



**Lehrstuhl Gewässerschutz
Brandenburgische Technische Universität
Cottbus**

**Sächsisches Landesamt für Umwelt,
Landwirtschaft und Geologie -
Werkvertrag**

**„Konzeption zur Ermittlung
des ökologischen Potentials
von sauren Bergbauseen
anhand der Qualitätskomponente
Phytoplankton“**

Az.: 13-0345.44/299

Abschlussbericht

**Dr. Dieter Leßmann
Prof. Dr. Brigitte Nixdorf**

Cottbus, 2009

Inhalt

1	Einleitung	7
2	Inhalte der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit besonderer Relevanz für Bergbauseen	9
3	Anmerkungen zu besonderen rechtlichen Grundlagen für Bergbauseen	11
4	Ökologische Grundlagen zu sauren Bergbauseen	12
4.1	Bedeutung von Bergbauseen in Deutschland	12
4.2	Morphologie von Tagebauseen	14
4.3	Häufigkeit saurer Tagebauseen	14
4.4	Genese saurer Tagebauseen	15
4.4.1	Bildung von Eisendisulfiden	15
4.4.2	Verwitterung der Eisendisulfide	16
4.4.3	Hydrogeochemische Genese von Tagebauseen	18
4.5	Wirksame Puffersysteme	22
4.6	Muster der Versauerung	22
4.7	Biologie saurer Tagebauseen	24
4.7.1	Biologische Besiedlung	24
4.7.2	Phytoplanktongemeinschaften bei pH-Werten ≤ 3	25
4.7.3	Phytoplanktongemeinschaften im pH-Bereich 3,5 bis 5,5	27
4.7.4	Zooplankton und weitere Besiedler saurer Tagebauseen	27
4.7.5	Besiedlungsmuster entlang des pH-Gradienten	27
4.7.6	Makrophyten	28
4.7.7	Nahrungsnetz (Beispiel Tagebausee Plessa 117)	29
4.7.8	Nährstoffversorgung und Trophie, saisonale Phytoplanktonsukzession	30
5	Beispiele langfristig saurer Bergbauseen in der Lausitz	37
6	Grundlagen zur ökologischen Bewertung von sauren Bergbauseen	39
7	Grundzüge eines Bewertungsverfahrens für saure Seen	42
8	Datenbasis der Studie	44
8.1	Charakteristika der Seen im Datensatz	44
8.2	Hinweise auf mögliche Datenfehler	47

9	Einfluss unterschiedlicher pH-Werte.....	49
9.1	Phosphorkonzentrationen	49
9.2	Biomasse-Bildung in Abhängigkeit von der TP-Konzentration	50
9.3	Chlorophyll a-Konzentrationen	52
9.4	Biodiversität	54
9.4.1	Grundlagen	54
9.4.2	Eignung des Shannon-Index für saure Bergbauseen	56
10	Phytoplankton-Biomasse und Phosphor-Konzentration.....	59
11	Das höchste ökologische Potential saurer Bergbauseen und Bewertungsgrundlagen.....	63
11.1	Biodiversität	63
11.2	Biomasse.....	66
11.3	Abgrenzung von höchstem und gutem ökologischen Potential	67
11.4	Grundlagen für schlechtere Bewertungseinstufungen.....	69
12	Einfluss der Probennahmehäufigkeit auf die bewertungsrelevanten Kriterien	71
13	Betrachtung von Bewertungsergebnissen.....	72
14	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	77
	Danksagung	79
	Literaturverzeichnis	80
	Anlagen	

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Präsenz und Dominanz von Phytoplankton-Taxa in Tagebauseen der Lausitz mit einem pH-Wert ≤ 3	26
Tab. 2:	Charakteristische Phytoplankton- und Zooplankton-Besiedlung von Bergbauseen in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad	28
Tab. 3:	Bei der Datenauswertung berücksichtigte Seen mit einigen wichtigen Kennwerten.....	46
Tab. 4:	Obere (Biovolumen und Chlorophyll a) bzw. untere Grenzwerte (Shannon-Index und Evenness) zwischen dem höchsten, guten und mäßigen ökologischen Potential für die Phytoplanktonzönose anhand relevanter ökologischer Qualitätselemente.....	67
Tab. 5:	Saure Bergbauseen, die als Referenzseen das höchste ökologische Potential aufweisen.....	69
Tab. 6:	Ergebnisse des Vergleichs unterschiedlicher Beprobungsintensitäten (n) auf die ökologischen Qualitätselemente mittleres Biovolumen (BV), mittlere Chlorophyll a-Konzentration, maximale Chlorophyll a-Konzentration und Diversitätsindex (Hs) sowie Evenness (Es).....	71
Tab. 7:	Ergebnisse der vorläufigen Bewertung von langfristig stabil sauren Bergbauseen nach dem vorgeschlagenen Bewertungsverfahren	73

