

Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“ 2015 – Projekt O1.15

Weiterentwicklung des Verfahrens zur Bewertung von sauren Tagebauseen anhand des Phytoplanktons gemäß den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Dr. Dieter Leßmann, BTU Cottbus-Senftenberg

Dipl. Biol. Ursula Riedmüller, BNÖ/LBH, Titisee-Neustadt/Freiburg

B.Sc. Melanie Ulm, BTU Cottbus-Senftenberg

Prof. Dr. Brigitte Nixdorf, BTU Cottbus-Senftenberg

Dipl. Biol. Eberhard Hoehn, LBH, Freiburg

Fachliche Begleitung

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

Cottbus und Freiburg, Dezember 2017

Anschriften der Autoren

Dr. Dieter Leßmann
Melanie Ulm
Prof. Dr. Brigitte Nixdorf
Brandenburgische Technische Universität
Cottbus-Senftenberg
Postfach 101344, 03013 Cottbus
E-Mail: lessmann@b-tu.de; melanie.ulm@b-tu.de; nixdorf@b-tu.de

Ursula Riedmüller
BNÖ - Büro für Nutzung und Ökologie von Binnengewässern
Erlenweg 13, 79822 Titisee-Neustadt
E-Mail: bnoe@gewaesserfragen.de

Eberhard Hoehn
Limnologie-Büro Hoehn
Glümerstr. 2a, 79102 Freiburg
E-Mail: lbh@gmx.de

Inhalt

Danksagung	5
Tabellenverzeichnis.....	6
Abbildungsverzeichnis	7
1 Veranlassung und Aufgabenstellung.....	8
2 Bisheriges Bewertungsverfahren.....	10
2.1 Grundlagen des bisherigen Verfahrens und Phytoplankton-Seetypen	10
2.2 Bewertungsansatz und Metrics	10
2.3 Bewertungsgrenzen.....	11
2.4 Bewertungsablauf.....	13
3 Datenbank für die Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens.....	14
4 Stressoren und Bewertungskenngrößen.....	16
4.1 Korrelationsanalyse zur Ermittlung von Einflussfaktoren auf das Phytoplankton.....	16
4.2 Diversität und Metall-Konzentrationen.....	17
4.3 Diversität und pH-Wert.....	19
4.3.1.... Shannon-Index.....	19
4.3.2.... Evenness.....	21
4.4 Phytoplankton und Phosphor.....	21
4.5 pH-Wert und Stickstoff.....	24
5 Prüfung von Artenzusammensetzungs-Metrics.....	26
5.1 Randbedingungen.....	26
5.2 Indikatoren für Trophie oder eine „allgemeine Degradation“	26
5.3 Datenerkundung hinsichtlich funktioneller Gruppen.....	28
6 Mixotrophie im Phytoplankton und ihr Einfluss auf die Bewertung.....	30
6.1 Grundlagen	30
6.2 Aktueller Stand der Forschung zu mixotrophen Arten.....	31
6.3 Einfluss mixotropher Taxa auf die Bewertung am Beispiel des Halbendorfer Sees	32
6.3.1.... Seecharakterisierung	32
6.3.2.... Monitoring.....	32
6.3.3.... Physikalisch-chemische Kennwerte.....	33
6.3.4.... Tiefengradienten	33
6.3.5.... Phytoplankton.....	34
6.3.6.... Ökologische Bewertung	35

6.4	Liste mixotropher Phytoplankton-Taxa (Literaturrecherche)	36
6.5	Präsenz mixotropher Taxa im Projektdatensatz.....	40
7	Bewertungsgrenzen für die ökologischen Qualitätsmerkmale	42
8	Das weiterentwickelte Verfahren zur Bewertung von Tagebauseen.....	44
8.1	Seenauswahl.....	45
8.2	Heterotrophie-Kontrolle	45
8.3	Bewertung mit PhytoSee	47
9	Bewertungsergebnisse	48
9.1	Bewertungsergebnisse gemäß dem weiterentwickelten Verfahren	48
9.2	Bewertungsergebnisse im Vergleich zwischen bisherigem und weiterentwickeltem Verfahren	50
10	Zusammenfassung und Schlussfolgerung	52
	Literaturverzeichnis.....	54

Danksagung

Die Autoren bedanken sich sehr herzlich bei allen, die bei der Durchführung des Projekts mitgeholfen haben. Für die Bereitstellung von Daten danken wir Kerstin Jenemann (LfULG, Sachsen), Dr. Oliver Totsche (LMBV mbH), Dr. Jochen Schaumburg (BLU, Bayern), Andreas Gründel (HLNUG, Hessen), Friedemann Gohr (LHW Sachsen-Anhalt), Hans-Heinrich Schuster (NLWKN, Niedersachsen) und ihren Kollegen und Mitarbeitern sowie ganz besonders auch den Mitarbeitern der BfUL Sachsen Holger Dienemann, Sebastian Bernhard, Sabine Ulrich und Steffen Wiehart. Wir bedanken uns bei allen Genannten und bei den Mitgliedern des LAWA-Expertenkreises Seen sowie bei Dr. Ute Mischke (IBG) ganz herzlich für viele anregende und hilfreiche Diskussionen und diverse Hinweise, ohne die die Durchführung des Projekts nicht möglich gewesen wäre. Für die Unterstützung bei der Datenaufbereitung danken wir zudem Dr. Jessica Ramm und Jessica Polak.

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Obere (Biovolumen und Chl a) bzw. untere Grenzwerte (Shannon-Index und Evenness) zwischen dem höchsten („sehr gut“) und schlechten ökologischen Potenzial für die Phytoplanktonzönose anhand einstufigsrelevanter ökologischer Qualitätselemente auf Basis des ursprünglichen Bewertungsverfahrens nach Leßmann & Nixdorf (2009) und späterer Anpassungen.	12
Tab. 2: Datensondierung mit einer Spearman-Rangkorrelation-Analyse (Rangkorrelationskoeffizienten, paarweise) zwischen chemischen Parametern (pH-Wert, Nährstoffe, Schwermetalle) und biologischen Kenngrößen (Diversität und Biomasse) auf Basis von Saisonmittelwerten.....	16
Tab. 3: Auslese eines Prüfdatensatzes zum Auffinden von Indikatortaxa.....	26
Tab. 4: Pearson-Korrelationsanalyse zwischen potenziellen Indikatortaxa und den Steuerfaktoren bzw. Stressorkenngrößen pH-Wert, Shannon-Index und Gesamtphosphor.....	27
Tab. 5: Spearman-Korrelationsanalyse zwischen dem Vorkommen funktioneller Gruppen nach Reynolds et al. (2002) und den Steuerfaktoren bzw. Stressorkenngrößen pH-Wert, Shannon-Index und Gesamtphosphor.....	28
Tab. 6: Auswahl chemischer Parameter des Halbendorfer Sees als Jahresmittelwerte für Epilimnion, Metalimnion sowie 1 m über Grund.....	33
Tab. 7: Ergebnisse der Bewertung des Halbendorfer Sees anhand des Phytoplanktons mittels PhytoSee für den Zeitraum 2006 bis 2015. Angabe des Bewertungsergebnisses auf Grundlage des Saison-Biovolumens und des Ergebnisses der Biodiversitätsberechnung unter Zugrundelegung des Shannon-Index (Hs) nach dem bisherigen Verfahren.....	36
Tab. 8: Liste mixotropher Taxa aus PhytoSee 7.0.....	37
Tab. 9: Bewertungsgrenzen für die Potenzialeinstufung der ökologischen Qualitätsmerkmale der Phytoplanktonzönosen.	43
Tab. 10: Ergebnisse der Potenzialbewertung von ausgewählten Tagebauseen und Jahrgängen nach dem weiterentwickelten Verfahren.	48
Tab. 11: Ergebnisse der Seenbewertung nach dem weiterentwickelten Verfahren im Vergleich mit dem bisherigen Verfahren.	50

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Ablaufschema zum bisherigen Bewertungsverfahren für saure Seen (nach Leßmann & Nixdorf 2009).....	13
Abb. 2: See-Jahrgänge im Datensatz nach pH-Wert sortiert.....	15
Abb. 3: Shannon-Index und Taxazahlen (Saisonwerte) in Abhängigkeit vom Gehalt an gelöstem Eisen.....	18
Abb. 4: Regressionsbeziehung zwischen pH-Wert und gelöstem Eisen und Blei im Datensatz.....	18
Abb. 5: Shannon-Index/Evenness und Taxazahlen in Abhängigkeit vom pH-Wert.....	19
Abb. 6: Test auf pH-Abhängigkeit des Shannon-Index in Gruppen verschiedener pH-Bereiche.....	20
Abb. 7: Test auf pH-Abhängigkeit der Evenness in Gruppen verschiedener pH-Bereiche.....	20
Abb. 8: Evenness in Abhängigkeit vom pH-Wert im Datensatz ohne sich aktuell heterotroph ernährender Taxa.....	21
Abb. 9: Biomassekenngrößen und Gesamtphosphor in sauren Seen.....	22
Abb. 10: Verhalten der Bewertungsmetrics im Biomasse-Metric des PhytoSee-Index im Verhältnis zur Gesamtphosphor-Konzentration auf Basis des Gesamtdatensatzes.....	23
Abb. 11: Verhalten der Bewertungsmetrics im Biomasse-Metric im Verhältnis zur Gesamtphosphor- Konzentration bei Ausschluss der Seen mit Massenentwicklungen sich heterotroph ernährender mixotropher Arten.....	23
Abb. 12: Stickstoffformen bei fallendem pH-Wert im Datensatz saurer Tagebauseen.....	24
Abb. 13: Dominanz von Phytoplanktontaxa der funktionellen Gruppe Y und Shannon-Index als Ausdruck für eine „allgemeine Degradation“.....	29
Abb. 14: Luftaufnahme des Halbendorfer Sees mit Lagekarte und Probennahmestelle.....	32
Abb. 15: Tiefenprofile der Chlorophyll a-Konzentration, Sauerstoff-Sättigung und Temperatur im Halbendorfer See im Jahr 2013.....	34
Abb. 16: Chlorophyll a- und TOC-Konzentrationen sowie Biovolumen des Phytoplanktons im Halbendorfer See im Jahresverlauf für die Jahre 2010-2015.....	35
Abb. 17: Dominanz mixotropher Phytoplanktontaxa in Abhängigkeit vom pH-Wert.....	40
Abb. 18: Vorkommen mixotropher Phytoplankton-Taxa im Datensatz saurer Tagebauseen als absolutes und relatives Biovolumen.....	41
Abb. 19: Abgrenzung der Bewertungsbereiche für die beiden Qualitätselemente Shannon-Index (Hs) und Evenness (E) des Diversität-Metrics.....	42
Abb. 20: Ablaufschema für die Bewertung von Tagebauseen.....	44
Abb. 21: Detailliertes Ablaufschema für die Heterotrophie-Kontrolle.....	46

1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Tagebauseen gehören in den Regionen Deutschlands, in denen Braunkohle abgebaut wird, zu den größten oberirdischen Wasserkörpern. Ihre Gesamtzahl liegt bei über 500 (Nixdorf et al. 2001). Die drei größten Braunkohleabbaugebiete sind das Rheinische, das Lausitzer und das Mitteldeutsche Braunkohlenrevier. Daneben gab es früher größere Braunkohletagebaue auch in der Oberpfalz, im Raum Borken in Nordhessen und bei Helmstedt in Niedersachsen. Der größte Teil der Tagebauseen ist in der brandenburgischen und sächsischen Lausitz und in Mitteldeutschland zu finden (Nixdorf et al. 2001, 2016). Im Rheinischen Revier werden sich in den nächsten Jahrzehnten nach der Einstellung des Bergbaus aus Tagebauen einige der größten Seen Deutschlands entwickeln. Anzahl und Größe machen die Seen in allen (ehemaligen) Bergbauregionen zu einem die Landschaft wesentlich prägenden Element.

Die Seen haben in ihren Regionen meist eine herausragende hydrologische Bedeutung (Grünwald et al. 2001, 2012). Zwar gibt es zahlreiche, vor allem kleinere Seen, die reine „Grundwasseraufschlüsse“ darstellen, daneben sind aber fast alle größeren Seen in Oberflächengewässersysteme eingebunden. So können viele Seen auch potentiell die Funktion eines Speichers übernehmen. Die Einbindung in die Gewässernetze stellt besondere Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit, da die Wasserqualität der unterhalb gelegenen Gewässer nicht verschlechtert werden darf (LAWA 2017).

Hydrochemisch unterscheiden sich viele Tagebauseen deutlich von natürlichen Wasserkörpern. Sie lassen sich in der Regel als Calcium-Sulfat-Wässer charakterisieren. Zusätzlich kann Eisen in ihnen von größerer Bedeutung sein. Der Gehalt an gelösten Ionen ist in der Regel sehr hoch, was zu elektrischen Leitfähigkeiten führt, die in vielen Seen bei rund 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und darüber liegen (Geller et al. 2013, Uhlmann et al. 2001).

Eine besondere Stellung nehmen Tagebauseen mit sauren Wasserkörpern ein. Ursprung der Versauerung ist die Oxidation von Eisendisulfiden (Markasit und Pyrit) in den durch den Bergbau belüfteten Bodenschichten, was eine Freisetzung von Säure, Metallen und Sulfat zur Folge hat. Je nach geologischen und hydrologischen Bedingungen können die pH-Werte in sauren Tagebauseen zwischen ca. pH 2,4 und pH 6 liegen, wobei sich der Schwerpunkt im Eisenpufferbereich um pH 3 bis pH 3,5 bewegt (Geller et al. 2013, Uhlmann et al. 2001).

Ökologisch unterscheiden sich saure Tagebauseen stark von pH-neutralen Gewässern. Die hohen Säuregehalte führen zu einer Artenverarmung (Geller et al. 2013). Fische fehlen bei pH-Werten < 4 komplett. Bereits bei pH-Werten $< \text{ca. } 5$ kann keine Fischreproduktion mehr stattfinden (Alabaster & Lloyd 1982). Generell kommen in allen Organismengruppen weitgehend nur euryöke Arten vor. Die erhöhten Metallkonzentrationen sind gute Phosphor-Bindungspartner, was Auswirkungen auf den Trophie-Status der Seen hat. Die meisten sauren Tagebauseen sind daher oligotrophe Gewässer mit relativ geringer Biodiversität und einfachen Nahrungsnetzen (Lessmann & Nixdorf 2013, Beulker et al. 2004, Uhlmann et al. 2001).

Zahlreiche Seen mit sauren Wasserkörpern sind insbesondere in der Lausitz zu finden. Daneben gibt es auch mehrere saure Seen in der Oberpfalz. In den anderen Tagebaugebieten stellen sie dagegen Einzelfälle dar (Nixdorf et al. 2001). Ihr Status als saurer See kann immer dann toleriert werden, wenn es sich um isolierte Wasserkörper handelt, von denen keine „Gefahr“ für andere Schutzgüter ausgeht (LAWA 2017). Mit der Zeit können sie so durchaus ein fester Bestandteil der Bergbaufolgelandschaft werden.

Nach Entlassung aus dem Bergrecht und der Überführung der Zuständigkeit an die Wasserbehörden der Länder ergibt sich aus den Bestimmungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Notwendigkeit der Überwachung der ökologischen Gewässerqualität auch dieser Seen, sofern sie eine Fläche über 50 ha aufweisen. Basierend auf diesen Vorgaben und den Bestimmungen der WRRL wurde 2009 ein erstes Bewertungsverfahren des ökologischen Potenzials für saure Tagebauseen entwickelt, für das Biomasse und Struktur der Phytoplanktonzönose als Grundlagen genommen wurden (Leßmann & Nixdorf 2009).

Dieses Verfahren hat sich zwar in den letzten Jahren in der Praxis bei vielen sauren Tagebauseen bewährt, jedoch haben sich bei einzelnen Seen auch Schwachpunkte gezeigt, die eine Weiterentwicklung erforderlich machten. Insbesondere wurde deutlich, dass für einige saure Seen das zeitweise massenhafte Auftreten mixotropher Arten als charakteristisch angesehen werden kann, ohne dass sich in ihnen aus den physikalischen und chemischen Daten eine Belastung ableiten lässt, die eine schlechte Bewertung rechtfertigen würde und damit Maßnahmen zur Folge haben müsste. Hieraus leitet sich die Notwendigkeit einer Modifikation beim Umgang mit mixotrophen Taxa ab, die bei heterotropher Ernährungsweise nicht mehr in das Trophie-basierte Grundgerüst der Bewertung passen. Grundlagen der Bewertung sollten aber Phytoplankton-Biomasse sowie Phytoplankton-Diversität bleiben. Trophische Belastung und „allgemeine Degradation“ verschiedenen Ursprungs führen zu einer Abweichung vom „guten ökologischen Potenzial“, das den anzustrebenden Zustand darstellt.

Aufgrund des nunmehr bereits seit einigen Jahren erfolgenden einheitlichen Monitorings von Seen, die der WRRL unterliegen, stand für die Auswertung und Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens für saure Tagebauseen ein deutlich erweiterter Datensatz zur Verfügung, der auch Erweiterungen der in die Bewertung einbezogenen Qualitätselemente und Präzisierungen des Verfahrens erlaubt.

2 Bisheriges Bewertungsverfahren

2.1 Grundlagen des bisherigen Verfahrens und Phytoplankton-Seetypen

Für den ersten Bewirtschaftungsplan lag ein interkalibriertes Bewertungsverfahren für Phytoplankton in neutralen Seen vor (PhytoSee Version 3.0). Ein Bewertungsverfahren für saure Seen wurde auf dieser Grundlage von Leßmann & Nixdorf (2009) abgeleitet und Anfang 2014 in das Access-Berechnungstool PhytoSee 5.0 integriert. Das Verfahren wurde seit seiner Entwicklung an sauren Tagebauseen angewandt und führt zu weitgehend plausiblen Ergebnissen.

Die Methodenableitung basierte jedoch nur auf der Auswertung der Phytoplanktondaten und physikalischer und chemischer Messwerte aus 18 Seen, für die Daten aus zusammen 29 Jahren vorlagen. Die Seen verteilten sich auf die Bundesländer Sachsen (9 Seen), Bayern (5 Seen), Brandenburg (3 Seen) und Hessen (1 See) (Leßmann & Nixdorf 2009, Leßmann et al. 2011).

Damit stand für die Entwicklung des bisherigen Bewertungsverfahrens nur ein sehr eingeschränkter Datensatz mit teilweise begrenzter Qualität zur Verfügung. Zudem wurden die Daten noch nicht nach einer einheitlichen Methodik erhoben. Für viele Seen lagen nur aus einem einzigen Jahr Daten vor.

Mit diesem nur begrenzt validierbaren Datensatz, aus dem das bisherige Verfahren entwickelt wurde, war es nur sehr eingeschränkt möglich, für die drei unter den sauren Tagebauseen auftretenden nationalen Seetypen Referenzbedingungen festzulegen und einen Bewertungsmaßstab abzuleiten. Im nationalen Typensystem sowie in der Phytoplankton-Subtypologie sind die folgenden sauren Phytoplankton-Seetypen vorhanden (vgl. auch Matthes et al. 2002, Riedmüller et al. 2013 a, b):

- PP 7s: saure Tagebauseen im Mittelgebirge ($\text{pH} > 3 - 5,5$), relativ kleines Einzugsgebiet ($\text{VQ} \leq 1,5$), geschichtet,
- PP 10.1s: saure Tagebauseen im Tiefland ($\text{pH} > 3 - 5,5$), relativ großes Einzugsgebiet ($\text{VQ} > 1,5$), geschichtet,
- PP13s: saure Tagebauseen im Tiefland ($\text{pH} > 3 - 5,5$), relativ kleines Einzugsgebiet ($\text{VQ} \leq 1,5$), geschichtet.

2.2 Bewertungsansatz und Metrics

Das Bewertungsverfahren für saure Tagebauseen wurde gemäß dem Vorbild des PhytoSee-Verfahrens, dem für neutrale Seen entwickelten Trophie-Bewertungssystem, auf Basis von trophischen Parametern (Chlorophyll a) und Phytoplankton (Gesamtbiovolumen und Artenzusammensetzung) entwickelt.

Die Metrics zur Artenzusammensetzung aus PhytoSee waren für saure Seen aufgrund des Fehlens stenöker Indikatorarten nicht anwendbar und wurden daher durch den Biodiversität-Metric ersetzt, um die Vorgaben der WRRL zu erfüllen und die Struktur der Biozönose bei der Bewertung mit zu berücksichtigen.

Zur Anwendung kam mit dem Shannon-Index der in der Ökologie am häufigsten genutzte Diversitätsindex, der für die Bewertung am besten geeignet erachtet wurde, da er sowohl die Zahl der vorkommenden Arten als auch die Verteilung der Individuen bzw. der Biomasse auf die Gesamtheit berücksichtigt. Der Shannon-Index H_s beschreibt dabei den mittleren Grad der Ungewissheit, eine bestimmte Art unter allen Arten bei zufälliger Stichprobenahme anzutreffen (Mühlenberg 1993).

Für die Berechnung des Shannon-Index wird neben der Gesamtzahl der Arten bzw. Gattungen (Taxa) das Biovolumen (nicht die Individuenzahlen) genommen. Der Indexwert ergibt sich aus:

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i * \ln p_i \quad \text{mit } p_i = \frac{n_i}{N}$$

S: Gesamtzahl der Taxa
N: Gesamtbiovolumen
 n_i : Biovolumen der Art i

Der Wert von H_s steigt sowohl mit steigender Artenzahl als auch mit zunehmender Gleichverteilung der Biovolumina der Arten. Kommt nur eine Art vor, ist $H_s = 0$. Der Maximalwert wird durch die Artenzahl bestimmt, da $H_{\max} = \ln S$ ist.

Als ergänzender Biodiversitäts-Index wurde auf die Evenness (E_s) zurückgegriffen, die sich im Fall des Shannon-Index (H_s) wie folgt berechnet:

$$E_s = \frac{H_s}{H_{\max}} = \frac{H_s}{\ln S}$$

Der Evenness-Wert erlaubt dabei eine Aussage darüber, ob der Shannon-Index aufgrund einer hohen Taxazahl oder durch die gleichmäßige Verteilung der Biomasse auf wenige Taxa zustande gekommen ist. Bei der Evenness wird der Shannon-Index in Relation zum maximal möglichen Diversitätswert gesetzt, der sich bei gleicher Taxazahl, aber unter größtmöglicher Gleichverteilung der Taxa auf die Gesamtbiovolumina ergeben würde (Mühlenberg 1993). Das heißt, auch bei niedriger Artenzahl ist die Evenness hoch, wenn die vorkommenden Arten ähnlich häufig sind und nicht eine Art ein Massenvorkommen zeigt. Die Evenness wurde aufgrund der Datenlage mit sehr hoher Korrelation mit dem Shannon-Index nur als „Hilfsgröße“ eingestuft und floss nicht in die PSI-Berechnung ein.

2.3 Bewertungsgrenzen

Bei der Festlegung der Bewertungsgrenzen wurde zwischen den verschiedenen Seetypen keine Differenzierung vorgenommen, da keine Informationen vorlagen, aus denen sich grundlegend andere zönotische Strukturen des Phytoplanktons für verschiedene Seetypen ableiten ließen.

Als Referenzgewässer mit der besten Bewertung wurden die Seen festgelegt, für die sich aufgrund des Saisonmittelwerts des Biovolumens ein sehr gutes ökologisches Potenzial ergab und die im Vergleich der Werte des Shannon-Index untereinander die höchste Biodiversität aufwiesen.

Durch die Festlegung von Klassengrenzen (Tab. 1) wurde aus den Parameterwerten „Shannon-Index“ und „Evenness“ der Biodiversität-Metric für die Bewertung saurer Bergbauseen mittels Phytoplankton. Die Evenness (E_s) wurde danach zwar berechnet und in der Bewertung mit angegeben, aber nicht im Bewertungswert „Biodiversitäts-Metric“ mit eingerechnet.

Da auch saure Seen wie neutrale Seen auf eine Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit mit einer Erhöhung der Trophie reagieren, konnte für saure Seen die Bewertung anhand des Biovolumens für die entsprechenden Seetypen übernommen werden. Chl a-Saisonmittelwerte und -maxima wurden wegen einer zu geringen Datengrundlage in die Bewertung nicht mit einbezogen. Zwischenzeitliche Anpassungen der Grenzwerte für die neutralen Seetypen 7 und 13 wurden entsprechend für die sauren Seen übernommen (s. Tab. 1 „alt“ versus „neu“). Die sauren Tagebauseen werden zur besseren Kennzeichnung mit dem Suffix „s“ (z.B. 13s) versehen. In der Exportdatei vom PhytoSee-

Tool 5.1 wurde als Information auch die Bewertung anhand Chlorophyll a-Saisonmittel und Chlorophyll a-Maximalwert ausgegeben, aber im Phyto-See-Index „PSI_s“ nicht mit eingerechnet.

Tab. 1: Obere (Biovolumen und Chl a) bzw. untere Grenzwerte (Shannon-Index und Evenness) zwischen dem höchsten („sehr gut“) und schlechten ökologischen Potenzial für die Phytoplanktonzönose anhand einstufigsrelevanter ökologischer Qualitätselemente auf Basis des ursprünglichen Bewertungsverfahrens nach Leßmann & Nixdorf (2009) und späterer Anpassungen.

