassenzusammensetzung der Indikatorliste des Mittelgebirges

Die meisten Indikatortaxa sind Chlorophyceae, danach folgen die Diatomeen (Bacillariophyceae) und die Blaualgen (Cyanobacteria) sowie die Chrysophyceae. In den Alpen und im norddeutschen Tiefland wurde eine ganz ähnliche Verteilung gefunden (MISCHKE *et al.* 2008) (vgl. Tabelle 16).

Die Diatomeen und Chrysophyceen enthalten vorwiegend Taxa, welche oligo- bis mesotrophe Zustände anzeigen (Abb. 39). Die Indikatortaxa der Chlorophyceae und Cyanobacteria kennzeichnen schwerpunktmäßig eutrophe bis hypertrophe Seen. Die vergleichende Darstellung in Tabelle 16 zeigt, dass die Diatomeen in allen Seetypen viele Indikatortaxa besitzen. Die Liste der polymiktischen Tieflandseen enthält im Gegensatz zu den Listen AVA, MG und Tgesch auch viele Diatomeentaxa, welche eine poly- bis hypertrophe Trophie indizieren (vgl. MISCHKE *et al.* 2008).

In der häufig vorkommenden Gruppe der Cryptophyceae sind dagegen nur sehr wenige oder keine hinsichtlich Trophie spezifischen Taxa enthalten. Vielmehr kommen z.B. die Arten der Gattung *Cryptomonas* oder *Rhodomonas* in allen Trophieklassen vor.

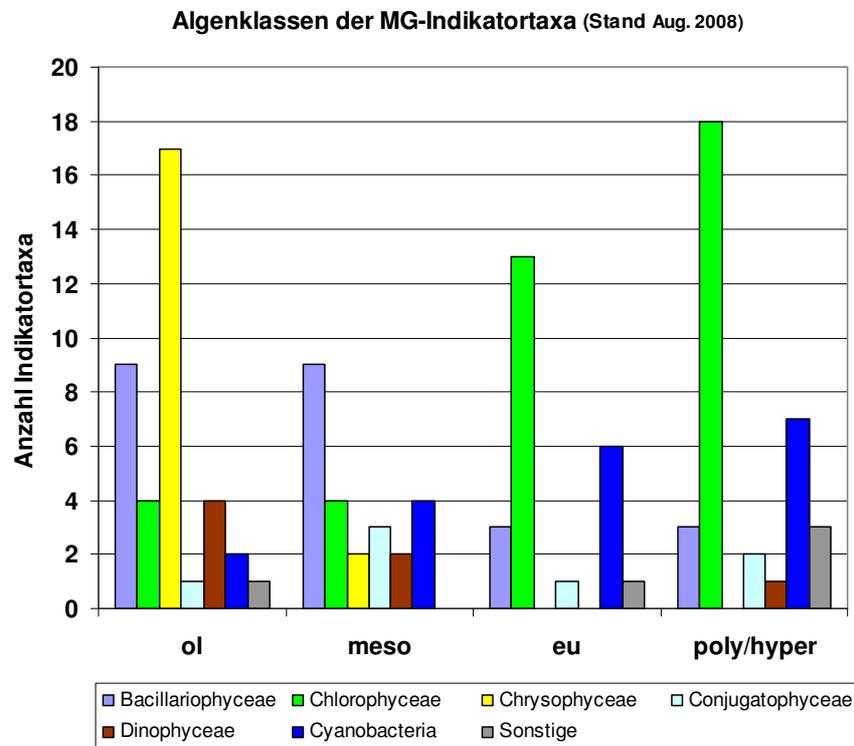


Abb. 39: Algenklassenverteilung in der Indikatorliste des Mittelgebirges.

Tabelle 16: Verteilung der Indikatortaxa der einzelnen Listen auf die Algenklassen. Die drei häufigsten Klassen wurden grün gekennzeichnet.

Algenklasse	Alpen und Voralpen (AVA)	Mittelgebirge (MG)	Geschichtete Seen des Tieflandes (Tgesch)	Polymiktische Seen des Tieflandes (Tpoly)
Bacillariophyceae	27	24	28	25
Chlorophyceae	37	39	29	29
Chrysophyceae	12	19	13	7
Conjugatophyceae	10	7	7	11
Cyanobacteria	26	19	25	24
Dinophyceae	7	7	5	7

5.6 Bewertungsergebnisse Mittelgebirgsseen

5.6.1 Ergebnis der Metric-Validierung und –gewichtung

Wie in NIXDORF *et al.* (2006) und MISCHKE *et al.* (2008) ausführlicher beschrieben, ist das Endergebnis des Verfahrens - der PhytoSee-Index (PSI) - multimetrisch und umfasst für alle Seetypen die folgenden drei Bewertungskenngrößen:

- 1. Biomasse-Metric
- 2. Algenklassen-Metric
- 3. Phytoplankton-Taxa-Seen-Index, PTSI-Metric

Die Verschneidung der Einzelmetrics zum Gesamtindex erfolgt nach der Formel:

$$\text{Phyto-Seen-Index(PSI)} = \frac{\sum (\text{Metric}_{1-3} \times \text{Gewichtungsfaktor}_{1-3})}{\sum (\text{Gewichtungsfaktor}_{1-3})}$$

Die Gewichtungsfaktoren für die Seetypen im Mittelgebirge sind in Tabelle 17 angegeben.

Zur Validierung der Metrics im Modul Mittelgebirge konnte der Kalibrationsdatensatz um zahlreiche Datenreihen ergänzt werden. Voraussetzung war das Vorhandensein von den Begleitdaten Gesamtphosphor und Chlorophyll a in ausreichender Anzahl pro Saison. Für die PTSI-Betrachtung wurden ausschließlich Metric-Ergebnisse zur Beurteilung herangezogen, welche auf mehr als 4 Indikatortaxa basieren. Die Validierung erfolgt u.a. mit dem Trophieindex_{MG}, welcher zur besseren Vergleichbarkeit ebenfalls als "Bewertungswert" bzw. als EQ angegeben wird. Die Berechnung erfolgt analog zum PTSI-Metric nach der Formel:

$$\text{EQ Trophieindex}_{\text{MG}} = 0,5 + (\text{Trophieindex}_{\text{MG}} - \text{trophischer Referenzwert Seetyp}) \times 2$$

Die Endkalibration der Metrics liegt im 'sehr guten' Bereich etwas über der Ausgleichsgeraden und im 'unbefriedigend' bis 'schlechten' Bereich etwas darunter (s. Abb. 40). Die Bewertungen des AK-Metrics streuen am meisten. Dieser besitzt deshalb bei der gewichteten Mittelwertbildung des Gesamtindex eine geringere Gewichtung: Gewichtungsfaktoren im Mittelgebirge BM = 2, AK = 1 und PTSI = 2. Dennoch besitzt der AK-Metric eine gute Korrelation zu den "Belastungsgrößen" (s. Tabelle 17) und führte in Tests zu einer besseren Treffsicherheit des Gesamtindex.

Auch der PTSI zeigt in einigen Fällen stark vom EQ Trophieindex_{MG} abweichende Werte. Teilweise liegen in diesen Fällen trotz der Überschreitung der Mindestanzahl von 4 immer noch sehr wenige Indikatortaxa vor und die Bewertung ist deshalb unausgewogen. In anderen Fällen wie z.B. der Edertalsperre im Jahr 2001 wurden tatsächlich viele als eutroph eingestufte Taxa gefunden wie u.a. *Cyclostephanos dubius*, *Stephanodiscus minutulus* und *Cyclotella pseudostelligera* sowie diverse eutroph eingestufte *Scenedesmus*-Arten, so dass der PTSI zutreffend den Trophiestatus eutroph 1 und einen EQ von 3,6 ermittelt. Im Fall der hessischen Talsperren ist teilweise die Laboranalytik des Chlorophyll a und Gesamtphosphors in Frage zu stellen.

Der Gesamtindex liegt in einem relativ engen Bereich um die Ausgleichsgerade insbesondere in den Zustandsklassen 2 bis etwa 4 (Abb. 40). Im unbefriedigenden bis schlechten Zustand tritt eine leichte Unterschätzung der Trophiebelastung auf. Seen mit sehr geringen Gesamtphosphor-, Chlorophyll a- und Biomassekonzentrationen mit dem untersten EQ Trophieindex_{MG} von 0,5 werden in den Einzelmetrics z.T. mit gut oder mäßig bewertet. Dies führt jedoch in keinem der Fälle zu einer Abwertung in die Klasse 2.

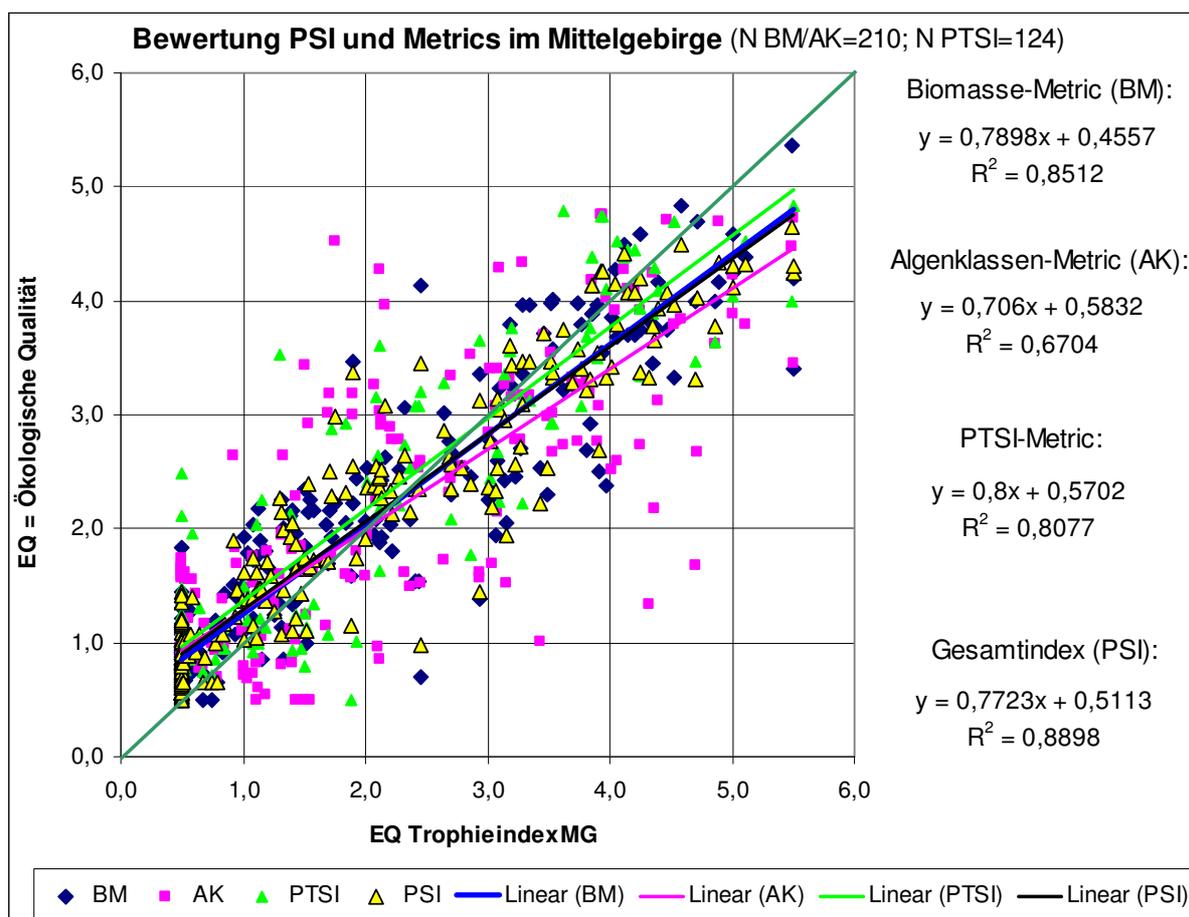


Abb. 40: Metric-Validierung im Datensatz Mittelgebirge sowie Lage der linearen Kurvenanpassung. Metric-Ergebnisse EQ versus EQ Trophieindex_{MG}.

Tabelle 17: Spearman-Rangkorrelation zwischen der "Belastungsgröße" EQ Trophieindex_{MG} und den Bewertungsmetrics mit Koeffizienten und Fallzahlen. (Alle Korrelationen sind höchst signifikant, Irrtumswahrscheinlichkeit <0,001). Regressionskoeffizienten aus Abb. 40 sowie abgeleitete Gewichtungsfaktoren für die Mittelwertbildung des Gesamtindex PSI aus den Einzelmetrics.

	BM-Metric	AK-Metric	PTSI	PSI
EQ Trophieindex _{MG}	0,92	0,81	0,85	0,94
Wertepaarungen n =	210	210	124	210
Regression zur linearen Kurvenanpassung in Abb. 40 (Ausgleichsgerade zu EQ Trophieindex _{MG})	0,85	0,67	0,81	0,89
Gewichtungsfaktoren	2	1	2	

Alle Metrics besitzen eine gute Korrelation zu der "Belastungsgröße" EQ Trophieindex_{MG} (Tabelle 17). Anhand der Regressionen (Abb. 40) und Korrelationen der Einzelmetrics zu trophischen Kalibrationskenngrößen (Tabelle 17) können die Gewichtungsfaktoren für die Mittelwertbildung des Gesamtindex PSI abgeleitet werden. Unter Berücksichtigung einer teilweisen Autokorrelation zwischen Trophieindex_{MG} und dem Biomasse-Metric wurden für die Mittelgebirgstypen der Biomasse- und der PTSI-Metric mit dem Faktor 2 und der schwächer korrelierte Algenklassen-Metric mit dem Faktor 1 belegt.

5.6.2 Bewertungsergebnisse im Mittelgebirge - Übersicht

Für 240 Jahrgänge deutscher Mittelgebirgsseen liegen Bewertungsergebnisse vor. Für 128 Jahrgänge konnte kein gültiger PTSI ermittelt werden, aufgrund Unterschreitung der erforderlichen Anzahl an Indikatortaxa von 4. Darunter sind zwei saure Tagebauseen aus Bayern (Murner und Steinberger See). Die ungültigen Bewertungen werden hier nicht weiter betrachtet. Bei 3 der 112 valide bewerteten Jahrgänge fehlen Chlorophyll a-Messungen (und alle weiteren Begleitdaten) und der Biomasse-Metric stützt sich allein auf die Biovolumenwerte (TS Dröda 2002 und 2003, TS Pöhl 2003). Die Ergebnisse wurden jedoch als weitgehend plausibel eingeschätzt.

Anhand der Abb. 41 und Abb. 42 können die Ergebnisse wie folgt beschrieben werden:

- Die wenigen im Mittelgebirge gelegenen Tagebauseen/Jahrgänge werden alle mit sehr gut bewertet.
- Im Mittelgebirgsdatensatz dominieren die Talsperrendatensätze: Im sehr guten und 'unbefriedigenden' und 'schlechten' Zustand weichen die Metrics in der Regel weniger voneinander ab als im guten und mäßigen Zustand.
- Der Altmühlsee, der einzige Speicher im Mittelgebirgsdatensatz, wird sehr konsistent mit unbefriedigend bewertet.

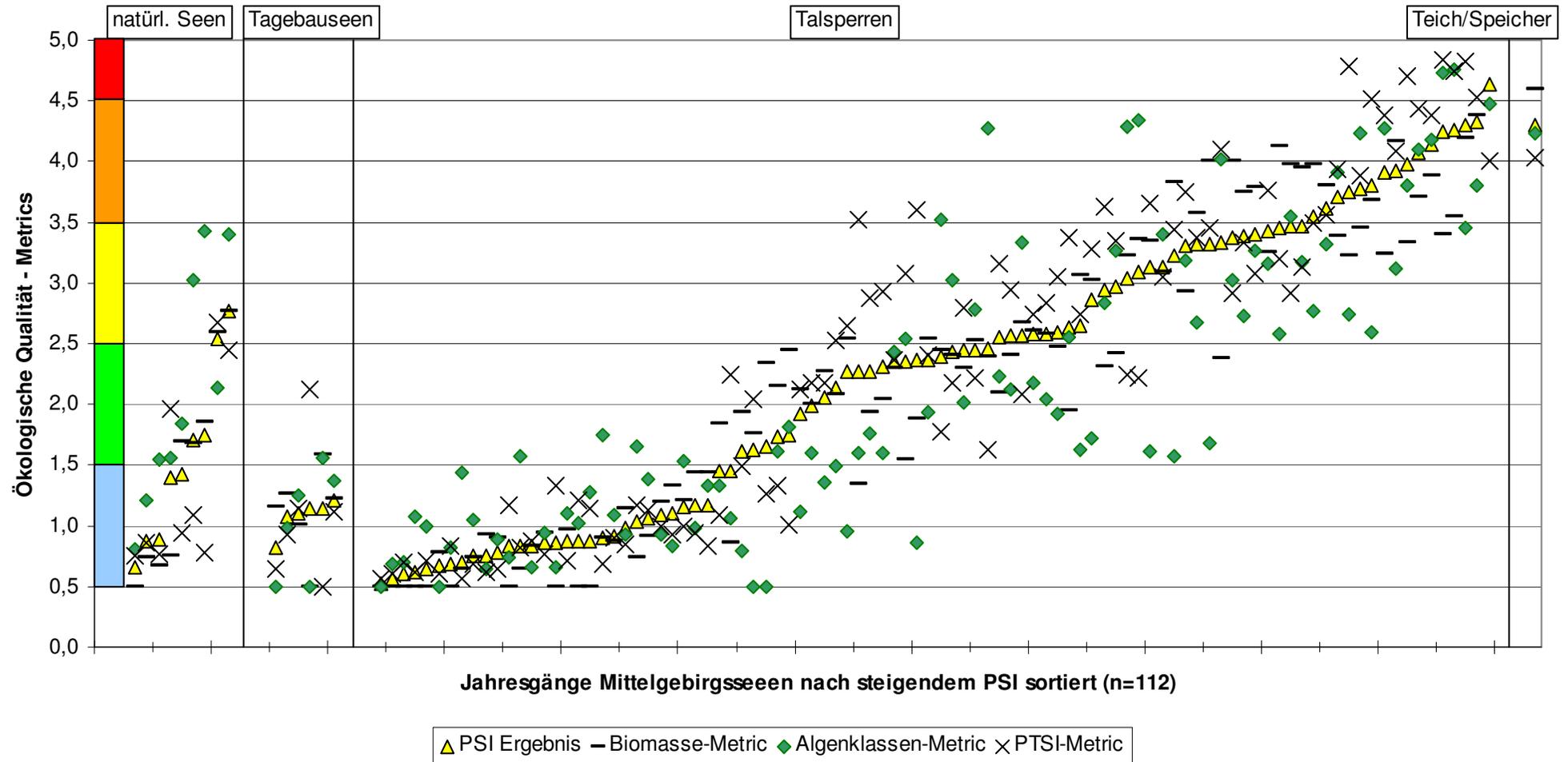


Abb. 41: PSI-Bewertungsergebnisse für die Mittelgebirgsseen im Überblick nach Einzelmetrics aufgeschlüsselt. Die 112 Jahrgänge wurden nach Gewässerart und steigendem PSI sortiert.