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Verteilung der Standgewässer in Deutschland auf verschiedene Nutzungs- und Ursprungstypen	12
Abb. 2:	Anzahl der erfassten Standgewässer (n = 12.176) mit anteiliger Anzahl der Braunkohlentagebauseen (n = 569) in den einzelnen Bundesländern.	12
Abb. 3:	Anzahl der Standgewässer mit einer Fläche ≥ 50 ha (n = 981) mit anteiliger Anzahl der Braunkohlentagebauseen (n = 103) in den Bundesländern.	13
Abb. 4:	Häufigkeit von Tagebauseen in Deutschland innerhalb verschiedener pH-Bereiche	14
Abb. 5:	Sauerstofftiefenverteilung in den Jahren 1996 - 2000 im Tagebausee Plessa 117 ..	21
Abb. 6:	Wichtige ökologisch relevante geochemische Prozesse in sauren Tagebauseen.	21
Abb. 7:	Titrationsskurve von Wasser aus dem Tagebausee Plessa 111 mit den in den jeweiligen pH-Bereichen wirksamen Puffersysteme und die zugrunde liegenden chemischen Reaktionen	22
Abb. 8:	pH-Werte und Base- bzw. Säurekapazitäten von Tagebauseen in Brandenburg.	23
Abb. 9:	Verhältnis zwischen dem mittleren pH-Wert und der Anzahl an Phytoplankton-Taxa in 17 Tagebauseen der Lausitz	25
Abb. 10:	Pelagisches Nahrungsnetz im Tagebausee Plessa 117. Zahlenangaben in Klammern entsprechen der mittleren Konzentration bzw. Biomasse [$\mu\text{g C L}^{-1}$] im Jahr 2001	30
Abb. 11:	Trophiestatus von 32 neutralen Tagebauseen in Deutschland anhand der mittleren TP- und Chl a-Konzentrationen	33
Abb. 12:	Trophiestatus von Tagebauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers anhand der mittleren TP- und Chl a-Konzentrationen	33
Abb. 13:	TIC-Konzentrationen im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule (Profile) bzw. im Epilimnion und im Hypolimnion von 1997 bis 2000.	34
Abb. 14:	Chlorophyll a-Konzentrationen im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule (Profile) bzw. im Epilimnion und im Hypolimnion von 1996 bis 2000	35
Abb. 15:	Abhängigkeit der Primärproduktionsraten in Laborexperimenten im sauren Milieu von den Konzentrationen an TIC und TP	35
Abb. 16:	Schema der durch charakteristische Algentaxa geprägten saisonalen Phytoplankton-Sukzession im Tagebausee Plessa 117 (pH 2,9).	36
Abb. 17:	Zeitliche Entwicklung der pH-Werte im Badeseesee Halbendorf	37
Abb. 18:	Zeitliche Entwicklung der pH-Werte im nördlichen Teilbecken (Elsterfeld) und im Teilbecken Südfeld des Senftenberger Sees	38
Abb. 19:	Zeitliche Entwicklung der pH-Werte und der Werte für die Basekapazität im Felixsee	38
Abb. 20:	Ursprüngliches Typisierungssystem für die Seen Deutschlands nach Mathes et al. (2002) mit möglichen sauren Untertypen (s-Typen).	41

Abb. 21:	Lage der in die Datenauswertung einbezogenen Braunkohle-Tagebauseen in Deutschland.....	45
Abb. 22:	Verhältnis von mittlerem Biovolumen zu mittlerer Chlorophyll a-Konzentration im Auswertungsdatensatz im Vergleich mit dem rein rechnerisch zu erwartenden Ergebnis.....	48
Abb. 23:	Mittlere jährliche TP-Konzentrationen in Bergbauseen mit unterschiedlichen pH-Werten.....	50
Abb. 24:	Mittleres jährliches Biovolumen des Phytoplanktons in Seen mit unterschiedlichen pH-Werten.	51
Abb. 25:	Mittleres jährliches Biovolumen des Phytoplanktons in Seen mit unterschiedlichen pH-Werten ohne Berücksichtigung der Seen mit pH-Werten ≤ 3 . Trendlinie für die Seen des Typs 13.....	51
Abb. 26:	Gebildetes Biovolumen pro TP-Einheit [in mm ³ /µg] in Seen mit unterschiedlichen pH-Werten.	52
Abb. 27:	Mittlere jährliche Chlorophyll a-Konzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert.	53
Abb. 28:	Maximale jährliche Chlorophyll a-Konzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert.	54
Abb. 29:	Shannon-Diversitätsindex Hs der Seen auf der Basis der Daten der Seejahre in Abhängigkeit vom pH-Wert.	58
Abb. 30:	Evenness Es auf der Basis der Seejahre in Abhängigkeit vom pH-Wert.....	58
Abb. 31:	Beziehung zwischen TP-Konzentrationen und Phytoplankton-Biovolumen (Saisonmittelwerte) in pH-neutralen Tagebauseen (TBS) und Baggerseen (BS)....	60
Abb. 32:	Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-Biovolumen (Jahresmittelwerte) in sauren Bergbauseen.....	61
Abb. 33:	Beziehung zwischen TP-Konzentration und Chlorophyll a-Konzentration (Jahresmittelwerte) in sauren Bergbauseen.....	61
Abb. 34:	Beziehung zwischen TP-Konzentration und maximaler jährlicher Chlorophyll a-Konzentration in sauren Bergbauseen.	62
Abb. 35:	Korrelation zwischen Shannon-Diversitätsindex (Hs) und Evenness (Es).....	64
Abb. 36:	Verhältnis von Diversitätsindex nach Shannon (Hs) zur Evenness (Es) mit vorgeschlagenen Bewertungsgrenzen sehr gut/gut und gut/mäßig	65
Abb. 37:	Beziehung zwischen Shannon-Index (Hs) und Evenness (Es) differenziert nach den mittleren pH-Werten der Seen.	65
Abb. 38:	Festlegung der Bewertungsgrenzen für das höchste (H) und gute (G) ökologische Potential anhand der ökologischen Qualitätselemente Biovolumen (BV) und Diversitätsindex (Hs) und Lage der Seen des Datensatzes in Abhängigkeit von ihren pH-Werten in der Bewertungsmatrix.....	68
Abb. 39:	Interpolation möglicher weiterer Bewertungsgrenzen für das mäßige und unbefriedigende ökologische Potential anhand der biologischen Qualitätselemente Biovolumen (BV) und Diversitätsindex (Hs)	70

1 Einleitung

Durch die im Jahr 2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird der Schutz der europäischen Binnen- und Küstengewässer auf eine ganzheitliche, ökologisch orientierte Basis gestellt. Flüsse, Seen, Übergangsgewässer, Küstengewässer und Grundwasser sollen in einen „guten ökologischen Zustand“ gebracht und gehalten werden. Alle Mitgliedstaaten der Europäischen Union sind verpflichtet, ihre Gewässer in diesem Sinne zu schützen, zu verbessern, zu sanieren und zu bewirtschaften (EG 2000).

Wesentlicher Teil dieses Gewässerschutzkonzeptes ist die Erarbeitung von ökologisch basierten Bewertungsverfahren, die die Abweichung des Gewässerzustands von ihrem anthropogen unbeeinflussten Zustand (Referenzzustand) quantifizieren. Der ökologische Zustand wird dabei anhand eines fünfstufigen Klassifikationssystems beurteilt, das von „sehr gut“ bis „schlecht“ reicht. Bei sich daraus ergebendem Handlungsbedarf ist das Ziel aller Maßnahmen das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“.

Für natürliche Seen wurden Bewertungsverfahren erarbeitet, die auf der Analyse biologischer Komponenten beruhen. Dabei werden die Phytoplankton-, Makrozoobenthos-, Makrophyten- und Fischzönosen beurteilt. Mit PhytoSee 4.0 (Mischke et al. 2009) steht ein Verfahren zur Bewertung von Standgewässern anhand der Phytoplanktonzönose sowohl für natürliche Seen (Mischke et al. 2008) als auch für künstliche und stark veränderte Gewässer (Talsperren, Speicher, Baggerseen, Bergbauseen) (Hoehn et al. 2009) zur Verfügung. Nach diesem Verfahren können bisher jedoch ausschließlich pH-neutrale Gewässer beurteilt werden.