Bewertungsgrenze	Biovolumen-Jahresmittel [mm ³ /L]		Chl a - Jahresmittel [µg/L]		Chl a - Maximum [µg/L]		Shannon-Index Hs	Evenness Es
	alt ¹	neu ²	alt ¹	neu ²	alt ¹	neu ²		
			„Hilfsgrößen“					„Hilfsgröße“
Seetyp 7s								
sehr gut / gut	0,95	0,8	3,2	3,0	8,6	5,5	1,5	0,6
gut / mäßig	1,89	1,4	7,7	5,4	18,7	10,6	1,0	0,4
mäßig / unbefriedigend	-	2,5	-	9,7	-	20,5	-	-
unbefriedigend / schlecht	-	4,5	-	17,0	-	38,6	-	-
Seetyp 10.1s								
sehr gut / gut	-	1,5	-	5,4	-	10,8	1,5	0,6
gut / mäßig	-	2,6	-	9,6	-	19,3	1,0	0,4
mäßig / unbefriedigend	-	4,6	-	17,3	-	34,6	-	-
unbefriedigend / schlecht	-	8,1	-	31,0	-	62	-	-
Seetyp 13s								
sehr gut / gut	0,7	1,1	4,8	4,0	9,0	8,0	1,5	0,6
gut / mäßig	1,7	2,0	8,6	7,2	16,0	14,4	1,0	0,4
mäßig / unbefriedigend	-	3,5	-	12,9	-	25,8	-	-
unbefriedigend / schlecht	-	6,1	-	23,2	-	46,3	-	-

¹ Leßmann & Nixdorf (2009), ² Handbuch PSI – Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen (Mischke et al. 2017b)

2.4 Bewertungsablauf

Der Gesamtablauf des bisherigen Verfahrens ergibt sich aus Abb. 1. Zentrale Punkte für die Anwendbarkeit des Verfahrens waren stabile hydrologische und hydrochemische Bedingungen im Wasserkörper mit pH-Werten zwischen 3,1 und 6 sowie eine ausreichende Datengrundlage mit Phytoplanktondaten aus mehreren Jahren und mindestens vier Beprobungen in jedem Jahr. Auf dieser Basis ließen sich sowohl der Shannon-Index als Diversität-Metric als auch der Saisonmittelwert des Phytoplankton-Biovolumens als Biomasse-Metric bestimmen, aus denen sich die Bewertung ableitete.

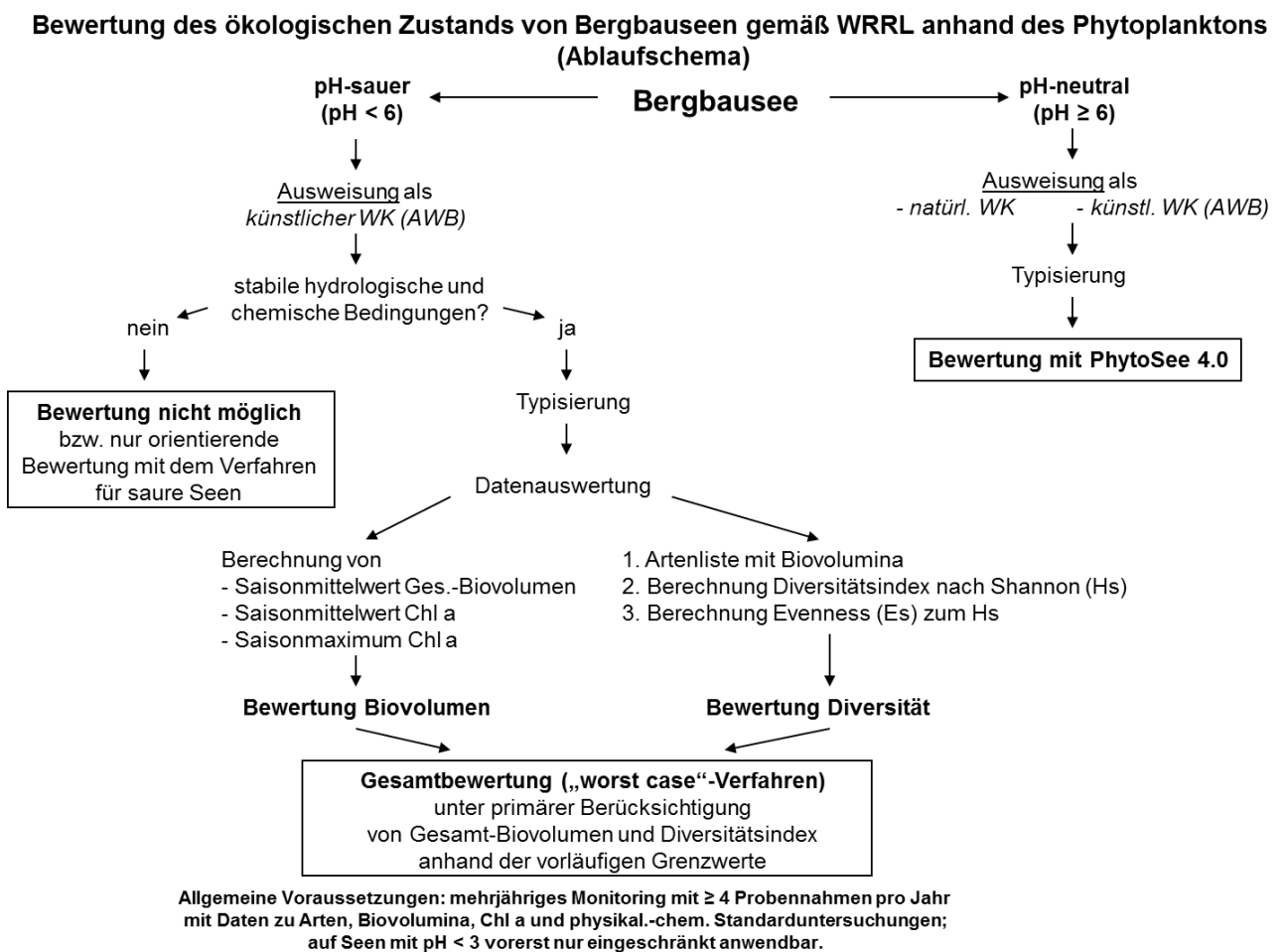


Abb. 1: Ablaufschema zum bisherigen Bewertungsverfahren für saure Seen (nach Leßmann & Nixdorf 2009). Chl a-Jahresmittel und -Maximum sowie Evenness werden nur als „Hilfsgrößen“ ausgegeben und werden nicht bei der PSI_s-Berechnung berücksichtigt.

3 Datenbank für die Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens

Ausgehend vom Datenbestand 2009 wurde in den Bundesländern eine Datensammlung initiiert. Datenbankschließung war im Februar 2017.

Die Auswahlkriterien für die Aufnahme in den Arbeitsdatensatz waren:

- pH-Wert kleiner als 6,0,
- Ende der Bergbautätigkeit, Endwasserstand erreicht und stabile hydrologische und chemische Bedingungen,
- Phytoplanktonuntersuchungen vorhanden und Bewertung mit PSI möglich.

Innerhalb der Phytoplankton-Seetypologie werden die im Referenzzustand sauren Seen mit dem ähnlichsten natürlichen (pH-neutralen) Seetyp angesprochen. Zur Kennzeichnung des Säurestatus wird das Suffix "s" angehängt; z.B. bekommt der im Mittelgebirge liegende bayerische Murnersee den Phytoplankton-Seetyp 7s (s. auch Riedmüller et al. 2013b).

Um eine möglichst große Datenbasis für die Auswertungen zu bekommen, wurden auch einzelne Jahrgänge von Seen verwendet, welche in jüngeren Jahren nicht mehr in der Zielgruppe sind, wie z.B. der Kiessee Naunhof in Sachsen. Dieser wies nur bis 2009 einen pH-Wert unter 6 auf. Basis für die Entscheidung war in diesen Fällen der Mittelwert des pH-Werts im Jahresgang.

Letztlich standen für Prüfungen und Auswertungen 74 Jahrgänge aus 23 Seen mit Phytoplanktondaten zur Verfügung (Abb. 2). Diese Jahrgänge enthalten im unterschiedlichen Maß Zusatzparameter wie Phosphor-Konzentrationen (TP: 70 Jahrgänge), Stickstoff-Konzentrationen (40-50 Jahrgänge) und Schwermetall-Konzentrationen (24-30 Jahrgänge).

Der Datensatz deckte mit pH-Werten zwischen 2,7 und 5,9 den gesamten pH-Bereich, der in sauren Tagebauseen auftritt, sehr gut ab (Abb. 2).

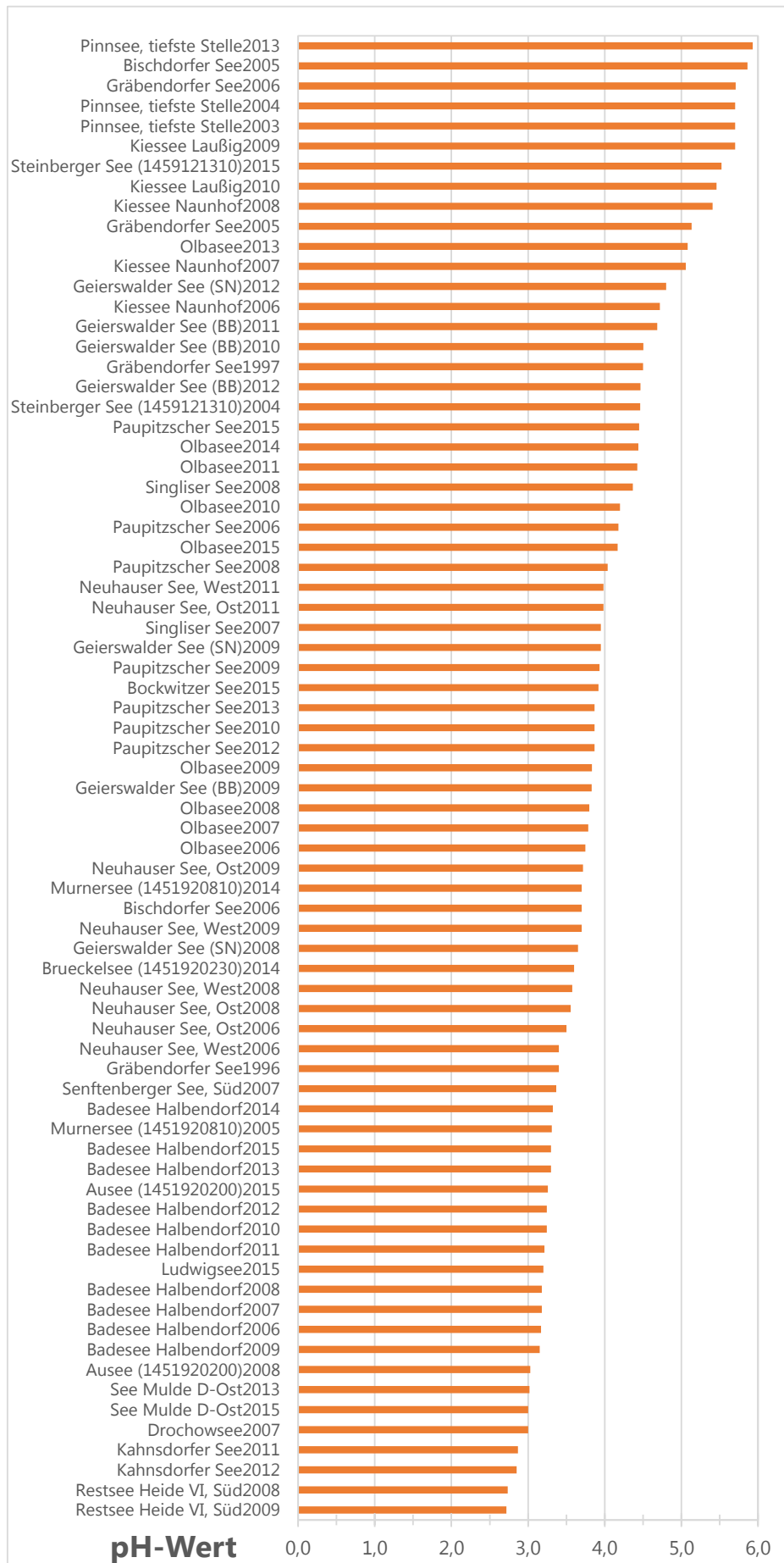


Abb. 2: See-Jahrgänge im Datensatz nach pH-Wert sortiert (N=74).

4 Stressoren und Bewertungskenngrößen

4.1 Korrelationsanalyse zur Ermittlung von Einflussfaktoren auf das Phytoplankton

Zur Ermittlung von Einflussfaktoren auf das Phytoplankton sowie weiterer Zusammenhänge im Datensatz wurde eine Korrelationsanalyse nach Spearman durchgeführt (Tab. 2). Die Matrix soll dazu dienen, einerseits wichtige Einflussgrößen zu identifizieren und andererseits vom pH-Wert zumindest weitgehend unabhängige Belastungsparameter zu finden.

Tab. 2: Datensondierung mit einer Spearman-Rangkorrelation-Analyse (Rangkorrelationskoeffizienten, paarweise) zwischen chemischen Parametern (pH-Wert, Nährstoffe, Schwermetalle) und biologischen Kenngrößen (Diversität und Biomasse) auf Basis von Saisonmittelwerten.

Shannon = Shannon-Index, Ges-BV = Gesamtbiovolumen Phytoplankton, Chl a = Chlorophyll a, Max = Saisonmaximum des Chlorophyll a. (Sortierung nach Summe der Signifikanzniveaus pro Reihe ohne pH-Wert).

Spearman-Korrelationskoeffizienten	pH-Wert	Shannon	Evenness	Taxazahl	Ges-BV	Chl a	Max-Chla
Eisen gelöst	-0,94	-0,81	-0,66	-0,57	0,50	0,34	0,36
Blei gelöst	-0,89	-0,68	-0,62	-0,67	0,44	0,31	0,28
Nitrat-N	0,50	0,41	0,49	0,14	-0,40	-0,34	-0,35
TOC	0,00	-0,35	-0,50	0,14	0,46	0,54	0,57
pH-Wert		0,53	0,40	0,49	-0,24	-0,12	-0,11
Gesamt-C gelöst	0,02	-0,18	-0,25	0,26	0,27	0,26	0,35
Aluminium gelöst	-0,61	-0,33	-0,21	-0,60	-0,12	-0,20	-0,29
Zink gelöst	-0,17	0,00	0,11	-0,36	-0,41	-0,39	-0,44
Leitfähigkeit	-0,45	-0,07	-0,02	-0,25	-0,35	-0,40	-0,44
Cadmium gelöst	-0,03	0,02	0,12	-0,24	-0,40	-0,34	-0,43
Gesamtposphor	0,11	0,00	-0,05	0,12	0,27	0,34	0,34
Gesamtstickstoff	-0,23	0,16	0,12	-0,01	-0,15	-0,19	-0,23
Sulfat	-0,29	-0,02	0,00	-0,12	-0,32	-0,33	-0,37
DOC	0,19	-0,08	-0,17	0,20	-0,11	-0,14	-0,12
Chrom gelöst	-0,65	-0,45	-0,39	-0,45	0,06	0,04	0,00
Silizium	-0,68	-0,26	-0,13	-0,39	0,02	-0,05	-0,05
TIC	0,08	-0,06	-0,22	0,36	-0,09	-0,06	0,01
Ortho-Phosphat-P	-0,23	0,11	0,00	0,40	0,02	0,05	0,08
Ammonium-N	-0,40	0,05	0,00	0,05	0,14	0,05	0,00

Signatur des Signifikanzniveaus (einseitig)	<1%	1-<5%	5-<10%
---	-----	-------	--------

Wesentliche Ergebnisse der Korrelationsanalyse:

- Die stärksten Einflussfaktoren im Datensatz und speziell auf die Biodiversität (Shannon-Index, Evenness und Taxazahl) sind der pH-Wert und die davon in hohem Maße abhängigen Metallkonzentrationen. In abnehmender Reihenfolge sind dies Eisen, Blei, Aluminium und Chrom.
- Die Korrelation der Diversitätsindices mit den Eisen- und Bleigehalten ist deutlich höher als mit dem pH-Wert. Dies bedeutet, dass sich hier insbesondere Begleiteffekte der pH-Änderungen auf die Artenvielfalt auswirken und nicht der pH-Wert selbst.
- Der Silizium-Gehalt nimmt mit zunehmendem Säurestatus signifikant zu und liegt in nahezu allen Seen in derart hohen Konzentrationen vor, dass keine Limitation auftreten kann. Die Korre-

lation mit dem Shannon-Index und der Taxazahl beruht wahrscheinlich nicht auf einem direkten Einfluss durch diese Größe sondern auf dem Einfluss des pH-Werts.

- Einige Parameter stellen sich im Datensatz als vom pH-Wert weitgehend unabhängig dar, zeigen jedoch Wirkung auf die biologischen Kenngrößen. Diese sind vor allem Gesamtphosphor, Zink, Cadmium und TOC:
 - Die Schwermetalle Zink und Cadmium korrelieren negativ mit der Phytoplankton-Biomasse resp. Biovolumen- und Chlorophyll a-Gehalte. Deren erhöhte Konzentrationen stehen jedoch mit der Entstehungsgeschichte und der Nutzung der Seen eng in Zusammenhang. Die von ihnen vermutlich ausgehenden Toxizitätseffekte auf das Phytoplankton sind als „nutzungsbedingte“ Degradation und nichtsdestotrotz als Folge des sauren Milieus anzusehen und können deshalb für die Bewertung nicht als Stressor und für die Maßnahmenplanung nicht als Drehschraube gelten.
 - Gesamtphosphor und TOC korrelieren positiv mit den Biomassekenngrößen.
- Der fehlende signifikante Zusammenhang zwischen pH-Wert und Chlorophyll a-Kenngrößen sowie deren signifikante Korrelation mit dem Gesamtphosphor lassen den Schluss zu, dass die Chlorophyll a-Größen auch zur Trophie-Bewertung von sauren Seen gut geeignet sind. Die Korrelation zwischen Gesamtphosphor und Biovolumen ist weniger ausgeprägt, aber immer noch signifikant. Möglicherweise spielt hier das z.T. dominante Auftreten von mixotrophen Arten eine die Korrelation störende Rolle.
- Das Verhältnis zwischen Nitrat und Ammonium ist vom pH-Wert abhängig. Die z.T. bessere Korrelation der Diversitätskenngrößen zum Nitrat als zum pH-Wert könnte ein Hinweis auf eine eigene Wirkung unabhängig vom pH-Wert sein. Der Gesamtstickstoff (TNb) korreliert schwach aber signifikant mit dem pH-Wert. Je saurer der See ist, umso mehr TNb liegt vor. Die Ausprägung der N-Komponenten im Datensatz sowie Erläuterungen sind im Kap. 4.5 behandelt.

Fazit: Die Diversitätskenngrößen zeigen für den Gesamtdatensatz, der ein pH-Spektrum von pH 2,7 bis pH 5,9 umfasst, eine signifikante Abhängigkeit vom pH-Wert und den Begleiterscheinungen des Säurestatus. Im Kap. 4.3 wird geprüft, ob diese Kenngrößen dennoch weiterhin für die Bewertung eingesetzt werden können.

Die Kenngröße Gesamtphosphor ist auch für saure Seen als trophische Belastungsgröße anzusehen und besitzt trotz der hohen Eisenkonzentrationen, welche dessen Verfügbarkeit einschränken, eine nachvollziehbare Wirkung auf die Trophie. In Kap. 4.4 wird die Anwendung der Biomassebewertung geprüft.

4.2 Diversität und Metall-Konzentrationen

Das Streudiagramm in Abb. 3 und die eingefügten Regressionen zeigen, dass der Gehalt an gelöstem Eisen die Höhe der Diversitätsindices deutlich besser erklären kann als der pH-Wert. In den Korrelationsanalysen (Tab. 2) besitzt auch Blei eine bessere Korrelation zu den Diversitätsgrößen als der pH-Wert. Da die Zunahme der Blei-Konzentrationen mit Abnahme des pH-Werts ähnlich verläuft wie beim Eisen (Abb. 4), ist die Wirkung beider Parameter sowie wahrscheinlich weiterer in Lösung gehender Metalle (u.a. Aluminium) nicht ganz voneinander zu trennen. Für diese Fragestellung steht allerdings kein ausreichend großer Datensatz zu Verfügung.

In einer Studie von Neumann et al. (2012) wurden die Auswirkungen von Eisen auf die Makrozoobenthos-Zönosen von Fließgewässern untersucht. Als Folge der Bergbautätigkeit sind viele

Gewässer im Umfeld der Bergbaureviere mit Eisen belastet. Neben einer Literaturrecherche wurden Datenauswertungen und statistische Analysen durchgeführt. Die Parameter pH-Wert und Eisen stellen für die Makrozoobenthos-Artengemeinschaften starke Einflussfaktoren dar. Erhöhungen der Eisen-Konzentrationen können die Artenvielfalt stark einschränken. Bereits bei Konzentrationen von 0,2-1,1 mg/L (gelöstes Eisen) sind in verschiedenen Fließgewässertypen des Tieflandes „50%-Effekte“ bei der Besiedlung zu verzeichnen. Das bedeutet, 50% der Taxa sind im Vergleich mit einer Referenzbiozönose bei diesen Konzentrationen nicht mehr zu finden (Neumann et al. 2012).

Anhand der Abb. 3 sind beim Phytoplankton derartige Effektkonzentrationen ebenfalls bei Werten um 1 mg/L zu vermuten. Unterhalb eines pH-Wertes von 3,5-4,0 sind demnach toxische Effekte durch Schwermetalle insbesondere Eisen auf die Phytoplankton-Gemeinschaft zu erwarten.

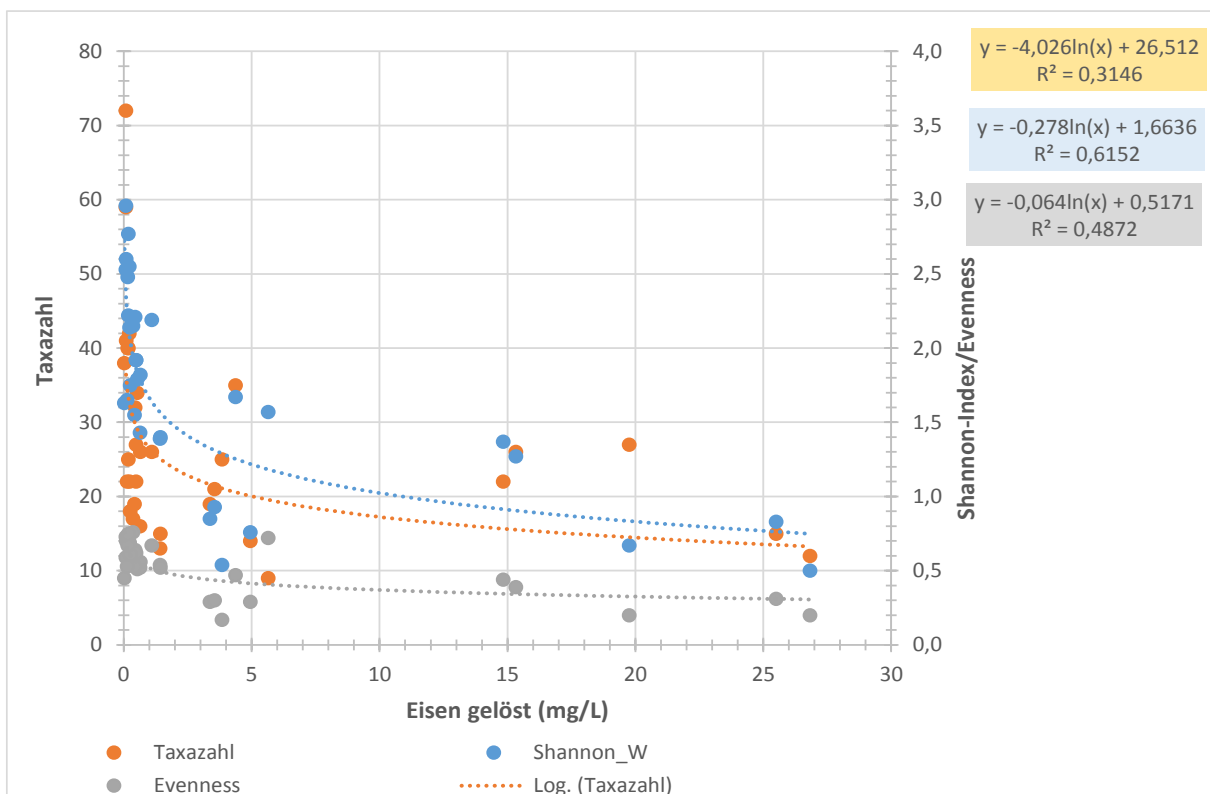


Abb. 3: Shannon-Index und Taxazahlen (Saisonwerte) in Abhängigkeit vom Gehalt an gelöstem Eisen.