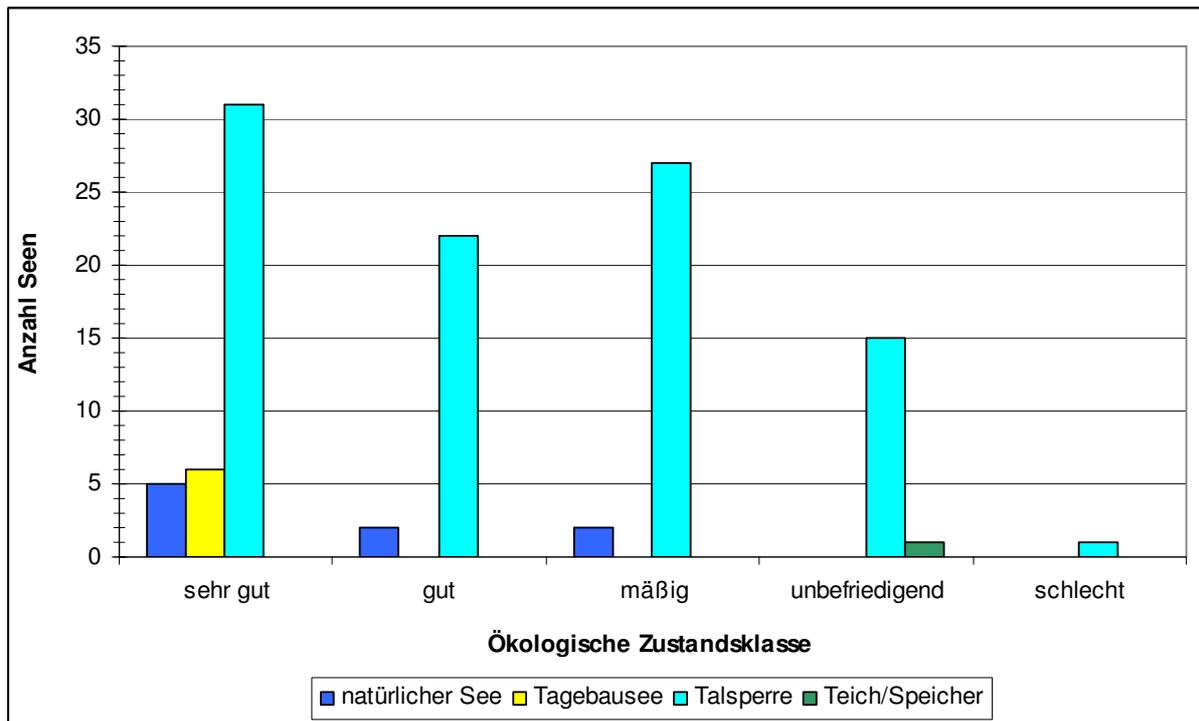


Abb. 42: PSI-Bewertungsergebnisse in den Gewässerarten des Mittelgebirges. (n = 112 Jahrgänge)

- Rund ein Drittel aller Talsperrenjahrgänge sind mit sehr gut bewertet. 23% sind mit gut und 28% mit mäßig bewertet. Nur 16% der Jahrgänge wurden als unbefriedigend oder schlecht eingestuft.
- Die Jahrgänge der natürlichen Seen besitzen ihren Schwerpunkt im guten und sehr guten Zustand. Nur zwei Jahrgänge des Laacher Sees (1985 und 2005) wurden mit mäßig bewertet.

6 Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen im Tiefland

6.1 Ausgangslage für die Anwendung des PTSI

Zur Berechnung des PSI (Phyto-Seen-Index) wurden die Seen im oberrheinischen und norddeutschen Tiefland zu den Seesubtypen des norddeutschen Tieflands des Phytoplanktonverfahrens nach MISCHE *et al.* (2008) eingeordnet. Die Zuordnung der künstlichen und erheblich veränderten Tieflandgewässer (AWB u. HMWB) erfolgte zu dem ähnlichsten Subtyp, vgl. Ausführungen in Kap. 2.4. Die Seen des oberrheinischen Tieflands wurden trotz ihrer Lage in der Ökoregion Mittelgebirge entsprechend der Ähnlichkeitsanalysen (vgl. Kap. 4.1 und 4.3) ebenso zu den norddeutschen Tieflandtypen eingestuft.

Im Tieflanddatensatz liegen zusätzlich Sondertypen (Typ 88) natürlicher Seen vor:

- ein Altarm und ein Altwasser der Elbe (Alte Elbe Jerichow und Sandkrug)
- ein Altarm und ein Altwasser des Rheins (Lingenfelder und Neuhofener Altrhein)
- ein Erdfallsee in Niedersachsen (Seeburger See)

Die nachträglich bebaggerten und eingetieften Altarme und Altwasser des Rheins wurden als "Baggerseen" angesprochen, da sie aus limnologischer Sicht diesen am ähnlichsten sind. Typologisch korrekt müssen sie jedoch als erheblich veränderte natürliche Seen angesehen werden. Dies sind z.B. der an den Rhein angebundene hessische Lampertheimer Altrheinsee, der Vordere Roxheimer Altrhein oder Kief- und Schäferweiher in Rheinland-Pfalz.

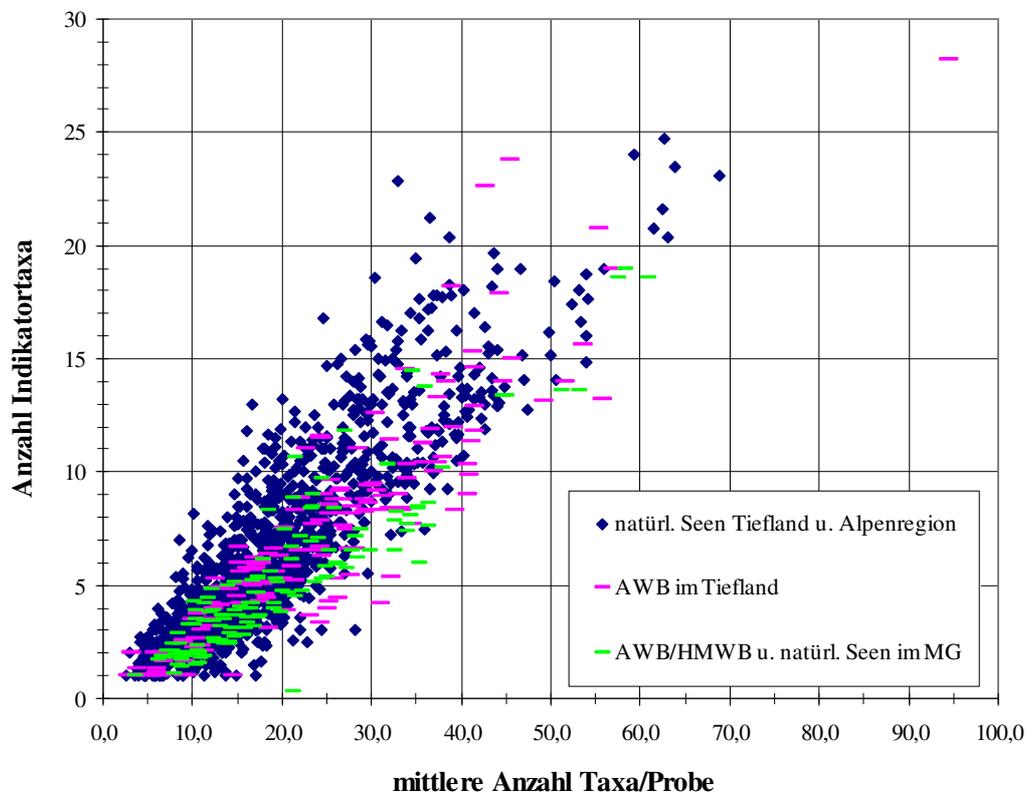


Abb. 43: Anzahl der im Mittel der Proben eines Jahresgangs gefundenen Indikatorntaxa in Abhängigkeit von der mittleren Taxazahl pro Probe, Vergleich mit den Verhältnissen in natürlichen Seen. Datenbasis: Befunde ohne heterotrophe Taxa von 1.492 Jahresgängen.

Ziel des Probedurchlaufs war, eine Anwendbarkeit bzw. Übertragbarkeit des bestehenden Verfahrens - insbesondere die Gültigkeit der Indikatorlisten - zu prüfen und die Projektaufgaben für die künstlichen Gewässer im Tiefland zu konkretisieren.

Die Datenanalyse hinsichtlich der gefundenen PTSI-Indikator taxa in den Jahregängen (Abb. 43 u. Abb. 44) lässt folgende Schlüsse zu:

- Der Vergleich mit den erreichten Indikatorzahlen in natürlichen Seen zeigt, dass in künstlichen Seen im Tiefland und im Mittelgebirge in vielen Fällen ähnlich viele Indikator taxa gefunden werden. Insgesamt liegt die mittlere Anzahl jedoch niedriger. Der mittlere Prozentsatz der Indikator taxa an der Gesamtanzahl der gefundenen Taxa liegt bei den natürlichen Seen bei 34%, bei den künstlichen Seen im Tiefland bei 30%. In den Mittelgebirgsseen werden im Mittel 27% erreicht.
- Seen mit guter Trefferquote (roter Kringel in Abb. 44) waren vorwiegend Tieflandseen aller Gewässerarten.

Seen mit schlechterer Trefferquote (grüner Kringel in Abb. 44) sind vorwiegend Seen im Mittelgebirge und Baggerseen in der Oberrheinebene, wobei der PTSI bei den Mittelgebirgsseen mit der Alpenliste und bei den oberrheinischen Gewässern mit der Tieflandliste berechnet wurde.

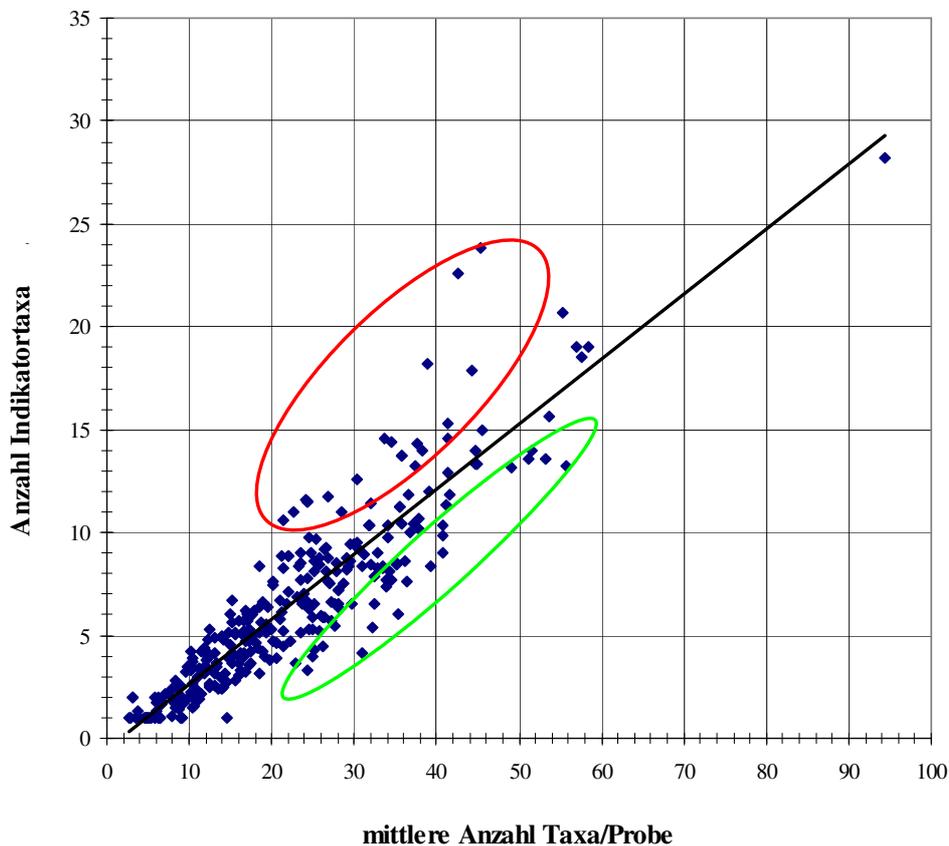


Abb. 44: Anzahl der im Mittel der Proben eines Jahregangs gefundenen Indikator taxa in Abhängigkeit von der mittleren Taxazahl pro Probe. Datenbasis: Befunde in AWB und HMWB sowie in natürlichen MG-Seen, ohne heterotrophe Taxa, 316 Jahregänge.

Fazit zur "Trefferquote" der bestehenden Indikatorlisten im vorliegenden Datensatz:

Obwohl die bestehenden Indikatorlisten an einem anderen Datensatz kalibriert wurden, werden insbesondere in den künstlichen Gewässern im norddeutschen Tiefland vergleichbar viele Indikator taxa gefunden.

Die Verwendung sowohl der Alpenliste auf die Mittelgebirgsseen als auch der Tieflandliste auf die Gewässer im oberrheinischen Tiefland scheint nicht ganz so stimmig zu sein. Für die Seen des Mittelgebirges wird entsprechend ein eigenes Bewertungsmodul entwickelt, für die Seen des oberrheinischen Tieflandes werden Modifikationen der bestehenden Listen durchgeführt.

Vergleicht man die absoluten Werte des PTSI mit der Gesamtphosphorkonzentration oder dem LAWA-Index, so zeigt sich, dass der PTSI die sehr oligotrophen Bagger- und Tagebauseen zu schlecht sowie die poly- bis hypertrophen Fischteiche und Flachspeicher des Tieflands zu gut einstuft (Abb. 45).

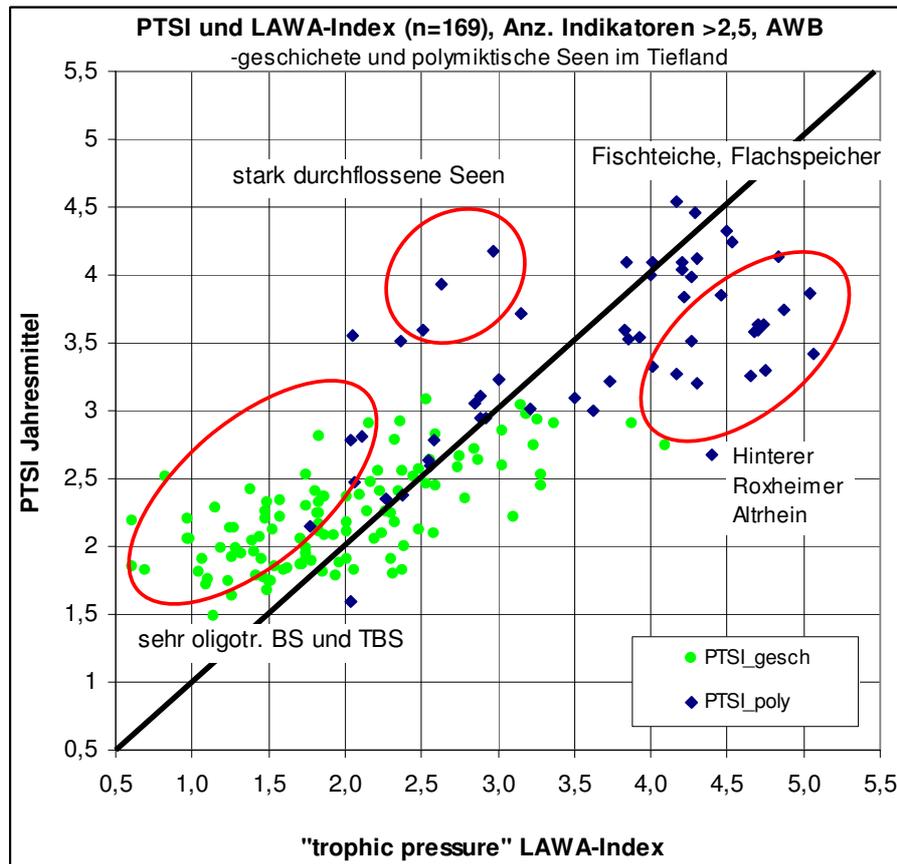


Abb. 45: PTSI-Klassifikation der künstlichen Seen im oberrheinischen und norddeutschen Tiefland im Vergleich zum LAWA-Index.

Stark durchflossene Seen mit geringer Wasserverweilzeit wie der Muldestausee (14 Tage) oder der Lingenfelder Altrhein in Rheinland-Pfalz zeigen keine gute Übereinstimmung des PTSI mit dem LAWA-Index (Abb. 45). In diesen Gewässern werden bei hohen TP-Konzentrationen nur relativ geringe Phytoplanktonbiomassen gebildet, der LAWA-Index bleibt vergleichsweise klein. Der PTSI zeigt jedoch möglicherweise das höhere Trophiepotenzial an. Die Störfaktoren sind:

- Es herrschen kurze Wasseraufenthaltszeiten aufgrund permanenter Durchströmung durch Mulde bzw. Rhein.
- Dem Lingenfelder Altrhein "vorgeschaltet" liegt ein Hafenbecken – der Germersheimer Hafen –, in welchem noch Kiesgewinnung stattfindet.
- Im Altarm des Lingenfelder Altrheins mündet ein durch Kläranlagenabläufe belastetes Gewässer ein, dessen Nährstofffracht vom Phytoplankton aufgrund der geringen Aufenthaltszeit nicht oder nicht adäquat genutzt werden kann.

Der Hintere Roxheimer Altrhein (=Altwasser) wird mit dem PTSI viel zu günstig bewertet (Abb. 45). Dieses Gewässer weist durch Verlandungstendenz, Trockenfallen in Trockenwetterphasen im Sommer sowie die dann meist stattfindende Wasserüberleitung aus einem benachbarten Baggersee keine ungestörte Situation und Sukzession auf. Möglicherweise kann dieses Gewässer mit dem Seen-Bewertungsverfahren nicht sinnvoll angesprochen werden.

Bei diesen Gewässern liegt zunächst kein systematischer Fehler des PTSI vor, sondern die Bedingungen in den Seen sind nicht konstant genug für eine zutreffende Klassifizierung. Sie werden entsprechend als Ausreißer aus dem Kalibrationsdatensatz zur Ermittlung von Indikatortaxa entfernt.

Fazit zum Anpassungsbedarf im Bewertungsmodul Tiefland:

Bei den sehr oligotrophen Tagebauseen und Baggerseen ist die bisherige Indikatorliste für geschichtete Tieflandseen nicht ausreichend genau und es muss insbesondere für diesen Trophiebereich eine Anpassung durchgeführt werden.

Ebenso müssen in der Liste der polymiktischen Tieflandseen im poly- und hypertrophen Bereich möglicherweise zusätzliche Indikatortaxa gefunden oder die bestehenden nochmals anders eingestuft werden.

Bei der Trophieklassifikation der meist polytrophen und hypertrophen als Fischteiche genutzten Speicher ist zu beachten, dass diese oft jährlich abgelassen werden. Nach der Wiederbespannung durchliefen z.B. die sächsischen Teiche Deutschbaselitzer See und Tauerwiesenteich eine Phytoplanktonsukszession, welche zu Anfang mit einem PTSI im mesotrophen bis schwach eutrophen Bereich begann (PTSI = 2,7) und am Ende des Jahres durch poly- bis hypertrophe Arten charakterisiert war mit einem PTSI von 4,5. Der Jahresmittelwert der probenbasierten PTSI-Werte liegt dann entsprechend unterhalb des Erwartungswertes. Teiche, welche nicht oder nur sehr kurz im Herbst abgelassen wurden, weisen "plausiblere" Endwerte der PTSI-Klassifikation im polytrophen Bereich auf.

6.2 Erweiterung des PTSI im Tiefland

Als Belastungskenngrößen wurde wie bei natürlichen Seen des norddeutschen Tieflandes der LAWA-Index, der TP-Index sowie darüber hinaus die Biomasse-Kalibrationskenngröße mit berücksichtigt.

Durch Anpassungen der Trophieankerwerte sowie durch Streichen oder Hinzunehmen von Indikatortaxa konnte die Aussagequalität des PTSI bei den künstlichen Tieflandseen verbessert werden. Die Anzahl der ermittelten Taxa ist vergleichbar hoch wie für die natürlichen Seengruppen (Tabelle 18). Die Schiefelage der Kurvenanpassung zur Ausgleichsgeraden (s. Abb. 46 und Abb. 47) konnte korrigiert werden, und es besteht eine ausreichend gute Korrelation zwischen PTSI und der Belastungsgröße LAWA-Index.

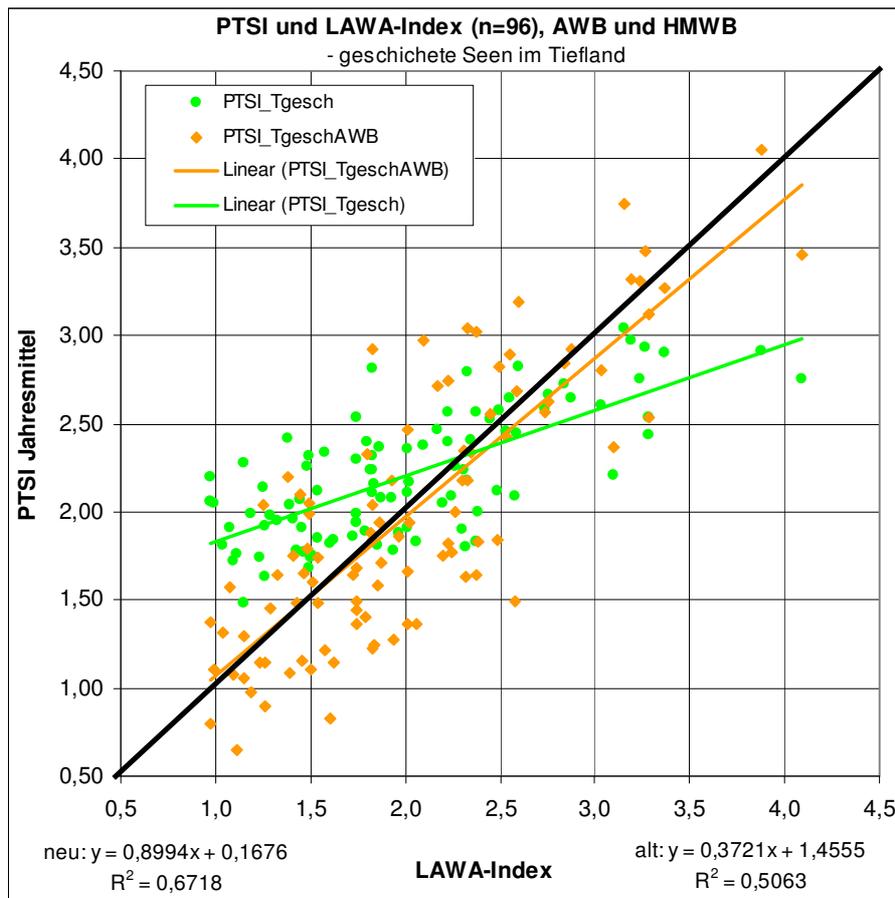


Abb. 46: PTSI-Trophieklassifikation und LAWA-Index der geschichteten künstlichen und erheblich veränderten Seen im oberrheinischen und norddeutschen Tiefland.