In Sachsen unterliegen zurzeit neun Bergbauseen aus dem Braunkohlenabbau und vier aus dem Kiesabbau den Bestimmungen der WRRL. In den nächsten Jahren werden 32 weitere Seen aus dem Braunkohlenabbau hinzukommen, die sich derzeit noch in der Herstellungsphase befinden. Diese Gewässer werden in den Bewirtschaftungsplan aufgenommen, sobald die Gewässerherstellung entsprechend den wasserrechtlichen Planfeststellungsbeschlüssen abgeschlossen ist. Eine vorbereitende Überwachung nach WRRL erfolgt bereits jetzt an zwölf Gewässern, bei denen eine Fertigstellung in absehbarer Zeit erwartet wird (Jenemann, LfULG, pers. Mitt.).

Zentrale Ziele der Arbeiten im Rahmen des vorliegenden Werkvertrags waren die Klärung der Frage, ob saure Bergbauseen auch als saure Seen ein gutes ökologisches Potential aufweisen können und wie in diesem Fall das gute ökologische Potential für diese Seen festgelegt

werden kann. Grundzüge eines Bewertungsverfahrens für saure Bergbauseen sollten dann basierend auf diesen Grundlagen erarbeitet werden. Teilarbeiten umfassten

- die Erstellung einer Literaturstudie zu den spezifischen Charakteristika saurer Bergbauseen,
- die Prüfung, ob unter sauren Bergbauseen verschiedene Typen ökologisch zu unterscheiden sind,
- die Festlegung von Referenzgewässern sowie
- vorläufige Bewertungen für ausgewählte Bergbauseen.

Die Ergebnisse der gesamten Bearbeitungen werden im vorliegenden Abschlussbericht zusammengefasst.

2 Inhalte der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit besonderer Relevanz für Bergbauseen

Nach den Bestimmungen der WRRL sind nicht nur alle natürlichen Wasserkörper sondern auch alle künstlichen Wasserkörper (AWB) und erheblich veränderten Wasserkörper (HMWB) zu schützen und ihr Zustand ist ggf. so zu verbessern, dass ein Typ-spezifischer guter ökologischer und chemischer Zustand innerhalb bestimmter Fristen erreicht wird (Artikel 4, Absatz 1). Falls das Erreichen des guten ökologischen Zustands, welcher sich an den Referenzbedingungen der natürlichen Seentypen orientiert, im Rahmen des Bewirtschaftungszeitraums von 15 Jahren nach Inkrafttreten der WRRL nicht möglich ist, kann eine Ausweisung des Gewässers als „künstlich“ oder „erheblich verändert“ erfolgen (siehe CIS 2.2, 2002), so dass für sie dann das Qualitätsziel „gutes ökologisches Potential“ gilt.

AWB und HMWB können jedoch von vornherein oder zu jedem Zeitpunkt wie natürliche Wasserkörper behandelt werden mit dem entsprechenden Umweltziel „guter ökologischer Zustand“. In der Gewässerschutzpraxis werden Bergbauseen zunächst wahrscheinlich dennoch fast durchgehend vorläufig als künstliche Gewässer ausgewiesen werden, auch wenn sie einen guten ökologischen Zustand aufweisen bzw. ihn bis 2015 erreichen werden. Auf der Basis der Ergebnisse laufender Bewertungen sind hier in den kommenden Jahren aber zahlreiche Änderungen der Einstufung zu erwarten.

5.8.1 Müssen alle künstlichen Wasserkörper ausgewiesen werden?

Artikel 4(3) besagt, dass die Mitgliedstaaten einen Wasserkörper als künstlich ausweisen können. Das heißt, dass nicht alle von Menschenhand geschaffenen Gewässer als künstlich ausgewiesen werden müssen. Unter bestimmten Umständen lassen sich schon vor langer Zeit angelegte und kaum oder gar nicht belastete Wasserkörper nicht mehr von natürlichen Gewässern unterscheiden. Unter diesen Umständen kann es angebracht sein, deren derzeitigen biologischen Zustand als höchsten oder guten ökologische Zustand einzustufen.

(aus: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, CIS-Arbeitsgruppe 2.2, 2002)

Bei der Bewertung künstlicher Wasserkörper lässt sich der Referenzzustand nicht wie bei natürlichen Gewässern unmittelbar anhand von typidentischen Gewässern ermitteln. Im Idealfall dienen als Referenzgewässer am besten vergleichbare natürliche Wasserkörper. Der Referenzzustand künstlicher Gewässer wird daher als das höchste ökologische Potential definiert, das den Zustand des Gewässers beschreibt, der sich nach Durchführung aller technisch und

finanziell umsetzbaren Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen einstellt. Dies beinhaltet alle Maßnahmen, die zur bestmöglichen Wasserqualität unter Berücksichtigung auch der Gewässernutzungen führen. Die Verpflichtung zur Durchführung von Maßnahmen hängt dabei auch von den Ergebnissen von Kosten-Nutzen-Analysen ab und unterliegt damit auch politischen und ökonomischen Entscheidungen.

Dem Aspekt der Beeinträchtigung durch die laufende Nutzung, der bei der Bewertung von AWBs zu berücksichtigen ist, kommt in Bergbauseen dann keine Bedeutung mehr zu, wenn sowohl die ursprüngliche Nutzung nicht mehr gegeben ist, aufgrund derer der Wasserkörper geschaffen wurde, als auch die aktuellen oder geplanten Nach-Nutzungen zu keiner ökologisch relevanten Belastung führen. Allerdings können möglicherweise dennoch morphologische oder chemische Veränderungen vorliegen, die mit der nutzungsbedingten Entstehungsgeschichte zusammenhängen und die Erreichung des guten Zustands verhindern. Obwohl dieser Fall im CIS-Leitfaden nicht genannt wird, scheint eine Ausweisung als AWB in diesen Fällen sinnvoll und die Anwendung und Beschreibung von Potentialen eher angebracht, da hierdurch eine mildere Bewertung von Degradationen ermöglicht wird.