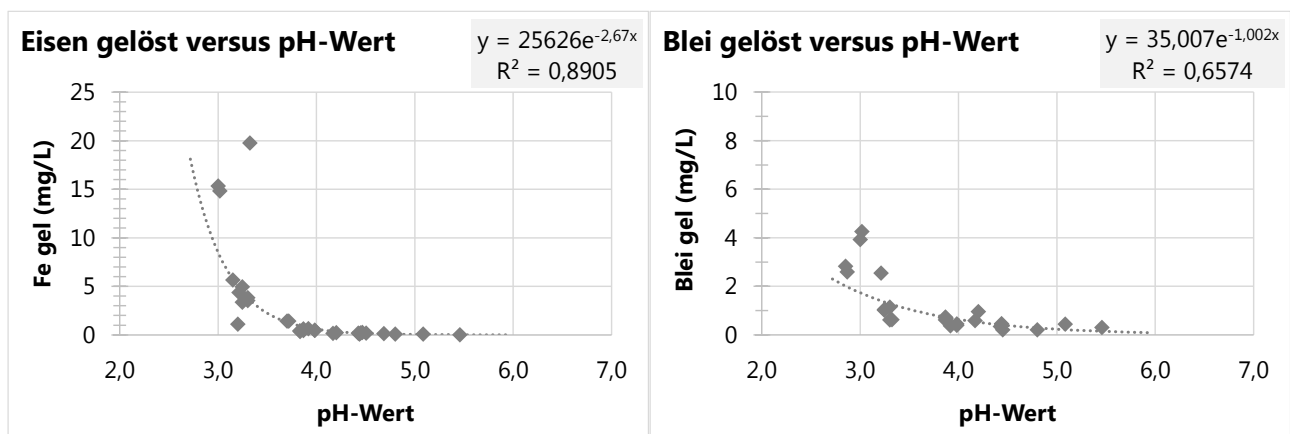


Abb. 4: Regressionsbeziehung zwischen pH-Wert und gelöstem Eisen und Blei im Datensatz (N=33/24).

4.3 Diversität und pH-Wert

4.3.1 Shannon-Index

Unter Einbeziehung der Jahrgänge mit pH-Werten von 3,0 und darunter ergibt sich zwischen pH-Wert und dem Shannon-Index sowie der Taxazahl eine schwache aber stark streuende Beziehung. Die Evenness zeigt keine starke Bindung zum pH-Wert bzw. variiert stark (Abb. 5). Als zusätzliche Ursache für die Streuung der Diversitätskenngrößen muss auch die unterschiedliche Tiefe der taxonomischen Bearbeitung der Phytoplankton-Proben angenommen werden.

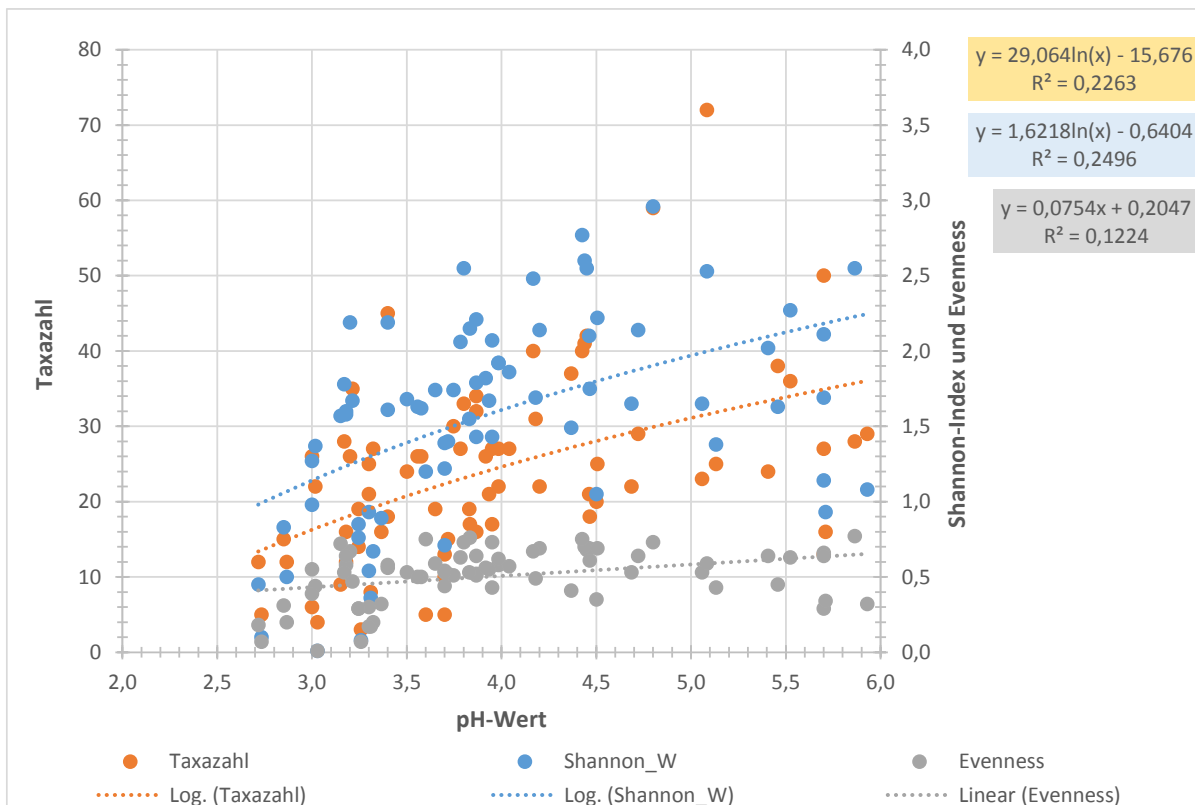


Abb. 5: Shannon-Index/Evenness und Taxazahlen (Saisonwerte) in Abhängigkeit vom pH-Wert.

Die Folgen des Säurestatus und des pH-Werts sollen im Verfahren nicht zur Abwertung führen. Die Diversität muss demnach in demjenigen pH-Wert-Bereich als Bewertungsmetric eingesetzt werden, in dem die Abhängigkeit vom Säurestatus minimiert ist.

Beschränkt man den Datensatz auf pH größer 3,0 und kleiner 6,0, so verkleinert sich die Abhängigkeit der Diversitätsindices vom pH-Wert deutlich (Abb. 6).

Fazit: Die pH-Abhängigkeit des Shannon-Index nimmt oberhalb von 3,0 deutlich ab, oberhalb von 3,5 fehlt eine Korrelation gänzlich. Hieraus wird für die Weiterentwicklung des Verfahrens geschlossen, dass der Shannon-Index als Ausdruck der Biodiversität zur Indikation einer „allgemeinen Degradation“ im pH-Bereich von größer 3,0 bis kleiner 6,0 geeignet ist. Im pH-Bereich zwischen 3,0 und 3,5 können Einschränkungen der Plausibilität bestehen, welche vom Experten vor Ort eingeschätzt werden müssen bzw. welche ggf. durch die ergänzende Bewertung mit der Evenness ausgeglichen werden können (s. Kap. 8).

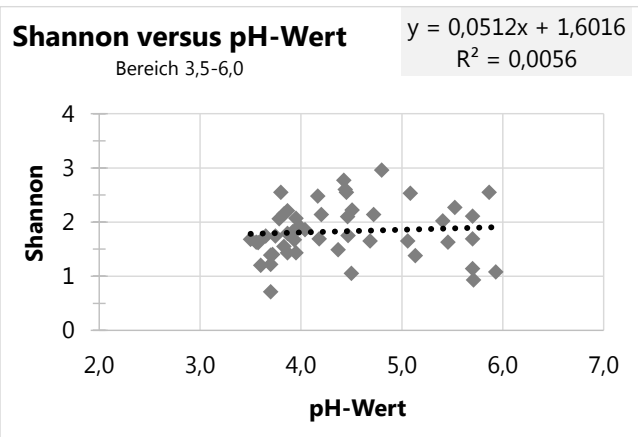
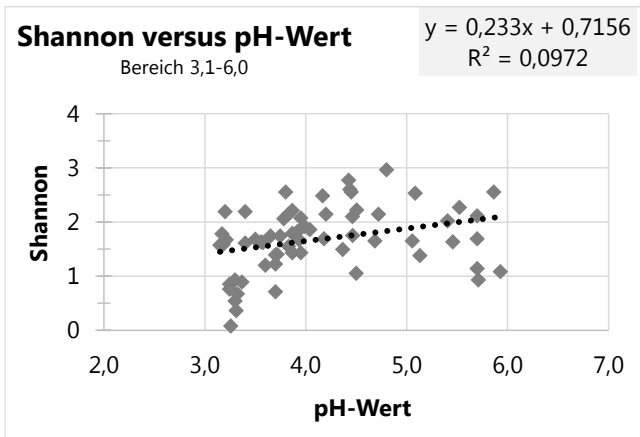
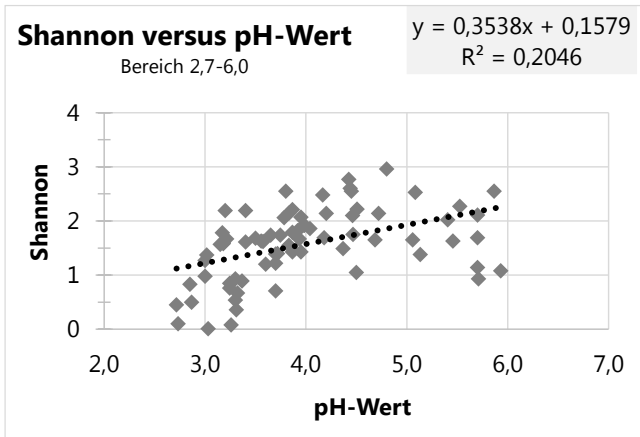


Abb. 6: Test auf pH-Abhängigkeit des Shannon-Index in Gruppen verschiedener pH-Bereiche.

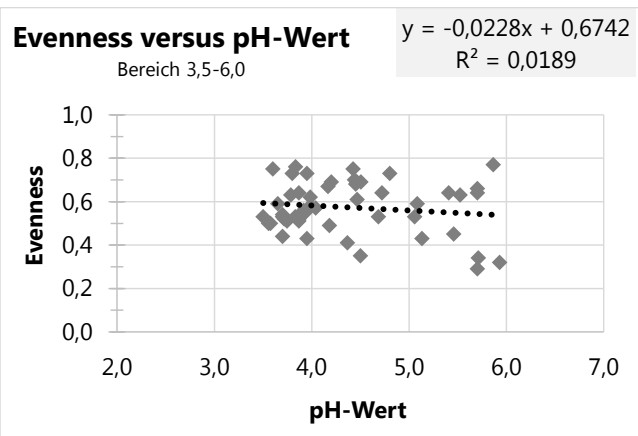
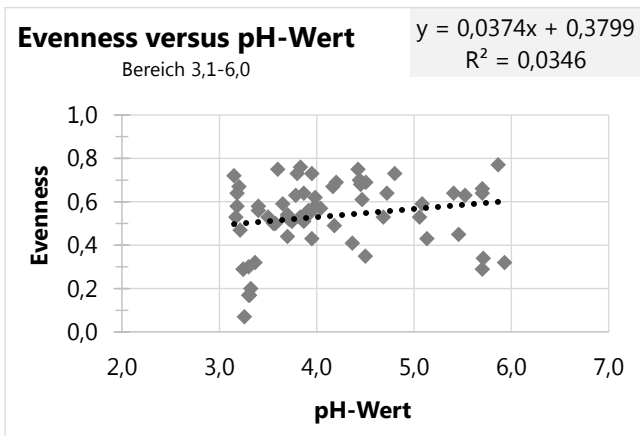
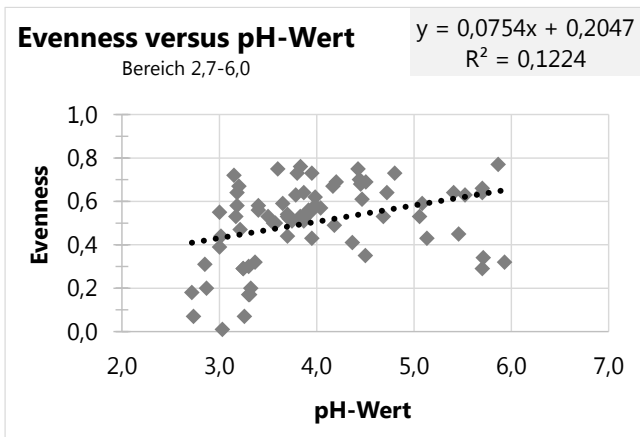


Abb. 7: Test auf pH-Abhängigkeit der Evenness in Gruppen verschiedener pH-Bereiche.

4.3.2 Evenness

Die Korrelation zwischen Evenness und pH-Wert ist im Datensatz nur schwach ausgeprägt (Abb. 5, Abb. 7 und Abb. 8). Schließt man Seen mit pH-Werten kleiner 3,1 bzw. 3,5 aus, so verringert sich der Zusammenhang bzw. ist nicht mehr nachzuweisen (Abb. 7).

Nach Entfernen von sich aktuell heterotroph ernährenden mixotrophen Phytoplanktontaxa (Prozedere „Heterotrophie-Kontrolle“, s. Kap. 8.2) lässt sich bereits in der Seengruppe pH >3,0 bis 6,0 kaum noch ein Zusammenhang zwischen pH-Wert und Evenness nachweisen (Abb. 8).

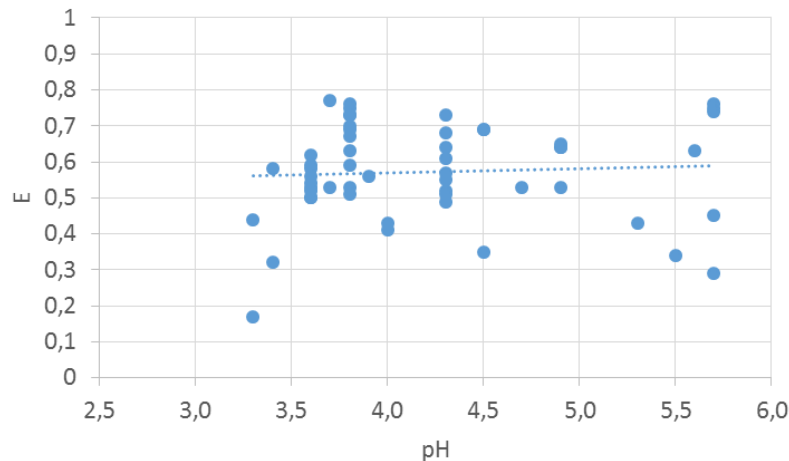


Abb. 8: Evenness in Abhängigkeit vom pH-Wert im Datensatz ohne sich aktuell heterotroph ernährender Taxa.

Fazit: Ebenso wie der Shannon-Index ist die Evenness als Bewertungsmetric prinzipiell geeignet, da sie nur im pH-Wert-Bereich unterhalb von 3,5 eine Abhängigkeit zum pH-Wert zeigt. Die Einbeziehung der Evenness in die Bewertung ermöglicht, pH-Effekte weitgehend auszugleichen, die sich ansonsten bei pH-Werten unter 3,5 beim Shannon-Index aufgrund der mit dem pH-Wert abnehmenden Artenzahlen ergeben. Bei der Evenness ist die Abhängigkeit vom pH-Wert dagegen deutlich schwächer ausgeprägt.

4.4 Phytoplankton und Phosphor

Im Vordergrund des PhytoSee-Verfahrens steht die Indikation der signifikanten Belastung Eutrophierung. Saure Seen sind einer Vielzahl von außergewöhnlichen Belastungen ausgesetzt; darunter niedrigen pH-Werten und daraus folgend z.B. erhöhten Eisen- oder Schwermetallkonzentrationen (vgl. Kap. 4.2). Der pH-Wert und seine Begleiterscheinungen sollen jedoch nicht Gegenstand der Bewertung sein.

Eine Frage der durchgeführten Analysen ist, ob die Phytoplanktonentwicklung durch die Nährstoffbelastung signifikant beeinflusst wird. Sowohl in den Spearman-Korrelationsmatrix (Tab. 2) als auch im Streudiagramm und den Kurvenanpassungen wurden mäßig hohe Korrelationen zwischen den Kenngrößen des Biomasse-Metrics des Phyto-See-Index (PSI) und dem Gesamtphosphor gefunden.

Die Phosphordynamik ist in sauren Seen durch die erhöhten Eisengehalte maßgeblich beeinflusst. Phosphat kann nach der Reaktion mit Eisenverbindungen gefällt und je nach Redox-Verhältnissen dauerhaft im Sediment gebunden werden. Während für Gesamtphosphor eine Korrelation zum Phytoplankton besteht, weist der Gehalt an ortho-Phosphat keine Korrelation auf (Tab. 2). Die

Konzentrationen liegen oft unterhalb der Bestimmungsgrenze und erreichen im Datensatz maximal ein Saisonmittel von 7,5 µg/L.

Im bisherigen Bewertungsansatz nach Leßmann & Nixdorf (2009) wurde aus dem Biomasse-Metric des PSI lediglich der Biovolumen-Teilmetric verwendet. Die Auswertung am aktuellen Datensatz zeigt für die Chlorophyll a-Parameter, dass diese sogar mit weniger Streuung auf die Gesamtphosphorkonzentrationen reagieren als das Phytoplankton-Biovolumen. Betrachtet man die Einzelergebnisse im Biomasse-Metric, so ergibt sich eine große Streuung der Werte insbesondere im niedrigen Gesamtphosphorbereich (Abb. 9, Abb. 10), die auf das massenhafte Auftreten mixotropher Taxa in einzelnen Gewässern zurückzuführen ist, die sich heterotroph ernähren können und nicht auf im Wasser gelösten Phosphor als eines der Hauptnährelemente angewiesen sind. Schließt man die Seen aus, in denen es zu zeitweiligen Massenentwicklungen sich heterotroph ernährender mixotropher Arten kommt, so ergibt sich eine nochmals deutlichere Abhängigkeit der Biomasse-Teilmetrics von der Gesamtphosphor-Konzentration (Abb. 11).

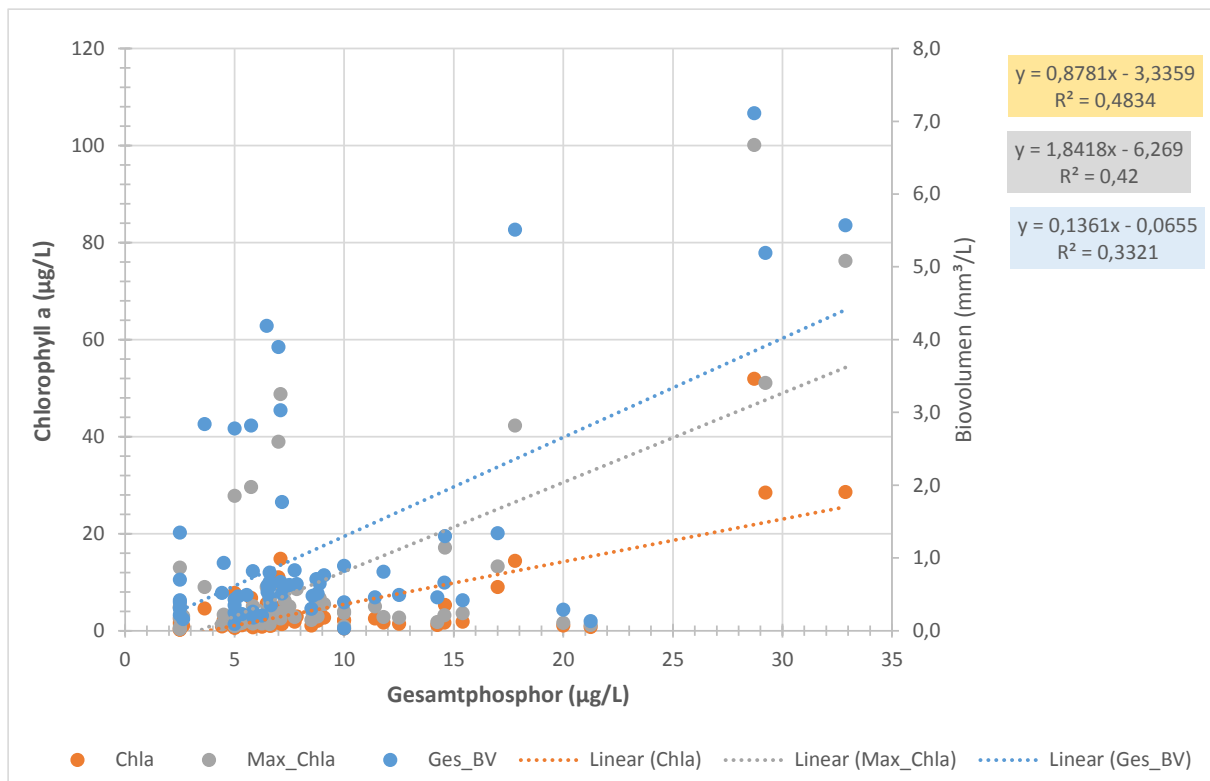


Abb. 9: Biomassekenngrößen und Gesamtphosphor in sauren Seen (N=74).

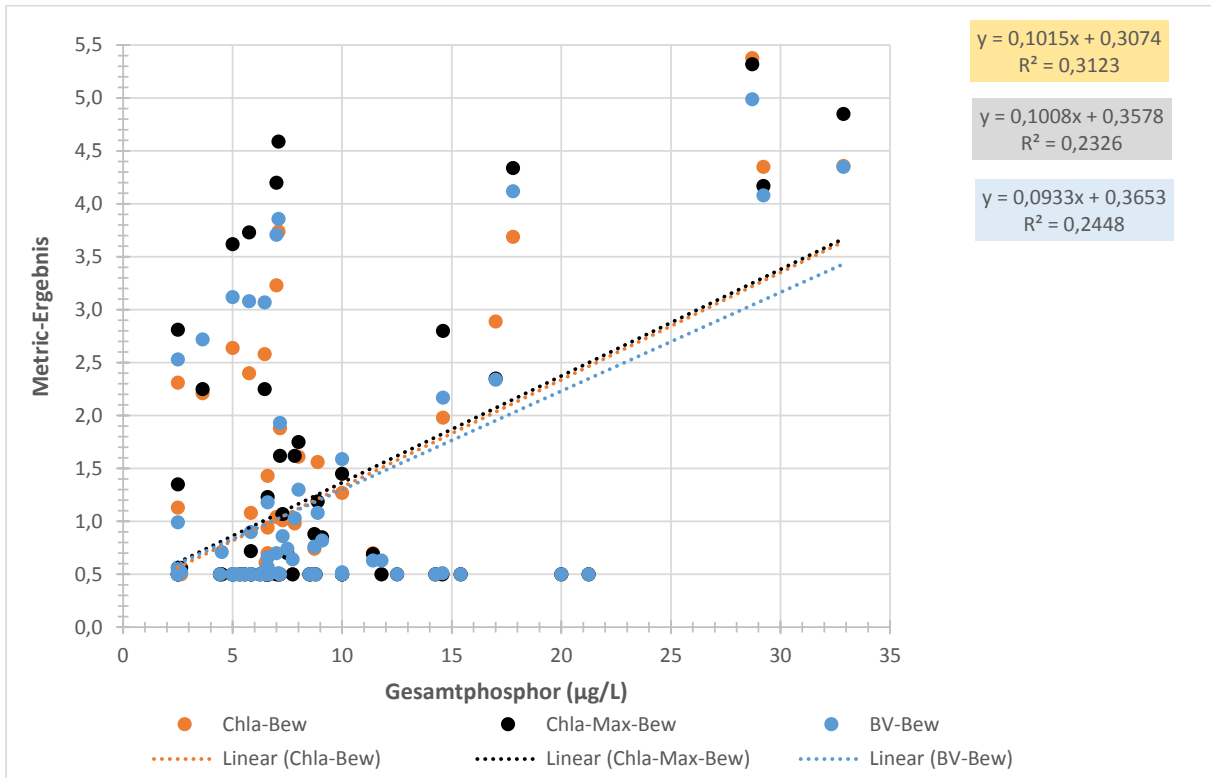


Abb. 10: Verhalten der Bewertungsmetrics im Biomasse-Metric des PhytoSee-Index im Verhältnis zur Gesamtphosphor-Konzentration auf Basis des Gesamtdatensatzes (ohne Ausschluss von Taxa).