Bei der Kalibration des PTSI für die geschichteten Seen fielen einige Baggerseen als Ausreißer auf (z.B. Glaser See oder Niederrimsinger See), in denen zur Zeit der Probenahme noch Kiesgewinnung stattfand. Der PTSI stuft die Trophie z.T. zu günstig ein oder es wurden relativ wenige Indikatortaxa gefunden. Teilweise war die Taxonomie nicht ausreichend verlässlich z.B. mit unplausiblen Ergebnissen bei der Artbestimmung der Centrales.

Insgesamt war die neue Kalibration mit den erreichten Regressionskoeffizienten von 0,67 und 0,88 der nahezu parallel verlaufenden Kurvenanpassungen zu den Ausgleichsgeraden zufriedenstellend (s. Abb. 46 u. Abb. 47). Bei den "künstlichen" Seetypgruppen lagen jedoch mit 60 und 96 sehr viel weniger Fallzahlen/Jahresgänge als bei den natürlichen Seen (vgl. MISCHKE *et al.* 2008) zugrunde, so dass die Koeffizienten ohnehin optimistischer ausfallen.

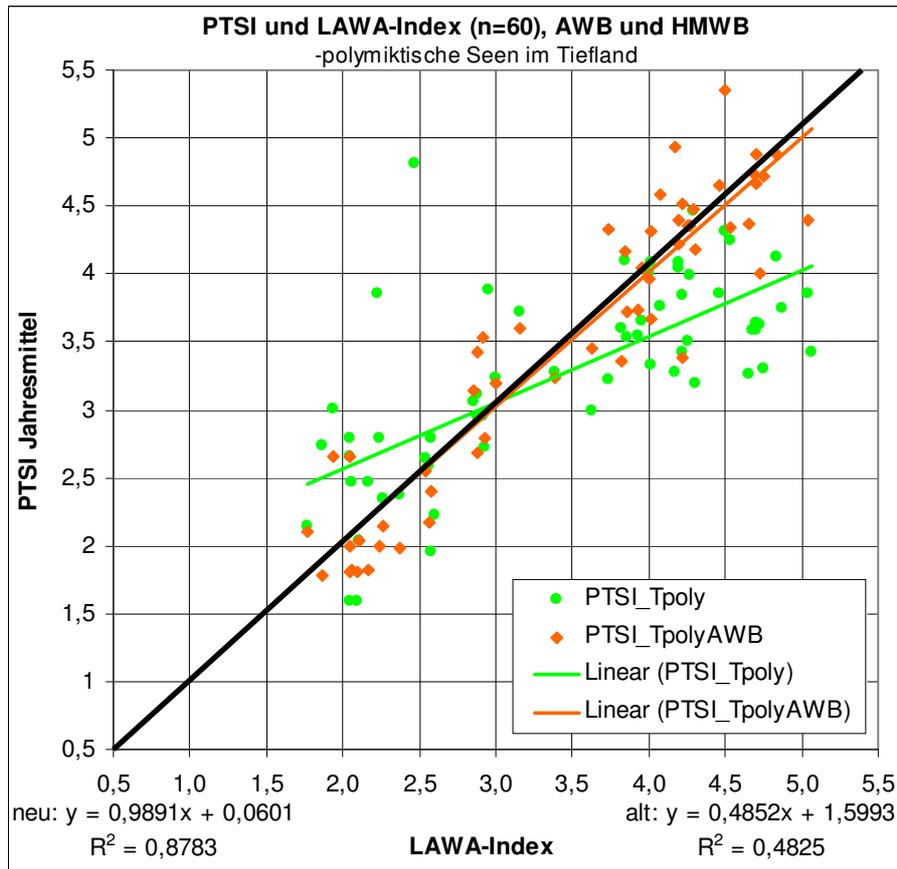


Abb. 47: PTISI-Trophieklassifikation und LAWA-Index der polymiktischen künstlichen und erheblich veränderten Seen im oberrheinischen und norddeutschen Tiefland.

Tabelle 18: Seentypen nach MATHES *et al.* (2002) und der hinsichtlich des AWB/HMWB-Datensatzes zusätzlichen Typen, für welche eigene Indikatorliste erarbeitet wurden. Grün unterlegt = neue Indikatorlisten.

Behandelte Seentypen nach LAWA	Indikatorliste für	Abkürzung	Anzahl Indikatortaxa	Anzahl der enthaltenen taxonomischen Einheiten (IDs in HTL*)	Anzahl der Doppel- oder Mehrfachtaxa/Gattungen
1, 2, 3 und 4	Alpen- und Voralpenseen	AVA	125	208	24
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
5, 6.1, 6.2, 7, 8, 8.5, 9	Mittelgebirgsseen +AWB, HMWB	MG	121	190	19
10.1k, 10.2k und 13k*	geschichtete AWB, HMWB und Sondertypen des norddeutschen und oberreinhischen Tieflands	TgeschAWB	137	195	21
11.1k, 11.2k, 12k und 14k*	polymiktische AWB, HMWB und Sondertypen des norddeutschen und oberreinhischen Tieflands	TpolyAWB	113	162	14

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

6.3 Validierung des Biomasse- und Algenklassen-Metrics

Beim ersten Durchlauf des Bewertungsverfahrens mit dem bereits angepassten PTSI-Listen (Indikatorlisten und Kalibration s. Kap. 6.2) zeigte sich für den Biomasse-Metric und den PTSI eine ausreichend gute Anpassung an die Kalibrationsgröße LAWA-Index: Die linearen Kurvenanpassungen verlaufen nahezu parallel zur Ausgleichsgeraden und die Streuung ist mit Regressionskoeffizienten R^2 von 0,85 und höher akzeptabel. Nur im oberen schlechten Bereich der Zustandsklassen wird z.T. etwas zu positiv bewertet, was im Mittel jedoch nur etwa eine halbe Zustandsklasse ausmacht.

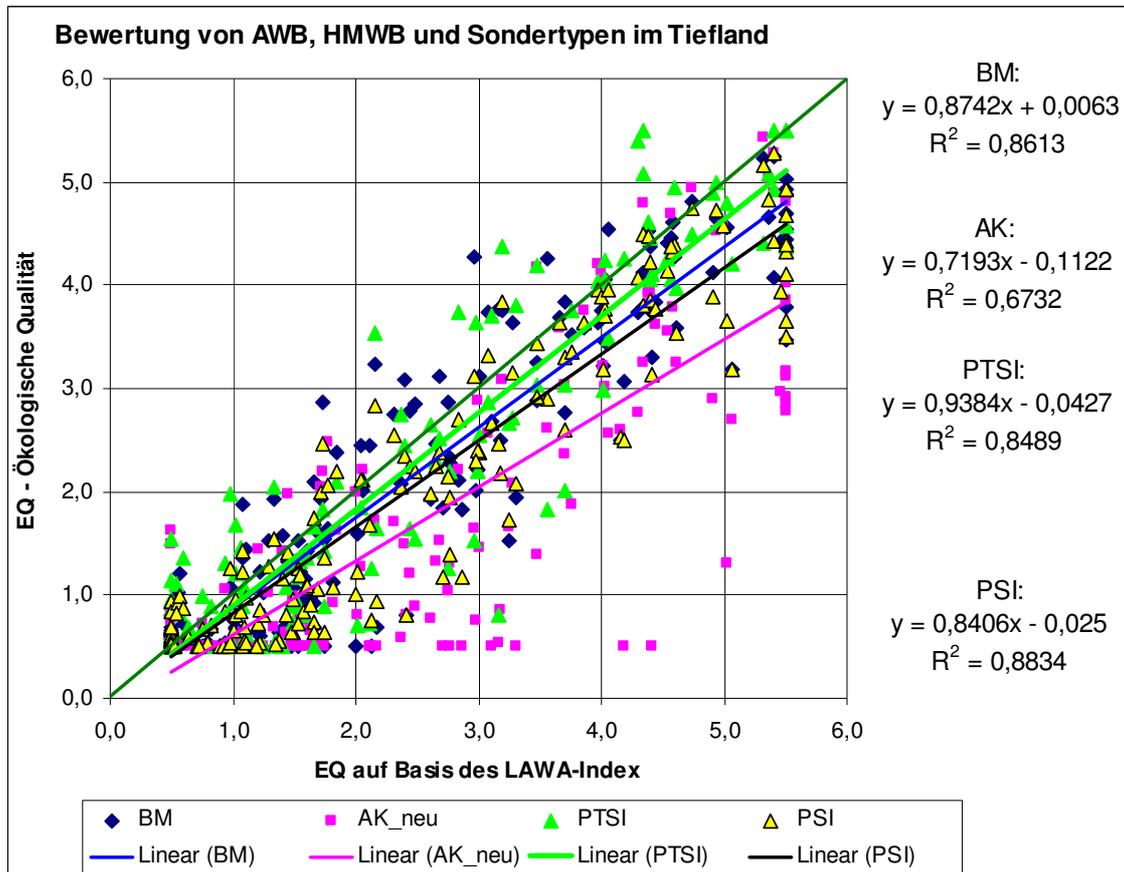


Abb. 48: Zwischenstand der Metric-Validierung: EQ Einzelmetrics versus EQ LAWA-Index.

Die Anwendung des für natürliche Seen entwickelten Algenklassen-Metrics auf die AWB und HMWB ergab gemäß Abb. 48 größere Abweichungen in der Regel in Richtung einer zu guten Bewertung. Teilweise verbleiben die Werte bei einem EQ 0,5 (in Tabelle 19 als "Aussetzer" bezeichnete) und der AK-Metric springt mit keinem seiner Teilgrößen (z.B. Chloro- oder Chrysophyceen-"Submetric") auf die Klassenzusammensetzung in den Seen an.

Eine konkretere Prüfung ergab, in welchen Seetypen die Probleme mit dem AK-Metric besonders zu Tage treten. Resultate dieser Prüfung sowie Lösungsansätze und Ergebnis der Überarbeitung sind in Kurzform in Tabelle 19 zusammen gestellt.

Zu Tabelle 19 noch einige Erläuterungen:

- Für die See-Subtyp 10.2k mussten keine und für den Typ 11.2k nur geringfügige Überarbeitungen vorgenommen werden.
- Durch die Veränderungen des AK-Metrics (s. Tabelle 19) konnten auf der derzeitigen Datengrundlage für die See-Subtypen 10.1k, 11.1k und 13k akzeptable Ergebnisse erzielt werden.

- Für den See-Subtyp 12k konnten keine Zusammenhänge zwischen Algenklassenvorkommen und Belastungsgrößen gefunden werden. Grund war insbesondere die kleine Stichprobe mit 7 Jahresgängen von 3 Seen. Der Algenklassen-Metric wurde für diesen Seetyp vorerst gestrichen.

Tabelle 19: Prüfungsergebnis der Anwendbarkeit des AK-Metrics für natürliche Tieflandseen auf den Datensatz AWB und HMWB.

Seetyp	10.1k	10.2k	11.1k	11.2k	12k	13k	14k
Typbeschreibung	geschichtet VQ 1,5-15	geschichtet VQ > 15	polymikt., VQ > 1,5	polymikt., mittlere Tiefe <3 m	polymikt., Verweilzeit 3- 30 d, Flussee	geschichtet, VQ < 1,5	polymikt., VQ < 1,5
Beobachtung	viel zu "gut- mütig" und zu schwache Steigung	ok.	Steigung ok, Zusammen- setzung verändern (1 "Aussetzer") (kleine Stich- probe)	weitgehend ok.	keinerlei Stimmigkeit	viel zu "gut- mütig" und zu schwache Steigung, zahlreiche "Aussetzer"	viel zu "gutmü- tig", keine Steigung vorh., bisherige Zu- sammensetzung nicht ausrei- chend
Lösungsansatz	Kalibration zu Belastungs- größen	--	Zusammenset- zung ändern	kleine Korrektur der Ka- libration in höheren Zustands- klassen	bisher sehr kleine Stich- probe	Kalibration zu Belas- tungsgrößen	Komplettüber- arbeitung not- wendig
Ergebnis	Anpassung ok.	Anpassung ok.	Anpassung ok.	Anpassung ok.	AK-Metric vorläufig gestrichen, Ergebnisse unstet, Daten- satz noch zu klein	Anpassung ok.	Anpassung nicht zufrieden- stellend, Verhalten der Algenklassen sehr unstet, mit größerem Da- tensatz Neuent- wicklung not- wendig

- Die Trennschärfe des AK-Metrics bei Typ 14 konnte ebenfalls anhand des vorliegenden Datensatzes nicht verbessert werden. Er zeigt bisher keinerlei Korrelation zu Belastungsgrößen wie z.B. der Gesamtphosphorkonzentration. Die derzeitige Stichprobe enthält neun Seen, wobei für einige der Jahresgänge nur wenig belastbare Daten hinsichtlich der Taxonomie vorliegen. Der Algenklassen-Metric wird für diesen Typ vorerst mit einer sehr geringen Gewichtung von 0,5 im Gesamtindex weiter geführt und bedarf voraussichtlich einer Neubearbeitung im fortgeschriebenen Projekt des Praxistests.

Das vorläufige Endergebnis der Verbesserungen im Algenklassen-Metric ist in der Abb. 49 (Folgesseite in Kap. 6.4.1 dargestellt).

6.4 Bewertungsergebnisse für die Tieflandseen

6.4.1 Ergebnis der Metric-Validierung

Nach der teilweisen Überarbeitung des Algenklassen-Metrics sowie der kompletten Überarbeitung des PTSI für die künstlichen und erheblich veränderten Seen im Tiefland stellt sich das Ergebnis der Metric-Validierung mit dem EQ LAWA-Index gemäß Abb. 49 dar.

Mit der Überarbeitung konnte die Kalibration der Metrics der Ausgleichsgeraden angenähert werden (Abb. 49). Die Regressionskoeffizienten sind mit Werten von 0,75 bis 0,90 hoch und auch die SPEARMAN-Rangkorrelationsanalysen weisen mit Koeffizienten von 0,79-0,90 auf einen engen Zusammenhang zwischen den Trophiekenngößen und den Bewertungsmetrics hin (vgl. Tabelle 20).

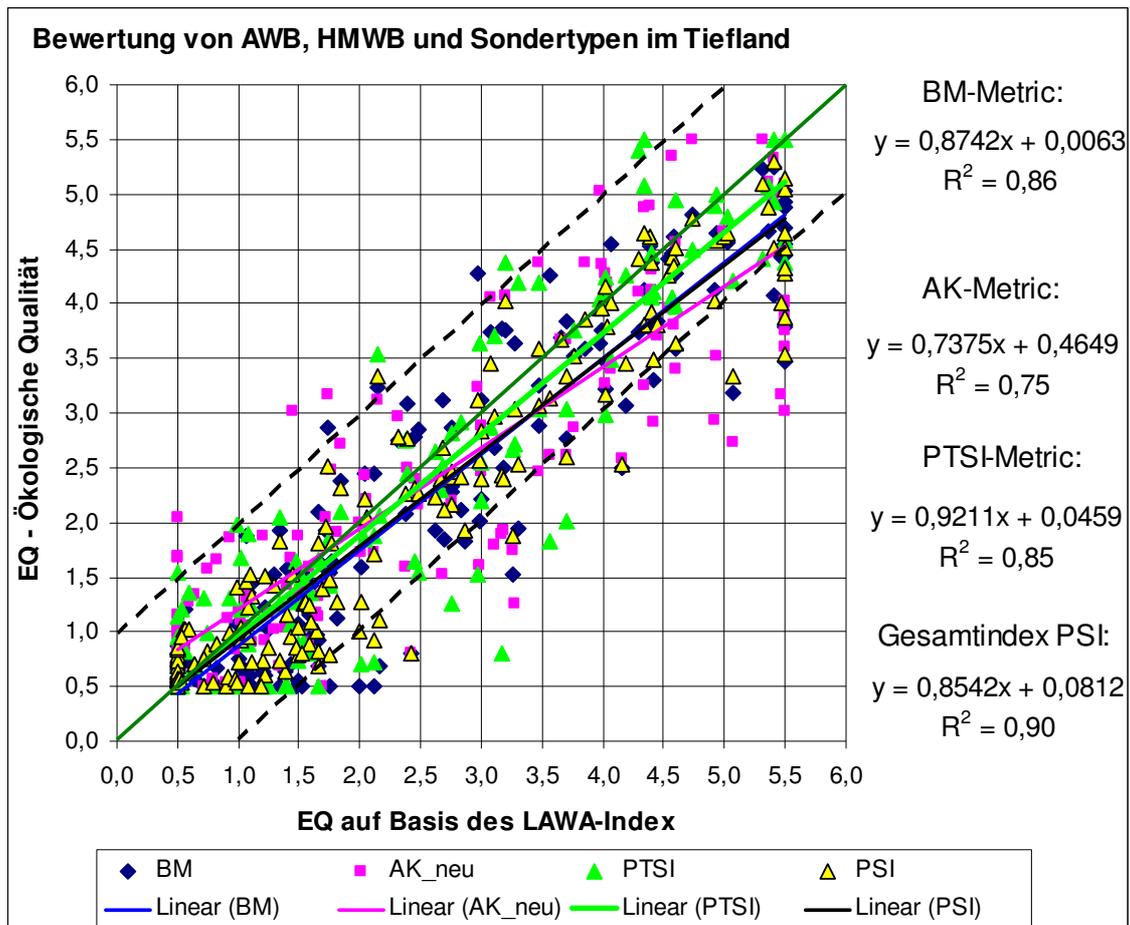


Abb. 49: Ergebnis der Metric-Validierung: EQ Einzelmetrics versus EQ LAWA-Index. Gestrichelte Linien kennzeichnen den Bereich von einer Zustandsklasse Abweichung von der Ausgleichsgeraden. $n = 164$.

Tabelle 20: SPEARMAN-Rangkorrelation zwischen den "Belastungsgrößen" EQ Trophieindex_{MG}, EQ LAWA-Index und EQ TP-Index und den Bewertungsmetrics mit Koeffizienten und Fallzahlen. (Alle Korrelationen sind höchst signifikant, Irrtumswahrscheinlichkeit $< 0,001$). Maximalwerte sind jeweils fett.

	BM-Metric	AK-Metric	PTSI	PSI
EQ-TP-Index	0,79	0,84	0,81	0,81
Wertepaare n=	164	140	123	163
EQ Trophieindex (BM+TP)	0,91	0,74	0,84	0,91
Wertepaare n=	164	140	124	164
EQ LAWA-Index	0,90	0,85	0,88	0,92
Wertepaare n=	164	140	124	164

6.4.2 Ergebnisse der Bewertung im Tiefland – Überblick

Für 220 Jahrgänge liegen Bewertungsergebnisse vor. Für 72 Jahrgänge konnte kein gültiger PTSI ermittelt werden, aufgrund Unterschreitung der erforderlichen Anzahl an Indikatortaxa von 4. Darunter sind sieben Jahrgänge von sauren Tagebauseen vorwiegend aus Sachsen enthalten. Die ungültigen Bewertungen werde hier nicht weiter betrachtet. Bei einem der 148 valide bewerteten Jahrgänge fehlen Chlorophyll a-Messungen (und alle weiteren Begleitdaten) so dass sich der Biomasse-Metric allein auf die Biovolumenwerte stützt (Altrhein Xanten 2003). Das Bewertungsergebnis ist jedoch plausibel und wird für die folgenden Ausführungen verwendet.