Uneingeschränkt gilt dies für Bergbauseen, die für bestimmte Nach-Nutzungen hergerichtet wurden. Diese Seen weisen häufig naturferne Strukturen auf, um z.B. eine optimale Nutzung für wassergebundene Freizeitaktivitäten oder eine Speicherbewirtschaftung ermöglichen zu können. Die Ausweisung als künstlicher Wasserkörper eröffnet hier die Möglichkeit einer Bewertung unter Berücksichtigung der zu gewährleistenden Nutzungen.

3 Anmerkungen zu besonderen rechtlichen Grundlagen für Bergbauseen

Bergbauseen entstehen dadurch, dass nach der Stilllegung eines Bergbaus und der Einstellung der Grundwasserhebung der Grundwasserspiegel wieder ansteigt und das aufgrund des Massendefizits durch die Rohstoffentnahme entstandene so genannte Restloch sich mit Wasser füllt. Zur Sicherung und Nutzbarmachung des sich entwickelnden Gewässers ist eine Reihe von Sanierungsarbeiten erforderlich, die vor allem Böschungsabflachungen und Verdichtungsarbeiten zur Verhinderung des Auftretens von Setzungsfließen umfassen. Im Hinblick auf zukünftige Nutzungen und die Einbindung in bestehende Gewässersysteme sind aber auch Maßnahmen durchzuführen, die eine Mindestwasserqualität sicherstellen. Nach Abschluss entsprechender Sanierungsarbeiten kommt es zu einer Entlassung des Gewässers aus dem Bergrecht.

Für jeden Tagebau wird ein Braunkohlenplan (bei stillgelegten Tagebauen als Sanierungsrahmenplan) aufgestellt. In ihm finden sich Festlegungen zu den Abbaugrenzen und Sicherheitslinien des Abbaus, den Grenzen der Grundwasserbeeinflussung, den Haldenflächen und deren Sicherheitslinien, den fachlichen, räumlichen und zeitlichen Vorgaben, den Grundzügen der Wiedernutzbarmachung der Oberfläche, zur anzustrebenden Landschaftsentwicklung im Rahmen der Wiedernutzbarmachung sowie zur Revitalisierung von Siedlungen und den Räumen, in denen Änderungen an Verkehrswegen, Vorflutern, Leitungen aller Art vorzunehmen sind (<http://www.landesentwicklung.sachsen.de/2385.htm>).

Für die weitaus meisten größeren Bergbauseen bedeuten die Festlegungen in den Sanierungsrahmenplänen, dass im Zuge der Sicherungs- und Sanierungsarbeiten Anhebungen des pH-Werts notwendig sind, um vorgegebene Nutzungsziele wie z.B. Badesee (lt. BMU Badenutzung ab pH 3,5 bis 4 möglich) und Fischereigewässer ($\text{pH} > 6$) erreichen zu können. Auch eine Speicherbewirtschaftung erfordert in der Regel im See einen pH-Wert im schwach sauren bis neutralen Bereich, wenn keine gesonderte Behandlung der Ausleitwässer erfolgen soll, um Schädigung der Biozönose im Seewasser aufnehmenden Gewässer auszuschließen.

Allerdings gibt es Seen, bei denen mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand zurzeit im See selbst keine ausreichende Anhebung des pH-Werts oder eine Neutralisation möglich sind oder die bereits aus dem Bergrecht entlassen worden sind und permanent saure pH-Werte aufweisen. Dies bedeutet, dass gemäß den Bestimmungen der WRRL nicht nur pH-neutrale natürliche und künstliche Seen sondern auch eine Reihe saurer Seen anthropogenen Ursprungs nach den Bestimmungen der WRRL zu bewerten und ggf. zu sanieren sind.

4 Ökologische Grundlagen zu sauren Bergbauseen

4.1 Bedeutung von Bergbauseen in Deutschland

Nach Schätzungen gibt es in Deutschland ca. 15.000 bis 20.000 Seen mit einer Fläche ≥ 1 ha. Bei 12.176 erfassten Standgewässern konnten 35 Entstehungs- oder Nutzungstypen unterschieden werden (Abb. 1). Bei 43,1% der Seen blieb der Gewässertyp jedoch ungeklärt (Nixdorf et al. 2002).

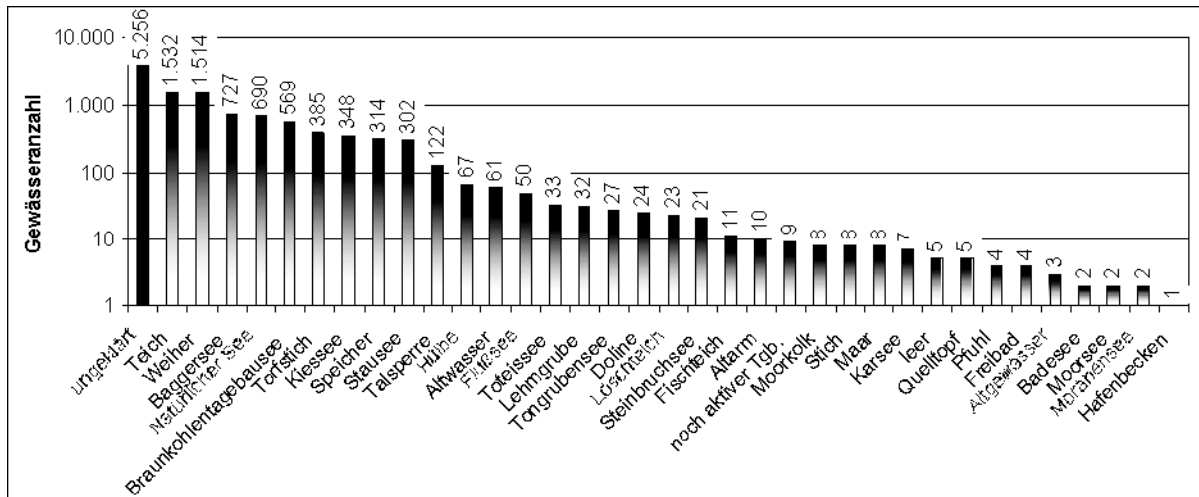


Abb. 1: Verteilung der Standgewässer in Deutschland auf verschiedene Nutzungs- und Ursprungstypen (Nixdorf et al. 2002).