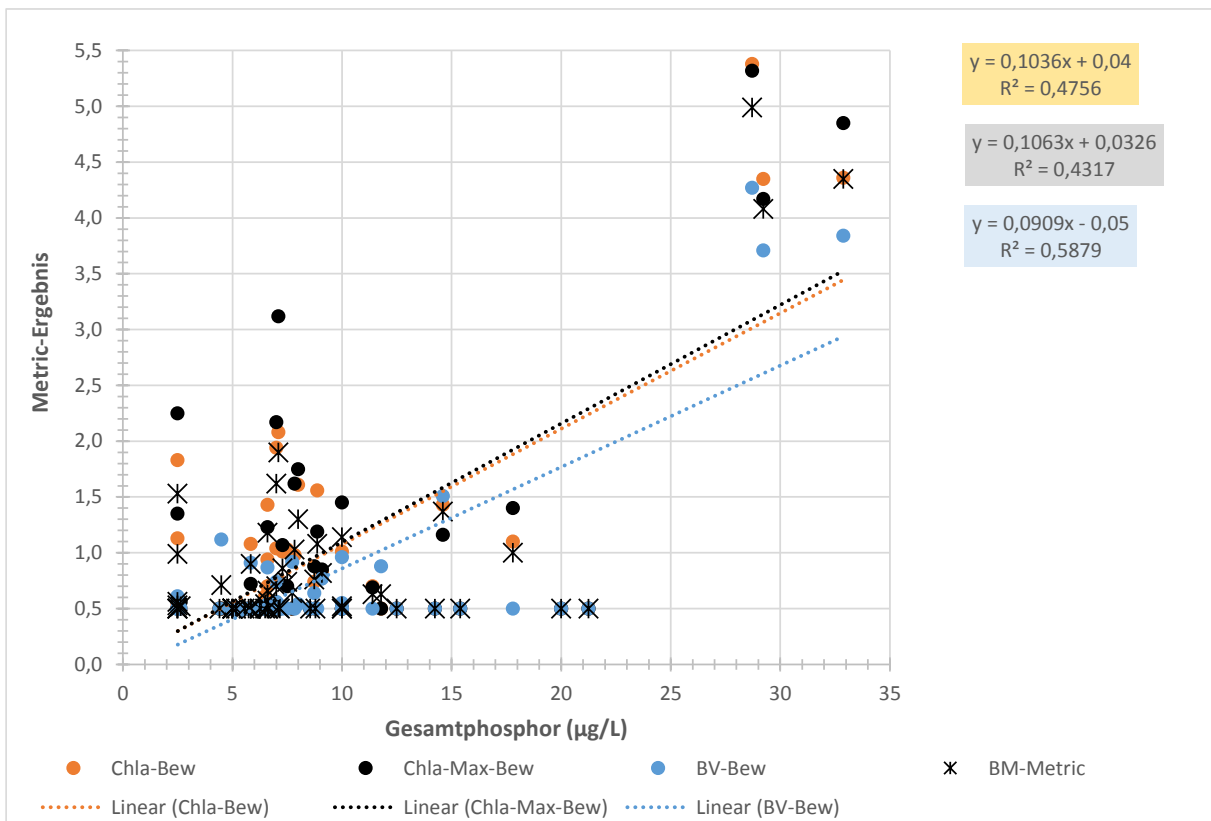


Abb. 11: Verhalten der Bewertungsmetrics im Biomasse-Metric im Verhältnis zur Gesamtphosphor-Konzentration bei Ausschluss der Seen mit Massenentwicklungen sich heterotroph ernährender mixotropher Arten.

Fazit Biomasse-Metric: Wie für pH-neutrale Seen können alle drei Bewertungsgrößen des Biomasse-Metrics (Saisonmittelwert des Biovolumens, Saisonmittelwert und Saisonmaximum Chl a) in die Bewertung einbezogen werden. Die Bewertungsgrenzen werden entsprechend denen desselben Phytoplankton-Typs pH-neutraler Seen festgelegt.

4.5 pH-Wert und Stickstoff

Die Korrelationsmatrix (Tab. 2) zeigt, je saurer der See ist, umso mehr liegt der Stickstoff als Ammonium vor (Abb. 12). Die Ammoniumkonzentrationen steigen dabei in Wertebereiche, welche in pH-neutralen Gewässern ein hohes Risiko für Ammoniaktoxizität besäßen (Hamm 1991). Aufgrund der niedrigen pH-Werte tritt jedoch nur Ammonium auf und eine Toxizität kann ausgeschlossen werden.

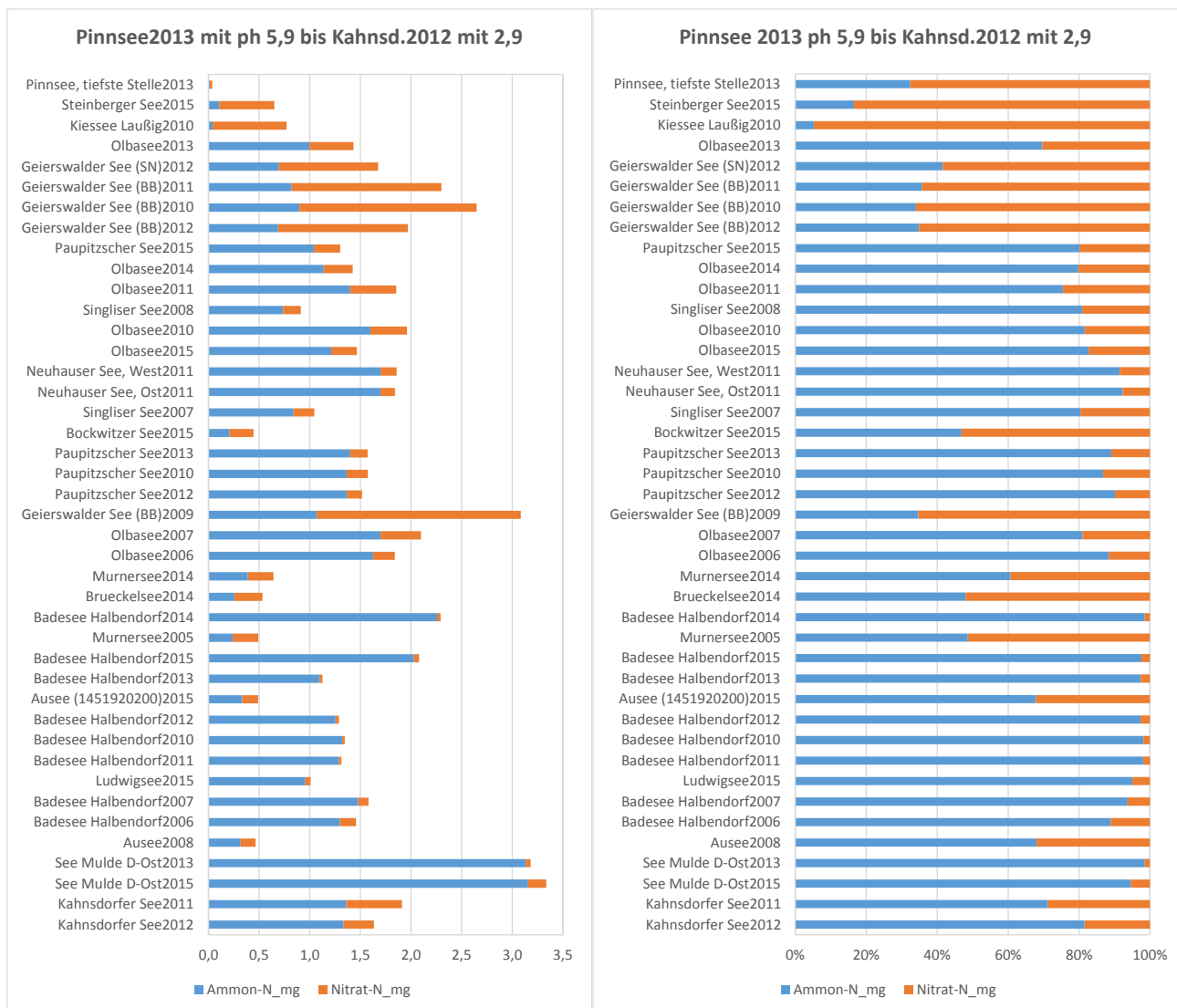


Abb. 12: Stickstoffformen bei fallendem pH-Wert (von oben nach unten) im Datensatz saurer Tagebauseen.

Die bakterielle Umwandlung des in sauren Tagebauseen hauptsächlich aus dem Grundwasser stammenden Ammoniums ist unterhalb eines pH-Werts von 6,5 weitgehend gehemmt. Unterhalb von pH 4,5 kommt die Nitrifikation ganz zum Erliegen (Ender et al. 2001). Ammonium wird durch aerobe Abbauprozesse organischer Stoffe bei Grundwasserabsenkung durch den Bergbau im belüfteten Boden freigesetzt. Es liegt im Grundwasser überwiegend in gelöster Form und anteilig am Kationenaustauscher vor und ist leicht mobilisierbar (Uhlmann et al. 2012). Solange das ammoniumreiche Wasser einen sauren Tagebausee nicht verlässt, ist eine Toxizität durch Ammoniak ausgeschlossen. Durch die pH-Abhängigkeit des Ammoniumgehalts und die geogene Herkunft als Folge der Nutzung ergibt sich für die Potenzialbewertung saurer Tagebauseen keine Relevanz als Stressor.

Nach Glibert et al. (2015) und der darin ausgewerteten Literatur wirkt die Art der Ionenform – Nitrat oder Ammonium – selektierend auf Phytoplankton-Gesellschaften. Herrscht Nitrat vor, werden Diatomeen gefördert. Liegt der Stickstoff vorwiegend als Ammonium vor, treten vermehrt Cryptophyceen, Dinophyceen und Cyanobakterien auf. Auf diese Weise kann sich der pH-Wert indirekt über die Stickstoffquelle selektierend auf die Artenzusammensetzung auswirken.

5 Prüfung von Artenzusammensetzungs-Metrics

5.1 Randbedingungen

Auf die Gruppe der sauren Seen mit pH-Werten größer als 3 und kleiner als 6 wirken starke Einflussfaktoren, welche größtenteils vom pH-Wert abhängen. Mixo- und heterotrophe Taxa besitzen einen Konkurrenzvorteil, da Phosphor durch die Bindung an Eisen limitiert ist und auch anorganischer Kohlenstoff die Primärproduktion begrenzen kann (Lessmann & Nixdorf 2013). Zusätzlich wird durch das Vorherrschen von Ammonium anstatt Nitrat eine taxonomische Verschiebung gefördert (s. Kap. 4.5). Ebenfalls starke Wirkungen bis zur Toxizität gehen von den erhöhten Schwermetallgehalten u.a. von Eisen und Aluminium aus. Die Taxazahlen gehen mit erhöhter Schwermetallkonzentration zurück und es kommen nur wenige euryöke Taxa vor (Lessmann & Nixdorf 2000, 2013).

Die Folgen des pH-Werts sollen im Bewertungsverfahren jedoch nicht abgebildet werden. Somit ergibt sich hinsichtlich der Einflussfaktoren, dass eine auf Indikatortaxa basierende Trophie-Indikation nicht realisierbar scheint. In den folgenden Kapiteln wird geprüft, ob diese vorweg gemachte Annahme zutrifft.

In den Kap. 4.3 und 4.4 wurde gezeigt, dass sowohl die Biodiversität als auch der Parameter Gesamtphosphor und die Phytoplankton-Biomassekenngrößen mit geringen Einschränkungen zur Bewertung herangezogen werden können. Auf Basis dieser Größen wird im Datensatz geprüft, ob es Zusammenhänge mit dem Vorkommen einzelner Taxa oder funktioneller Gruppen gibt.

5.2 Indikatoren für Trophie oder eine „allgemeine Degradation“

Um die Effekte von erhöhten Schwermetallkonzentrationen (Eisen und Blei, s. Abb. 4) zumindest teilweise auszuschließen, wird der Datensatz auf die See-Jahrgänge mit pH-Werten von 3,2 und höher eingeschränkt. Die Anzahl der zur Verfügung stehenden Seejahrgänge liegt dann bei 66.

In diesen Jahrgängen wurden insgesamt 321 Zähltaxa der HTL nachgewiesen. Die mixotropen Taxa wurden aus der Analyse ausgeschlossen, da deren Dominanz zu stark mit dem pH-Wert zusammenhängt. Ebenso wurden heterotrophe Taxa aus dem Prüfdatensatz entfernt. Des Weiteren wurden Taxa mit zu geringer Präsenz im Datensatz (< 6 See-Jahrgänge) sowie Zähltaxa mit Algenordnungen und -klassen ausgeschlossen. Die Anzahl der verbleibenden geeigneten Taxa lag bei 23 (Tab. 3).

Tab. 3: Auslese eines Prüfdatensatzes zum Auffinden von Indikatortaxa.

Kategorie	Anzahl Zähltaxa der HTL	Anmerkung
Bestand aus 66 See-Jahrgängen	321	
mixotrophe Taxa	77	meist abundante Taxa
kein potenzielles Indikatortaxon	298	weniger als 6 Jahrgänge mit Befund oder als Taxon nicht geeignet, weil keine Art- oder Gattungsbestimmung oder mixo-/heterotrophes Taxon
Vorauswahl geeignete Taxa	23	Arten und Gattungen

Die 23 vorausgewählten Taxa wurden mit einer Pearson-Korrelationsmatrix genauer betrachtet (Tab. 4). Lediglich vier Taxa zeigten eine signifikante Korrelation mit dem Gesamtphosphor. Zwei davon besaßen zusätzlich zum pH-Wert eine Korrelation, was sie als geeignete Taxa ausscheiden ließ.

Tab. 4: Pearson-Korrelationsanalyse zwischen potenziellen Indikatortaxa und den Steuerfaktoren bzw. Stressorengrößen pH-Wert, Shannon-Index und Gesamtphosphor (Saisonmittelwert).

Pearson-Korrelationskoeffizienten	pH	Shannon	GesP	gültige Fälle
<i>Asterionella formosa</i>	-0,23	-0,22	-0,25	7-9
<i>Carteria</i>	-0,23	0,22	0,48	20-22
<i>Chroococcus</i>	-0,63	-0,36	-0,30	7
<i>Chrysococcus</i>	0,37	-0,10	0,35	15/16
<i>Closterium</i>	-0,20	0,46	-0,35	14-16
<i>Closterium acutum</i>	0,91	-0,87	0,37	6/7
<i>Closterium cornu</i>	-0,52	0,14	-0,38	6
<i>Cyclotella ocellata</i>	-0,58	0,60	-0,08	7/8
<i>Eunotia</i>	0,27	0,24	0,34	38-41
<i>Fragilaria</i>	0,52	0,29	-0,01	12/13
<i>Fragilaria acus</i>	0,02	0,16	-0,02	6/8
<i>Fragilaria crotonensis</i>	-0,73	-0,65	-0,90	4/6
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	-0,17	0,18	-0,46	9-11
<i>Kephyrion</i>	0,57	0,12	0,09	6/7
<i>Mallomonas</i>	0,14	0,74	-0,45	5/6
<i>Monoraphidium</i>	-0,03	0,10	-0,29	5-7
<i>Mougeotia</i>	0,40	0,54	-0,32	7
<i>Navicula</i>	0,39	0,39	-0,18	13-16
<i>Nitzschia</i>	-0,20	-0,06	0,00	30/31
<i>Pinnularia</i>	0,62	0,19	-0,45	9/10
<i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>nannoplanctica</i>	0,78	-0,44	0,09	10
<i>Synechococcus</i>	-0,33	0,38	-0,49	9
<i>Synura</i>	0,08	0,31	-0,18	18/19

Signatur des Signifikanzniveaus (einseitig)	<1%	1-<5%	5-<10%
---	-----	-------	--------

Zum Shannon-Index besaßen acht Taxa eine signifikante Korrelation. Lediglich drei davon waren unabhängig vom pH-Wert.

Fazit: Viele Taxa und insbesondere die abundant vorkommenden sind im Datensatz für saure Seen mixotroph. Diese wurden nicht als potenzielle Indikatortaxa angesehen, da ihr Vorkommen mit dem Säurestatus eng in Zusammenhang steht (s. Kap. 6.5). Neben diesen traten rund 250 weitere Taxa auf, welche meist nur in wenigen Seen und Jahrgängen vorkamen. 23 häufiger vorkommende Arten und Gattungen wurden auf Abhängigkeiten vom pH-Wert, vom Shannon-Index und vom Gesamtphosphor getestet. Nur wenige Taxa zeigten eine Korrelation mit den „Stressorengrößen“ und reagierten gleichzeitig unabhängig vom pH-Wert. Der Aufbau eines robusten Indikatorsystems müsste jedoch auf deutlich mehr Taxa beruhen. Es wird daher festgestellt, dass für die Gruppe der sauren Seen auf Basis des vorhandenen Datensatzes kein Bewertungsansatz mit Indikatortaxa möglich ist.

5.3 Datenerkundung hinsichtlich funktioneller Gruppen

An der Zuordnung von Phytoplanktontaxa zu funktionellen Phytoplanktontypen wurde u.a. von Reynolds et al. (2002), Borics et al. (2007) und Padisak et al. (2009) gearbeitet. In funktionellen Gruppen werden Taxa vereinigt, die in ähnlichen Habitaten vorkommen, weil sie gleiche Toleranzen (z.B. Nährstoffmangel) oder Empfindlichkeiten besitzen (z.B. Zooplanktonfraß) oder ähnliche Strategien verfolgen (z.B. Beweglichkeit oder N₂-Fixierung).

Reynolds et al. (2002) beschrieben 31 verschiedene funktionelle Gruppen (mit 31 Codons), die sich hinsichtlich ihrer Reaktion auf die Steuerfaktoren Stickstoff, Phosphor, Licht, Temperatur, Crustaceen- und Rotatorien-Fraß, Kohlendioxid, Schichtung und Silizium unterscheiden. Die Entscheidung der Gruppenzuordnung muss nach Padisak et al. (2009) oft auf Artebene entschieden werden. Manche Arten müssen bei wechselnden Umwelt- oder Konkurrenzbedingungen verschiedenen Gruppen zugeordnet werden. Zu einigen Algengruppen, wie z.B. viele Kieselalgenarten, liegen zu wenig ökologische Kenntnisse vor, um eine zuverlässige Zuordnung zu begründen.

Trotz bestehender Schwierigkeiten in der Zuordnung und letztlich der Interpretation der Anwendung von funktionellen Gruppen war der vorliegende Datensatz diesbezüglich zu analysieren. Es wurden lediglich Zuordnungen derjenigen Arten geprüft, die tatsächlich im Datensatz der sauren Seen auftraten. Dabei wurde auf Vorarbeiten von Ute Mischke aus dem Jahr 2015 zurückgegriffen, in denen bereits ein Teil der HTL-Taxa in funktionelle Gruppen eingeteilt worden waren.

Tab. 5: Spearman-Korrelationsanalyse zwischen dem Vorkommen funktioneller Gruppen (die acht häufigsten Gruppen, Dominanzwert) nach Reynolds et al. (2002) und den Steuerfaktoren bzw. Stressoren pH-Wert, Shannon-Index und Gesamtphosphor (Saisonmittelwert) (n = 66 See-Jahrgänge).

Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten/ funktionelle Gruppe und Codon	pH-Wert	GesP	Shannon	gültige Fälle
summer epilimnia in mesotrophic lakes (Lo)	-0,11	-0,13	-0,13	65
shallow, clear, mixed layers (X3)	-0,59	-0,10	-0,23	60
small, enriched lakes (Y)	0,48	-0,08	0,73	56
shallow mesotrophic lakes (W2)	-0,05	0,02	0,15	57
apochlorotic taxa (WO)	-0,24	-0,32	0,12	57
shallow mixed layers in enriched condition (X1)	0,60	0,28	0,34	14
deep, well mixed epilimnia (T)	0,56	0,32	-0,03	15
usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds (E)	0,59	0,14	0,07	17

Signatur des Signifikanzniveaus (einseitig)	<1%	1-<5%	5-<10%
---	-----	-------	--------

Die Sondierung nach Zusammenhängen zwischen dem Vorkommen von funktionellen Gruppen unter Verwendung der Saisonmittel (Tab. 5) ergab wiederum den pH-Wert als stärkste Einflussgröße. Zusammenhänge unabhängig vom pH-Wert ließen sich bei den häufigsten funktionellen Gruppen nicht finden.

In der Gruppe X3 sind einige im Datensatz oft vertretene meist mixotrophe Taxa enthalten u.a. *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Koliella* sp. und *K. longiseta* sowie *Ochromonas*. Deren Dominanz steigt mit abnehmendem pH-Wert. In der Gruppe WO sind chlorophyllarme Taxa zusammengefasst. In den sauren Seen ist diese Gruppe im Wesentlichen durch *Chlamydomonas* und *Chlorella* vertreten. Je niedriger der pH-Wert liegt, umso mehr kommen diese vorwiegend mixotrophen Taxa zu höherer Dominanz (vgl. auch Kap. 6.5).

Die Gruppe Y enthält im Schwerpunkt Chrysoflagellaten sowie die Gattung *Cryptomonas* mit *C. marssonii* als häufigste Art. Obwohl in dieser Gruppe ebenfalls mixotrophe Taxa vorkommen, nimmt deren relatives Biovolumen jedoch signifikant mit dem pH-Wert und dem Shannon-Index zu. Abb. 13 zeigt eine gleichsinnige Entwicklung zum Shannon-Index, der hier als Ausdruck für eine „allgemeine Degradation“ angesehen wird.

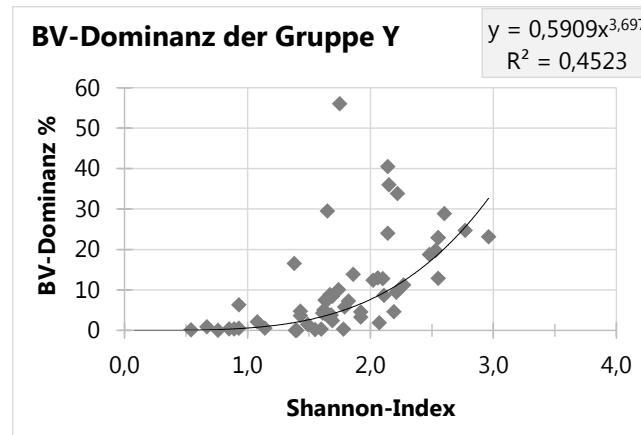


Abb. 13: Dominanz von Phytoplanktontaxa der funktionellen Gruppe Y und Shannon-Index als Ausdruck für eine „allgemeine Degradation“ (N=56).

Fazit: Die Auswertung hinsichtlich funktioneller Gruppen der Phytoplanktontaxa (Zuordnung nach Reynolds et al. (2002) und Padisak et al. (2009)) ergibt keine wesentlich neuen Erkenntnisse zur Darstellung von Nährstoffbelastung oder allgemeiner Degradation. Gruppen, welche mixotrophe Taxa enthalten, treten dominant und mit hoher Stetigkeit im Datensatz auf. Die Gruppen der übrigen Taxa besitzen nur geringere Häufigkeiten und Stetigkeit.

Lediglich eine funktionelle Gruppe (Y = kleine nährstoffreiche Seen mit geringem Grazingdruck und vorwiegend großen *Cryptomonaden* und kleinen *Dinophyceae*) zeigt eine parallel zum Shannon-Index verlaufende Entwicklung.

Da einerseits die Zuordnung der Taxa zu den funktionellen Gruppen auf Basis des bisherigen Arbeits- und Kenntnisstandes zu den einzelnen Taxa noch nicht ausgereift ist und andererseits auch in diesem taxonomischen Ansatz der pH-Wert eine große Rolle spielt, ergibt die Ableitung von Bewertungsmetrics derzeit keinen Sinn.

6 Mixotrophie im Phytoplankton und ihr Einfluss auf die Bewertung

6.1 Grundlagen

Mixotrophie bezeichnet die Fähigkeit von Organismen, verschiedene Ernährungsweisen zu nutzen, wobei ein Wechsel zwischen autotropher und heterotropher Ernährung stattfindet. Mixotrophe Arten sind in vielen Gruppen zu finden wie Diatomeen, Chrysophyceen, Cryptophyceen, Chlorophyceen und Dinophyceen (Hellebust & Lewin 1977, Isaksson 1998, Schoonhoven 2000). Besonders stark verbreitet ist die Fähigkeit zur Mixotrophie unter Phytoflagellaten. Jedoch ist oft eine große Variabilität in der Ernährungsweise zwischen den Arten einer Klasse gegeben. So können sich in einer Klasse rein autotrophe Arten neben überwiegend heterotrophen Arten finden (Isaksson 1998).

Die Ernährungsstrategien von Organismen werden unter anderem abhängig von den verwendeten Energie- und Kohlenstoffquellen unterschieden. Die notwendige Energie kann auf zwei Wegen gewonnen werden. Phototrophe Organismen absorbieren Licht mit ihren Phytopigmenten, wodurch diese in einen angeregten Zustand versetzt werden. Über weitere Trägermoleküle wird diese Energie in chemische Energie umgewandelt. Chemotrophe Organismen dagegen erhalten ihre Energie über Redoxreaktionen. Der für den Biomasseaufbau notwendige Kohlenstoff stammt bei autotrophen Lebewesen aus anorganischen Quellen (CO_2 , HCO_3^-) und bei heterotrophen aus organischen Stoffen wie Proteinen, Aminosäuren, Kohlenhydraten und Fetten (Slonczewski & Foster 2012).

Die Aufnahme organischer Stoffe und weiterer essentieller Substanzen wie Vitaminen, Spurenelementen und Mikronährstoffen kann im Phytoplankton auf zwei Wegen geschehen. Einerseits über Phagotrophie, bei der feste Partikel aufgenommen werden und andererseits über Osmotrophie, bei der gelöste organische Materie über aktive Transportprozesse oder Konzentrationsgradienten in den Organismus transportiert wird. Diese können entweder direkt über Osmose oder Pinozytose aufgenommen werden oder müssen vorab durch Absonderung extrazellulärer Enzyme oxidiert oder hydrolysiert und somit zerkleinert werden (Glibert & Legrand 2006, Granéli et al. 1999).