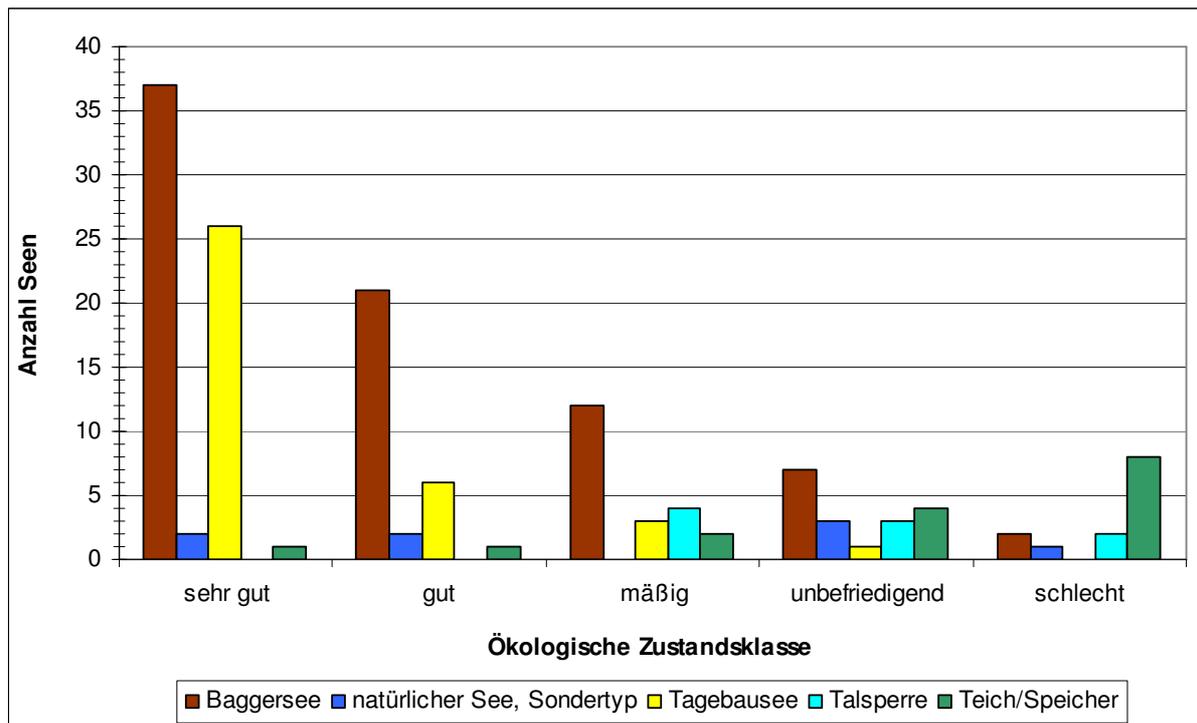


Abb. 50: PSI-Bewertungsergebnisse in den künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Sondertypen des oberrheinischen und norddeutschen Tieflands nach Gewässerart unterschieden. (n = 148).

Die Bewertung der Jahrgänge im Tieflanddatensatz (Abb. 50 und Abb. 51) können folgendermaßen beschrieben werden:

- Die Baggerseen sind die größte Gruppe mit insgesamt 79 Jahrgängen. Nahezu die Hälfte aller Baggersee-Jahrgänge sind als sehr gut eingestuft, etwa ein Viertel mit gut und ein weiteres Viertel ist mäßig und schlechter.
- Rund drei Viertel der 36 Tagebausee-Jahrgänge werden mit sehr gut bewertet, 6 Jahrgänge sind als gut und weitere 4 mit mäßig und schlechter eingestuft.
- Die wenigen Talsperren im Tiefland sind meist polymiktisch und poly- bis hypertroph. Die Bewertung der Jahrgänge reicht dementsprechend von mäßig bis schlecht.
- Im Tiefland sind als natürliche Seen nur die Sondertypen im Datensatz enthalten. Dies sind meist Altarme und Altwasser von Elbe und Rhein. Von dieser Gruppe werden sehr gute bis schlechte Zustände erreicht.
- In der Gruppe Teiche/Speicher sind zahlreiche Fischteiche aus Sachsen sowie polymiktische Speicher enthalten, welche in der Regel eutroph bis hypertroph sind und mit mäßig bis schlecht bewertet werden. Der einzige oligotrophe See in dieser Gruppe ist der Salzgittersee in Niedersachsen.

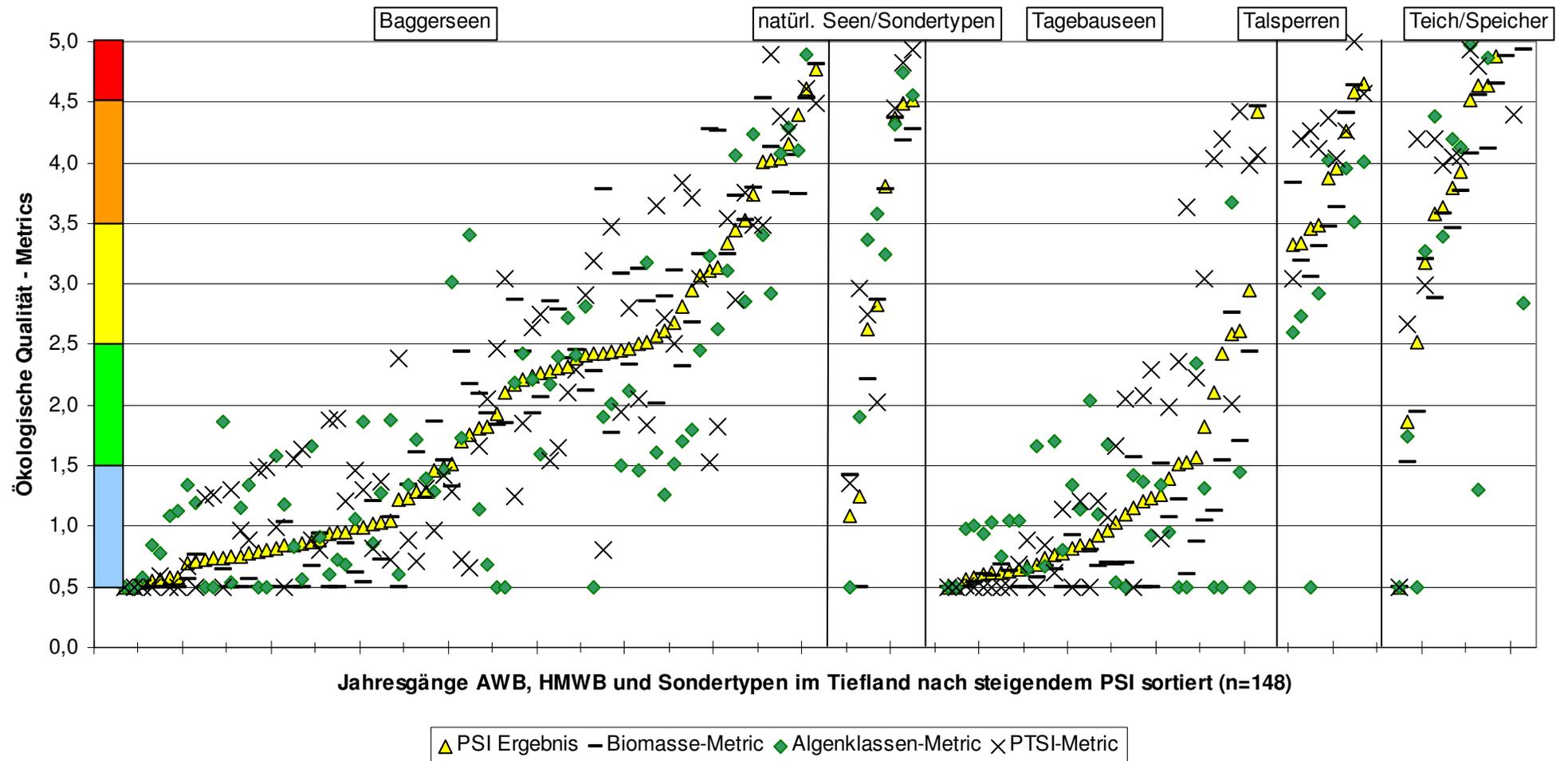


Abb. 51: PSI-Bewertungsergebnisse für die künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Sondertypen im norddeutschen und oberrheinischen Tiefland im Überblick nach Einzelmetrics aufgeschlüsselt. Die 148 Jahresgänge sind nach Gewässerart und steigendem PSI sortiert.

7 Ökologisches Potenzial von künstlichen und erheblich veränderten Seen

Für AWB und HMWB, welche nach den Bewertungsmaßstäben für natürliche Seen den 'guten Zustand' nicht erreichen, wird im Entwurf eine Ausweisungsprüfung (u.a. nach CIS 2.2–HMWB 2002) durchgeführt. Eine erfolgte Ausweisung als 'künstlich' oder 'erheblich verändert' ermöglicht die fünfstufige Beschreibung von ökologischen Potenzialen, welche gegenüber der Bewertung von natürlichen Gewässern Degradationen milder bewerten und Nutzungsaspekte, Sanierungsmöglichkeiten sowie deren Machbarkeit berücksichtigen. Für die Gruppe von Seen, für die eine Ausweisung möglich ist, wird ein Vorschlag für die Bewertung mit ökologischen Potenzialen gemacht. Die Seen, für die gemäß Prüfung keine Ausweisung möglich ist, gelten als "natürliche" Seen und sie werden wie diese bewertet.

Die Kernfragen der Ausweisungsprüfung sind nach CIS-Arbeitsgruppe (CIS 2.2 – HMWB 2002) (vgl. auch Kap. 1.2):

1. nach Art. 4(3)(a), ob die aktuelle Zielverfehlung tatsächlich mit der Nutzung oder den nutzbringenden Zielen des veränderten Wasserkörpers (LAWA 2003b) in Verbindung steht.
2. nach Art. 4(3)(b), ob es nicht eine bessere, nachbare und bezahlbare andere Möglichkeit gibt, die nutzbringenden Ziele des stark veränderten oder künstlichen Wasserkörpers zu erreichen, was als insgesamt bessere Umweltoption angesehen werden kann.

7.1 Bagger- und Tagebauseen

Nach Abschluss der Bergbauaktivitäten unterliegen Baggerseen und Tagebauseen in den meisten Fällen keinen Nutzungen, die gravierende Auswirkungen auf die Wasserqualität haben. Die Nutzungen beschränken sich meist auf Wassersport, Angelfischerei und Naturschutz. Zu erhöhten Nährstoffeinträgen kann es vor allem im Rahmen der Nutzung als Speicher kommen, wenn Wasser aus nährstoffreichen Fließgewässern eingeleitet wird. Da der Anteil am Gesamtseevolumen, der für eine Speicherbewirtschaftung genutzt wird, im Vergleich mit Talsperren in der Regel jedoch relativ gering ist, bleiben die Auswirkungen auf die Seewasserqualität meist in einem Bereich, der das Erreichen des guten ökologischen Zustands nicht in Frage stellt.

Die nachträglich bebaggerten Altarme und Altwasser von Weser, Rhein und Elbe wurden ebenfalls zu der Gruppe der Baggerseen gestellt, obwohl diese nicht als künstlich sondern als HMWB von Sondertypen natürlicher Seen gelten. Bei Stromanbindung weisen diese oft Sedimentbelastungen auf, die in Stagnationsphasen zu Nährstoffrücklösungen führen. Andere wie z.B. der Vordere Roxheimer Altrhein sind durch den Zustrom von nährstoffbelastetem Grundwasser eutrophiert.

Eine Ausweisung als "künstlich" oder im Falle der Altarme als "erheblich verändert" ist in keinem der Fälle möglich, da die auftretenden trophischen Degradationen nicht mit den nutzbringenden Zielen oder den Folgen der Nutzung in Verbindung gebracht werden können. Alle Seen dieser Gruppe gelten im Sinne der Bewertung als "natürlich" und die ermittelte Zustandsklasse stellt das Endergebnis für die Biokomponente Phytoplankton dar.

Bei den Tieflandseetypen sind die Referenzgewässer die entsprechenden natürlichen Seen mit sehr gutem ökologischen Zustand. Die nur sehr wenigen Baggerseen und Tagebauseen im Mittelgebirgsraum werden mit dem im vorliegenden Projekt entwickelten Verfahren für die Seetypen des Mittelgebirges bewertet, wobei keine entstehungsabhängige Differenzierung erfolgt. Mit der Einstufung nach dem See-Subtyp wird damit die Referenztrophie vorgegeben.

Unter Einbeziehung auch von ungültigen Bewertungsergebnissen, d.h. ohne PTSI-Metric oder mit zu geringer Anzahl an Untersuchungsterminen, stehen 116 Bagger-, Tagebauseen und Sondertypen mit 176 Jahresgängen zur Beurteilung zur Disposition. Unter Berücksichtigung der jeweils jüngsten

Jahresgänge wurde eine "aktuelle" Gesamtbewertung für den See ermittelt oder die Bewertung als unplausibel/unklar gekennzeichnet. Bei letzteren weichen sowohl die Bewertungsmetrics zu weit voneinander ab oder es ergibt sich mit den Gesamtposphorkonzentrationen oder den Vorjahresergebnissen kein schlüssiges Bild. Grenzfälle zwischen zwei Zustandsklassen wurden der jeweils schlechteren Klasse zugeteilt.

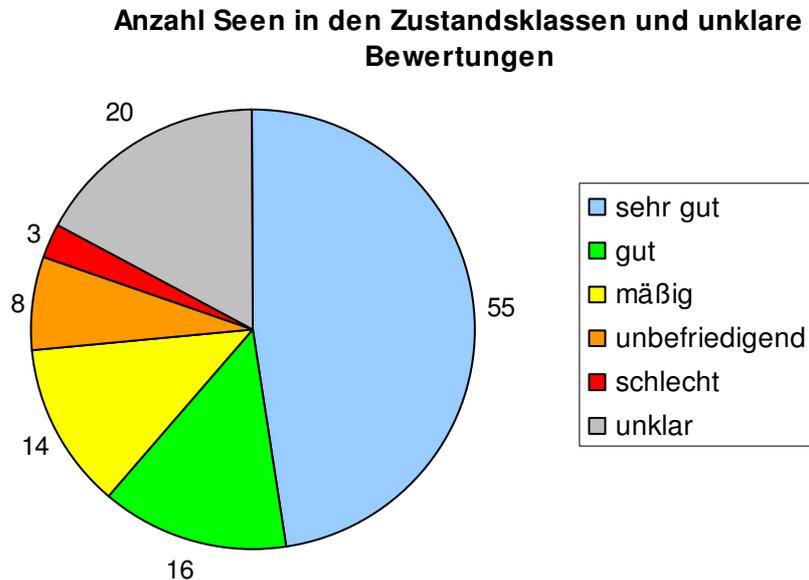


Abb. 52: Ergebnis der Zustandsklassenbewertung von Bagger- und Tagebauseen sowie nachträglich ausgekiesten natürlichen Seen mit dem PSI. n = 116.

Nach derzeitigem Kenntnisstand erreichen 25 Seen den guten Zustand nicht und es sind geeignete Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands zu prüfen und umzusetzen (s. Abb. 52). 71 der Seen (über 60%) sind gut und besser und für 20 Seen kann noch keine schlüssige Bewertung gefunden werden.

7.2 Fischteiche

Fischereilich sehr intensiv genutzte und nur zu diesem Zwecke angelegte Teiche (im vorliegenden Fall Talsperren und Speicher, d.h. HMWB und AWB) sind in vielen Fällen nicht Gegenstand der WRRL, da es sich um landwirtschaftliche Produktionsanlagen handelt, die nicht sinnvoll unter ökologischen Aspekten bewertet werden können. Alle im Datensatz enthaltene Gewässer liegen darüber hinaus im Winter häufig über längere Zeit trocken. Größere Fischteiche, die neben der fischereilichen Nutzung weiteren Zwecken wie der Freizeit und Erholung dienen oder eine Bedeutung für den Naturschutz besitzen, können jedoch nicht allein als Produktionsanlagen betrachtet werden. Die Anwendung der WRRL auf diese Gewässer ist demnach sinnvoll.

Im Datensatz sind 14 als Fischteiche gemeldete Seen enthalten, welche allesamt mittlere Tiefen unter 3 m besitzen. 12 davon wurden aus Sachsen gemeldet und können als Tieflandseen des Typs 11.2 (s. Tabelle 3) angesprochen werden (vgl. RIEDMÜLLER & HOEHN 2008a). Zwei sind für die Karpfenmast genutzte flache Talsperren im Mittelgebirge von Rheinland-Pfalz (RIEDMÜLLER & HOEHN 2008b). Die Größe der Seen liegt zwischen 54 und 123 ha. Alle 14 Gewässer werden jährlich entleert und meist erst zum Frühjahr hin wieder befüllt. Die Westerwälder Seen besitzen mit rund 50 (Dreifelder Weiher) und 100 µg/L (Wiesensee) die geringsten TP-Konzentrationen. Die TP-

Werte der sächsischen Fischteiche liegen zwischen 120 und 850 $\mu\text{g/L}$ (s. Abb. 53). Verglichen mit natürlichen Seen und anderen künstlichen Flachseen ist die Phytoplanktonentwicklung im Vergleich zur Nährstoffausgangslage eher etwas geringer. Ab 100 bis 150 $\mu\text{g/L}$ Gesamtphosphor im Vegetationsmittel ist von einer durch Phosphor limitierten und gesteuerten Biomasseentwicklung ohnehin nicht mehr auszugehen. Die Gewässer Großer Teich Torgau und Horstsee sind definitiv stickstofflimitiert (s. Abb. 53). Hier liegen die TP-Konzentrationen teilweise über den Gesamtstickstoffkonzentrationen (TN). Während die mittlere Biomasseentwicklung im Jahresgang im Vergleich zu den anderen Gewässerarten etwas geringer ausfällt, sind die jährlichen Maximalwerte der Phytoplanktonentwicklung (s. Chlorophyll a-Maximum in Abb. 54) nicht niedriger. In den nicht stickstofflimitierten Fischteichen liegen die Maximalwerte des Chlorophyll a zwischen 110 und 560 $\mu\text{g/L}$.

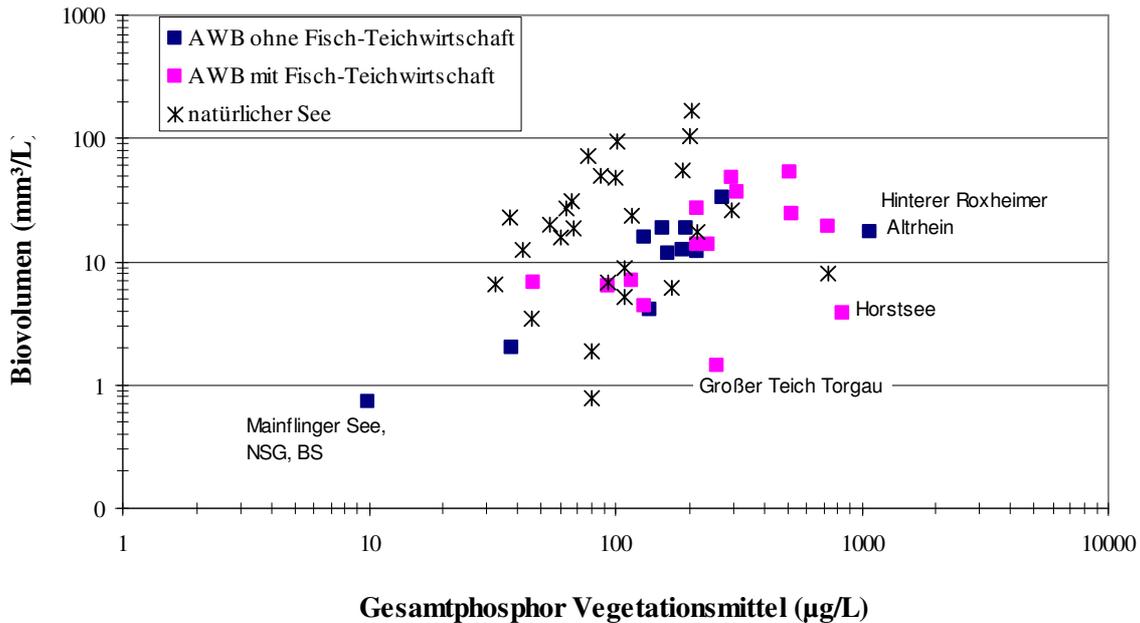


Abb. 53: Vergleich zwischen Biovolumenausprägung in Fischteichen und anderen sehr flachen künstlichen Gewässern und natürlichen Flachseen. Seen mit mittlerer Tiefe < 3 m, n = 53.