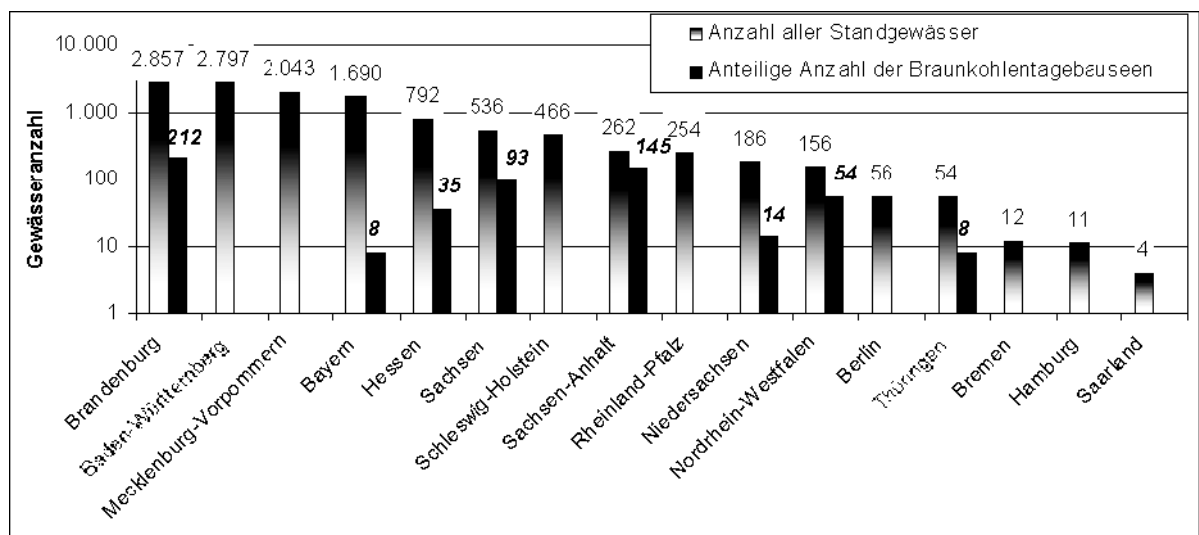


Abb. 2: Anzahl der erfassten Standgewässer (n = 12.176) mit anteiliger Anzahl der Braunkohlentagebauseen (n = 569) in den einzelnen Bundesländern.

Die meisten Standgewässer sind in den Bundesländern Brandenburg, Baden-Württemberg und in Mecklenburg-Vorpommern anzutreffen (Abb. 2). Braunkohlentagebauseen gibt es in Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Niedersachsen, Hessen und Bayern. Im UBA-Projekt „Braunkohlentagebauseen in Deutschland“ (Nixdorf et al. 2001) wurden über 489 Tagebauseen in Deutschland erfasst. Durch weitere Recherchen ergab sich ein Anstieg auf 569 Seen, die aus den Abbau von Braunkohle hervorgegangen sind (Nixdorf et al. 2002). Es ist jedoch davon auszugehen, dass die tatsächliche Anzahl noch darüber liegen dürfte, da die meisten Seen sich in Brandenburg befinden, das einen sehr hohen Anteil sehr kleiner Bergbauseen hat, die oft gar nicht mehr als solche zu erkennen sind.

In Deutschland gibt es 981 Standgewässer mit einer Fläche ≥ 50 ha. Die mit Abstand meisten von ihnen befinden sich in den Bundesländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Bayern. Unter ihnen sind 103 Braunkohlentagebauseen, die eine Fläche von ≥ 50 ha aufweisen. Die größte Anzahl an großen Bergbauseen ist in Sachsen zu finden (Abb. 3). Daneben gibt es größere Tagebauseen in Sachsen-Anhalt, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, Bayern und Hessen.

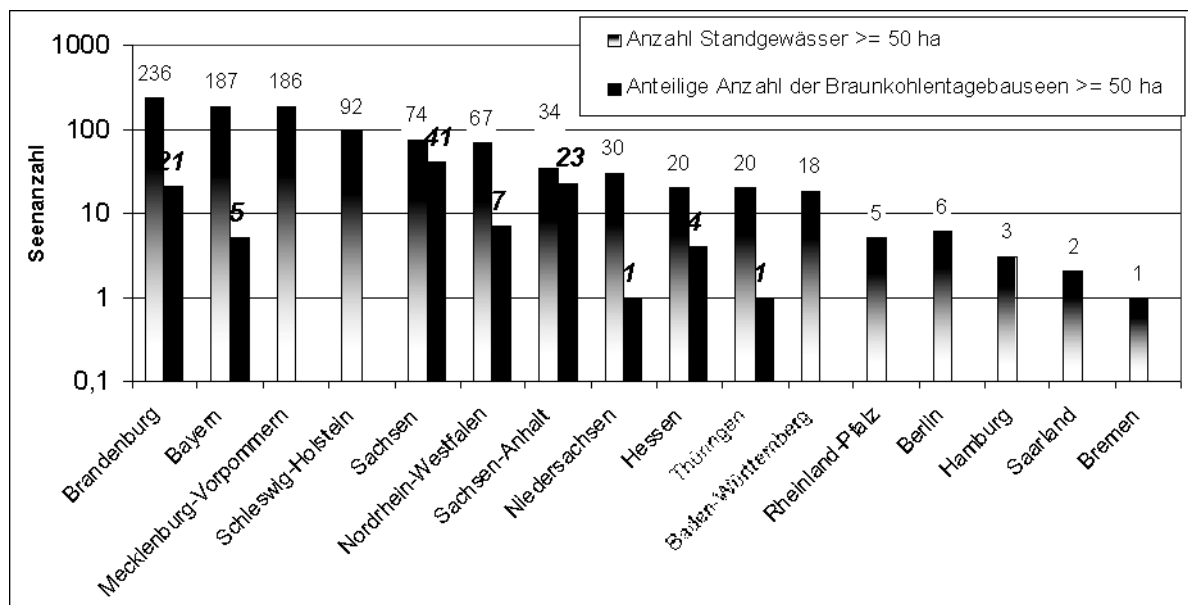


Abb. 3: Anzahl der Standgewässer mit einer Fläche ≥ 50 ha ($n = 981$) mit anteiliger Anzahl der Braunkohlentagebauseen ($n = 103$) in den Bundesländern.