Nach Barsanti & Gualtieri (2014) und Schoonhoven (2000) werden mixotrophe Algen in Abhängigkeit von der Bedeutung, die Mixotrophie für ihren Stoffwechsel hat, in vier Gruppen unterteilt:

- obligat heterotrophe Algen ernähren sich bevorzugt heterotroph, sind aber in der Lage bei Nahrungsmangel auf eine phototrophe Ernährungsweise zurückzugreifen. Hierzu zählen Arten, die bei Nahrungsmangel vorübergehend Chloroplasten ihrer Beuteorganismen für ihren eigenen Stoffwechsel nutzen (z.B. die Brackwasserart *Gymnodinium gracilentum*).
- obligat phototrophe Organismen. Bei ihnen ist die Photosynthese unabdingbar, jedoch können sie sich bei Lichtlimitation auch heterotroph ernähren (unter Algen sehr weit verbreitet).
- obligat mixotrophe Organismen. Sie sind sowohl auf Heterotrophie als auch Phototrophie angewiesen, da eine Ernährungsweise allein sie nicht mit allen benötigten Nährstoffen versorgen kann (z.B. die Gattung *Ochromonas*).
- fakultativ mixotrophe Organismen. Sie können unter heterotrophen und phototrophen Bedingungen gleich gut wachsen und werden auch als „wahre Mixotrophe“ bezeichnet (z.B. die Gattung *Cryptomonas*).

In Abhängigkeit von der aktuellen Ernährungsweise können mixotrophe Arten so den Kohlenstoffkreislauf und den Sauerstoffhaushalt von Gewässern durch die Ernährungsumstellung verändern.

Eine generelle Einteilung in Primärproduzenten, Konsumenten und Destruenten lässt sich daher nur eingeschränkt vornehmen (Mitra et al. 2016).

6.2 Aktueller Stand der Forschung zu mixotrophen Arten

Mixotrophe Phytoplanktonarten werden sowohl für marine als auch limnische Gewässer beschrieben (Stoecker et al. 2017, Glibert & Legrand 2006). Häufig kommen sie in den tieferen, lichtärmeren Bereichen eines Gewässers vor und bilden dort Tiefen-Chlorophyll-Maxima aus, um die dort reichlicher als an der Oberfläche vorhandenen Nährstoffe zu nutzen (Lessmann & Nixdorf 2002, Tittel et al. 2003). Häufig wird die Mixotrophie durch geringe Lichtintensität stimuliert (Schoonhoven 2000).

Mixotrophie hat einen Einfluss auf die Biomasse und Stöchiometrie des Phytoplanktons (Katechakis et al. 2005). Zudem verändert sich durch die geringere Photosynthese die Fixierung des anorganischen Kohlenstoffs und damit die Intensität des Kohlenstoffkreislauf (Stoecker et al. 2017). Die Unterscheidung funktioneller Gruppen, abhängig von der Form der Mixotrophie, und die Funktion mixotropher Taxa im Nahrungsnetz stehen aktuell im Mittelpunkt wissenschaftlichen Interesses (Mitra et al. 2016).

Die Aufnahme und damit die Möglichkeit zur Verwertung der zugegebenen Kohlenstoffquellen sind von den zellulären Transportsystemen abhängig (Helleburst & Lewin 1977). In zahlreichen Studien wurden *in situ*-Wachstumsexperimenten unter Zugabe verschiedener organischer Stoffe wie Zucker, Aminosäuren und Alkohole oder auch Bakterien durchgeführt, um Phytoplanktonarten auf Mixotrophie hin zu untersuchen.

Mixotrophie-Experimente zu in sauren Tagebaugewässern vorkommenden Arten gibt es bisher nur wenige. Für *Chlamydomonas reinhardtii* ist bekannt, dass sie bei Acetat-Zugabe Mixotrophie zeigt und damit auch im Dunkeln wächst (Heifetz et al. 2000). Die motile Gattung *Ochromonas* (Chrysophyceae) kann sich phagozytisch von Bakterien ernähren (Tittel et al. 2003).

Ulm (2017) hat umfangreiche Experimente zur Mixotrophie von *Autumnella lusatica* durchgeführt, einer neu beschriebenen Art, die in einigen sauren Tagebauseen wie dem Halbendorfer See massenhaft auftreten kann (Ulrich & Röske 2018, Dienemann et al. 2018). Die Wachstumsversuche wurden mit einem modifizierten, an den Halbendorfer See angepassten Medium unter Verwendung von CO₂ als anorganischer Kohlenstoffquelle, Glucose, Natriumacetat sowie den Aminosäuren Arginin, Leucin und Glutamin bei Standardbedingungen (20 °C bei 20 µmol Photonen m⁻² s⁻¹ bzw. bei 0 µmol Photonen m⁻² s⁻¹) durchgeführt. Es wurden optische Dichte, Respirationsrate und Gesamt-Chlorophyll a-Konzentration der Kulturen sowie Zellzahl und Wachstumsrate über die Änderung des Biovolumens ermittelt. Hierbei sollte geklärt werden, ob es Unterschiede im Wachstum der Autumnella-Kultur unter Zugabe verschiedener Kohlenstoffquellen bei geringer Lichtintensität bzw. Dunkelheit gibt.

Die Art zeigte bei Glukosezugabe den größten Biomassezuwachs sowie die höchsten Zellzahlen. Sie bildete dabei zudem längere Filamente aus und es kamen mehr Zysten vor als unter photoautotrophem Wachstum. Das führte dazu, dass unter heterotrophen Bedingungen die Zellzahl anhand der optischen Dichte überschätzt wurde. Das Verhältnis von Biovolumen zu Chlorophyll a lag bei Glukosezugabe unter Schwachlichtbedingungen nur bei etwa 1 : 3.

Die Zugabe von Aminosäuren ergab im Vergleich zu den photoautotrophen Bedingungen keinen Wachstumsunterschied. Das Wachstum wurde unter Schwachlichtbedingungen nicht durch anorganischen Kohlenstoff limitiert. Die Zugabe von Natriumacetat führte zum Absterben der Kultur.

Im Vergleich mit der bei einer höheren Lichtintensität geführten Ausgangskultur erhöhte sich die

Chl a-Konzentration in den Kulturen während des Experiments unter Schwachlichtbedingungen und *A. lusatica* passte sich an die geringere Lichtintensität dadurch an, dass in der Kontrolle und bei CO₂- und Aminosäurezugabe das Biovolumen zu Chlorophyll a-Verhältnis auf 1 : 15 bis zu 1 : 20 anstieg.

Insgesamt konnte durch die Experimenten gezeigt werden, dass *A. lusatica* sich bei Glukosezugabe heterotroph ernähren kann.

6.3 Einfluss mixotropher Taxa auf die Bewertung am Beispiel des Halbendorfer Sees

6.3.1 Seecharakterisierung

Der Halbendorfer See (Badeseesee Halbendorf) ist ein in der Oberlausitz (Freistaat Sachsen) bei Weißwasser gelegener Tagebausee (Abb. 14). Der See hat eine langgestreckte Form und erreicht bei einer Länge von 2,25 km und Breite von 0,5 km eine Gesamtfläche von 81,5 ha. Das Einzugsgebiet ist mit 23 km² relativ klein. Seinen heutigen Wasserstand von 126 m NHN erreichte er 1975. Die mittlere Tiefe beträgt 9,7 m und die maximale Tiefe 27 m (Nixdorf et al. 2016).



Abb. 14: Luftaufnahme des Halbendorfer Sees mit Lagekarte und Probennahmestelle.
(Foto: LMBV 2016; Karten verändert nach Geobasis-DE / BKG 2017).

6.3.2 Monitoring

Die Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) des Freistaats Sachsen führt ein überwiegend monatliches physikalisches, chemisches und biologisches Gewässermonitoring des Halbendorfer Sees durch. Die chemischen Parameter werden während der Stagnationsperiode für das Epilimnion, Metalimnion und über Grund bestimmt. Wassertemperatur, Chl a-Konzentration sowie Sauerstoffsättigung liegen als Tiefenprofilmessungen vor.

6.3.3 Physikalisch-chemische Kennwerte

Den Tiefenprofilmessungen ist zu entnehmen, dass sich während der Sommermonate eine temperaturbedingte Schichtung aufbaut. Der See ist als kalziumreicher, geschichteter Tieflandsee zu klassifizieren (Typ 13s). Der pH-Wert ist mit Werten um 3,2 sehr niedrig. Aufgrund der hohen Löslichkeit bei den niedrigen pH-Werten sind die Konzentrationen an Eisen, Aluminium und Mangan daher entsprechend hoch (Tab. 6). Die hohe elektrische Leitfähigkeit resultiert aus den hohen Metall- und Sulfat-Konzentrationen. Ebenfalls hoch sind die Ammonium-Konzentrationen, wohingegen Nitrat fast ganzjährig unterhalb der Bestimmungsgrenze liegt (Tab. 6). Dadurch, dass in dem sauren Milieu die mikrobielle Umwandlung zu Nitrat gehemmt ist, sind diese Konzentrationen jedoch als typisch für saure Tagebauseen anzusehen (Leßmann & Nixdorf 2009). Die Gesamt-Phosphorkonzentration liegt fast ganzjährig unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 mg L⁻¹. Gleiches gilt für die DOC- und TIC-Konzentrationen mit <0,5 mg L⁻¹ im Epilimnion (Tab. 6).

Tab. 6: Auswahl chemischer Parameter des Halbendorfer Sees als Jahresmittelwerte für Epilimnion, Metalimnion sowie 1 m über Grund (Daten: BfUL Sachsen).

		Epilimnion	Metalimnion	1 m über Grund
pH-Wert	[-]	3,2	3,2	4,3
K _{B4,3} -Wert	[mmol/l]	0,74	0,74	0,42
Leitfähigkeit	[µS/cm]	829	827	1144
TOC	[mg/l]	<1,0	<1,0	9,23
TIC	[mg/l]	<0,05	0,62	33,1
Kalzium	[mg/l]	84	84	123
Gesamtphosphor	[mg/l]	<0,01	<0,01	0,013
Gesamtstickstoff	[mg/l]	1,88	1,96	5,51
Sulfat	[mg/l]	319	322	538
Eisen	[mg/l]	3,7	3,7	158
Aluminium	[µg/l]	329	328	209
Mangan	[µg/l]	751	765	1396

6.3.4 Tiefengradienten

Aus den Tiefenprofilen des Jahres 2013 (Abb. 15) ist ersichtlich, dass sich das Chl a-Maximum unterhalb der euphotischen Zone befand. Die Ausbildung eines solchen Tiefen-Chlorophyll-Maximums ist trotz der in der Tiefe geringeren Lichtintensitäten häufiger in Tagebauseen zu beobachten, da in der Tiefe eine höhere Nährstoffverfügbarkeit gegeben ist (Lessmann & Nixdorf 2013). Die Chl a-Maxima blieben jedoch oberhalb der Temperatursprungschicht. Die Sauerstoffsättigung lag in diesem Bereich zwischen 106 % bis minimal 70 %, wobei sie während der größten „Blüte“ von *Autumnella lusatica* im November 2013 nur wenig mehr als 100 % erreichte, was ein deutliches Indiz für eine heterotrophe Ernährung der Alge zu diesem Zeitpunkt ist.

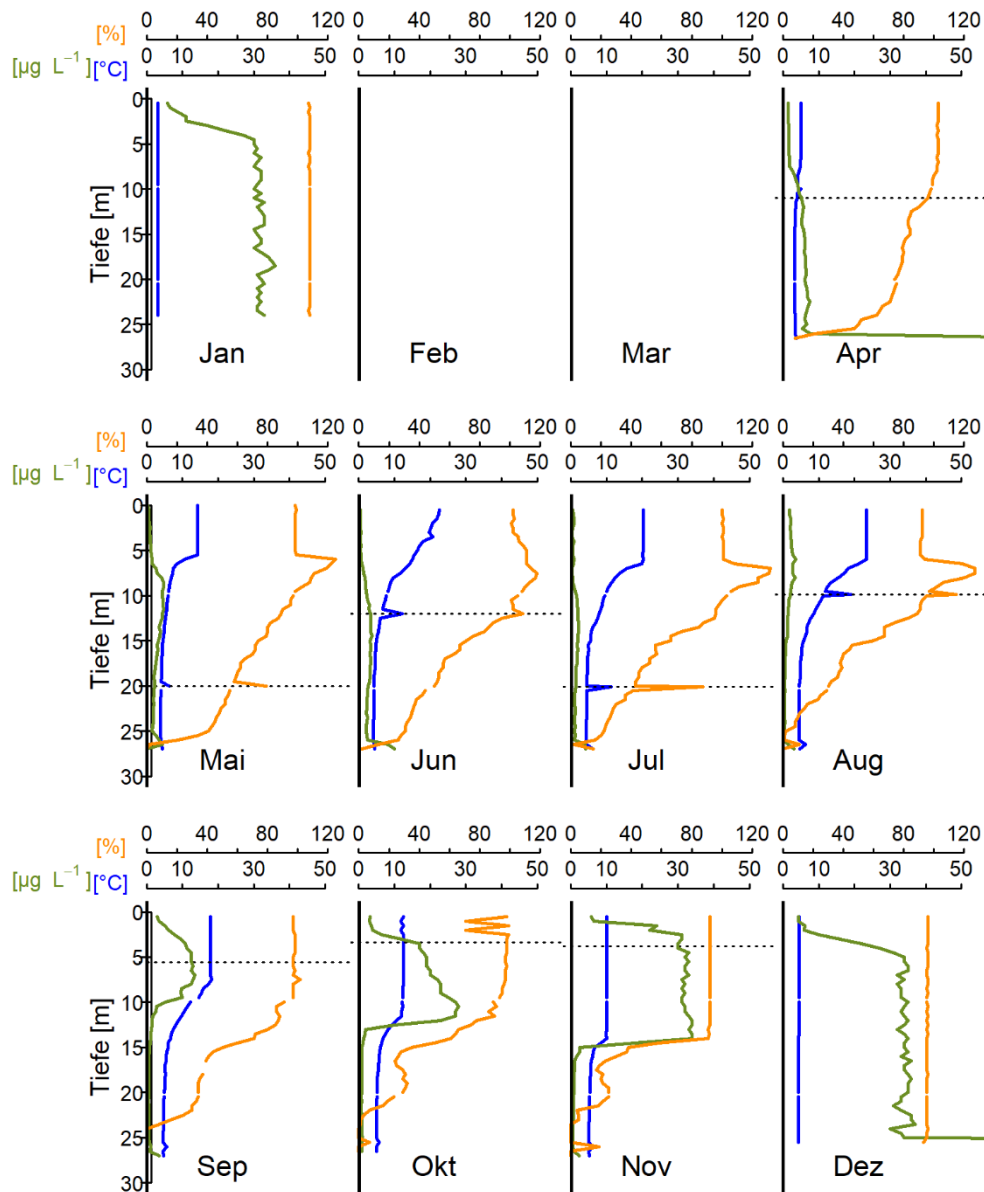


Abb. 15: Tiefenprofile der Chlorophyll a-Konzentration, Sauerstoff-Sättigung und Temperatur im Halbendorfer See im Jahr 2013 (Daten: BfUL Sachsen)

6.3.5 Phytoplankton

Im Halbendorfer See kommen die typischen Phytoplanktonarten eines sauren Tagebausees vor, wie sie von Lessmann & Nixdorf (2013) beschrieben werden. Den größten Anteil an der Besiedlung stellen mixotrophe Dinophyceen-Arten sowie *Chlamydomonas* (Chlorophyceae) und *Ochromonas* (Chrysophyceae). Seit 2009 kommt zusätzlich *Autumnella lusatica* (in Daten des BfUL bis 2017 geführt als Gattung *Koliella* oder *Roya*) vor, die 2017 als neue Art beschrieben wurde (Ulrich, mdl. Mitt.). Ihr Wachstum beginnt meist im August und erreicht den Höchststand im Herbst oder Winter (s. auch Ulrich & Röske 2018, Dienemann et al. 2018, Nixdorf & Rucker 2018). Das spiegelt sich

auch in den Chl a-Konzentrationen wider, welche parallel mit dem Wachstum von *A. lusatica* steigen (Abb. 16).

Trotz des massenhaften Auftretens von *A. lusatica* zeigt die Zahl der Phytoplanktonarten, die den Halbendorfer See besiedelt, keine direkte Beeinflussung hierdurch. Auffällig ist, dass im Herbst 2011 das Biovolumen von *A. lusatica* niedriger lag und dafür die Gattung *Peridinium* (Dinophyceae) eine höhere Biomasse ausbildete (Abb. 16). Mit Ausnahme von 2011 betrug der Biovolumenanteil von *A. lusatica*, bezogen auf das Gesamtjahr, in den letzten Jahren circa 80 %.

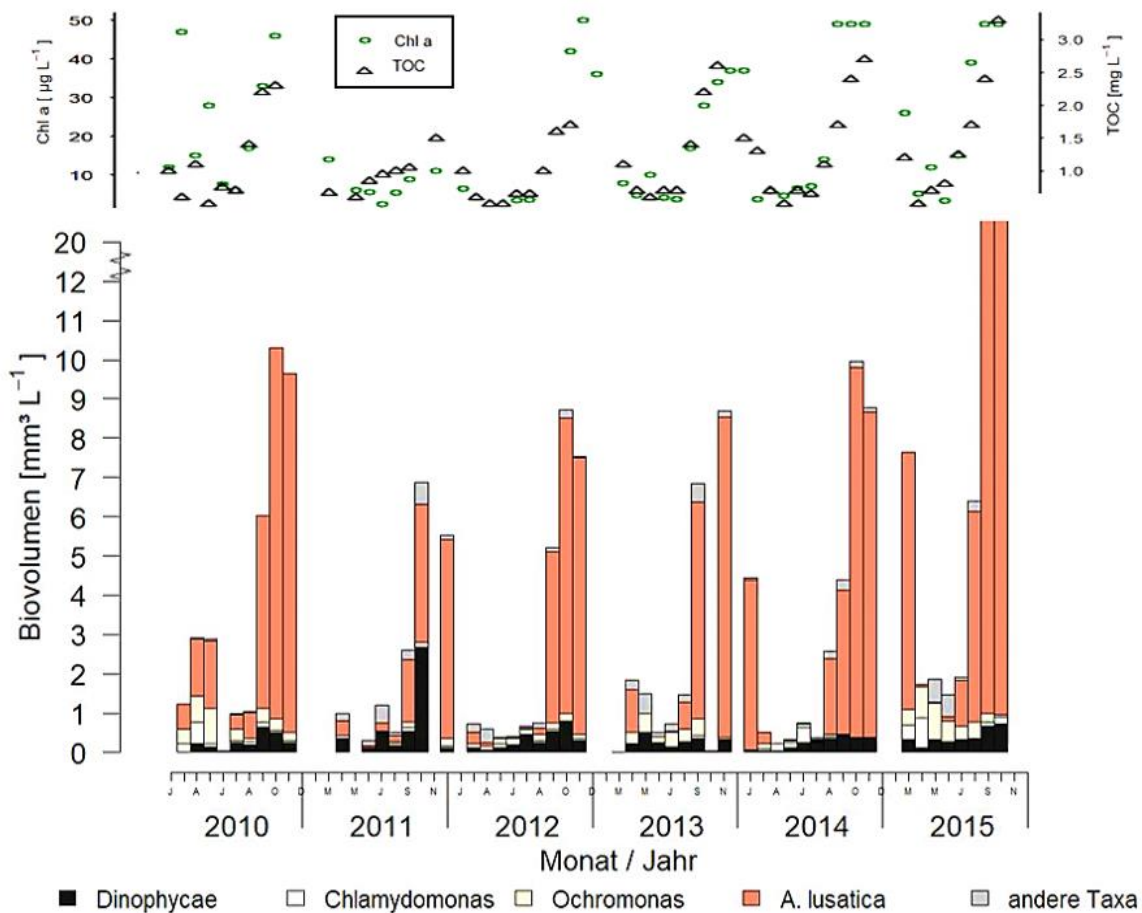


Abb. 16: Chlorophyll a- und TOC-Konzentrationen (oben; Mischproben aus euphotischer Zone bzw. aus Epilimnion und Metalimnion) sowie Biovolumen des Phytoplanktons (unten) im Halbendorfer See im Jahresverlauf für die Jahre 2010-2015 (Daten: BfUL Sachsen). Für Monate ohne Werte liegen keine Daten vor. Die obere Messgrenze der Fluoreszenzsonde betrug 50 $\mu\text{g/L}$.

6.3.6 Ökologische Bewertung

Das massenhafte Auftreten von *A. lusatica* hat weitreichende Auswirkungen auf die Bewertung des ökologischen Potenzials des Gewässers nach dem bisherigen PhytoSee-Verfahren für saure Tagebauseen. So wurde der Halbendorfer See bis 2009 mit „sehr gut“ bewertet. Mit der Entwicklung von „Algenblüten“ von *A. lusatica* seit 2010 verschlechterte sich die Bewertung mit Ausnahme von 2011, das ein „schwaches“ Jahr für die Art war, auf „mäßig“ bis „unbefriedigend“. Dabei ist die Verschlechterung des Bewertungsergebnisses in den meisten Jahren sowohl auf das erhöhte Biovolumen als

auch auf den schlechteren Wert für den Shannon-Index zurückzuführen (Tab. 7). Diese Verschlechterung der Bewertung ging jedoch nicht mit einer Verschlechterung der Wasserbeschaffenheit, wie sie sich aus den physikalischen und chemischen Messwerten ergibt, oder sonstigen offensichtlichen Veränderungen am oder im See einher, so dass die Veränderung des Bewertungsergebnisses vom Jahr 2009 zum Jahr 2010 und danach nicht plausibel ist.

Tab. 7: Ergebnisse der Bewertung des Halbendorfer Sees anhand des Phytoplanktons mittels PhytoSee für den Zeitraum 2006 bis 2015. Angabe des Bewertungsergebnisses auf Grundlage des Saison-Biovolumens und des Ergebnisses der Biodiversitätsberechnung unter Zugrundelegung des Shannon-Index (Hs) nach dem bisherigen Verfahren.

Jahr	BV-Bew.	Hs-Bew.	Ges.bew.
2006	0,50	1	1
2007	0,54	1	1
2008	0,88	1	1
2009	1,20	1	1,2
2010	3,70	3	3,7
2011	2,06	1	2,1
2012	3,09	3	3,1
2013	3,12	3	3,1
2014	3,25	3	3,3
2015	4,32	3	4,3

6.4 Liste mixotropher Phytoplankton-Taxa (Literaturrecherche)

Für die Frage der Verbreitung von Mixotrophie in sauren Seen wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, welche klären sollte, welche Taxa sich nicht ausschließlich autotroph ernähren. Es wurden rund 100 Veröffentlichungen zum Thema gesichtet. Da sich nur wenige Arbeiten speziell auf saure Seen beziehen, wurde eine Liste erstellt, in der die in der Literatur als mixotroph beschriebenen Taxa (inkl. Quellenangaben) aufgeführt werden. Diese Liste wurde mit der Harmonisierten Taxaliste Phytoplankton (HTL) (Mischke & Kusber 2009) abgeglichen und alle HTL-Taxa, für die eine mixotrophe Ernährungsweise bekannt bzw. wahrscheinlich ist, wurden entsprechend gekennzeichnet und in einem Extra-Datenblatt zusammengeführt (Tab. 8).

Das Übertragen der in der Literatur als mixotroph benannten Gattungen in die HTL-ID musste teilweise nach Expertenwissen entschieden werden. Die Gattung *Cryptomonas* wurde z.B. mit allen in der HTL geführten Arten als mixotroph eingestuft. Für diese Entscheidung lagen ausreichend viele Hinweise auch für die meisten Arten vor, ebenso bei der Chrysophyceae *Ochromonas* oder den Dinophyceen der Gattung *Gymnodinium*. Andere Taxa gingen nur mit den explizit in der Literatur benannten Arten als mixotroph ein. Insgesamt wurde die Entscheidung eher konservativ getroffen, d.h. im Zweifel wurde die Art bzw. das HTL-Taxon nicht als mixotroph eingestuft. Es ist deshalb wahrscheinlich, dass Mixotrophie eher weiter verbreitet ist, als mit der derzeitigen Liste angezeigt wird.

Des Weiteren wurden in den sauren Seen in geringer bis mittlerer Häufigkeit folgende rein heterotrophe Taxa gefunden:

- nicht tiefer bestimmte heterotrophe Flagellaten,
- *Gymnodinium helveticum* und *G. mirratum*,
- die Choanoflagellaten *Monosiga* und *Salpingoeca*,
- die Chrysophyceae *Spumella*.

Tab. 8: Liste mixotropher Taxa aus PhytoSee 7.0 (Mischke et al. 2017a). Erläuterungen siehe Text.