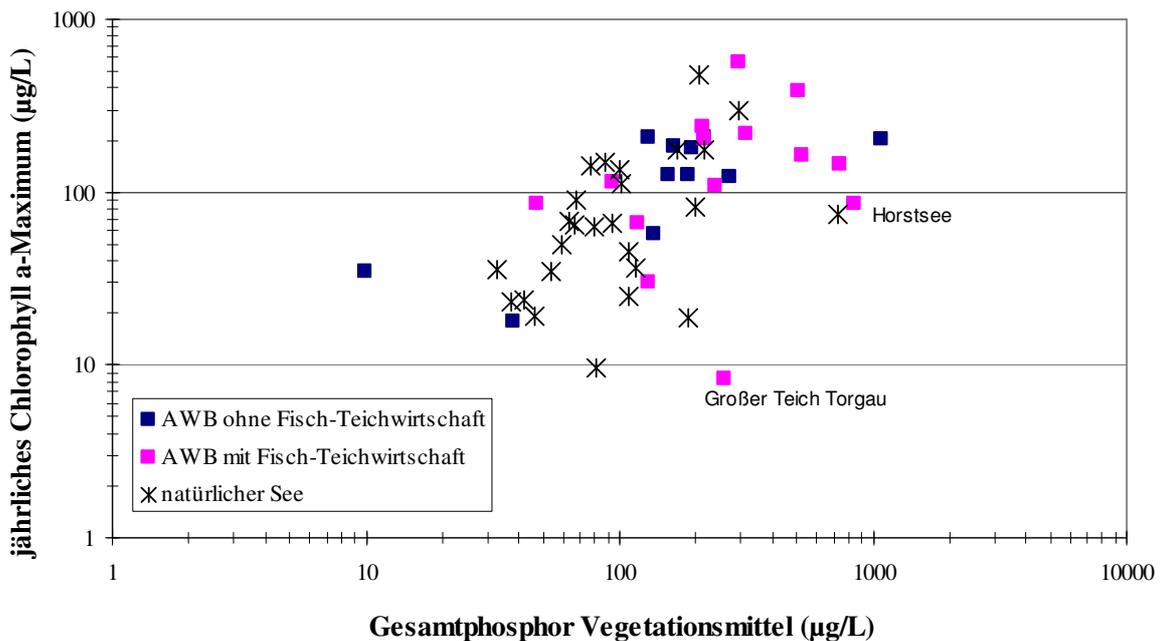


Abb. 54: Vergleich zwischen den jährlichen Chlorophyllmaxima in Fischteichen und anderen sehr flachen künstlichen Gewässern und natürlichen Flachseen. Seen mit mittlerer Tiefe < 3 m, n = 53.

Für die Bewertung von künstlich geschaffenen Fischteichen, welche den sehr guten und guten Zustand aufgrund intensiverer fischereilicher Nutzung nicht erreichen, ist sowohl der Spielraum zur Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials (Artikel 4, Absatz 3, EU 2000) als auch ein möglicherweise erweiterter Spielraum "der weniger strengen Umweltziele" nach Artikel 4(5) gegeben.

Die meisten der in Sachsen liegenden Fischteiche befinden sich aus naturschutzfachlicher Sicht hinsichtlich der Strukturausprägung und ihrer Hydromorphologie in einem als hoch bewerteten Status. Eine sehr gute Strukturausprägung sowie entsprechende Zielarten und eine hohe Artenvielfalt besitzen z.B. der Tauerwiesenteich und der Teich Weißes Lug.. Die in Rheinland-Pfalz liegenden Teiche besitzen v.a. für Freizeit und Erholung ein über die Fischproduktion hinausgehende Bedeutung. Durch die berufsfischereiliche Nutzung herrschen jedoch hohe Konzentrationen an Algenährstoffen und die meisten Gewässer erreichen hinsichtlich der Belastungsgröße Trophie und der Biokomponente Phytoplankton das Umweltziel 'guter Zustand' nicht (s. Abb. 55).

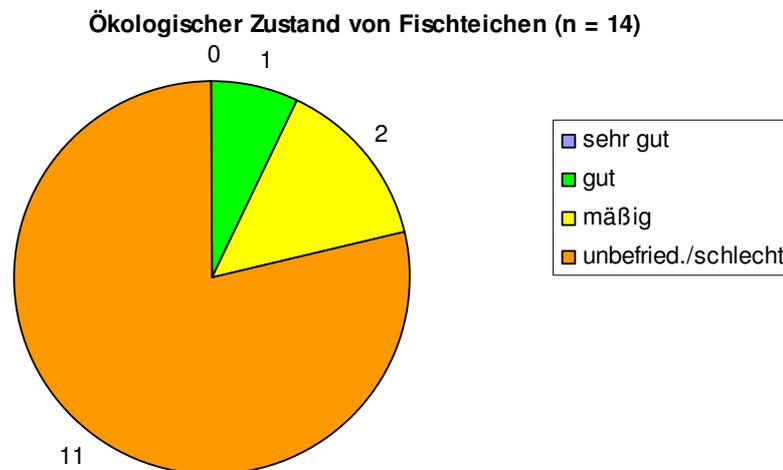


Abb. 55: Bewertung der Fischteiche aus Sachsen und Rheinland-Pfalz nach den Maßstäben für natürliche Seen.

Nach Ausweisungsprüfung Art. 4 (3)(b) WRRL würde man davon ausgehen, dass für die traditionell durchgeführte Karpfenproduktion (heimische Nahrungsmittelproduktion, regionale Wertschöpfung etc.) zunächst keine besseren Umweltoptionen zur Verfügung stehen. Eine Ausweisung der Teiche als künstliche Wasserkörper wäre somit möglich und zu empfehlen (s. hierzu auch Kap. 1.2).

Anhaltspunkte zu Ermittlung ökologischer Potenziale:

In Hinsicht auf Ökologie, Tierschutz (FISCHER & DIETRICH 2000) und einer gesunden tierischen Produktion (FROMME 2007) können regelmäßige Blaualgenblüten aufgrund ihrer Toxizität nicht einem guten ökologischen Potenzial entsprechen. Ebenso stellen starke Schwankungen und Zehrungen des Sauerstoffgehalts sowie erhöhte pH-Werte Risikofaktoren für die Fischgesundheit dar (u.a. Ammoniumtoxizität) und können ebenfalls nicht für gut befunden werden. Darüber hinaus sollten in der produktiven Phase eines Fischteichs bis zum Ablassen des Gewässers im Herbst im Sinne eines guten Ertrags keine kritischen Bedingungen für die Tiere auftreten.

Fazit für eine vorläufige Festlegung ökologischer Potenziale (aus RIEDMÜLLER & HOEHN 2008a):

Höchstes ökologisches Potenzial: Extensive fischereiliche Nutzung (mit Ertragseinbußen), welche die örtlichen naturschutzfachlichen und Freizeitnutzungs-Belange optimal berücksichtigt.

Gutes ökologisches Potenzial: Nachhaltige, ertragsorientierte fischereiliche Nutzung, Geringfügige Abweichung vom MEP mit Bedingungen, die o.g. Risiken wie Blaualgenblüten, drastische Sauerstoffschwankungen im Normalbetrieb unwahrscheinlich machen.

Unter Berücksichtigung der genannten Risikofaktoren wurden anhand des Datensatzes in pragmatischer Weise entschieden, dass in Sachsen die Verhältnisse im Deutschbaselitzer See und dem Neubauteich noch als 'gut' anzusehen ist (vgl. RIEDMÜLLER & HOEHN 2008a). Der Trophiestatus dieser beiden Seen ist gemäß LAWA-Baggersee-RL (2003) polytroph 1. Alle sächsischen Fischteiche mit höheren TP-Werten weisen bereits Probleme der Wasserqualität oder Blaualgenblüten auf (Ausnahme: der stark N-limitierte Große Teich Torgau). Diese Seen besitzen den Trophiestatus polytroph 2 oder hypertroph.

Die Bewertung der Fischteiche würde in einem ersten Entwurf nach folgendem Schema in Tabelle 21 erfolgen:

Tabelle 21: Entwurf für die Festlegung der Grundtrophie und des höchsten ökologischen Potenzials von Fischteichen sowie der nachgeordneten Zustandsklassen. Verwendete Skala: LAWA-Index oder PTSI.

Klasse des ökologischen Potenzials	Trophiestatus	Klassengrenzen und -bereiche	Trophiestatus	Klassengrenzen und -bereiche
	Sächsische Fischteiche, ähnlichster See-Subtyp 11.2		Fischteiche in Rheinland-Pfalz, ähnlichster See-Subtyp 6.2	
höchstes ökologisches Potenzial	eutroph 2 und besser	< 3,5	Klassenmitte eutroph 1 und besser	< 2,75
gutes ökologisches Potenzial	polytroph 1	3,5-4,0	Klassenmitten eutroph 1 - eutroph 2	2,75-3,25
mäßiges ökologisches Potenzial	polytroph 2	4,0-4,5	Klassenmitten eutroph 2 - polytroph 1	3,25-3,75
unbefried. oder schlechtes ökologisches Potenzial	hypertroph	> 4,5	Klassenmitten polytroph 1 - polytroph 2	> 3,75

Nach Tabelle 21 liegen die ökologischen Potenzialklassen für die Fischteiche sowohl im Tiefland als auch im Mittelgebirge um eine ganze Klasse in den eutrophen Bereich verschoben. Anhand der neuen Bewertungsergebnisse wird deutlich, dass in den meisten Teichen unter den derzeitigen Bedingungen und Bewirtschaftungsmethoden das gute Potenzial auch nur selten erreicht wird. In diesen Seen sollte versucht werden, die ökologischen Randbedingungen zu verbessern z.B. in Form von Veränderungen im Fütterungsmodus oder in der Wassermengenbewirtschaftung.

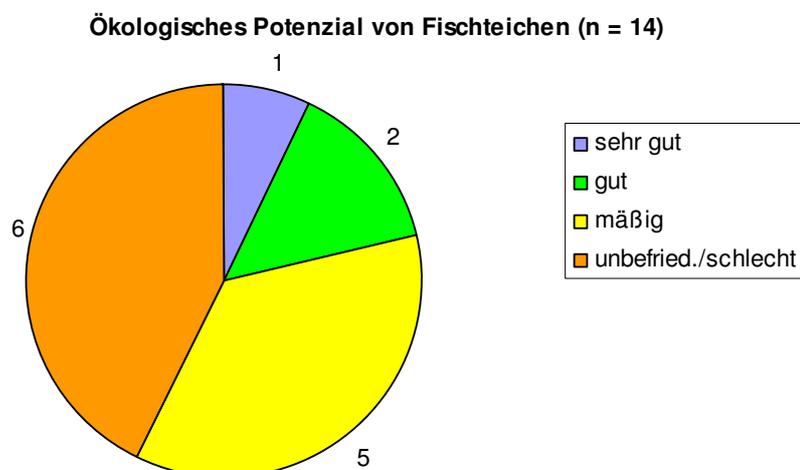


Abb. 56: Bewertung der Fischteiche mit den vorgeschlagenen ökologischen Potenzialklassen.

7.3 Talsperren

Von Talsperren im Mittelgebirge, Tiefland und der Alpenregion liegen insgesamt 236 Jahresgänge (87 Wasserkörper, s. Abb. 57) vor, von denen 128 aufgrund zu geringer Anzahl an Indikatortaxa nicht gültig mit dem PTSI und dem PSI bewertet werden. Unter Berücksichtigung der jeweils jüngsten Jahresgänge wurde eine "aktuelle" Gesamtbewertung für jeden See ermittelt oder die Bewertung als unplausibel/unklar gekennzeichnet. Bei den letztgenannten Fällen weichen sowohl die Bewertungsmetrics zu weit voneinander ab oder es ergibt sich mit den Gesamtposphorkonzentrationen oder den Vorjahresergebnissen kein schlüssiges Bild.

Für neun Talsperren konnte keine eindeutige Bewertung abgeleitet werden (Abb. 57). 37 Seen (43%) sind gut und besser, der größere Teil der Seen ist jedoch als mäßig und schlechter eingestuft. Nahezu die Hälfte der Talsperren im Datensatz erreichen den guten Zustand nicht. Für diese kann und sollte eine Ausweisungsprüfung (nach u.a. CIS 2.2 – HMWB 2002) durchgeführt werden.

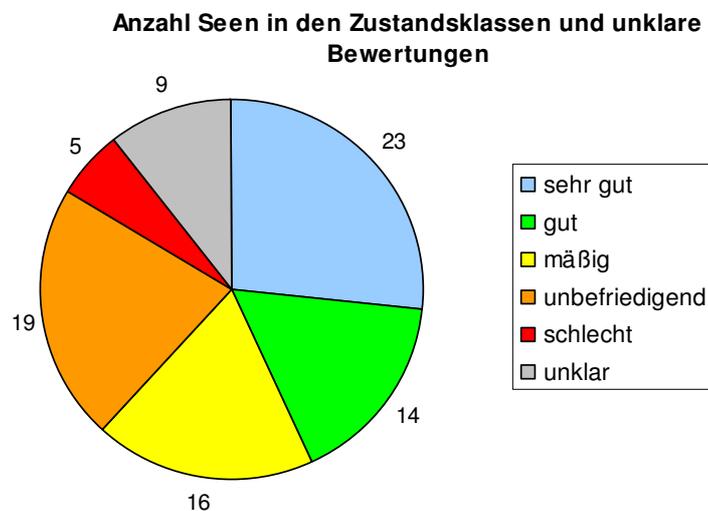


Abb. 57: Bewertung der Talsperren im Datensatz nach den Maßstäben für natürliche Seen. n = 87.

Allgemeine Aspekte der Ausweisung von Talsperren als HMWB:

Die trophische Situation in Talsperren ist oft eng mit dem Zweck des Aufstaus verknüpft. Trinkwassertalsperren befinden sich meist in unbelasteten kleinen Einzugsgebieten und weisen entsprechend geringe Belastungen auf. Stauseen zum Zweck der Wasserkraftnutzung, des Hochwasserschutzes und der Niedrigwasseraufhöhung von unterliegenden Gewässern liegen häufig in abflussreicheren oder größeren Einzugsgebieten. Eine höhere Grundtrophie ist allein durch die hydrologische Situation bereits vorprogrammiert. Dazu kommen trophierelevante seenmorphologische Randbedingungen wie Seevolumen bzw. Stauinhalt und mittlere Tiefe.

Die Variabilität der morphometrischen und hydrologischen Randbedingungen wird in der Typologie und der seetypbezogenen Referenztrophie bereits aufgefangen. Insbesondere die Typisierungskriterien Volumenquotient, Aufenthaltszeit, Mischungsverhalten und mittlere Tiefe berücksichtigen die oben genannten teilweise "nutzungsbedingten" Begebenheiten in Talsperren.

Hinsichtlich der Ausweisungsprüfung nach Art. 4(3)(a) der EU-WRRL (EU 2000) stehen die Trophie beeinflussenden morphometrischen und hydrologischen Faktoren, welche oft mit der Nutzung verknüpft sind, nach obigen Ausführungen nicht zur Disposition. Talsperren werden hinsichtlich der Biokomponente Phytoplankton nur dann als HMWB ausgewiesen, wenn die aktuelle Bewirtschaftungsform eine trophische Degradation hervorruft.

Die Wassermengenbewirtschaftung und das Stauspiegelmanagement können sich auf verschiedene Weisen auf die Trophie und somit auf die Phytoplanktongesellschaft auswirken. Absenkungen des Stauziels können das Mixisverhalten des Sees verändern und z.B. im Sommer eine verfrühte Durchmischung herbeirufen. In den meisten Seen wird während der Mixis nährstoffreicherer Wasser aus dem Hypolimnion in die gesamte Wassersäule eingemischt, was bei einer anschließenden Schönwetterperiode im Spätsommer oder Herbst eine Phytoplanktonblüte vergleichbar der Frühjahrsblüte hervorrufen kann. Ebenso können bei fallendem Stauziel bereits abgelagerte Sedimente an der Stauwurzel remobilisiert werden und zu einem Nährstoffinput führen. Sedimente an den Talsperrenflanken können bei fallendem Wasserstand durch Rutschung in das Gewässer gelangen und stellen dann ebenfalls eine zusätzliche Nährstoffquelle dar. Talsperren, die durch Überleitungen oder Pumpspeicherbetrieb nährstoffreiches Wasser erhalten, sind ebenfalls gesondert zu betrachten.

Für eine Trennung der trophischen Effekte der Bewirtschaftung von den Nährstoffbelastungen aus dem Einzugsgebiet oder Sediment - letztere dürfen im ökologischen Potenzial nicht berücksichtigt werden - müssen ausreichend differenzierte Informationen vorliegen. Daten zur Stauzielbewirtschaftung, Seepegelaufzeichnungen im Untersuchungsjahr, Stauinhaltskurven, Tiefenprofile, hydrologische Daten sowie Informationen über Schwankungen z.B. in extremen Trockenjahren sind für diese quantifizierenden Betrachtungen wichtig. Bisher wurden nur für sächsische und wenige hessische und rheinland-pfälzische Talsperren Angaben über Stauspiegelschwankungen mitgeliefert.

Da sich die typologische Einstufung der Talsperren meist auf das Durchmischungsverhalten und die Morphometrie bei Vollstau oder Betriebsstauziel bezieht, kann die tatsächliche Bewirtschaftung mit niedrigeren Wasserständen eine Umtypisierung des Sees erfordern. Dies kann z.B. bei einem Wechsel des Durchmischungsverhaltens von dimiktisch auf polymiktisch der Fall sein. Auch können sich bei einem dauerhaft verringerten Seevolumen ein anderer VQ und stark verkürzte Aufenthaltszeiten einstellen, welche ebenfalls einen anderen Seetyp begründen können.

Für 21 von 87 Talsperrenwasserkörpern im Datensatz sind Angaben über Stauspiegelschwankungen gemeldet. Diese sind als Maximalwert in Metern angegeben und reichen von einigen Dezimetern bis 8 m in der Talsperre Gottleuba. Als Frequenz der Schwankungen treten die zwei Kategorien jährlich und wöchentlich auf. Betrachtet man die mittlere Tiefe dieser Seen abzüglich der maximalen Spiegelschwankung nach unten, so ergeben sich für einige Gewässer sicherlich trophierelevante Absenkungen. Zwei Seen werden in jedem Winter komplett abgelassen, drei Seen unterschreiten bei Absenkung die 3 m-Marke der mittleren Seetiefe. Ein See wird durch die Absenkungen sehr wahrscheinlich in seinem Durchmischungsverhalten beeinflusst. Die Speicher Radeburg und Rötha sowie die TS Quitzdorf sind ohnehin mit 2-3 m mittlerer Tiefe schon sehr flach und werden im Rahmen der Bewirtschaftung nochmals unter 2 oder 1 m mittlere Tiefe abgesenkt.

Auf Basis von Anhaltspunkten zum Stauzielmanagement wurden z.B. für fünf hessische Talsperren in einem sehr pragmatisch durchgeführten Entwurf ökologische Potenziale beschrieben und zur Bewertung angewandt (in RIEDMÜLLER *et al.* 2008). Die Talsperren wurden auf Basis der Potenziale um ein halbe Qualitätsklasse milder bewertet. Für die als Fischteiche bewirtschafteten rheinland-pfälzischen Talsperren sowie die sächsische Talsperre Döllnitzsee wurde das höchste ökologische Potenzial eine ganze Zustandsklasse vom Referenzzustand des natürlichen Seetyps weggerückt (RIEDMÜLLER & HOEHN 2008a und b).

Auf Basis der bisherigen Datenlage zu den Talsperren kann nur für wenige Seen überhaupt über eine Ausweisung als HMWB entschieden werden. Im weiteren Vorgehen fehlen für die Potenzialbeschreibung die wichtigen Bewirtschaftungsinformationen. Es wird vorgeschlagen, diese Fragestellung im fortlaufenden Projekt prioritär zu verfolgen u.a. mit präzisierten Datenanfragen bei den Bundesländern und weiteren Recherchen zur vorrangigen Nutzung und Hydrologie.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Ziel des Projekts ist die Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für Seen der zentraleuropäischen Mittelgebirgsregion analog zu dem Verfahren für natürliche Seen des norddeutschen Tieflands und des Alpenraums nach MISCHE *et al.* (2008). Des Weiteren sollte geprüft werden, ob die bestehenden Bewertungsmodule auf die künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie natürlichen Sondertypen des Tieflands und der Alpen angewandt werden können.

Im Projektzeitraum bis 2008 wurde eine Datenbank für Phytoplanktondaten von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen in Deutschland aufgebaut. Zu den Stammdaten der Seen fanden umfangreiche Recherchen statt. Die Phytoplanktonbefunde wurden vor dem Import hinsichtlich ihrer Qualität und Plausibilität nach bestimmten Kriterien geprüft. Der derzeitige Umfang der Datenbank und deren Zusammensetzung werden im Bericht dargestellt.

Die Typisierung der Seen erfolgte zunächst anhand des Systems von MATHES *et al.* (2002) mit der Erweiterung von MISCHE *et al.* (2008). Für den Mittelgebirgsraum wurden mit dem kalkarmen polymiktischen See (Typ 6.2) und dem durch Huminstofffärbung geprägten See (Typ 8.5) weitere Ergänzungen des Seetypen-Systems notwendig, so dass derzeit 17 Typen und Subtypen hinsichtlich ihres trophischen Verhaltens unterschieden werden.