4.2 Morphologie von Tagebauseen

Bedingt durch technologische Gegebenheiten während des Abbaus der Braunkohle herrscht eine große morphologische Vielfalt unter den Tagebauseen. Einige Tagebauseen wie der Hambacher See (ab ca. 2080), der Garzweiler See (ab ca. 2045), der Goitschensee oder der Geiseltalsee werden zu den größten Seen in Deutschland gehören. Neben diesen Seen, die eine relativ einfache morphologische Hohlform bei sehr kleiner Uferentwicklung mit entsprechend sehr großen maximalen und mittleren Tiefen aufweisen, kommen auch komplexere morphologische Formen vor. Es gibt Tagebauseen, in denen sich Inseln (z.B. Gräbendorfer See, Lohsa II) befinden und die auch ausgeprägte Flachwasserbereiche (z.B. Spreetal-Südostschlauch) aufweisen. Flachseen stellen unter Tagebauseen jedoch eher eine Ausnahme dar, so dass der typische Bergbausee der sich in den Sommermonaten längere Zeit schichtende See ist.

4.3 Häufigkeit saurer Tagebauseen

Rund 35 % der Braunkohlentagebauseen in Deutschland weisen einen pH-Wert $\leq 4,3$ auf (Abb. 4) (Stand 2002). Insbesondere in der Lausitz stellen saure Seen einen sehr hohen Anteil an der Gesamtzahl der Tagebauseen.

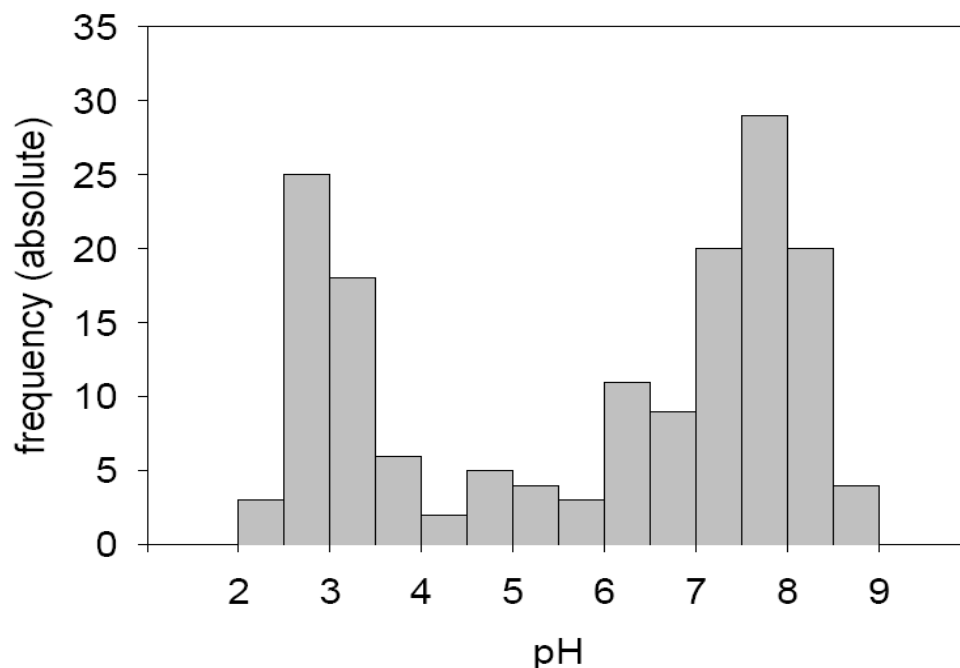


Abb. 4: Häufigkeit von Tagebauseen in Deutschland innerhalb verschiedener pH-Bereiche (aus Geller 2004).

4.4 Genese saurer Tagebauseen¹

4.4.1 Bildung von Eisendisulfiden

Die Bildung von Eisendisulfiden ist meist ein langsam ablaufender geochemischer Prozess, der sich in einem anoxischen geochemischen Milieu vollzieht (Evangelou 1994). Die Bildung von Eisendisulfiden im Deckgebirge des Zweiten Lausitzer Flözhorizontes hat sowohl syngenetisch (zeitgleich mit der Entstehung der Schichten) als auch postgenetisch (nach der Entstehung der Schichten) stattgefunden. Die syngenetische Bildung von Eisendisulfiden findet in Schlicksedimenten und Moorböden statt, die reich an organischem Substrat sind. Aktuell kann die Bildung von Eisendisulfiden z. B. in den Schlicksedimenten der Wattenmeere beobachtet werden. Die Eisendisulfide in den Kohle- und den begleitenden Schluffhorizonten sind auf vergleichbare Bildungsbedingungen zurückzuführen. Die Eisendisulfide liegen hier deshalb stratiform (horizontgebunden) vor. Die postgenetische Entstehung von Eisendisulfiden wird durch den Aufstieg schwefel- und schwefelwasserstoffhaltiger hydrothermaler Lösungen aus tieferen Schichten in die oberflächennahen Gesteinshorizonte verursacht. Postgenetisch entstandene Eisendisulfide sind deshalb direkt oder indirekt an tektonische Strukturen gebunden. Unter bestimmten geochemischen Bedingungen, wie das Vorhandensein von organischem Material und Eisen(III)mineralen, bilden sich schließlich Eisendisulfide. Diese werden deshalb auch in Schichten gefunden, wie z. B. in grobklastischen fluviatilen Sedimenten des quartären Deckgebirges, die weitab von den geochemischen Verhältnissen der Schichten liegen, in denen sich die Eisendisulfide syngenetisch gebildet haben. Hier kommen die Eisendisulfide häufig als Konkretionen vor.

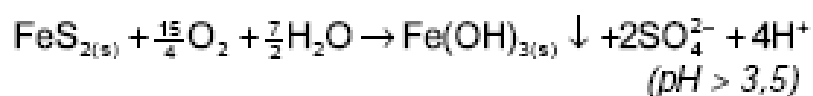
Braunkohleabraumkippen der Lausitz, die überwiegend aus tertiären Sedimenten geschüttet wurden, enthalten zwischen 0,2 bis 1,0 Masse-% Schwefel. Dieser Schwefel besteht aus anorganischen und organischen Fraktionen. Das Verhältnis liegt im Mittel bei rund 2:1 zu Gunsten der anorganischen Fraktionen. Die originären tertiären Sedimente enthalten als anorganischen Schwefel fast ausschließlich disulfidischen Schwefel. Monosulfidischer, sulfatischer und elementarer Schwefel lassen sich praktisch nicht nachweisen. Mineralogische Untersuchungen der tertiären Sedimente des Lausitzer Braunkohlenreviers zeigen, dass die Eisendisulfide überwiegend aus Markasit (FeS_2 , rhombisch) und nur untergeordnet aus Pyrit (FeS_2 , kubisch) bestehen.