Taxon-ID	Taxonname	Klasse	Quellen
11	Amphidinium	Dinophyceae	Stoecker 1998, Schoonhoven 2000
9	Amphidinium /Katodinium	Dinophyceae	
912	Amphidinium elenkinii	Dinophyceae	
1502	Amphidinium luteum	Dinophyceae	
3004	Autumnella lusatica	Chlorophyceae	Ulm 2017, Ulrich & Röske 2018
2029	Ceratium furca	Dinophyceae	Schoonhoven 2000
104	Ceratium hirundinella	Dinophyceae	Olrik et al. 2013
115 - 117	Chlamydomonas (und Größenklassen)	Chlorophyceae	Nixdorf et al. 1998, Beulker et al. 2004, Tittel et al. 2005
1748	Chlamydomonas botryopara	Chlorophyceae	
1225	Chlamydomonas ehrenbergii	Chlorophyceae	
111	Chlamydomonas globosa	Chlorophyceae	
112	Chlamydomonas gloeophila	Chlorophyceae	
113	Chlamydomonas minutissima	Chlorophyceae	Beulker et al. 2004, Tittel et al. 2005, Nixdorf et al. 1998
1529	Chlamydomonas quiescens	Chlorophyceae	
114	Chlamydomonas reinhardtii	Chlorophyceae	
118	Chlamydomonas tremulans	Chlorophyceae	
122	Chlorella	Chlorophyceae	Subashchandrabose et al. 2013
120	Chlorella ellipsoidea	Chlorophyceae	
1530	Chlorella minutissima	Chlorophyceae	Bhatnagar et al. 2011
121	Chlorella pyrenoidosa	Chlorophyceae	
123	Chlorella vulgaris	Chlorophyceae	Heredia-Arroyo et al. 2011, Abreu et al. 2012
131	Chromulina	Chrysophyceae	Olrik et al. 2013
129	Chromulina crassa	Chrysophyceae	
130	Chromulina minima	Chrysophyceae	
1532	Chromulina rosanoffii	Chrysophyceae	
142	Chrysamoeba	Chrysophyceae	Boraas et al. 1988
144	Chrysochromulina	Haptophyceae	Stoecker 1998, Schoonhoven 2000
143	Chrysochromulina parva	Haptophyceae	
154	Chrysosphaerella	Chrysophyceae	Arenovski 1994
153	Chrysosphaerella setifera	Chrysophyceae	
1560	Chrysosphaerella solitaria	Chrysophyceae	
242, 231 - 241	Cryptomonas (und Größenklassen)	Cryptophyceae	Stoecker 1998, Schoonhoven 2000, Beulker et al. 2004, Katechakis et al. 2005, Moorthi et al. 2017
219	Cryptomonas caudata	Cryptophyceae	

Taxon-ID	Taxonname	Klasse	Quellen
220	Cryptomonas curvata	Cryptophyceae	
221	Cryptomonas erosa	Cryptophyceae	
222	Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus	Cryptophyceae	
1755	Cryptomonas lobata	Cryptophyceae	
223	Cryptomonas marssonii	Cryptophyceae	
224	Cryptomonas obovata	Cryptophyceae	
225	Cryptomonas ovata	Cryptophyceae	
226	Cryptomonas phaseolus	Cryptophyceae	
1013	Cryptomonas platyuris	Cryptophyceae	
1224	Cryptomonas pusilla	Cryptophyceae	
1559	Cryptomonas pyrenoidifera	Cryptophyceae	
227	Cryptomonas reflexa	Cryptophyceae	
243	Cryptomonas tenuis	Cryptophyceae	
1233	Cryptomonas tetrapyrenoidosa	Cryptophyceae	
1243	Cyanothece major	Cyanobacteria	Schoonhoven 2000
948	Cylindrotheca closterium	Bacillariophyceae	BIGELOW 2017
306	Dinobryon	Chrysophyceae	Schoonhoven 2000
298	Dinobryon cylindricum	Chrysophyceae	Arenovski 1994, Znachor & Ruby 2000, Princiotta et al. 2016, Moorthi et al. 2017
299	Dinobryon divergens	Chrysophyceae	Jansson et al. 1996, Jones 2000
874	Dinobryon pediforme	Chrysophyceae	Znachor & Hruby 2000
302	Dinobryon sertularia	Chrysophyceae	Kamjunke et al. 2007, Tas et al. 2010
1569	Dinobryon sertularia var. protuberans	Chrysophyceae	
303	Dinobryon sociale	Chrysophyceae	Princiotta et al. 2016
304	Dinobryon sociale var. americana	Chrysophyceae	
305	Dinobryon sociale var. stipitatum	Chrysophyceae	
1758	Dinophysis	Dinophyceae	Schoonhoven 2000
326	Euglena	Euglenophyceae	Nixdorf et al. 1998, Tittel et al. 2005
322	Euglena acus	Euglenophyceae	Nixdorf et al. 1998, Tittel et al. 2006
324	Euglena gracilis	Euglenophyceae	Yamane et al. 2001
1823	Euglena mutabilis	Euglenophyceae	Nixdorf et al. 1998, Tittel et al. 2005
1761	Eunotia exigua	Bacillariophyceae	Beulker et al. 2004
1600	Gonyostomum	Raphidophyceae	Olrik et al. 2013, Hiltunen 2011
390	Gymnodinium	Dinophyceae	Schoonhoven 2000, Beulker et al. 2004
383	Gymnodinium acuminatum	Dinophyceae	
1763	Gymnodinium aeruginosum	Dinophyceae	
1603	Gymnodinium austriacum	Dinophyceae	
386	Gymnodinium cnecoides	Dinophyceae	
1604	Gymnodinium discoidale	Dinophyceae	
387	Gymnodinium fuscum	Dinophyceae	
877	Gymnodinium lacustre	Dinophyceae	
389	Gymnodinium lantzschii	Dinophyceae	
1764	Gymnodinium ordinatum	Dinophyceae	
385	Gymnodinium uberrimum	Dinophyceae	

Taxon-ID	Taxonname	Klasse	Quellen
415	Koliella	Ulvophyceae	Lepistö & Arvola 2009
413	Koliella longiseta	Ulvophyceae	Olrik et al. 2013
1037	Lepocinclis	Euglenophyceae	Beulker et al. 2004
910	Lepocinclis ovum	Euglenophyceae	Beulker et al. 2004
1767	Lepocinclis steinii	Euglenophyceae	
452	Microcystis aeruginosa	Cyanobacteria	Burkholder et al. 2008
506	Nitzschia	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004, Kamikawa et al. 2015, BIGELOW 2017
494	Nitzschia acicularis -Formenkreis	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
1886	Nitzschia acicularis var. acicularis	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
1114	Nitzschia capitellata	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
1115	Nitzschia constricta	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
503	Nitzschia gracilis	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
1117	Nitzschia heufferiana	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
929	Nitzschia linearis	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
504	Nitzschia palea	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
1773	Nitzschia sigma	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
505	Nitzschia sigmoidea	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
1774	Nitzschia subacicularis	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
1125	Nitzschia tubicola	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
507	Nitzschia vermicularis	Bacillariophyceae	Hellebust & Lewin 1977, Beulker et al. 2004
512	Ochromonas	Chrysophyceae	Stoecker 1998, Jones 2000, Schoonhoven 2000, Subashchandrabose et al. 2013, Hiltunen et al. 2012, Olrik et al. 2013
508	Ochromonas globosa	Chrysophyceae	
1776	Ochromonas mutabilis	Chrysophyceae	
509	Ochromonas nana	Chrysophyceae	
510	Ochromonas ornata	Chrysophyceae	
511	Ochromonas sphaerella	Chrysophyceae	
517	Oocystis	Chlorophyceae	Olrik et al. 2013
513	Oocystis borgei	Chlorophyceae	
514	Oocystis lacustris	Chlorophyceae	
515	Oocystis marssonii	Chlorophyceae	
516	Oocystis parva	Chlorophyceae	
1663	Oocystis rhomboidea	Chlorophyceae	
884	Oocystis solitaria	Chlorophyceae	
524	Oscillatoria	Cyanobacteria	Subashchandrabose et al. 2013
522	Oscillatoria limosa	Cyanobacteria	Subashchandrabose et al. 2013
1847	Oscillatoria princeps	Cyanobacteria	
3001	Oscillatoria tenuis	Cyanobacteria	
525	Oscillatoria trichoides	Cyanobacteria	
558	Peridinium umbonatum-Komplex	Dinophyceae	Popovsky & Prester 1990
560	Peridinium willei	Dinophyceae	Olrik et al. 2013
1856	Pseudopedinella	Chrysophyceae	Jansson et al. 1996, BIGELOW 2017
1687	Pseudopedinella ambigua	Chrysophyceae	
601	Pseudopedinella erkensis	Chrysophyceae	

Taxon-ID	Taxonname	Klasse	Quellen
1688	Pseudopedinella tricostata	Chrysophyceae	
1306	Scenedesmus obliquus	Chlorophyceae	Yang et al. 2014
669	Scenedesmus quadricauda	Chlorophyceae	Subashchandrabose et al. 2013
685	Scourfieldia	Prasinophyceae	
684	Scourfieldia cordiformis	Prasinophyceae	Beulker et al. 2004
895	Spiniferomonas	Chrysophyceae	Hiltunen 2011
1718	Spiniferomonas cornuta	Chrysophyceae	
729	Stichococcus	Klebsormidiophyceae	Subashchandrabose et al. 2013
1309	Stichococcus bacillaris	Klebsormidiophyceae	
1592	Stichococcus contortus	Klebsormidiophyceae	
728	Stichococcus minor	Klebsormidiophyceae	
1725	Stichococcus pelagicus	Klebsormidiophyceae	
811	Uroglena	Chrysophyceae	Schoonhoven 2000
810	Uroglena americana	Chrysophyceae	Jones 2000

6.5 Präsenz mixotropher Taxa im Projektdatensatz

Mixotrophe Taxa weisen in vielen der im Projektdatensatz vertretenen Seen eine hohe bis sehr hohe Dominanz auf, die nicht selten bei nahezu 100 % liegt (Abb. 18 und Abb. 18). Die Korrelation zum pH-Wert ist mit einigen wenigen Ausnahmen (s. roter Kringel) hoch

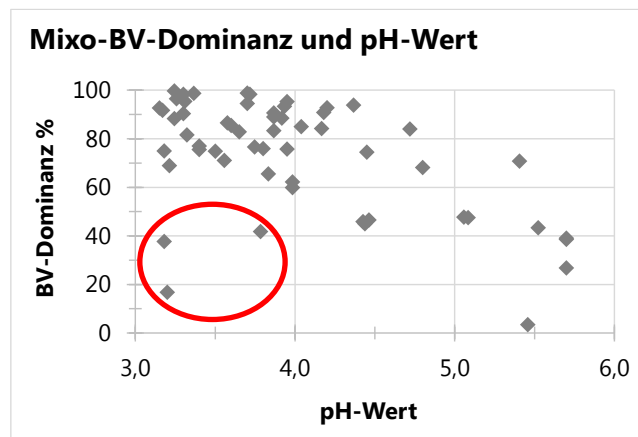


Abb. 17: Dominanz mixotropher Phytoplanktontaxa in Abhängigkeit vom pH-Wert (Bereich pH 3,2 - 5,7, N=56).

In den Jahrgängen des Halbendorfer Sees in Abb. 18 fällt das Jahr 2007 auf, in dem die mixotrophen Taxa nur rund 40 % des Biovolumens ausmachten. Hier dominierte insbesondere die Dinoflagellaten-Gattung *Peridinium*. Die meisten Peridinien sind als mixotroph anzusehen (Flinn Scientific 2016). Für die Arten *P. willei* und *umbonatum* konnten explizite Literaturhinweise für Mixotrophie gefunden werden. Für andere Arten der Gattung wurde bislang noch keine Mixotrophie angenommen. Letztlich kann vermutet werden, dass auch das Jahr 2007 im Halbendorfer See durch mixotrophe Arten dominiert war.

Weitere auffällige Jahrgänge sind der Ludwigsee 2015 und der Olbasee 2007 (auch roter Kringel in Abb. 17). Auch im Olbasee kam die Gattung *Peridinium* dominant vor und es ist zu vermuten, dass hier ebenfalls eine mixotrophe Art dieser Gattung vorkam. Im Ludwigsee war im Jahr 2015 v.a. die

Gattung *Cyclotella* mit den Arten *C. comensis*, *C. costei* und *C. pseudocomensis* häufig. Alle drei Taxa sind Zeiger für oligotrophe Verhältnisse in Seen (Mischke et al. 2017b); für eine mixotrophe Ernährungsweise dieser drei Arten konnten in der Literatur keine Hinweise gefunden werden. Für eine andere Art der Gattung, die marine *Cyclotella cryptica* ist Mixotrophie bekannt (Pahl et al. 2010).

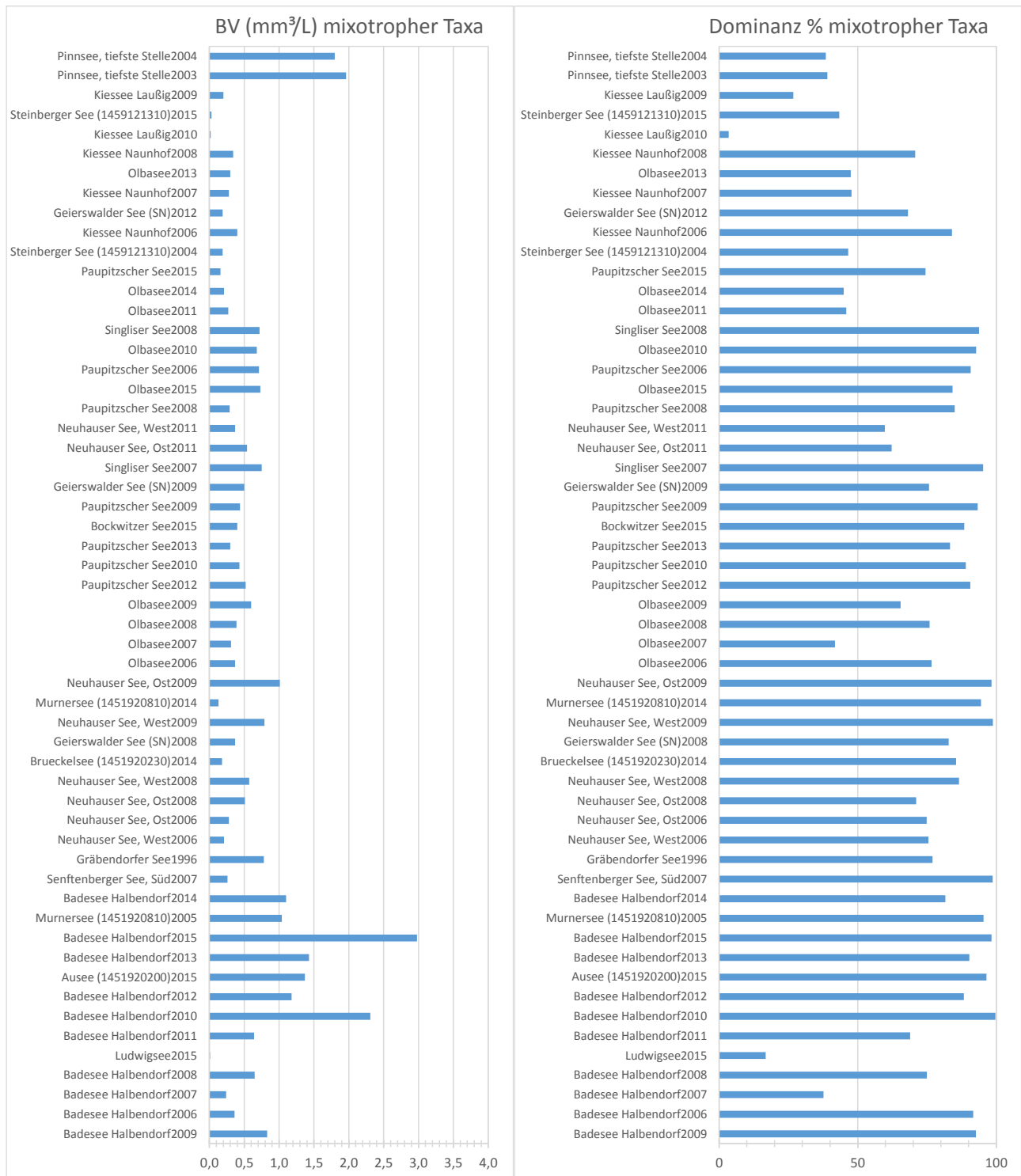


Abb. 18: Vorkommen mixotropher Phytoplankton-Taxa im Datensatz saurer Tagebauseen als absolutes (links) und relatives (rechts) Biovolumen (BV). Sortierung nach pH-Wert 5,7 (oben) bis 3,2 (unten) (N=56). (BV Ludwigsee 2015: 0,01 mm³/L)

7 Bewertungsgrenzen für die ökologischen Qualitätsmerkmale

Für die Bewertung saurer Seen kann auf fünf ökologische Qualitätsmerkmale zurückgegriffen werden, von denen Biovolumen-Jahresmittel, Chl a-Jahresmittel und Chl a-Maximum in den Metric Biomasse und Shannon-Index und Evenness in den Metric Diversität einfließen. Während die Bewertungsgrenzen des Biomasse-Metric in Abhängigkeit vom Seetyp denen für neutrale Seen entsprechen (Tab. 9) und auch keine Anpassung erforderlich war, da saure Seen in gleicher Weise mit einer Erhöhung der Phytoplankton-Biomasse auf eine Erhöhung der Verfügbarkeit an Nährstoffen reagieren wie neutrale Seen, waren die Bewertungsgrenzen für den Diversität-Metric anhand des nunmehr vorliegenden deutlich erweiterten Datensatzes unter Einbeziehung der Evenness neu festzulegen. Details zur Berechnung von Shannon-Index und Evenness finden sich in Kap. 2.2.

Die Bewertungsgrenzen für den Diversität-Metric wurden auf empirischer Grundlage ermittelt. Sie orientieren sich an den über den gesamten sauren Bereich möglichen maximalen Werten, die als Referenz anzusehen sind. Aus dem vorliegenden Datensatz ergibt sich, dass in sauren Seen beim Shannon-Index in Abhängigkeit vom pH-Wert maximale Werte um 2,5 bis 3 und bei der Evenness maximale Werte um 0,75 erreicht werden können. Das Verhältnis von Shannon-Index zu Evenness stellt sich dabei bis zu Hs-Werten um 2,5 als annähernd lineare Beziehung dar. Unter Zugrundelegung einer gleichmäßigen Bandbreite für die Bewertungsstufen beim Shannon-Index ergeben sich daraus die Bewertungsgrenzen für die Evenness (Abb. 19).

Die Bewertungsformeln lauten für den Shannon-Index: $y = - 2 x + 5,5$

und für die Evenness: $y = - 6,079 x + 5,4997$

mit y = Bewertungszahl und x = Parameter (hier: Diversitätsindices).

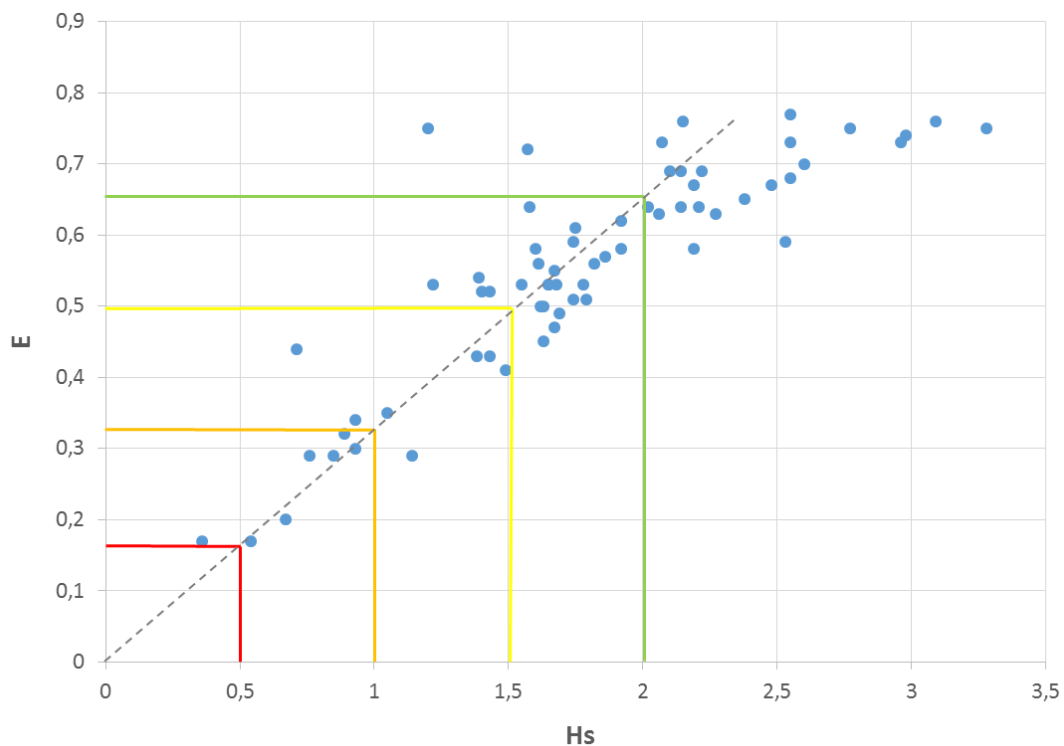


Abb. 19: Abgrenzung der Bewertungsbereiche für die beiden Qualitätselemente Shannon-Index (Hs) und Evenness (E) des Diversität-Metrics.

Die neuen Grenzwerte sind deutlich strenger als die des bisher genutzten Verfahrens, bei dem die Bewertungsgrenzen für den Shannon-Index zwischen „sehr gut“ und „gut“ bei 1,5 und für die Grenze zwischen „gut“ und „mäßig“ bei 1,0 lagen (vgl. Tab. 1). Die neuen Grenzwerte liegen um jeweils 0,5 Einheiten höher (Tab. 9). Bei der Evenness ergibt sich eine Verschärfungen um 0,6 bzw. 0,9 Einheiten bei den Grenzen zwischen „sehr gut“ und „gut“ bzw. „gut“ und „mäßig“. Im bisherigen Verfahren wurde die Evenness nur zur ergänzenden Orientierung („Hilfsgröße“) genutzt und floss nicht in die Bewertung mit PhytoSee ein.

Tab. 9: Bewertungsgrenzen für die Potenzialeinstufung der ökologischen Qualitätsmerkmale der Phytoplanktonzönosen. Die „gut/mäßig“-Bewertungsgrenze des Chl a-Maximums wird auch für die Ermittlung von „Algenblüten“ bei der Heterotrophie-Kontrolle herangezogen.

Bewertungsgrenze	Metric Biomass			Metric Diversität	
	Biovolumen-Saisonmittel [mm ³ /L]	Chl a - Saisonmittel [µg/L]	Chl a - Maximum [µg/L]	Shannon-Index Hs	Evenness Es
Seetyp 7s					
sehr gut / gut	0,8	3,0	5,5	2,0	0,66
gut / mäßig	1,4	5,4	10,6	1,5	0,49
mäßig / unbefriedigend	2,5	9,7	20,5	1,0	0,33
unbefriedigend / schlecht	4,5	17,0	38,6	0,5	0,16
Seetyp 10.1s					
sehr gut / gut	1,5	5,4	10,7	2,0	0,66
gut / mäßig	2,6	9,6	19,3	1,5	0,49
mäßig / unbefriedigend	4,6	17,3	34,6	1,0	0,33
unbefriedigend / schlecht	8,1	31,0	62,0	0,5	0,16
Seetyp 13s					
sehr gut / gut	1,1	4,0	8,0	2,0	0,66
gut / mäßig	2,0	7,2	14,4	1,5	0,49
mäßig / unbefriedigend	3,5	12,9	25,8	1,0	0,33
unbefriedigend / schlecht	6,1	23,2	46,3	0,5	0,16

(Anmerkung: Die Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) sieht für die „sehr gute“ Bewertungsklasse des ökologischen Potenzials die Bezeichnung „höchstes“ Potenzial vor. Die Klassenbezeichnung „sehr gut“ bedeutet in Tabellen und Texten immer „höchstes“ Potenzial.)

Die Bewertung der Diversität in PhytoSee ist für die drei sauren PP-Seetypen 7s, 10.1s und 13s identisch. Sie erfolgt in kontinuierlichen Bewertungszahlen und ergibt Werte zwischen 0,5 und 5,5 und kann gemäß Tab. 9 den ökologischen Potenzialklassen zugeordnet werden.

8 Das weiterentwickelte Verfahren zur Bewertung von Tagebauseen

Auf Basis der vorgenommenen Datenauswertungen und der allgemeinen Bewertungsprinzipien gemäß den Bestimmungen der WRRL kann eine Anpassung des bisherigen Bewertungsverfahrens für Tagebauseen nach Leßmann & Nixdorf (2009) vorgenommen werden, um zum einen „Falschbewertungen“ aufgrund des massenhaften Auftretens sich heterotroph ernärender mixotropher Algenarten zu vermeiden (Heterotrophie-Kontrolle) und um zum anderen zusätzliche Kriterien in die Bewertung einzubeziehen (Chl a-Saisonmittel und Chl a-Maximum sowie Evenness), wodurch die Bewertungsgrundlage verbreitert und damit die Bewertungsqualität verbessert wird.

Der Bewertungsablauf wird in Abb. 20 dargestellt. Die folgenden Kapitel erläutern die Einzelschritte und stellen mögliche Spezialfälle dar. Eine komprimierte Beschreibung des Bewertungsverfahrens ist im Handbuch zum PhytoSee-Index enthalten (Mischke et al. 2017a, b). Probenahmen und Analysen sind entsprechend den Anleitungen in Nixdorf et al. (2010) vorzunehmen.