Auf verschiedenen Bearbeitungsebenen (u.a. trophische Jahreskennwerte, taxonomische Zusammensetzung auf Art-, Gattungs- und Ordnungsniveau) wurden die wichtigsten Steuergrößen der Trophie und Artenzusammensetzung in den vorliegenden Seen ermittelt. Hierbei ergaben sich die folgenden Erkenntnisse, die bei der Erstellung und Anpassung des Bewertungsverfahrens besonders zu berücksichtigen waren:

- Bei Betrachtung der Seen abhängig von ihrer Entstehung zeigen Tagebauseen die niedrigste Trophie im Mittel, danach folgen Baggerseen und natürliche Mittelgebirgsseen. Für die Typisierung spielt die Entstehungsgeschichte der Seen jedoch keine Rolle.
- Kalkreiche Seen sind produktiver als kalkarme.
- Die in Tagebauseen häufig anzutreffende Sulfat-Dominanz wirkt sich nicht auf die Biomasse-Entwicklung der Seen aus.
- Talsperren mit Vorsperren zeigen im Mittel keine andere Biomasse-Entwicklung als ohne Vorsperren.
- Erhöhte Huminstoff-Konzentrationen hemmen häufig die Biomasse-Entwicklung aufgrund der Braunfärbung. Einige fakultativ heterotrophe Phytoplanktontaxa können sowohl die Lichtlimitierung als auch die in den Braunwasserseen oft herrschende Nährstofflimitierung unterlaufen und hohe Biomassen bilden. Aus dieser Beobachtung heraus ergibt sich die Notwendigkeit eines eigenständigen See-Subtyps 8.5 – huminstoffgeprägter Weichwassersee.
- Die taxonomische Ähnlichkeitsanalyse zeigt eine gute Übereinstimmung von im norddeutschen und oberrheinischen Tiefland gelegenen Tagebauseen und Baggerseen mit den natürlichen Tieflandseen. Die Voraussetzung für deren Bewertung anhand des Tieflandmoduls für natürliche Seen ist somit gegeben.
- Die auf Gattungsniveau durchgeführten Ähnlichkeitsanalysen zeigen eine Differenzierung zwischen Mittelgebirgsseen und Tiefland- sowie Alpenseen. Die Typ-Abgrenzung der Mittelgebirgsseen anhand der Höhenlage (ab etwa 200 m ü. NN) und des Umfeldes wurde hiermit bestätigt.
- Polymiktische Seen treten insbesondere im Tiefland häufig auf und können dort mehr Planktonbiomasse pro Nährstoffeinheit ausbilden als geschichtete Seen.

Für die Mittelgebirgsseen wurde ein neues Bewertungsmodul mit den Metrics Biomasse, Algenklassen und PTSI erstellt. Mit Regressions- und Korrelationsbetrachtungen in Bezug zu Belastungskenngrößen sowie Analysen zur Konsistenz der Bewertungsmetrics untereinander konnte gezeigt werden, dass das Modul nachvollziehbar und plausibel bewertet. Die Bewertungsergebnisse werden im Überblick im Bericht vorgestellt. Die Details der Bewertung sowie die neue Mittelgebirgs-Indikatorliste des Phytoplanktons sind einem Dateianhang in MS-Excel-Format zu entnehmen.

Die probeweise Anwendung des bestehenden Tieflandmoduls nach MISCHKE *et al.* (2008) auf die im norddeutschen und oberrheinischen Tiefland liegenden AWB und HMWB sowie natürlichen Sondertypen ergab, dass der PTSI und der Algenklassen-Metrics einer Überarbeitung bedürfen. Für die Seengruppen "künstliche" geschichtete Tieflandseen (TgeschAWB) und "künstliche" polymiktische Tieflandseen (TpolyAWB) wurden komplett neue PTSI-Indikatorlisten erstellt. Insbesondere für Bewertung und Klassifikation in den Trophie-Randbereichen sehr oligotroph und poly- bis hypertroph waren die bestehenden Listen nicht kalibriert.

Der Algenklassen-Metric musste für die meisten "künstlichen" Tieflandseetypen nachkalibriert werden. Für den Seetyp 12k und 14k waren keine plausiblen Anpassungen möglich, u.a. aufgrund der geringen Fallzahlen. Für den Typ 12k wurde der Algenklassen-Metric gestrichen, beim Typ 14k wurde der Algenklassen-Metric in der Gewichtung im Gesamtindex auf 0,5 abgestuft. Die durch die Überarbeitung erreichten Korrelationen zu den Belastungskenngrößen Gesamtposphor oder LAWA-Index waren deutlich höher als im Bewertungsansatz nach MISCHKE *et al.* (2008) für die natürlichen Tieflandseen und können als zufriedenstellend betrachtet werden.

Das Auswertetool PhytoSee (Version 3.0) von MISCHKE & BÖHMER (2008) erfuhr hinsichtlich des Mittelgebirgstools und der Anpassungen für die AWB und HMWB im Tiefland eine Erweiterung. Die Veröffentlichung einer erweiterten benutzerfreundlichen Version ist für Anfang 2009 geplant.

Auf Basis der Bewertungsergebnisse konnten in einem ersten Entwurf die Seen ermittelt werden, welche den guten Zustand nach den Maßstäben für natürliche Seen nicht erreichen. Nach einer positiv beschiedenen Ausweisungsprüfung nach den CIS-Guidelines (CIS 2.2 – HMWB 2002) bzw. der WRRL (EU 2000) dürfen für diese ökologische Potenziale beschrieben werden, welche die Nutzung der Gewässer berücksichtigen. Kann ein Gewässer nicht ausgewiesen werden, muss es nach den Maßstäben für natürliche Seen des entsprechenden Typs bewertet werden. Die Richtlinieninhalte zur Ausweisung von AWB und HMWB werden im Bericht ausführlich beschrieben und diskutiert. Für Tagebauseen, Baggerseen und Fischteiche kann das Ausweisungsprozedere durchgeführt werden. Für die Fischteiche steht ein Entwurf für das ökologische Potenzial zur Diskussion.

Sowohl für die Ausweisungsprüfung als auch für die Ermittlung ökologischer Potenziale in Talsperren ist die derzeitige Datenlage nicht ausreichend. Es fehlen insbesondere Detailinformationen über Stauspiegelveränderungen, die Wassermengenbewirtschaftung und über Belastungen aus den Einzugsgebieten. Entwürfe zur Ausweisung und zur Ermittlung ökologischer Potenziale werden vorgestellt. Zur Ermittlung der trophischen Auswirkungen von Stauspiegelschwankungen ist im Folgeprojekt eine detaillierte Datenrecherche und Auswertung für gut untersuchte Gewässer geplant, anhand derer ein Entwurf für das ökologische Potenzial von Talsperren abgeleitet werden kann.

Im Anschluss an dieses hier vorgestellte Projekt ist ein Praxistest beantragt, in welchem neue Daten aus den Untersuchungsjahren 2007 und 2008, Anwendererfahrungen, Kritikpunkte und Expertenmeinungen eingespeist werden sollen.

9 Glossar und verwendete Abkürzungen

Fest stehende Begriffsdefinitionen und Erläuterungen wurden aus der folgenden Literatur entnommen: DIN (1991), EU (2000) (dt. Übersetzung), CIS 2.2 – HMWB (2002) (dt. Übersetzung), IRMER *et al.* (2003), LAWA (2003b).

Altarm: Durch künstliche Flussbegradigung oder natürliche Flusslaufverlagerung eines Flusses entstandenes Gewässer, das noch eine permanente Anbindung an den Flusslauf besitzt.

Altwasser: Durch künstliche Flussbegradigung oder natürliche Flusslaufverlagerung eines Flusses entstandenes Gewässer, das nur noch temporär eine Anbindung an den Flusslauf besitzt.

Baggersee: Künstliches Abtragungsgewässer als Folge von Sand- oder Kiesgewinnung im Grundwasserleiter.

Erheblich veränderter Wasserkörper: Aufgrund von Nutzungsansprüchen physikalisch und in seinem Wesen stark veränderter natürlicher Wasserkörper, für den gemäß WRRL als Umweltziel nicht der gute ökologische Zustand sondern lediglich ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen ist. Dieses berücksichtigt die spezifizierten Nutzungen (s.u.), welche nicht erheblich durch die ökologischen Verbesserungsmaßnahmen eingeschränkt sein dürfen. Sofern belegt werden kann, dass im Rahmen des Bewirtschaftungsplans (innerhalb 15 Jahre nach Inkrafttreten der WRRL) zumindest der gute ökologische Zustand erreicht werden kann, ist eine Ausweisung als "erheblich verändert" nicht möglich. Die erheblichen hydromorphologischen Veränderungen durch den Menschen müssen umfassend/weit verbreitet oder tiefgreifend oder sehr offensichtlich sein und treten somit weder temporär noch periodisch auf.

Fischteich: Künstlich angelegter, ablassbarer Teich zur Haltung von Nutzfischen.

GEP (= good ecological potential): gutes ökologisches Potenzial

Gewässerart: Im vorliegenden Projekt verwendeter Begriff zur Unterscheidung der Bezeichnungen Talsperre, Tagebausee, Teich, Baggersee etc.

Gewässerkategorie: Die Gewässerkategorien nach WRRL unterscheiden Seen, Flüsse, Übergangsgewässer und Küstengewässer.

Gutes ökologisches Potenzial: Umweltziel für künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper, welches in seinen Werten für die einschlägigen Qualitätskomponenten geringfügig von den Werten für das höchste ökologische Potenzial abweicht.

Höchstes ökologisches Potenzial (MEP): Höchste erzielbare ökologische Gewässergüte für künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper, "nachdem alle Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung getroffen wurden, die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die entsprechende spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben" (CIS 2.2 – HMWB 2002). Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten sollen soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp entsprechen, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist. "Die technische Durchführbarkeit sowie die Kosten (d.h. Kapitalkosten), die mit der Umsetzung der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung verbunden sind, werden bei der Festlegung der Werte für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten des höchsten ökologischen Potenzials nicht berücksichtigt."

Künstliche Wasserkörper: Ein von Menschhand geschaffener Oberflächenwasserkörper, der an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein Wasserkörper vorhanden war und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung, Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers entstanden ist. Künstliche Wasserkörper können als natürliche Gewässer oder als künstliche Gewässer ausgewiesen werden (CIS 2.2 – HMWB 2002, LAWA 2003). Künstliche Gewässer, die bereits im sehr guten oder guten Zustand sind, werden nicht mit ökologischen Potenzialen bewertet, sondern gelten als natürliche Gewässer des ähnlichsten Seentyps. Eine Ausweisung als k.W. ist demnach nur notwendig, wenn dieser den guten ökologischen Zustand nicht erreichen kann oder nur mit Verbesserungsmaßnahmen erreichen könnte, welche die spezifizierten Nutzungen bedeutend einschränkt oder die Umwelt im weiteren Sinne beeinträchtigt. Künst-

liche Wasserkörper können per Definition nicht als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden. Beispiele: Baggerseen, Tagebauseen, Teiche, künstlich angelegte Stauseen oder Speicher im Nebenschluss (gespeist mit Überleitungswasser), Hafenecken. Talsperren im Hauptschluss eines Fließgewässers sind **keine** künstlichen Wasserkörper.

MEP (= maximum ecological potential): höchstes ökologisches Potenzial

Nutzbringende Ziele: Die Vorteile, die aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften eines Wasserkörpers resultieren z.B. Schifffahrtskanäle. Hierzu können Vorteile, die sich aus der spezifizierten Nutzung ergeben, und die Vorteile für die Umwelt zählen.

Ökologischer Qualitätsquotient (engl. EQR = ecological quality ratio): Numerischer Wert zwischen 0 (schlechteste Klasse) und 1 (beste Klasse), welcher die Abweichung des Bewertungsergebnisses vom Referenzzustand beschreibt.

See: Stehendes oder nahezu stehendes oberirdisches Gewässer, dessen beckenartiges Gewässerbett durch geologische Vorgänge oder künstliche Maßnahmen entstanden ist.

Speicher/Speicherbecken: Staubecken, das der Speicherung von Wasser dient. Nach der Ausgleichsperiode unterscheidet man Tages-, Wochen-, Jahres- und Überjahresspeicher.

Speicher: Künstlicher oder durch ein Absperrbauwerk aufgestauter See, der lediglich durch Überleitungswasser versorgt wird (Nebenschluss).

Spezifizierte Nutzung: Wassernutzungen gemäß Artikel 4(3)(ii)-(v) der EU (2000) wie Schifffahrt einschl. Hafenanlagen, Freizeit, Wasserkraft, Trinkwasserversorgung, Bewässerung, Wasserregulierung, Schutz vor Überflutungen, Landentwässerung und weitere wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen.

Staubecken: Vom Absperrbauwerk und Gelände umschlossener Raum zum Stauen von Wasser.

Stausee: Durch Abdämmung der ursprünglichen Vorflut entstandener See.

Tagebausee: Durch Braunkohletagebau entstandener künstlicher See.

Talsperre: Durch Aufstau eines Fließgewässers entstandener Wasserkörper, welcher über den Querschnitt des Wasserlaufes hinaus, den gesamten Talquerschnitt absperrt. T. haben im Sinne der WRRL einen Kategorienwechsel vom Fluss- zum Seewasserkörper durchlaufen. Sie werden per Definition deshalb zunächst als erheblich veränderte Fließgewässer betrachtet, zur Bewertung jedoch der am besten vergleichbaren Oberflächengewässerkategorie – den Seen – zugeordnet. Für das weitere Bewertungsverfahren ist für die meisten Mittelgebirgstalsperren keine Zuordnung zu dem ähnlichsten natürlichen Seetyp möglich, da die Mittelgebirgstypen größtenteils durch Talsperren repräsentiert sind (MATHES *et al.* 2002). Diese T. müssen somit zur Herleitung des seetypspezifischen Referenzzustandes herangezogen werden, der bei der späteren Bewertung dem höchsten ökologischen Potenzial entsprechen kann aber nicht zwingend muss.

Teich: Künstlich geschaffener See geringer Tiefe, der durch eine Ablassvorrichtung entleert werden kann. Eine thermische Schichtung des Wasserkörpers tritt nur selten oder nicht ein. T. werden oft fischereilich bewirtschaftet.

Tümpel: Meist kleines und flaches, periodisch austrocknendes Gewässer.

Weiher: Natürlich entstandener oft kleiner See geringer Tiefe, der potentiell über die gesamte Fläche mit Makrophyten besiedelt werden kann. Eine thermische Schichtung des Wasserkörpers tritt nur selten oder nicht ein.

10 Literatur

- ACKERMANN, G., SUDBRACK, R. & LOTH, P. (2004): Gefährdungsabschätzung für Talsperren und Speicher nach der WRRL für die Bewertungskomponente "Trophie", ATT-e.V. unveröff. 5 S. + Anh. / KoBio 03.03.2005.
- BERNHARDT, H. & CLASEN, J. (1980): OECD Eutrophication Programme. Shallow Lakes and Reservoir Project. Final Report. Water Research Centre, Medmenham Laboratory, Medmenham, Marlow Bucks SL7 2HD, United Kingdom, 289 pp.
- CHRISTMANN, K.-H. (2004): Künstliche Seen in NRW – Überlegungen zur Typologie und zum ökologischen Potential. KoBio-Expertengespräch Talsperren und EG-Wasserrahmenrichtlinie, Essen 8./9.11.2004.
- CIS 2.2 – HMWB (2002): Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Guidance Document No 4. Common Implementation Strategy for the water framework directive (2000/60/EC). 118 S.
- CUMMINS, K.W. (1974): Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* **24**:631-641.
- DIN (1991): Wasserwesen. Begriffe. Normen. DIN-Taschenbuch 211. 2. Auflage. Beuth Verlag Berlin Köln, 388 S.
- ECOSTAT (2006): Alternative Methodology for defining Good Ecological Potential (GEP) for Heavily Modified Water Bodies (HMWB) and Artificial Water Bodies (AWB). Annex II in: Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive”, 4th Version, October 23rd 2006.
- ECOSTAT WG 2.A (2004): Overview of common intercalibration types. Draft version 26.02.2004. 37 S.
- EUROPEAN 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. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1.
- EWIG, B. (1995): Überprüfung der Gültigkeit des Nährstoffbelastungskonzeptes und des "trophic state index" für 15 Stauseen und Speicherbecken. *Tagungsbericht* der DGL-Jahrestagung 24.-29.09.1995, Berlin: 6-10.
- FISCHER, W.J. & DIETRICH, D.R. (2000): Pathological and biochemical characterization of microcystin-induced hepatopancreas and kidney damage in carp (*Cyprinus carpio*). *Toxicol. Appl. Pharmacol.* **164**: 73-81.
- FROMME, H. (2007): BlueTox: Belastung von Nahrungsergänzungsmitteln und Fischen mit Blaualgentoxinen. Internetveröffentlichung des Bayerischen Landesamts für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. Stand 07.03.2007.
- HOEHN, E., CLASEN, J., SCHARF, W., KETELAARS, H.A.M., NIENHÜSER, A.E., HORN, H., KERSKEN, H. & EWIG, B. (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT-Technische Information Nr. 7., 2. völlig neu bearbeitete Aufl., Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren, AK-Biologie, Siegburg. Verlag Oldenbourg, 151. S.
- HUTCHINSON, G.E. (1967): A treatise on limnology II: Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons, New York, 1115 pp.
- HYNES, H.B.N. (1975): The stream and his valley. *Verh. Int. Verein. Limnol.* **19**:1-15.
- IDUS (2007): Biologische und chemische Untersuchungen nach WRRL in stehenden Gewässern des Freistaates Sachsen – 2006/2007. Gewässer der Lose 2 und 3. Abschlussbericht Juni 2007. Im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt und Geologie. 161 S.
- IRMER, U., BLONDIK, K., RECHENBERG, B. (2003): Typologie für Standgewässer in Deutschland nach WRRL. Arbeitspapier Umweltbundesamt, Berlin 18.11.2003. 3 S.
- KIMMEL, B.L., LIND, O.T. & PAULSON, L.J. (1990): Reservoir primary production. In: THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L. & PAYNE, F.E. [Eds.]: Reservoir limnology. John Wiley & Sons, New York: 133-192.

- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuchverlag, Berlin. 43 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003a): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin. 27 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003b): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Arbeitsexemplar, Bearbeitungsstand 30.04.2003.
- LAWA (1990): Limnologie und Bedeutung ausgewählter Talsperren in der Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden.
- MARGALEF, R. (1975): Typology of reservoirs. *Verh. Int. Verein. Limnol.* **19**:1841-1848.
- MATHES, J., PLAMBECK, G. & SCHAUMBURG, J. (2002). Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & DENEKE, R. (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Aktuelle Reihe BTU Cottbus*, Sonderband: 15-24.
- MISCHKE, U. & BÖHMER, J. (2008): PhytoSee, Auswertungssoftware zur Bewertung von natürlichen Seen der Alpen- und Tieflandregionen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Version 3.0. Download: <http://unio.igb-berlin.de/abt2/mitarbeiter/mischke/>.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & NIXDORF, B. (2008): Praxistest zur Bewertung von in Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow, *Aktuelle Reihe 2/2008*, Gewässerreport Nr. **10**: 7-116 Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz: <http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/>.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U. (2006): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarbeiteter Endbericht zum LAWA – Projekt OK 5.90 vom März 2006. 152 S. + Anhang. Univ. Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz: Internetversion: <http://www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/>.
- RAPP, B.C. (1993): Saisonale Artensukzession und Horizontalverteilung des Phytoplanktons in der Trinkwassertalsperre Kleine Kinzig (Nordschwarzwald). Diplomarbeit. Fak. f. Biologie, Univ. Freiburg.
- RIEDMÜLLER, U. & HOEHN, E. (2008a): EG-WRRL-konforme Bewertung sächsischer pH-neutraler Baggerseen, Tagebauseen, Fischteiche und Speicher auf Basis der Qualitätskomponente Phytoplankton. - Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial. Im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt und Geologie. 2. Zwischenbericht. 33 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. (2008b): Bewertung von Seen in Rheinland-Pfalz nach EU-WRRL auf Basis der Biokomponente Phytoplankton - Teil 2: Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Sondertypen auf Basis des Untersuchungsjahres 2005. Im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz. 35 S.
- RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., TWORECK, A. (2008): Auswertung von Phytoplanktonproben und Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen in Hessen nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG). 37 S.
- SCHÖNFELDER, I. (2004): Paläolimnologische Leitbildkonstruktion und biozönotisch basierte Bewertungsansätze für Flusseen am Beispiel der Diatomeen. Abschlussbericht im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel. 54 S. zzgl. Anhang.
- SCHÖNFELDER, J. (2006): Arbeitspapier "Referenzzustände der diatomeenbasierten Seetypen Norddeutschlands nach trophischen Kriterien" (Jörg Schönfelder, 2006). 1 S.
- SIEBECK, O. (1980): Der Wasseraustausch durch Grundwasserdurchfluss im Baggersee und seine Bedeutung für die Eutrophierung. *Tagungsberichte der Akademie für Naturschutz und Landespflege* **6/80**: 163-189

- SOBALLE, D.M. & KIMMEL, B.L. (1987): A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes and impoundments. *Ecology* **68**:1943-1954.
- THORNTON, K.W. (1990): Perspectives on reservoir limnology. In: THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L. & PAYNE, F.E. [Eds.]: Reservoir Limnology - ecological perspectives. John Wiley & Sons, New York: 1-13.
- THORNTON, K.W., KENNEDY, R.H., CARROLL, J.H., WALKER, W.W., GUNKEL, R.C. & ASHBY, S. (1981): Reservoir sedimentation and water quality – an heuristic model. In: STEFAN, H.G. [Ed.]. Proceedings of the symposium on surface water impoundments. *Am. Soc. Civil Engr.*, New York: 654-661.
- TWORECK, A., RIEDMÜLLER, U. & HOEHN, E. (2006). Bewertung nach EU-WRRL mittels Phytoplankton in stehenden Gewässern in Rheinland-Pfalz - Teil 1: Beschreibung Istzustand im Untersuchungsjahr 2005. LUWG Rheinland-Pfalz, Mainz. 69 S.
- UHLMANN, D. (1975): Hydrobiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 345 S. (S. 124 f.).
- VANEK, V. (1987): The interactions between lake and groundwater and their ecological significance. *Stygologia* **3**:1-23.
- WETZEL, R.G. (1983): Limnology, 2. Ed., Saunders College, Philadelphia, 767 pp.