¹ aus und nach: Uhlmann, W., C. Nitsche, V. Neumann, I. Guderitz, D. Leßmann, B. Nixdorf & M. Hemm, 2001: Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung - Konzeptionelle Vorstellung und erste Erfahrungen. – Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte 35.

Die Eisendisulfide kommen in unterschiedlicher fazieller Umgebung des tertiären Deckgebirges vor. Sie können sowohl in schluffige, kohlige als auch in sandige Fazies eingebettet sein. Darüber hinaus werden lokal beträchtliche Mengen an Pyrit/Markasit-Konkretionen gefunden. Die höchsten Schwefelgehalte weisen i. d. R. die schluffig-tonigen Begleithorizonte der Kohleflöze auf. Hier ist der Anteil des organisch gebundenen Schwefels höher und überschreitet stellenweise 50 % des Gesamtschwefelgehaltes. In den sandigen Fazies liegt Schwefel dagegen fast ausschließlich als anorganischer disulfidischer Schwefel vor.

4.4.2 Verwitterung der Eisendisulfide

Umgangssprachlich wird meist von der Pyritverwitterung schlechthin gesprochen. Tatsächlich ist die Verwitterung von Eisendisulfiden gemeint. Die Pyritverwitterung gehört zu den am besten untersuchten umweltgeochemischen Prozessen. Dennoch existieren differenzierte Vorstellungen insbesondere zur Kinetik der Pyritverwitterung. Die Pyritverwitterung in den Braunkohleabraumkippen wird durch Sauerstoff und Wasser verursacht. Sie kann durch folgende stöchiometrische Bruttogleichung beschrieben werden:



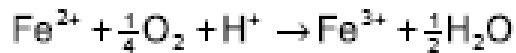
Infolge der Pyritverwitterung entstehen unter oxischen Bedingungen hauptsächlich Eisen(III)hydroxid und Schwefelsäure. Bei $\text{pH} > 3,5$ fällt Eisen(III)hydroxid aus. Mineralogische Untersuchungen belegen, dass verwitterter Markasit/Pyrit meist mit Eisen(III)hydroxiden, -oxidhydraten und -oxiden vergesellschaftet ist. Die Schwefelsäure ist eine starke Säure; sie bewirkt eine Verringerung des pH-Wertes. Bei niedrigen pH-Werten verbessert sich die Löslichkeit von Eisen(III)-hydroxid und anderen Eisen(III)mineralen:



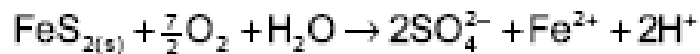
Deshalb wird nur ein Teil des Eisen(III) ausgefällt. Bei niedrigen pH-Werten übernimmt zunehmend Eisen(III) die Funktion des Oxidationsmittels für die Pyritverwitterung:



Die Nachlieferung des Oxidationsmittels Eisen(III) für die Pyritverwitterung wird durch die homogene Oxidation von Eisen(II) gewährleistet. Dafür ist weiterhin Sauerstoff erforderlich:



Das Eisen(III) wird damit zum internen Motor der Pyritverwitterung. Die Pyritverwitterung kommt zum Erliegen, wenn kein Sauerstoff mehr nachgeliefert wird und im Reaktionsraum kein mobiles Eisen(III) mehr verfügbar ist. Die Pyritverwitterung unter finalen anoxischen Bedingungen kann als stöchiometrische Bruttogleichung wie folgt dargestellt werden:



Eine allgemeine Darstellung der Pyritverwitterung ist wie folgt gegeben:



Im Ergebnis der Pyritverwitterung entsteht ein hoch mineralisiertes Wasser mit hohen Sulfat- und Eisengehalten. Der pH-Wert wird maßgeblich vom Redoxmilieu bestimmt. Er liegt im anoxischen Milieu (tieferes Grundwasser) im Bereich pH 4 bis 6 sowie im oxischen Milieu (Sickerwasser, Tagebauseen) meist bei pH 2,5 bis 3,5. Im oxischen und sauren Milieu überwiegen aufgrund ihrer guten Löslichkeit Eisen(III)ionen. Im anoxischen Milieu dominieren Eisen(II)ionen, da der Verwitterungsprozess zum Erliegen kommt. Die Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III) kann sowohl abiotisch als auch biotisch verlaufen.

Bakterien der Gattung *Thiobacillus ferrooxidans* nutzen den Energiegewinn der exothermen Reaktion für ihren Stoffwechsel. Man schätzt ein, dass die Oxidationsreaktion durch die mikrobiologische Aktivität um mehrere Größenordnungen beschleunigt wird.

Der an sandige Fazies gebundene disulfidische Schwefel in den der Verwitterung zugänglichen Bereichen verwittert nahezu vollständig. Die an schluffige und kohlige Substrate gebundenen Eisendisulfide verwittern dagegen selbst im belüfteten Bereich nur sehr langsam. Die Sauerstoffzufuhr in die Verwitterungszone erfolgt vorzugsweise über den Luftpfad durch den witterungsbedingten Feuchtwchsel im Bodenprofil, durch barometrische Effekte sowie durch molekulare Gasdiffusion in der Bodenluft. Der Eintrag gelösten Sauerstoffs mit der Grundwasserneubildung spielt im Vergleich dazu mengenanteilig nur eine untergeordnete Rolle. Die Geschwindigkeit der Gasdiffusion ist vom luftgefüllten Porenanteil und vom Diffusionsweg abhängig. Die Verwitterungsgeschwindigkeit ist folglich oberflächennah am höchsten und wird mit zunehmender Tiefe gedämpft. Die diffusive Sauerstoffnachlieferung ist in den überwiegenden Fällen der umsatzlimitierende Teilprozess der Pyritverwitterung. Zahlreiche quantitative Modelle der Pyritverwitterung bauen hierauf auf.