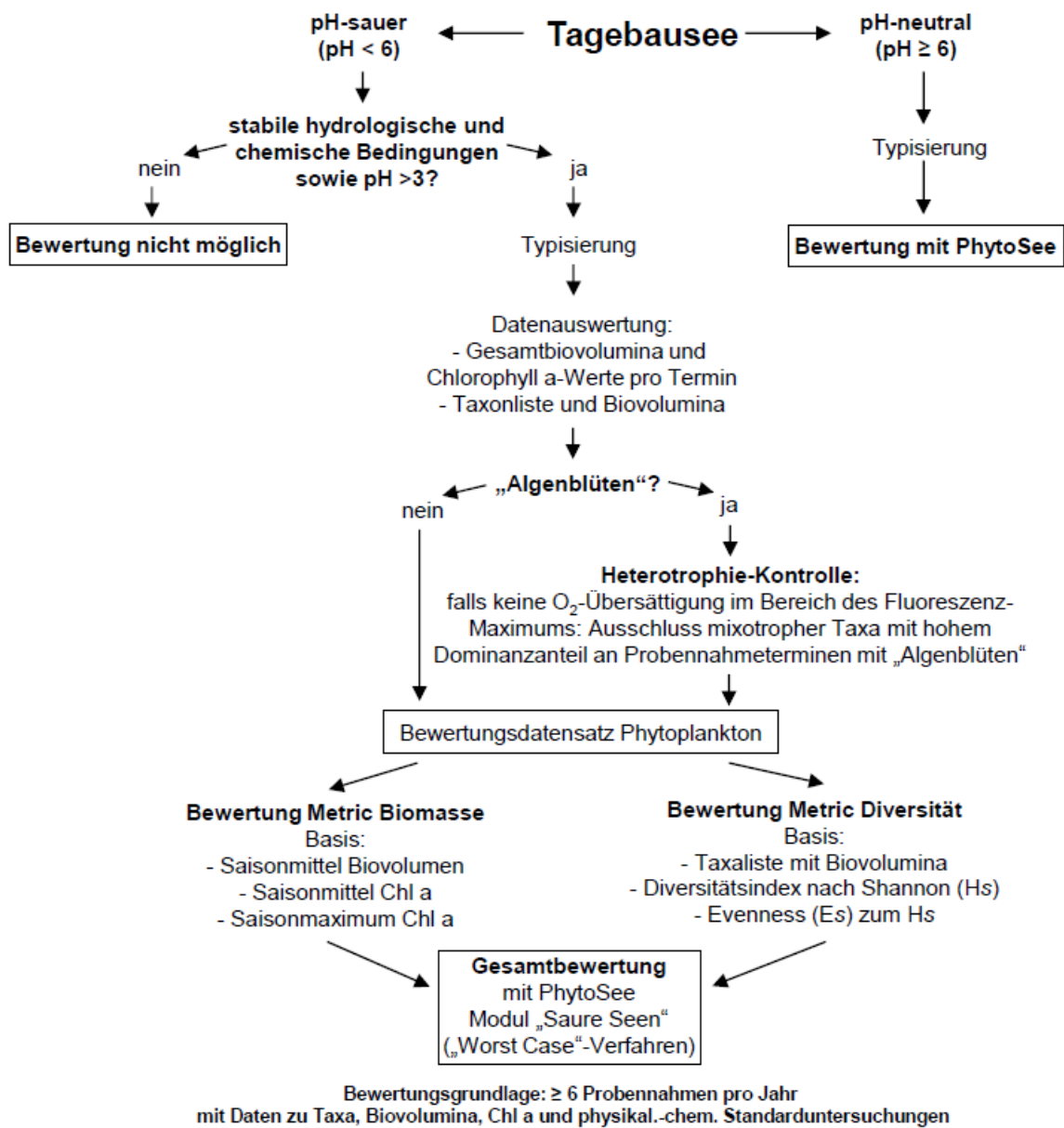


Abb. 20: Ablaufschema für die Bewertung von Tagebauseen. Details zu den Arbeitsschritten bei der Heterotrophie-Kontrolle siehe Abb. 21.

8.1 Seenauswahl

Im Rahmen der Bewertungsvorbereitung ist im ersten Schritt zwischen neutralen und sauren Tagebauseen zu unterscheiden. Während neutrale Seen wie andere künstliche Wasserkörper bewertet werden, kommt für saure Seen mit pH-Werten < 6 das auf saure Seen angepasste Verfahren zum Einsatz (PhytoSee-Modul „Saure Seen“). Bei sauren Tagebauseen ist zwischen Seen zu unterscheiden, die nur vorübergehend sauer sind und insbesondere durch verschiedene Maßnahmen des Sanierungsbergbaus, wie Flutung aus benachbarten Oberflächengewässern oder chemische Neutralisation, instabile pH-Werte aufweisen, und Seen, deren Wasserbeschaffenheit sich auch über einen längeren Zeitraum nicht ändert. In ersteren erlauben die Veränderungen der chemischen Wasserbeschaffenheit im Zuge von Sanierungsarbeiten keine Ausbildung eines stabilen ökologischen Gleichgewichts mit einer charakteristischen Besiedlungsstruktur und somit ist auch keine zuverlässige biologische Bewertung möglich (s. auch LAWA 2017).

Darüber hinaus ist es erforderlich, dass der pH-Wert über 3,0 liegt, da bei niedrigeren pH-Werten die Taxazahl so niedrig ist, dass allein der pH-Wert sich in niedrigen Werten der Biodiversität niederschlägt und zu einer schlechten Bewertung bei der Diversität-Metric und damit bei der Gesamtbewertung führt (vgl. Kap. 4.3). Für diese extrem sauren Seen steht derzeit kein über den Metric Biovolumen hinaus gehendes Bewertungsverfahren anhand des Phytoplanktons zur Verfügung.

Die Anforderungen an Probennahme und Daten entsprechen den allgemeinen Standards bei der Ermittlung des PSI. Es sollten daher Daten von mindestens sechs Probennahmen im Jahr vorliegen, um zu einer ausreichend gesicherten Bewertung zu kommen.

8.2 Heterotrophie-Kontrolle

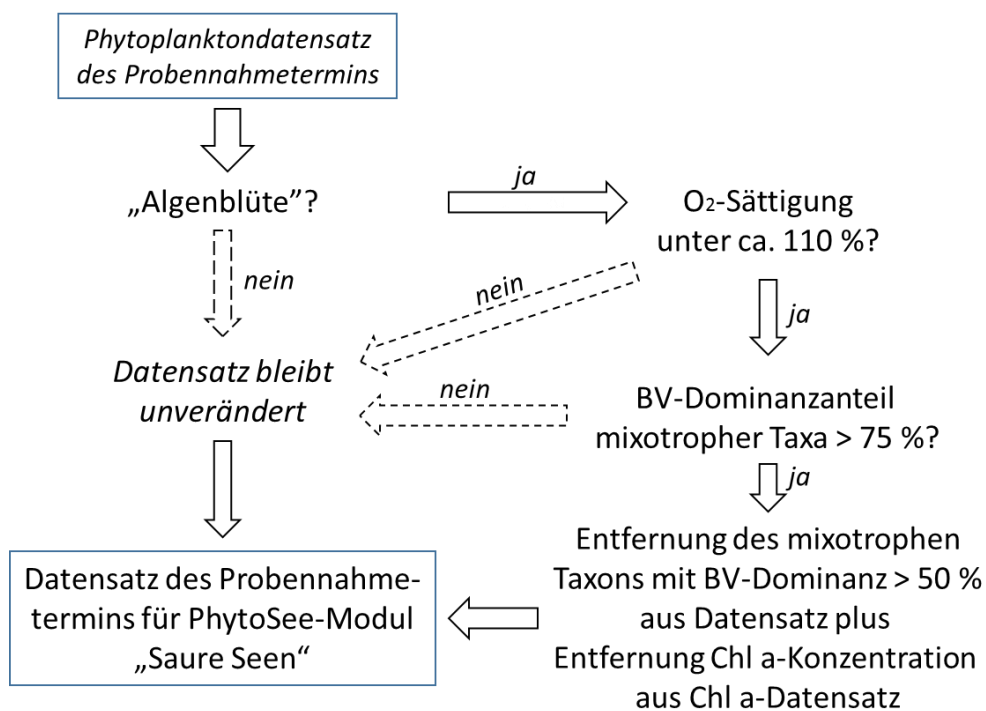
Nach der Zuordnung zu einem Seetyp ist anhand des Chl a-Saisonmaximums zu prüfen, ob im Jahresverlauf eine Phytoplankton-Massenentwicklung („Algenblüte“) vorlag. Dies ist dann der Fall, wenn der Seetyp-spezifische Grenzwert zwischen „gut“ und „mäßig“ für das Chl a-Maximum überschritten wird (vgl. Tab. 9). Eine Grenzwert-Überschreitung macht eine Heterotrophie-Kontrolle an den einzelnen Probennahmeterminen erforderlich (Abb. 21). Die Chlorophyll a-Bestimmung wird gemäß der von Nixdorf et al. (2010) beschriebenen Methoden vorgenommen.

Genauso wie heterotrophe Arten über Taxalisten im Bewertungsverfahren PhytoSee bei der Anwendung auf neutrale Seen von der Bewertung ausgeschlossen werden, sind auch zum Untersuchungszeitpunkt sich heterotroph ernärende mixotrophe Arten saurer Tagebauseen von der Bewertung auszuschließen, wenn dies bewertungsrelevant ist und die aktuelle Ernährungsweise eingeschätzt werden kann. Indizien für eine überwiegend heterotrophe Ernährung lassen sich insbesondere finden, wenn eine mixotrophe Art mit höheren Biovolumina auftritt und ihre Dominanz sehr hoch ist, was beides zu einer schlechten Bewertung führt.

Zur Identifizierung einer „Algenblüte“ an einem Probennahmetermin sollte neben dem Kriterium des Überschreitens des Seetyp-spezifischen Grenzwerts zwischen „gut“ und „mäßig“ für das Chl a-Maximum gemäß Tab. 9 auch auf größere Abweichungen des Phytoplankton-Biovolumens an einzelnen oder aufeinanderfolgenden Terminen geachtet werden, an denen einzelne mixotrophe Arten sehr hohe Dominanzen ausbilden. Zur Orientierung kann hierbei das Doppelte der „gut/mäßig“-Grenze des Seetyp-spezifischen Biovolumen-Saisonmittels als Maßstab herangezogen werden. Letztlich muss die Festlegung, ob eine „Algenblüte“ an einem Probennahmetermin vorliegt, individuell unter Berücksichtigung seespezifischer mehrjähriger Entwicklungen und aktueller Einflüsse auf das Gewässer am besten von einem mit dem See gut vertrauten Bearbeiter getroffen werden.

An Terminen mit dem Auftreten von Algenmassenentwicklungen („Algenblüten“) ist dann zu prüfen, ob sich parallel zu hohen Biovolumina und Chlorophyll a-Konzentrationen auch eine hohe Photosynthese-Aktivität mit Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration nachweisen lässt. Fehlen an den Probennahmeterminen mit „Algenblüten“ deutlich über dem Sättigungswert liegende Sauerstoffkonzentrationen (ca. >110 % O₂-Sättigung) ist potentiell von einer überwiegend heterotrophen Ernährung der die „Algenblüte“ auslösenden Taxa auszugehen. Daher ist der Dominanzanteil mixotropher Taxa am Probennahmetermin zu ermitteln. Stellen mixotrophe Taxa über 75 % des Algen-Biovolumens, ist das Taxon, das zu mehr als 50 % zum Phytoplankton-Biovolumen beiträgt, aus dem Bewertungsdatensatz zu entfernen. Die Werte der Chl a-Konzentration sind an dem entsprechenden Termin aus dem Chlorophyll-Datensatz zu löschen.

Bei der Kontrolle und Einschätzung der Sauerstoffsättigung hinsichtlich einer Übersättigung sind Jahres- und Tageszeit sowie das Wetter bei der Messung zu beachten, da die Intensität der Primärproduktion und damit die Sauerstofffreisetzung hiervon abhängig sind. Im Idealfall findet die Messung um den höchsten Sonnenstand und bei wolkenlosem Himmel statt. Ein Vergleich der Daten mehrerer Beprobungstermine mit „Algenblüten“ ist bei der Entscheidungsfindung zu empfehlen.



Grundlagen: Phytoplanktondaten mit BV, Chl a-Konz., O₂-Sättigung, Taxaliste Mixotrophe

Abb. 21: Detailliertes Ablaufschema für die Heterotrophie-Kontrolle. Nähere Erläuterungen siehe Text.

8.3 Bewertung mit PhytoSee

Aus dieser Vorprüfung ergibt sich der Datensatz für die Bewertung mit dem PhytoSee-Tool, welches ein Bewertungsmodul „Saure Seen“ enthält. Das Programm liefert in einem Tabellenblatt der Exportdatei oder in einer Abfrage (s. Mischke et al. 2017a) das Bewertungsergebnis (PSI_s) sowie alle Zwischenergebnisse und Bewertungsparameter. Die Haupt-Metrics sind (Abb. 20):

- Biomasse-Metric: Bewertungsgrundlagen gemäß ähnlichstem natürlichen Seetyp, z.B. saurer Seetyp 10.1s wird wie Typ 10.1/10.1k bewertet mit den Teil-Metrics Phytoplankton-Gesamt-biovolumen, Chlorophyll a-Saisonmittel und -Maximum als arithmetisches Mittel.
- Diversitäts-Metric: Bewertung auf Basis des Shannon-Index und der Evenness (s. Kap. 2.2). Verschneidung der Metrics nach dem "Best Case"-Prinzip, d.h. das bessere Teilergebnis wird für die Ermittlung der Gesamtbewertung PSI_s weiter verwendet.

Der Biomasse-Metric zeigt die Folgen der Eutrophierung mit Nährstoffen an. Der Diversitäts-Metric ist Ausdruck einer „allgemeinen Degradation“. Die beiden Haupt-Metrics werden nach dem „Worst Case“-Prinzip verschnitten, d.h. das schlechtere Teilergebnis ist das Endergebnis der Potenzialbewertung und wird im Auswertetool „PSI_s“ genannt.

9 Bewertungsergebnisse

9.1 Bewertungsergebnisse gemäß dem weiterentwickelten Verfahren

Entsprechend der mit PhytoSee erhaltenen Ergebnisse weisen fast alle sauren Tagebauseen, die die Kriterien für eine Einbeziehung in das Bewertungsverfahren erfüllen (stabile hydrologische und chemische Bedingungen sowie $\text{pH} > 3$) ein „gutes“ oder sogar „sehr gutes (höchstes)“ ökologisches Potenzial auf (Tab. 10).

Ausschlaggebend für das Bewertungsergebnis ist dabei in der Regel die Bewertung der Diversität, die in vielen Fällen um eine Stufe schlechter ausfällt als die Biomasse-Bewertung. Die ganz überwiegend „sehr guten“ Werte für die Biomasse-Bewertung spiegeln die für die weitaus meisten sauren Tagebauseen typischen nährstoffarmen oligotrophen Verhältnisse wider, die kein stärkeres autotrophes Phytoplankton-Wachstum zulassen. Für die Bewertung der Diversität gibt es eine deutliche Tendenz hin zu einem der beiden bei der Bewertung zu berücksichtigenden Indices. Der Shannon-Index ergibt in rund zwei Drittel der ausgewerteten Seenjahre eine bessere Bewertung als die Evenness und fließt damit in die Gesamtbewertung ein.

Die beiden einzigen Seen im Beispieldatensatz, die kein „gutes“ ökologisches Potenzial erreichen, sind aufgrund einer schlechteren Bewertung der Diversität See 6 und See 10. Die Ursache hierfür liegt bei See 6 in einer sehr niedrigen Taxazahl verbunden mit einer unausgewogenen Dominanzstruktur. Dabei stellen mixotrophe Taxa einen sehr hohen Anteil am Biovolumen, ohne dass jedoch die Kriterien für eine „Algenblüte“ erfüllt werden, und somit auch keine Heterotrophie-Kontrolle und ggf. Korrektur des Datensatzes erfolgt. Bei See 10 ist es vor allem das zeitweilige verstärkte Auftreten der mixotrophen Dinophyceae *Peridinium umbonatum*, das zu der nur „mäßigen“ Bewertung anhand der Diversität führt. Auch hier liegt auf Basis des Saisonmaximums der Chl a-Konzentration keine „Algenblüte“ vor, die eine Heterotrophie-Kontrolle erfordern würde.

Tab. 10: Ergebnisse der Potenzialbewertung von ausgewählten Tagebauseen und Jahrgängen nach dem weiterentwickelten Verfahren.

Hinweis: Die Daten sollen keine Grundlage für eine amtliche Bewertung sein, so dass die Daten nur anonymisiert aufgeführt werden. Die Tabelle dient ausschließlich dazu, einen Überblick über das zu erwartende Ergebnis der Bewertung saurer Tagebauseen zu geben. Die Ermittlung des PSI_s kann nur auf Grundlage der Original-Messwerte durch die zuständigen amtlichen Bearbeiter erfolgen.

See	Jahr	Seetyp	PSI_s	Metric Biomasse	Bew. Biovolumen	Bew. x-Chl a	Bew. Max. Chl a	Metric Diversität	Bew. Shannon-Index	Bew. Evenness
See 1	2006	13s	1,95	0,50	0,50	0,50	0,50	1,95	1,95	2,26
See 1	2007	13s	1,98	0,51	0,54	0,50	0,50	1,98	2,29	1,98
See 1	2008	13s	1,63	0,63	0,88	0,50	0,50	1,63	2,33	1,63
See 1	2009	13s	1,15	0,73	1,20	0,50	0,50	1,15	2,36	1,15
See 1	2010	13s	2,28	1,62	0,74	1,94	2,17	2,28	2,70	2,28
See 1	2011	13s	1,68	1,14	0,96	1,01	1,45	1,68	1,68	2,23
See 1	2012	13s	2,31	0,50	0,50	0,00	0,00	2,31	2,41	2,31
See 1	2013	13s	1,67	0,50	0,50	0,50	0,50	1,67	1,67	1,68
See 1	2014	13s	1,90	1,90	0,50	2,08	3,12	1,17	1,17	1,50
See 1	2015	13s	1,68	1,00	0,50	1,10	1,40	1,68	1,68	1,90
See 2	2015	13s	1,86	0,50	0,50	0,50	0,50	1,86	1,86	2,11

See	Jahr	Seetyp	PSI _s	Metric Biomasse	Bew. Biovolumen	Bew. x-Chl a	Bew. Max. Chl a	Metric Diversität	Bew. Shannon-Index	Bew. Evenness
See 3	2014	7s	0,96	0,53	0,50	0,52	0,56	0,96	3,10	0,96
See 4	2008	10.1s	1,91	0,50	0,50	0,50	0,50	1,91	2,02	1,91
See 4	2009	10.1s	1,05	0,57	0,50	0,70	0,50	1,05	1,35	1,05
See 4	2012	10.1s	0,50	0,50	0,50	0,00	0,00	0,50	0,50	1,08
See 5	2015	13s	1,13	0,50	0,50	0,50	0,50	1,13	1,13	1,42
See 6	2014	7s	2,82	0,52	0,50	0,50	0,56	2,82	4,08	2,82
See 7a	2006	13s	2,14	0,50	0,50	0,50	0,50	2,14	2,14	2,29
See 7a	2008	13s	2,24	0,50	0,50	0,50	0,50	2,24	2,24	2,46
See 7a	2009	13s	2,35	1,18	0,87	1,43	1,23	2,35	2,70	2,35
See 7a	2011	13s	1,67	0,90	0,91	1,08	0,72	1,67	1,67	1,97
See 7b	2006	13s	2,11	0,50	0,50	0,50	0,50	2,11	2,28	2,11
See 7b	2008	13s	2,26	0,50	0,50	0,50	0,50	2,26	2,26	2,48
See 7b	2009	13s	2,20	0,66	0,54	0,94	0,50	2,20	2,71	2,20
See 7b	2011	13s	1,65	0,74	0,50	1,03	0,70	1,65	1,65	1,72
See 8	2006	13s	2,01	0,63	0,50	0,70	0,69	2,01	2,01	2,38
See 8	2007	13s	1,37	0,82	0,77	0,83	0,85	1,37	1,37	1,69
See 8	2008	13s	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	1,07
See 8	2009	13s	0,88	0,64	0,92	0,50	0,50	0,88	1,20	0,88
See 8	2010	13s	1,22	0,71	1,12	0,50	0,50	1,22	1,22	1,29
See 8	2011	13s	0,51	0,51	0,52	0,50	0,50	0,50	0,50	0,94
See 8	2013	13s	1,03	1,03	0,50	0,98	1,62	0,50	0,50	1,90
See 8	2014	13s	1,08	1,08	0,50	1,56	1,19	0,50	0,50	1,25
See 9	2006	13s	2,13	0,56	0,61	0,50	0,00	2,13	2,13	2,51
See 9	2008	13s	1,77	0,50	0,50	0,50	0,50	1,77	1,77	2,06
See 9	2009	13s	2,17	0,50	0,50	0,50	0,50	2,17	2,17	2,17
See 9	2010	13s	2,36	0,50	0,50	0,00	0,00	2,36	2,64	2,36
See 9	2012	13s	1,91	0,50	0,50	0,50	0,50	1,91	1,91	2,41
See 9	2013	13s	1,09	0,50	0,50	0,50	0,50	1,09	1,09	1,63
See 9	2015	13s	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	1,35
See 10	2007	13s	2,65	1,30	0,54	1,61	1,75	2,65	2,65	2,87
See 10	2008	13s	2,52	0,70	0,56	1,04	0,50	2,52	2,52	2,99
See 11	2004	7s	1,30	0,99	0,50	1,13	1,35	1,30	1,30	1,31
See 11	2015	7s	0,97	0,50	0,50	0,50	0,50	0,97	0,97	1,66

9.2 Bewertungsergebnisse im Vergleich zwischen bisherigem und weiterentwickeltem Verfahren

Beim Vergleich der Bewertungsergebnisse zwischen bisherigem und weiterentwickeltem Verfahren zeigt sich vor allem, dass einige Seen, bei denen keine Heterotrophie-Korrektur erfolgt, aufgrund der strengeren Grenzwerte beim Shannon-Index und auch unter Einbeziehung der Evenness nach dem weiterentwickelten Verfahren um eine Stufe schlechter bewertet werden als vorher. Dies betrifft die Jahre 2006 bis 2008 bei See 1, See 2, See 4 im Jahr 2008, See 7, der nun durchgehend mit „gut“ bewertet wird, See 8 im Jahr 2006, See 9 in mehreren Jahren sowie See 10, der nun knapp in den betrachteten Jahren 2007 und 2008 das „gute“ ökologische Potenzial verfehlt. Eine bessere Bewertung ergibt sich für See 3, der nun mit „sehr gut“ bewertet wird, was auf die Einbeziehung der Evenness in die Diversität-Bewertung zurückzuführen ist.

Aufgrund der Biomasse-Bewertung zeigen sich keine Änderungen der Gesamtbewertung, sofern keine Heterotrophie-Korrektur erfolgt ist (Tab. 11).

Tab. 11: Ergebnisse der Seenbewertung nach dem weiterentwickelten Verfahren (neu) im Vergleich mit dem bisherigen Verfahren (alt). Siehe auch Hinweis in Tab. 10.

See	Jahr	Seetyp	PSI _s neu	Metric Biomasse neu	Metric Diversität neu	PSI _s alt	Metric Biomasse alt	Metric Diversität alt
See 1	2006	13s	1,95	0,50	1,95	1,00	0,50	1
See 1	2007	13s	1,98	0,51	1,98	1,00	0,54	1
See 1	2008	13s	1,63	0,63	1,63	1,00	0,88	1
See 1	2009	13s	1,15	0,73	1,15	1,20	1,20	1
See 1	2010	13s	2,28	1,62	2,28	3,70	3,70	3
See 1	2011	13s	1,68	1,14	1,68	2,06	2,06	1
See 1	2012	13s	2,31	0,50	2,31	3,09	3,09	3
See 1	2013	13s	1,67	0,50	1,67	3,12	3,12	3
See 1	2014	13s	1,90	1,90	1,17	3,25	3,25	3
See 1	2015	13s	1,68	1,00	1,68	4,32	4,32	3
See 2	2015	13s	1,86	0,50	1,86	1,00	0,50	1
See 3	2014	7s	0,96	0,53	0,96	2,00	0,50	2
See 4	2008	10.1s	1,91	0,50	1,91	1,00	0,50	1
See 4	2009	10.1s	1,05	0,57	1,05	1,00	0,50	1
See 4	2012	10.1s	0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	1
See 5	2015	13s	1,13	0,50	1,13	1,00	0,50	1
See 6	2014	7s	2,82	0,52	2,82	3,00	0,50	3
See 7a	2006	13s	2,14	0,50	2,14	1,00	0,50	1
See 7a	2008	13s	2,24	0,50	2,24	1,00	0,50	1
See 7a	2009	13s	2,35	1,18	2,35	2,00	0,87	2
See 7a	2011	13s	1,67	0,90	1,67	1,00	0,91	1
See 7b	2006	13s	2,11	0,50	2,11	1,00	0,50	1
See 7b	2008	13s	2,26	0,50	2,26	1,00	0,50	1
See 7b	2009	13s	2,20	0,66	2,20	2,00	0,54	2
See 7b	2011	13s	1,65	0,74	1,65	1,00	0,50	1
See 8	2006	13s	2,01	0,63	2,01	1,00	0,50	1

See	Jahr	Seetyp	PSI_s neu	Metric Biomasse neu	Metric Diversität neu	PSI_s alt	Metric Biomasse alt	Metric Diversität alt
See 8	2007	13s	1,37	0,82	1,37	1,00	0,77	1
See 8	2008	13s	0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	1
See 8	2009	13s	0,88	0,64	0,88	1,00	0,92	1
See 8	2010	13s	1,22	0,71	1,22	1,12	1,12	1
See 8	2011	13s	0,51	0,51	0,50	1,00	0,52	1
See 8	2013	13s	1,03	1,03	0,50	1,00	0,50	1
See 8	2014	13s	1,08	1,08	0,50	1,00	0,50	1
See 9	2006	13s	2,13	0,56	2,13	1,00	0,61	1
See 9	2008	13s	1,77	0,50	1,77	1,00	0,50	1
See 9	2009	13s	2,17	0,50	2,17	1,00	0,50	1
See 9	2010	13s	2,36	0,50	2,36	2,00	0,50	2
See 9	2012	13s	1,91	0,50	1,91	1,00	0,50	1
See 9	2013	13s	1,09	0,50	1,09	1,00	0,50	1
See 9	2015	13s	0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	1
See 10	2007	13s	2,65	1,30	2,65	2,00	0,54	2
See 10	2008	13s	2,52	0,70	2,52	2,00	0,56	2
See 11	2004	7s	1,30	0,99	1,30	1,00	0,50	1
See 11	2015	7s	0,97	0,50	0,97	1,00	0,50	1

10 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Im Jahr 2009 wurde ein erstes Verfahren zur ökologischen Potenzialbewertung von sauren Tagebauseen nach den Vorgaben der EG-WRRL im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) erarbeitet (Leßmann & Nixdorf 2009). Die Notwendigkeit hierzu ergab sich dadurch, dass der Braunkohlebergbau in Sachsen, aber auch in Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Hessen und Bayern eine Reihe saurer Seen hinterlassen hat, die langfristig einen sauren Status aufweisen und unter die Wasserrahmenrichtlinie fallen.