11 Anhang

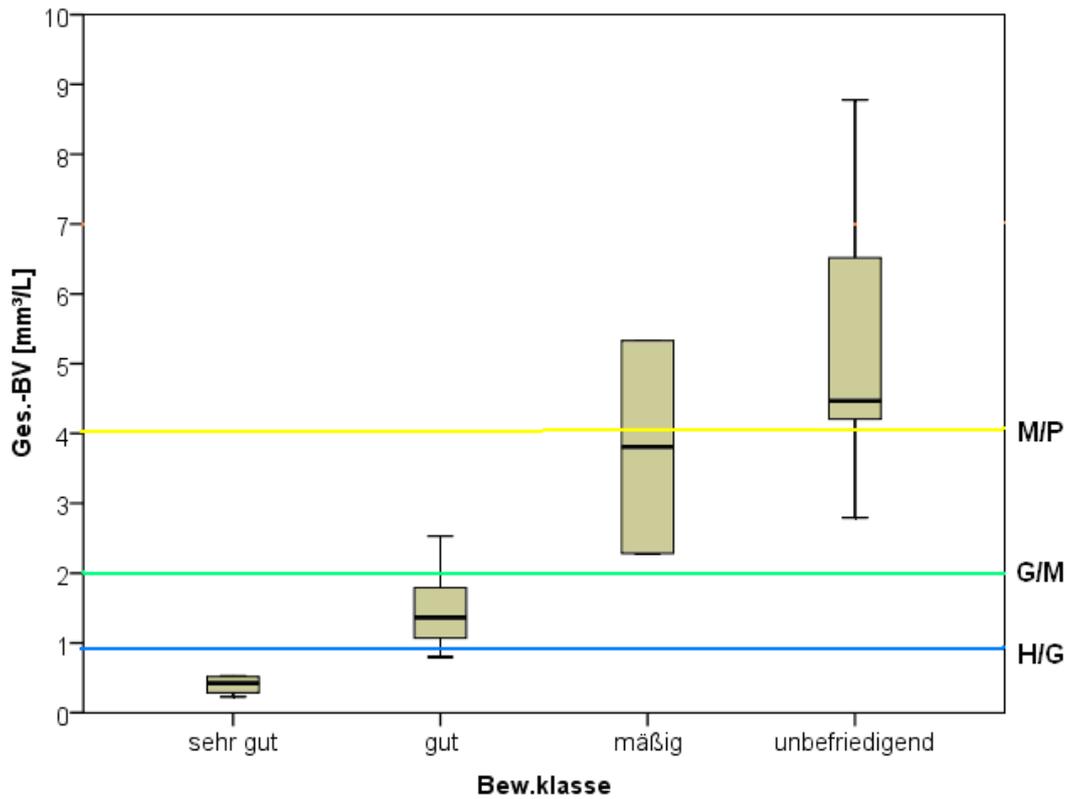


Abb. 58: Verteilung der mittleren Gesamt-Biovolumina der Seen des Typs 5 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

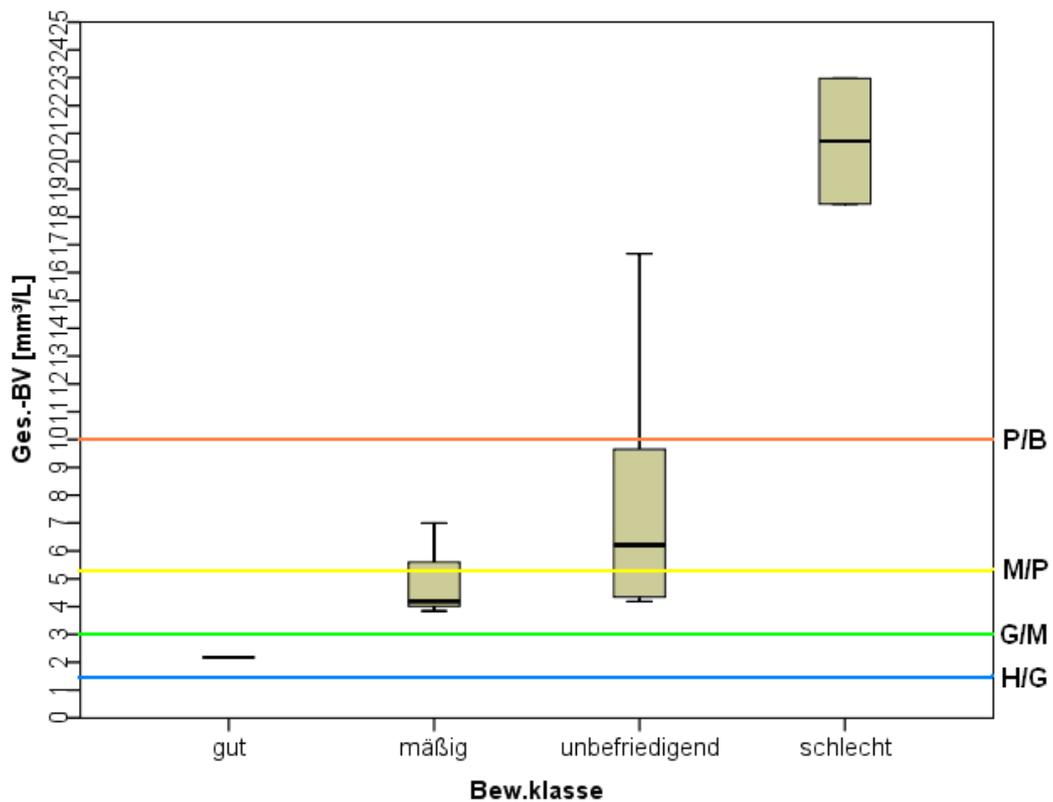


Abb. 59: Verteilung der mittleren Gesamt-Biovolumina der Seen des Typs 6.1 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

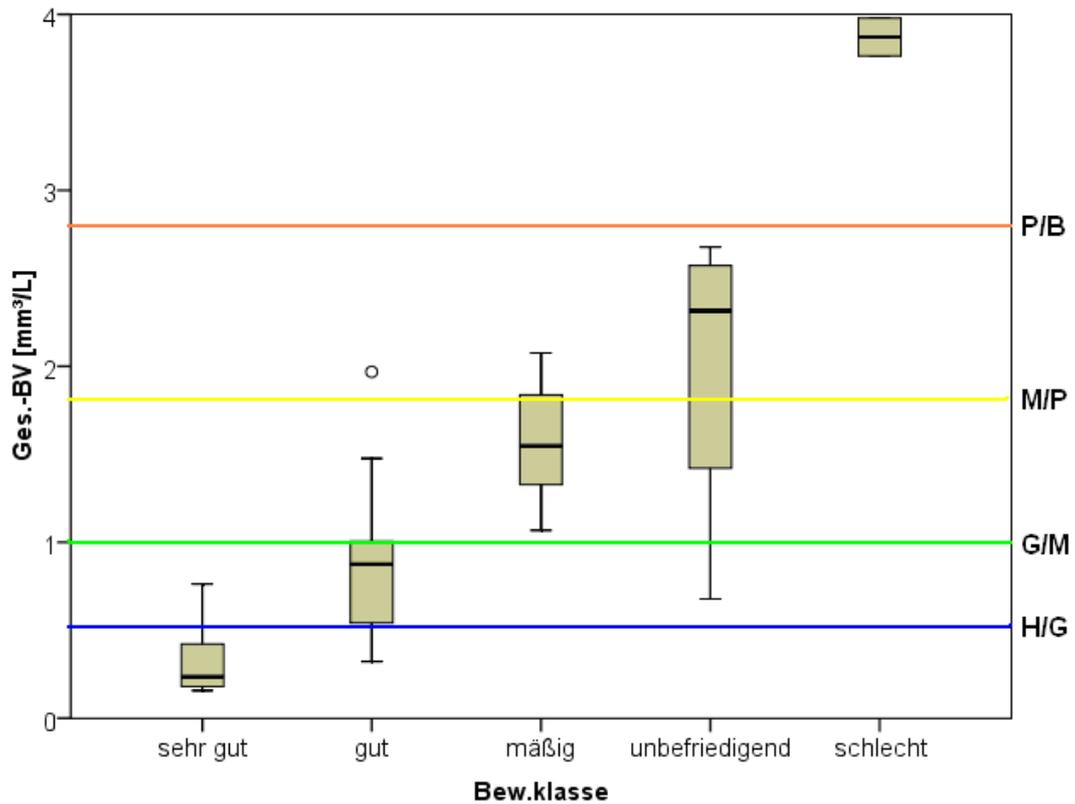


Abb. 60: Verteilung der mittleren Gesamt-Biovolumina der Seen des Typs 8 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

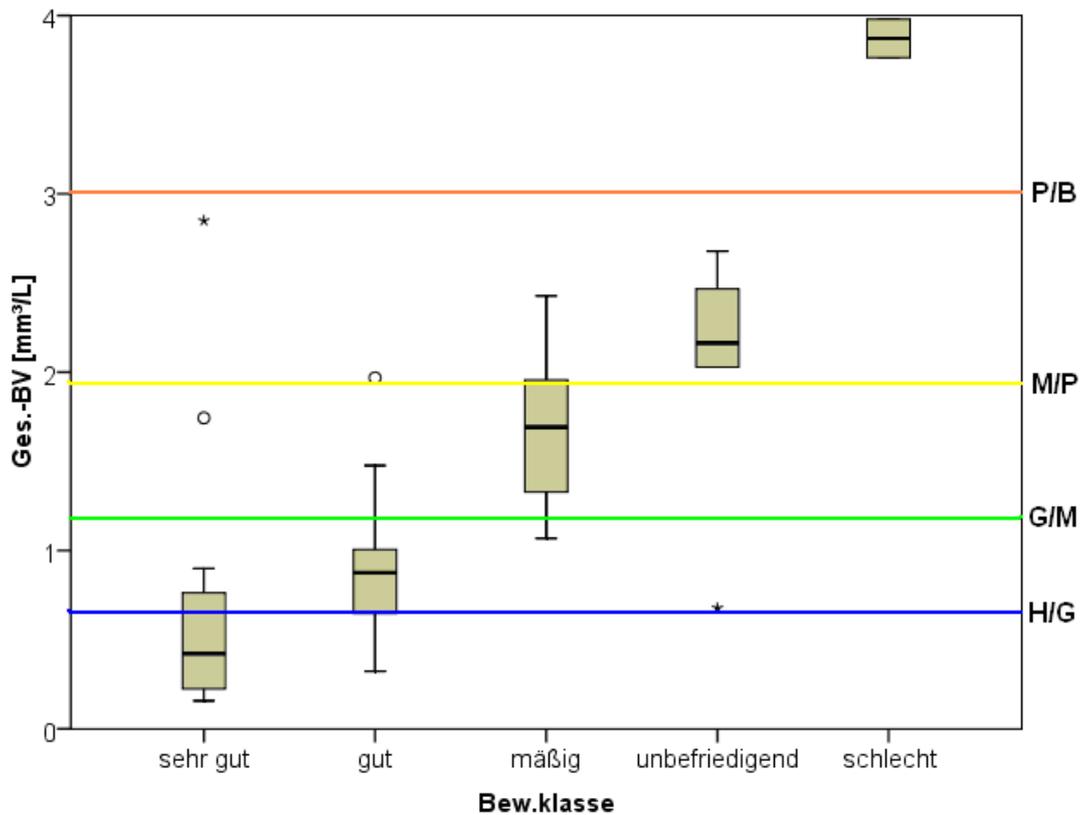


Abb. 61: Verteilung der mittleren Gesamt-Biovolumina der Seen der Typen 8 und 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

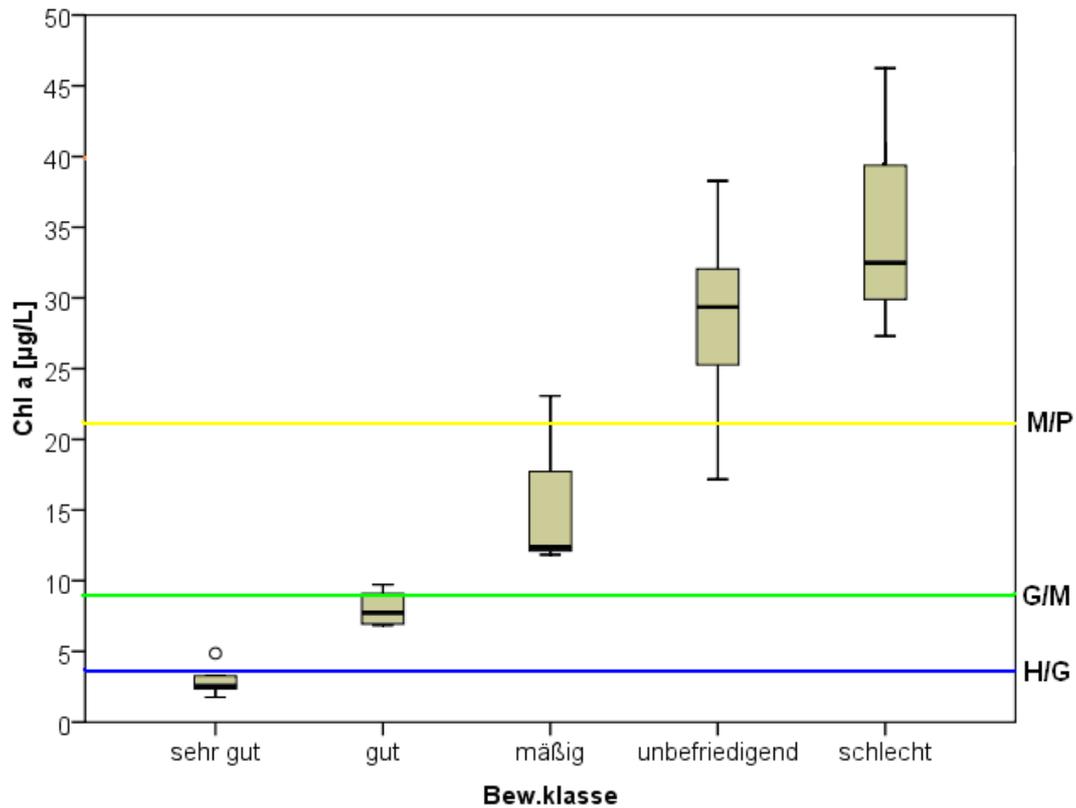


Abb. 62: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 5 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

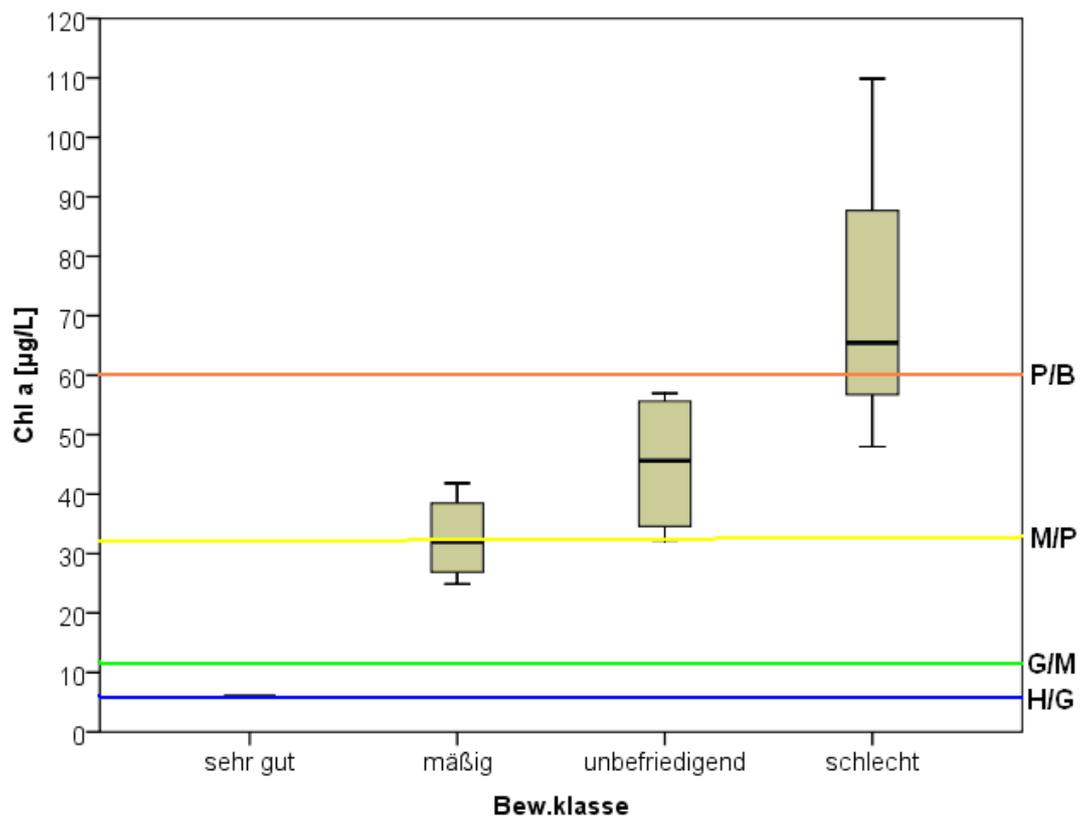


Abb. 63: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 6.1 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

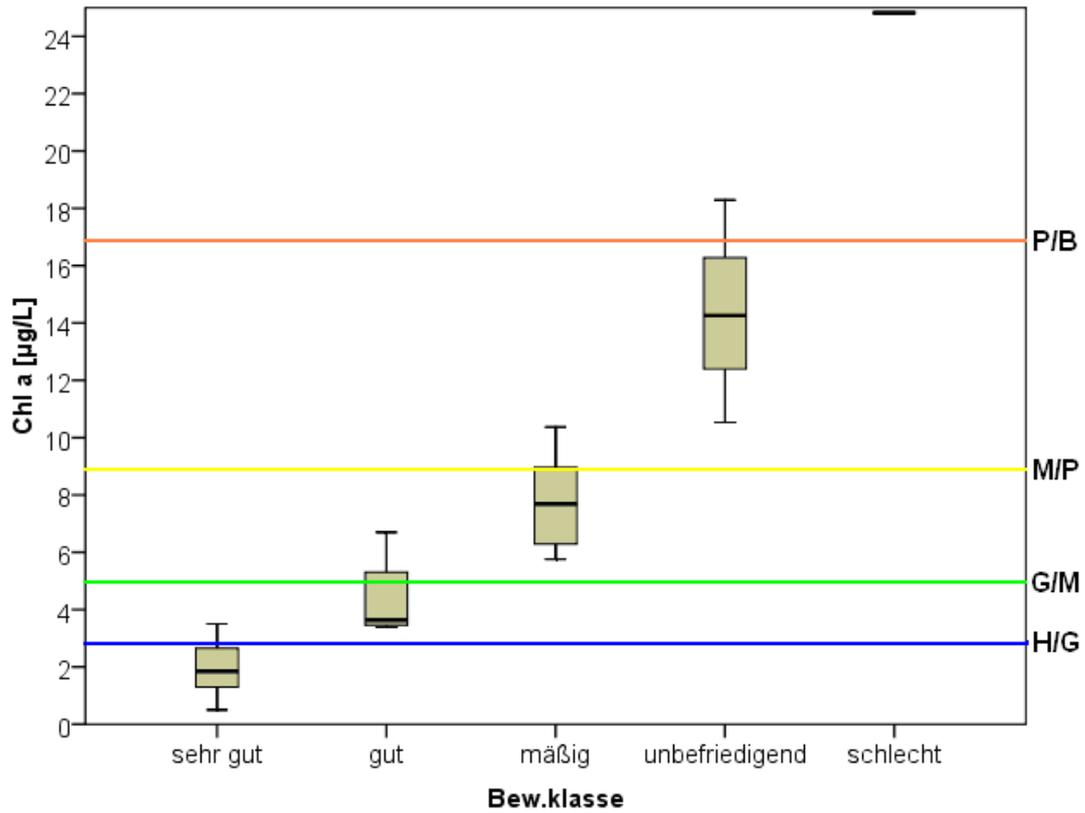


Abb. 64: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 8 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

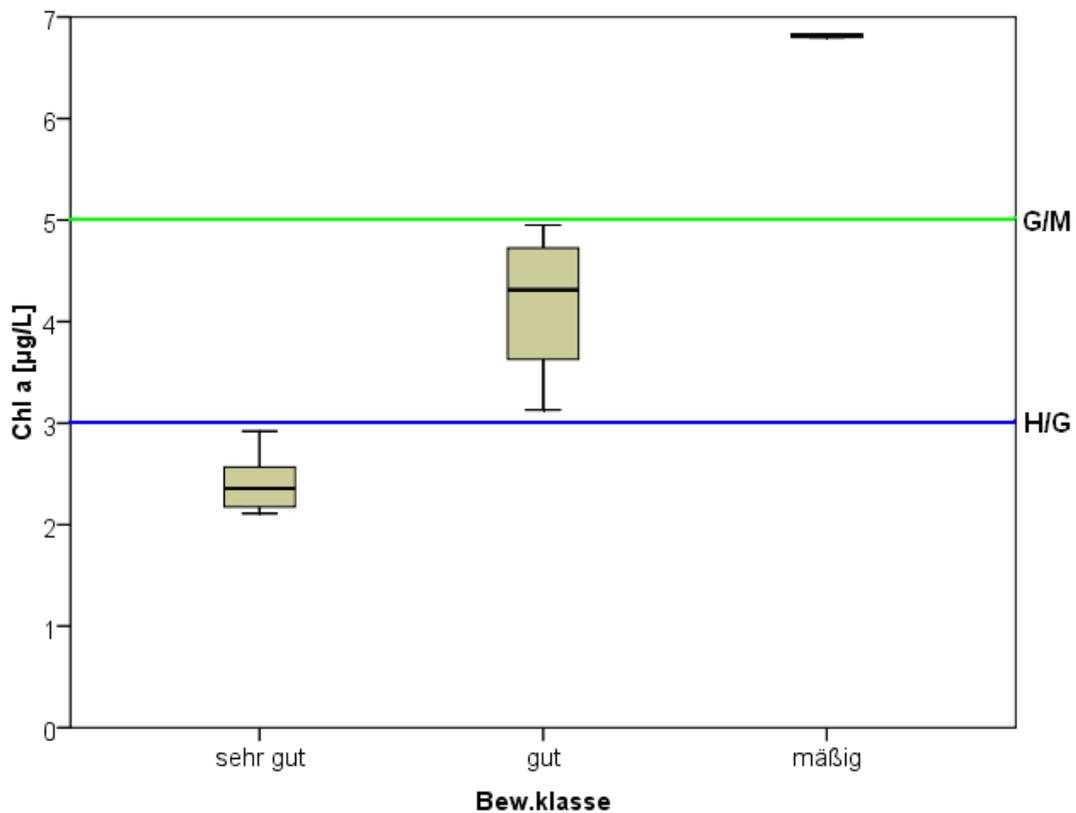


Abb. 65: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

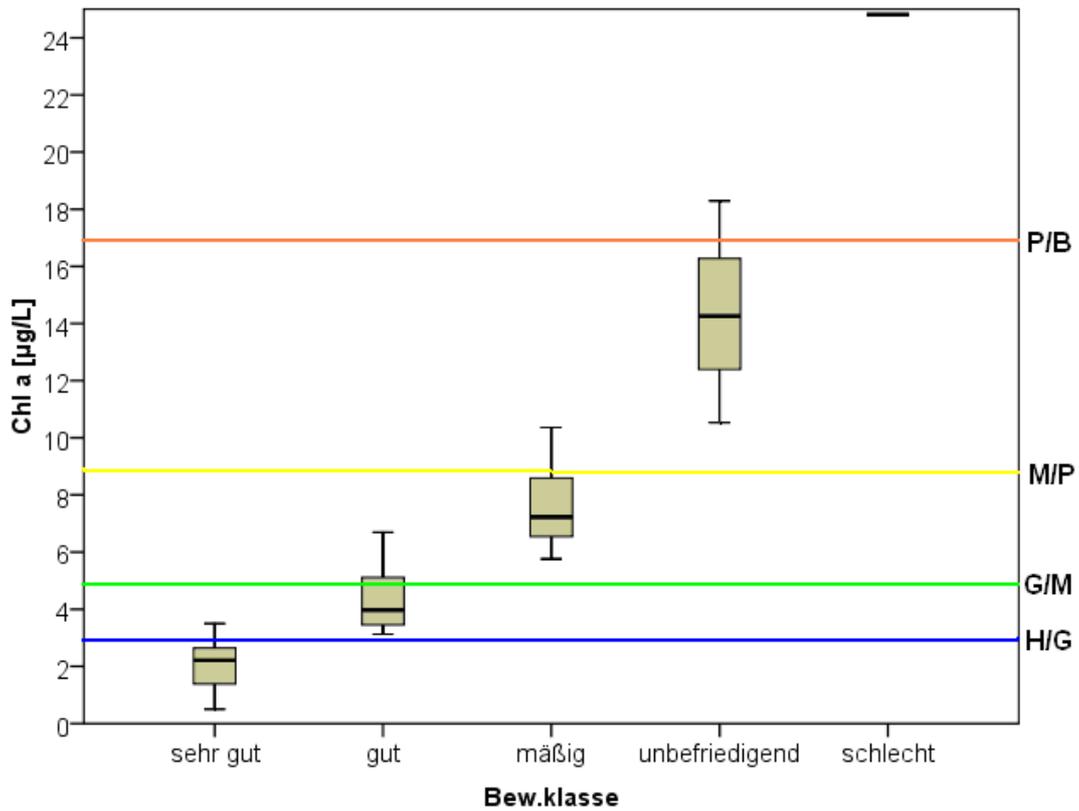


Abb. 66: Verteilung der mittleren Chlorophyll a-Konzentration der Seen der Typen 8 und 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

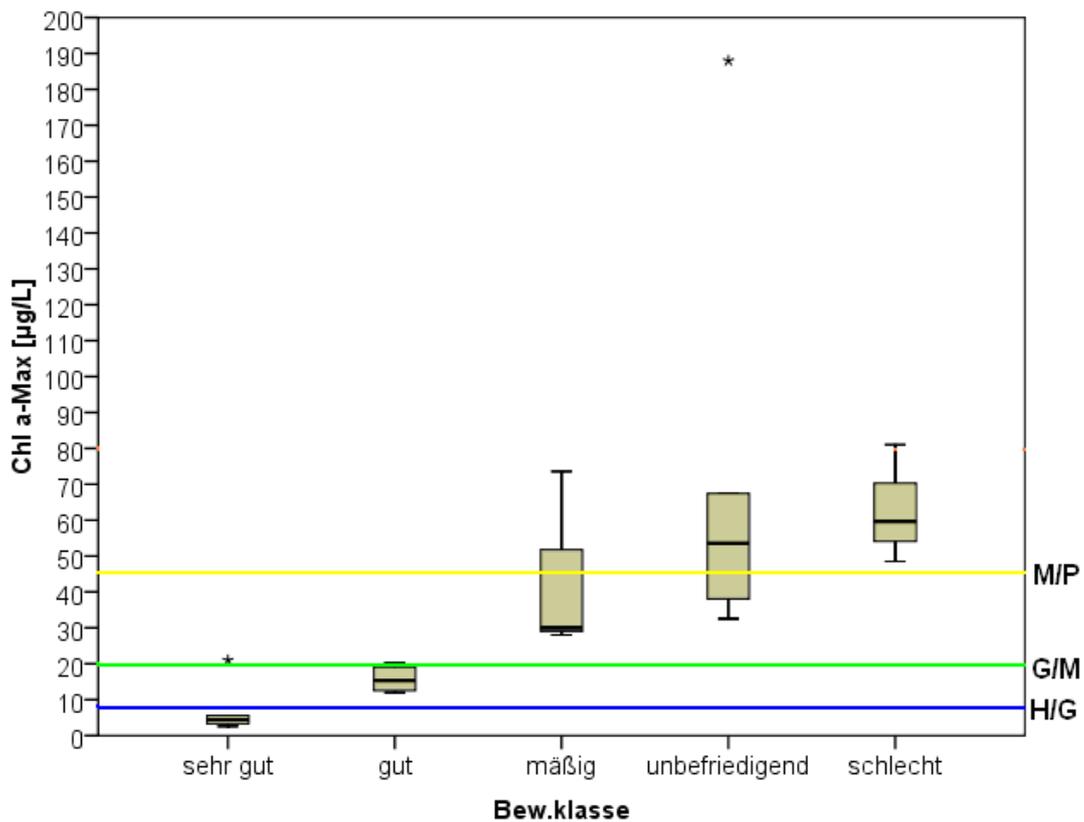


Abb. 67: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 5 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

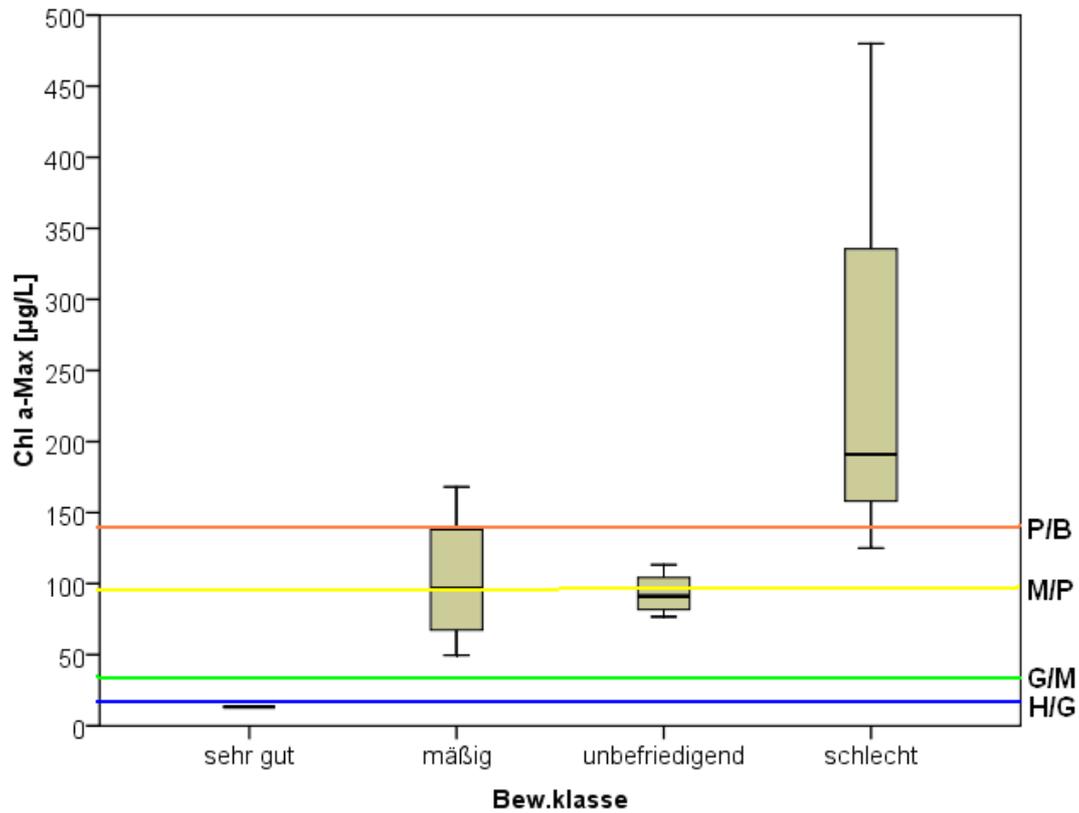


Abb. 68: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 6.1 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

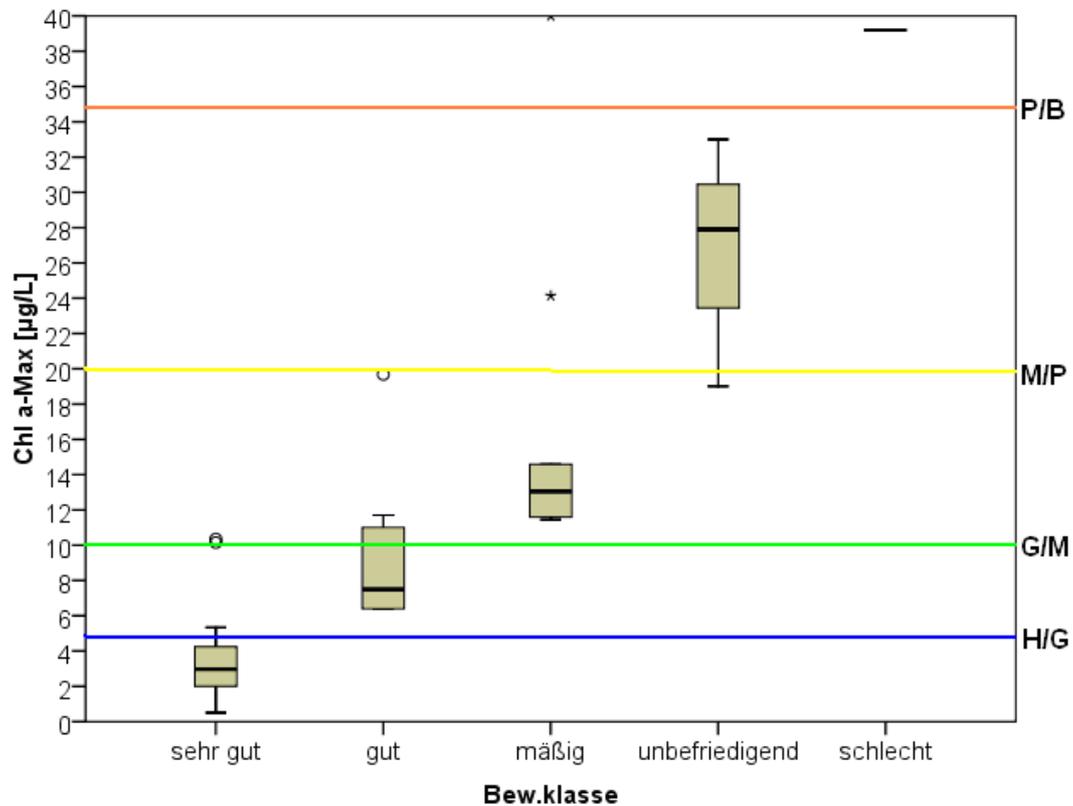


Abb. 69: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 8 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

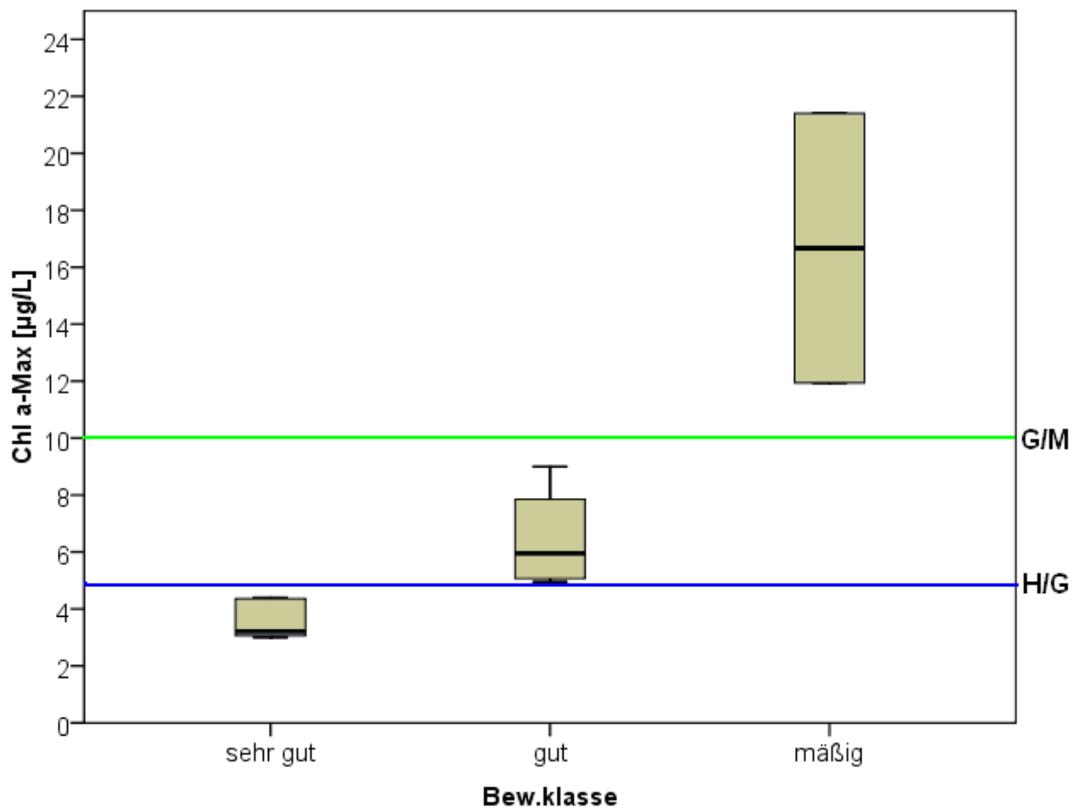


Abb. 70: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen des Typs 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.

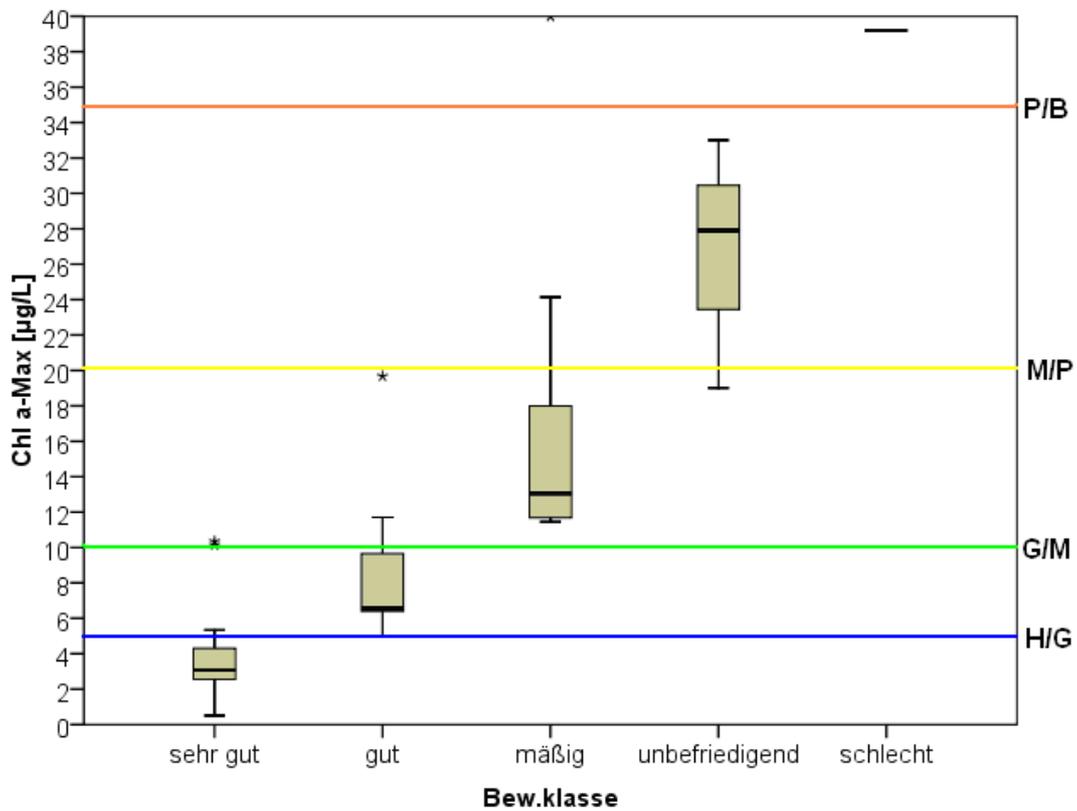


Abb. 71: Verteilung der maximalen Chlorophyll a-Konzentration der Seen der Typen 8 und 9 auf die Bewertungsklassen gemäß Einstufung der Seen nach dem LAWA-Index und daraus festgelegte Grenzen für die Degradationsstufen.