Der 2009 für die Entwicklung des Verfahrens zur Verfügung stehende Phytoplankton-Datensatz sowie die Ergebnisse der physikalischen und chemischen Begleituntersuchungen waren sehr begrenzt und aufgrund fehlender einheitlicher Anleitungen für die Probenahme und die Auswertung nur eingeschränkt verwendbar. Nachdem nunmehr seit mehreren Jahren standardisierte Datenerhebungen an sauren Tagebauseen vorgenommen werden, ergab sich die Möglichkeit einer Überprüfung und Weiterentwicklung des Verfahrens. Der entscheidende Impuls hierzu ging von einer innerhalb kurzer Zeit erfolgten deutlichen Schlechterbewertung von Seen aus, in denen zeitweilige Massenentwicklungen mixotropher Taxa auftraten, ohne dass dies mit nachweisbaren Verschlechterungen der Wasserbeschaffenheit verbunden war.

Grundlage des Projekts bildete eine Datenbank, die mithilfe der zuständigen Landesbehörden sowie der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungs-Gesellschaft (LMBV) erstellt wurde. Berücksichtigung fanden Seen mit einem pH-Wert unter 6, die stabile hydrologische und chemische Bedingungen aufwiesen, aus denen Phytoplanktonuntersuchungen vorhanden waren und bei denen eine Bewertung mit PhytoSee möglich war.

Für Prüfungen und Auswertungen standen 74 Jahrgänge aus 23 Seen mit Phytoplanktondaten zur Verfügung. Acht Jahrgänge wiesen pH-Werte kleiner oder gleich 3,0 auf. Für die See-Jahrgänge lagen in unterschiedlichem Maß Begleitdaten vor, sodass einige Betrachtungen mit deutlich weniger Fallzahlen auskommen mussten.

Für eine erste Sondierung wurde eine Spearman-Korrelationsanalyse durchgeführt. Für die möglichen Bewertungsmetrics musste eine weitgehende Unabhängigkeit vom pH-Wert vorausgesetzt werden, da der pH-Wert nicht als Degradation in sauren Seen verstanden werden darf. Die wichtigsten Erkenntnisse der Analyse waren:

- Die Kenngröße Gesamtphosphor ist auch für saure Seen als trophische Belastungsgröße verwendbar und besitzt trotz erhöhter Eisenkonzentrationen mit ihrem Phosphorbindungspotenzial bei abnehmenden pH-Werten eine nachvollziehbare Wirkung auf die Trophie.
- Die Diversitätskenngrößen Shannon-Index und Evenness zeigen nur unter Einbeziehung von sehr sauren Seen mit pH-Werten unter 3,5 eine signifikante Abhängigkeit vom pH-Wert und seinen Begleiterscheinungen wie erhöhten Metallkonzentrationen. Schließt man Seen mit pH-Werten unterhalb von 3,5 aus der Analyse aus, besteht kein Zusammenhang mehr zwischen Shannon-Index und pH-Wert. Bei der Evenness entfällt der pH-Einfluss bereits weitgehend bei pH-Werten über 3,0.

Ein weiterer Teilaspekt der Datenexploration bezog sich auf die Suche nach Indikatortaxa zur Bewertung von Degradationen. Der pH-Wert und seine Auswirkung u.a. auf die Schwermetallbelastung (Auftreten von Eisen- und Aluminiumtoxizität) stellten sich in allen Analysen als starke Steuergrößen dar. Die Begleitparameter des pH-Werts sollen im Bewertungsverfahren jedoch nicht abgebildet werden und sich als Belastung bemerkbar machen. Im Laufe der Analysen zu Möglichkeiten der Indikation auf Taxonebene (Indikatortaxa, funktionelle Gruppen nach Reynolds et al.

(2002) und Padisak et al. (2009)) zeigte sich, dass eine Unabhängigkeit vom pH-Wert nicht oder nur in wenigen Fällen (Taxa oder funktionelle Gruppen) gegeben ist. Dabei ist auch die hohe Dominanz der mixotrophen Taxa ein „Störfaktor“. Der Aufbau eines Indikatorsystems, vergleichbar mit dem Algenklassen-Metric oder dem PTSI für pH-neutrale Seen, war aus diesem Grund nicht realisierbar.

Eine besondere Herausforderung stellte der Umgang mit mixotrophen Taxa dar, die in einigen Seen zeitweise Massenentwicklungen zeigen, ohne dass eine Belastung des Gewässers nachweisbar ist. Zur Klärung der Frage, welche Taxa sich nicht ausschließlich autotroph sondern fakultativ heterotroph ernähren, wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Diese führte zur Erstellung einer Liste mixotropher Taxa (145 Zähltaxa der HTL), welche auf die Harmonisierte Taxaliste Phytoplankton (HTL, Mischke & Kusber 2009) und deren Codierung abgestimmt wurde.

Bei der Auswertung der Phytoplanktondaten wurde deutlich, dass mixotrophe Taxa in sauren Seen einen hohen bis extrem hohen Biovolumenanteil mit in Einzelfällen bis zu nahezu 100 % Dominanz ausmachen können. In pH-neutralen Seen werden derart hohe Anteile bei weitem nicht erreicht. Innerhalb der sauren Seen war eine deutliche Zunahme der mixotrophen Taxa mit abnehmendem pH-Wert festzustellen. Hohe Anteile mixotropher Taxa traten insbesondere bei pH-Werten unter ca. 4,8 auf.

Da sich heterotroph ernährende Organismen nicht in die Seenbewertung einfließen sollen, wurde in das Bewertungsverfahren für saure Seen der Arbeitsschritt „Heterotrophie-Kontrolle“ eingeführt. Als Entscheidungskriterium ist die Sauerstoff-Sättigung an den Probenahmeterminen im Tiefenprofil heranzuziehen. Falls eine „Algenblüte“ vorliegt, welche zu über 75 % von sich aktuell heterotroph ernährenden Taxa gebildet wird, soll das dominante Taxon (> 50% Dominanz) bei der Bewertung unberücksichtigt bleiben.

Als Grundlagen des weiterentwickelten Bewertungsverfahrens ergeben sich aus den Auswertungen (vgl. Abb. 20 und Abb. 21 sowie Tab. 9):

- Einbeziehung von sauren Tagebauseen mit pH-Werten $> 3 - < 6$ mit stabilen hydrologischen und chemischen Bedingungen.
- Ausschluss von mixotrophen Taxa an Probenahmeterminen mit positiver Heterotrophie-Kontrolle. Die Chlorophyll a-Konzentrationen dieser Termine werden ebenfalls aus dem Bewertungsdatensatz entfernt.
- Bewertung mit dem Metric Biomasse unter Einbeziehung von Saison-Mittelwert des Biovolumens, Saison-Mittelwert der Chlorophyll a-Konzentration und Chlorophyll a-Saisonmaximum.
- Bewertung mit dem Metric Diversität unter Einbeziehung von Shannon-Index und Evenness. Verschneidung der beiden Teilmetrics nach dem „Best Case“-Prinzip.
- Gesamtbewertung nach dem „Worst Case“-Verfahren anhand der Ergebnisse der beiden Metrics Biomasse und Diversität.

Durch das weiterentwickelte Bewertungsverfahren ergeben sich für einige Seen um eine Stufe schlechtere Bewertungen, die auf strengere Grenzwerte bei den Diversitätsindices zurückzuführen sind. Vereinzelt kommt es durch die Einbeziehung der Evenness zu einer besseren Bewertung. Erheblichen Einfluss auf das Bewertungsergebnis hat der Ausschluss mixotropher Taxa während Massenentwicklungen mit heterotropher Ernährungsweise. Die betroffenen Seen erreichen nun häufiger das gute ökologische Potenzial.

Literaturverzeichnis

- Abreu, A.P., Fernandes, B., Vicente, A.A., Teixeira, J., Dragone, G. (2012): Mixotrophic cultivation of *Chlorella vulgaris* using industrial dairy waste as organic carbon source. *Bioresource Technology* 118: 61–66.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. (1982): *Water quality criteria for freshwater fish*. 2nd ed. Butterworths.
- Arenovski, A.L. (1994): The distribution, abundance and ecology of mixotrophic algae in marine and freshwater plankton communities. Thesis, Massachusetts Institute of Technology and Woods Hole Oceanographic Institution.
- Arvola, L. & Salonen, K. (2001): Plankton community of a polyhumic lake with and without *Daphnia longispina* (Cladocera). *Hydrobiologia* 445: 141–150.
- Barsanti, L., Gualtieri, P. (2014): *Algae, anatomy, biochemistry, and biotechnology*. CRC Press, Boca Raton.
- Beulker, C., Deneke, R., Nixdorf, B., Wollmann, K., Leßmann, D. & Kamjunke, N. (2004): Trophische Interaktionen in einem sauren Tagebausee (Grünwalder Lauch). *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003*, 737-742.
- Bhatnagar, A., Chinnasamy, M., Singha, M., Dasa, K.C. (2011): Renewable biomass production by mixotrophic algae in the presence of various carbon sources and wastewaters. *Applied Energy* Volume 88 (10): 3425-3431.
- BIGELOW (2017): Heterotrophic – mixotrophic algae. Bigelow National Center for Marine Algae and Microbiota. East Boothbay, Maine/USA. www.ncma.bigelow.org/products/algae/heterotrophic-mixotrophic/
- Boraas, M.E., Estep, K.W., Johnson, P.W., Sieburth, J.N. (1988) : Phagotrophic phototrophs: The ecological significance of mixotrophy. *J. Protozool* 35(2): 249-252.
- Borics, G., Vabriom, G., Grigorszky, I., Krasznai, E., Szabo, S., Kiss, K.T. (2007): A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Large Rivers* 17, Arch. Hydrobiol. Suppl. 161/3-4: 465-486.
- Burkholder, J.M., Glibert, P.M., Skelton, H.M. (2008): Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters. *Harmful Algae* 8: 77–93.
- Dienemann, H., Wiehart, S., Jenemann, K. (2018): Ausgewählte chemisch-biologische Ergebnisse sowie Bewertungsprobleme des sauren Braunkohle-Tagebausees Halbendorf (Lausitz). *Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus)*. (im Druck)
- Ender, R., Schmaland, G., Nixdorf, B., Leßmann, D. (2001): Erste Ergebnisse zur Bedeutung der Nitrifikation in bergbaubeeinflussten Gewässern. *Gewässerreport Nr. 6*, BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 6/01: 110-119.
- Flinn Scientific (2016): *Culturing Peridinium and other Dinoflagellates*. BioFax, Publication No. 11283.
- Geller, W., Schultze, M., Kleinmann, R., Wolkersdorfer, C. (eds.) (2013): *Acidic pit lakes - the legacy of coal and metal surface mines*. Springer Book Series Mining and Environment. Springer-Verlag, Berlin.
- Glibert, P. M., Legrand, C. (2006): The diverse nutrient strategies of harmful algae: focus on osmotrophy. In: Granéli, E., Turner, J.T. (eds.): *Ecology of harmful algae*. Ecological Studies 189. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Glibert, P.M., Wilkerson, F.P., Dugdale, R.D., Raven, J.A. Dupont, C.L., Leavitt, P.R., Parker, A.E., Burkholder, J.M., Kana, T.M. (2015): Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. *Limnol. Oceanogr.* 61: 165–197.
- Granéli, E., Carlsson, P., Legrand, C. (1999): The role of C, N, and P in dissolved and particulate organic matter as a nutrient source for phytoplankton growth, including toxic species. *Aquatic Ecology*, 33: 17-27.
- Grünewald, U., Kaltofen, M., Kaden, S., Schramm, M. (2001): Länderübergreifende Bewirtschaftung der Spree und der Schwarzen Elster. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48 (2): 205–213.

- Grünewald, U., Schönheinz, D., Fleischhammel, P., Ender, R., Schapp, A., Uhlmann, W., Seiler, D., Zimmermann, K. (2012): Perspektive See - Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Lausitzer Bergbaufolgebeseen. Abschlussbericht zum Projekt „Gewässergüte Tagebauseen Lausitz“. BTU Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft und IWB Dresden im Auftrag der LMBV. Cottbus. www.lmbv.de/index.php/forschung-zuseen.html
- Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuss „Phosphate und Gewässer“ in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker. Academia Verlag St. Augustin.
- Heifetz, P.B., Förster, B., Osmond, B., Giles, L.J., Boynton, J.E. (2000): Effects of acetate on facultative autotrophy in *Chlamydomonas reinhardtii* assessed by photosynthetic measurements and stable isotope analyses. *Plant Physiology*, 122: 1439–1445.
- Hellebust, J., Lewin, J. (1977): Heterotrophic nutrition. In: Werner, D. (1977), *The biology of diatoms*. Botanical Monographs 13. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Heredia-Arroyo, T., Wie, W., Ruan, R. (2011): Mixotrophic cultivation of *Chlorella vulgaris* and its potential application for the oil accumulation from non-sugar materials. *Biomass and Bioenergy* 35(5): 2245–2253.
- Hiltunen, M. (2011): Impact of increased dissolved organic carbon and nutrient loading on humic lake phytoplankton. Master thesis, University of Jyväskylä/Finland, Department of Biological and Environmental Science.
- Hiltunen, T., Barreiro, A., Hairston N.G jr. (2012): Mixotrophy and the toxicity of *Ochromonas* in pelagic food webs. *Freshwater Biology* 57: 2262–2271.
- Isaksson, A. (1998): Phagotrophic phytoflagellates in lakes – a literature review. *Arch. Hydrobiol. Special Issues Advanc. Limnol.* 51: 63–90.
- Jansson, M., Blomquist, P., Jonsson, A., Bergström, A.-C. (1996): Nutrient limitation of bacterioplankton, autotrophic and mixotrophic phytoplankton, and heterotrophic nanoflagellates in Lake Örtreskät. *Limnol. Oceanogr.*, 41 (7): 1552–1559.
- Jones, R.I. (2000): Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwater Biology* (2000) 45, 219–226.
- Kamikawa, R., Yubuki, N., Yoshida, M., Taira, M., Nakamura, N., Ishida, K.-I., Leander, B.S., Miyashita, H., Hashimoto, T., Mayama, S., Inagaki, Y. (2015): Multiple losses of photosynthesis in *Nitzschia* (Bacillariophyceae). *Phycological Research* 63: 19–28.
- Kamjunke, N., Heinrichs, T., Gaedke, U. (2007): Phosphorus gain by bacterivory promotes the mixotrophic flagellate *Dinobryon* spp. during re-oligotrophication. *Journal of Plankton Research* 29(1): 39–46.
- Katechakis, A., Haseneder, T., Kling, R., Stibor, H. (2005): Mixotrophic versus photoautotrophic specialist algae as food for zooplankton: The light: nutrient hypothesis might not hold for mixotrophs. *Limnol Oceanogr* 50: 1290–1299.
- LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser. 34 S. zzgl. Access-Auswertetool. (Autoren: Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U.). http://www.gewaesserfragen.de/publikationen_2012.htm
- LAWA (2015): LAWA-AO Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier II. Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL. Stand 09.01.2015.
- LAWA-Expertenkreis Seen (2013): Bewertung des ökologischen Potenzials von künstlichen und erheblich veränderten Seen. Arbeitspapier im Auftrag des ständigen Ausschusses Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- LAWA-Expertenkreis Seen (2017): Bewertung des ökologischen Potenzials - Seen. RaKon VI. Fortschreibung des Produktdatenblatts 2.6.1. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-AO), Ständiger Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer". Stand 26.10.2017.

- Lepistö, S., Arvola, L. (2009): Phytoplankton community structure and degree of heterotrophy in small boreal lakes during ice over in mid-winter. University of Helsinki Lammi Biological Station. Vortrag 12 Seiten.
- Lessmann, D., Nixdorf, B. (2000): Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophic in mining lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 2208-2211.
- Lessmann, D., Nixdorf, B. (2002): Seasonal succession of phytoplankton in acidic mining lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28: 1597-1601.
- Leßmann, D., Nixdorf, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potenzials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton. Im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 85 S. www.umwelt.sachsen.de/umwelt/wasser/download/BTU_Abschlussbericht_oekPotsaureBBSeen.pdf
- Lessmann, D., Nixdorf, B. (2013): Phytoplankton. In: Geller, W., Schultze, M., Kleinmann, R., Wolkersdorfer, C. (eds.), Acidic Pit Lakes - the Legacy of Coal and Metal Surface Mines. Springer Book, Series Mining and Environment. Springer Verlag, Berlin: 107-116.
- Leßmann, D., Jenemann, K., Nixdorf, B. (2011): Ansatz zur Bewertung saurer Bergbauseen anhand des Phytoplanktons gemäß den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth): 141-145.
- 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: Deneke, R., Nixdorf, B. (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe, BTU Cottbus 5/2002: 15-24.
- Mischke, U., Kusber, W.-H. (2009): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. Stand 25.05.2009. <http://www.gewaesser-bewertung.de>
- Mischke, U., Böhmer, J., Riedmüller, U. (2017a): Auswertungsprogramm PhytoSee Version 7.0 zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) für die ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen in Deutschland gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand 15.12.2017.
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. (2017b): Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“. Stand 15. Dezember 2017.
- Mitra, A., Flynn, K.J., Tillmann, U., Raven, J.A., Caron, D., Stoecker, D.K., Not, F., Hansen, P.J., Hallegraeff, G., Sanders, R., Wilken, S., McManus, G., Johnson, M., Pitta, P., Våge, S., Berge, T., Calbet, A., Thingstad, F., Jeong, H.J., Burkholder, J., Glibert, P.M., Granéli, E., Lundgren, V. (2016): Defining planktonic protist functional groups on mechanisms for energy and nutrient acquisition: Incorporation of diverse mixotrophic strategies. Protist, 167: 106-120.
- Moorthi, S.D., Ptacnik, R., Sanders, R.W., Busch, M., Fischer, R., Hillebrand, H. (2017). The functional role of planktonic mixotrophs in altering seston stoichiometry. Aquatic Microbial Ecology 79: 235-245.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl. Uni-Taschenbücher Band 595. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Neumann, J., Kruspe, R., Opitz, M., Uhlmann, W. (2012): Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässerorganismen durch Eisen. Studie IDUS und IWB Dr. Uhlmann für Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Referat 46 Bergbaufolgen.
- Nixdorf, B., Rucker, J. (2018): Die Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. im Tagebausee Halbendorfer Badensee – erste Ergebnisse aus Produktionsuntersuchungen im Herbst 2017. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus). (im Druck)
- Nixdorf, B., Mischke, U., Leßmann, D. (1998): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH <3) in Lusatia (Germany). Hydrobiologia 369/370: 315–327.
- Nixdorf, B., Hemm, M., Schlundt, A., Kapfer, M., Krumbeck, H. (2001): Braunkohlentagebauseen in Deutschland - Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohlentagebaurestlöchern. Umweltbundesamt, UBA Texte 35/01.
- Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke, U., Schönfelder, I. (2010): III-4.3.1 Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. Handbuch Angewandte Limnologie – 27. Erg.Lfg. 2/10 1. S. 1- 24.

- Nixdorf, B., Ramm, J., van de Weyer, K., Becker, E. (2016): Übersicht zur ökologischen Situation ausgewählter Tagebauseen des Braunkohlebergbaus in Deutschland. Umweltbundesamt, UBA Texte 68/201.
- OGewV (Oberflächengewässerverordnung) (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- Olrik, K., Cronberg, G., Annadotter, H. (2013): Lake phytoplankton responses to global climate changes. In: Goldman, C.R., Kumagai, M., Robarts, R.D. (eds.), Climatic Change and Global Warming of Inland Waters: Impacts and Mitigation for Ecosystems and Societies. Chapter 11. John Wiley and Sons.
- Pahl, S.L., Lewis, D.M., Chen, F., King, K.D. (2010): Growth dynamics and the proximate biochemical composition and fatty acid profile of the heterotrophically grown diatom *Cyclotella cryptica*. Journal of Applied Phycology 22 (2): 165–171.
- Padisak, J., Crossetti, L.O., Naselli-Flores, L. (2009): Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia 621: 1-19.
- Popovsky, J., Préster, L.A. (1990): Dinophyceae (Dinoflagellida). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Springer Jena.
- Princiotta, S., Smith, B.T., Sanders, R.W. (2016): Temperature-dependent phagotrophy and phototrophy in a mixotrophic chrysophyte. J. Phycology 52: 432-440.
- Reynolds, C., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. (2002): Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research 24(5): 417–428.
- Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U., Deneke, R., Maier, G. (2013a): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2010. 155 S. zzgl. Anhänge. http://www.gewaesserfragen.de/publikationen_2012.htm
- Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D., Hoehn, E. (2013b): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe.
- Schoonhoven, E. (2000): Ecophysiology of mixotrophs. 35 S. <http://www.bio.vu.nl/thb/education/Scho2000.pdf>
- Slonczewski, J.L., Forster, J.W. (2012): Mikrobiologie: Eine Wissenschaft mit Zukunft. Spektrum Akademischer Verlag.
- Stoecker, D.K. (1998): Conceptual models of mixotrophy in planktonic protists and some ecological and evolutionary implications. European Journal of Protistology 34: 281-290.
- Stoecker, D.K., Hansen, P.J., Caron, D.A., Mitra, A. (2017): Mixotrophy in the marine plankton. Ann. Rev. Marine Sci. 9: 311-335.
- Subashchandrabose, S.R., Ramakrishnan, B., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Naidu, R. (2013): Mixotrophic cyanobacteria and microalgae as distinctive biological agents for organic pollutant degradation. Environment International 51: 59–72.
- Taş, B., Gönülol, A., Taş, E. (2010): Seasonal dynamics and biomass of mixotrophic flagellate *Dinobryon sertularia* Ehrenberg (Chrysophyceae) in Derbent Reservoir (Samsun, Turkey). Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 10: 305-313.
- Tittel, J., Bissinger, V., Zippel, B., Gaedke, U., Bell, E., Lorke, A., Kamjunke, N. (2003): Mixotrophs combine resource use to outcompete specialists: Implications for aquatic food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences, 100(22): 12776–1278.
- Tittel, J., Bissinger, V., Gaedke, U., Kamjunke, N. (2005): Inorganic carbon limitation and mixotrophic growth in *Chlamydomonas* from an acidic mining lake. Protist 156: 63-75.
- Uhlmann, W., Nitsche, C., Neumann, V., Guderitz, I., Leßmann, D., Nixdorf, B., Hemm, M. (2001): Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung - Konzeptionelle Vorstellung und erste Erfahrungen. Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte. 35: 1-77.

- Uhlmann, W., Kreuziger, Y., Kruspe, R., Neumann, J., Berg, T. (2012): Untersuchungen zu Ammonium in ostsächsischen Bergbaufolgeseen. Abschlussbericht August 2012 im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 201 S. zzgl. Anhänge.
- Ulm, M. (2017): Wachstumsexperimente zum Mixotrophie-Potenzial der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. in sauren Tagebauseen. Bachelorarbeit, Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus-Senftenberg.
- Ulrich, S., Röske, K. (2018): Siegeszug der Grünalge *Autumnella lusatica* sp. nov. (Trebouxiophyceae) im Halbendorfer See. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 (Cottbus). (im Druck)
- Yamane, Y.I., Utsunomiya, T., Watanabe, M., Sasaki, K. (2001): Biomass production in mixotrophic culture of *Euglena gracilis* under acidic condition and its growth energetics. *Biotechnology Letters* 23: 1223–1228.
- Yang, S., Liu, G., Meng, Y., Wang, P., Zhou, S., Shang, H. (2014): Utilization of xylose as a carbon source for mixotrophic growth of *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology* 172: 180–185.
- Znachor, P., Hruby, P. (2000): Cell specific production and phagotrophy of phytoplankton in acidified lakes of Bohemian Forest. *Silva Gabreta* Vol. 4: 223-232.