Die lithologischen und mineralogischen Besonderheiten der tertiären Abraumsedimente sowie die morphologische Tieflage der Teile der Kippen, die nach dem Bergbau unterhalb des künftigen Grundwasserspiegels zu liegen kommen, stehen einer Durchlüftung und damit einer vollständigen Verwitterung der Eisendisulfide im Prinzip entgegen. Das Oberflächenniveau vieler Kippen liegt jedoch erheblich über dem früheren Geländeniveau. Nach Untersuchungen von Graupner (2008), der eine Abschätzung des Sulfatpotentials der Kippen in Ostsachsen durchgeführt hat, weisen die obersten 15 Meter der Kippen das größte Säurenachlieferungs- und Umsatzpotential auf. Viele Kippen werden großflächig Grundwasserflurabstände > 1 m und z. T. > 10 m behalten. Im Vergleich mit eiszeitlich mehrfach verdichtetem Moränenmaterial bleiben diese Kippenböden gut durchlüftet. Das lässt erwarten, dass das Redoxpotential in den oberflächennahen Grundwasserschichten in größeren Kippenbereichen in absehbarer Zeit nicht soweit absinken wird, dass Sulfat reduziert wird. Daraus folgt, dass im permanent oxischen Sickerwasserpfad und in weiten Bereichen des oberflächennahen Grundwassers der Kippen die Freisetzung von gelöstem Eisen und Schwefelsäure langfristig fort dauert. Ein Abklingen dieses Prozesses ist von der örtlichen Wiedererlangung hoher Konzentrationen an gelösten organischen Verbindungen (DOC) im Sickerwasserpfad und von der allmählichen Oxidation der Eisendisulfide in der wasserungesättigten Zone abhängig. Diese Prozesse erfolgen in nur geologisch definierbaren Zeiträumen. Deshalb ist es erforderlich, Seen mit einem hohen Anteil an versauerungswirksamen Kippen im Einzugsgebiet und dementsprechend langfristig stabil pH-sauren Bedingungen im See als im höchsten ökologischen Potential permanent sauer zu betrachten und auf dieser Grundlage zu bewerten. *(letzter Absatz erstellt in Abstimmung mit J. Schönfelder, LUA Brandenburg)*

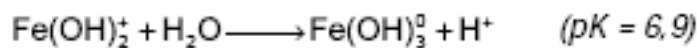
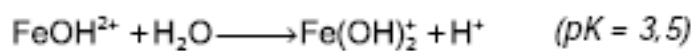
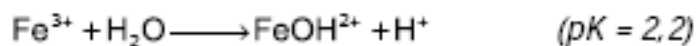
4.4.3 Hydrogeochemische Genese von Tagebauseen

Im Ergebnis des Braunkohlebergbaus verbleiben aufgrund des Massenverlustes (entnommene Braunkohle) Tagebaurestlöcher. Diese Restlöcher füllen sich nach Abschluss des Bergbaus mit Grundwasser. Um den nachteiligen Wirkungen eines Eigenaufgangs des Grundwassers in den Restlöchern entgegenzuwirken und den gesamten Flutungsprozess zu beschleunigen, werden die Restlöcher häufig fremdgeflutet. Hierzu wird sowohl Wasser aus Flüssen als auch Grundwasser genutzt, das in aktiven Tagebauen gehoben und in Grubenwasserreinigungsanlagen aufbereitet wurde.

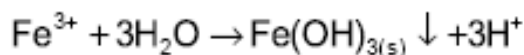
Aufgrund ihrer großen Tiefe sind die Tagebauseen in alle hangenden Grundwasserleiter des Kohleflözes eingeschnitten. Das sind die Grundwasserleiter, die auch maßgeblich am Was-

serkreislauf teilnehmen. Die Wechselwirkung der Tagebauseen mit dem Grundwasser ist vergleichsweise intensiv. Als maßgebende Quellen für gelöste Stoffe und Säuren in den Tagebauseen sind folglich das Grundwasser und das Kippenmaterial anzusehen. Ihre Bedeutung variiert entsprechend der hydrogeologischen und morphologisch/geotechnischen Exposition. Die stofflichen Eigenschaften der einzelnen Eintragspfade unterscheiden sich.

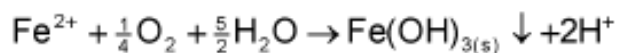
Der maßgebende Prozess, der zur Versauerung der Tagebauseen selbst führt, ist die Hydrolyse des Eisen(III). Dies verdeutlichen auch die Werte der Säurekonstante pK_s (pK -Werte):



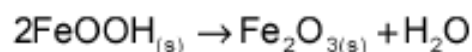
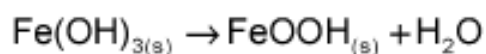
einschließlich der Ausfällung von amorphem Eisen(III)hydroxid (Ferrihydrit):



Die Bruttoreaktion der Eisenoxidation und -fällung lautet schließlich wie folgt:

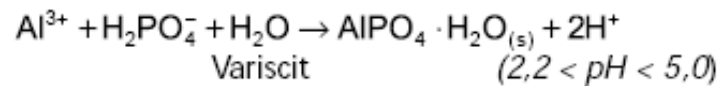
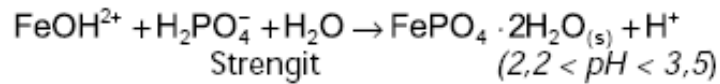


Diese Gleichung beschreibt im Wesentlichen die Genese eines Tagebausees aus einem anoxischem Grundwasser. Das frisch gebildete wasserhaltige Eisen(III)hydroxid altert durch Dehydratation (Wasserabgabe) und wird nachfolgend in Eisen(III)oxidhydrate (z. B. Goethit) und in Eisen(III)oxide (z. B. Limonit) umgewandelt:



Dabei verdichten sich die Sedimente. Nur selten stellen sich die Sedimente der Tagebauseen als reiner Eisenhydroxidschlamm (EHS) dar. Im Eisenhydroxidschlamm sind sandige und schluffige Partien tertiärer Sedimente sowie abgestorbenes Plankton und Reste von Makrophyten eingeschlossen.

Bergbaubeeinflusstes Grundwasser ist meist mit hohen Metallgehalten (Eisen, Mangan und ggf. Aluminium) beladen. Die Metalle besitzen ein hohes Potential zur Phosphorfällung in sauren Tagebauseen, was geochemisch wie folgt vereinfacht dargestellt werden kann:



Kippengrundwasser enthält meist sehr viel Kohlendioxid. Hydrogencarbonat lässt sich in Lösungskonzentrationen bis zu mehreren hundert Milligramm nachweisen. Der Partialdruck des Kohlendioxids ist um zwei bis drei Größenordnungen gegenüber der Atmosphäre erhöht. In sauren Tagebauseen finden sich die hohen Kohlendioxidgehalte des Grundwassers jedoch nicht wieder. Nach dem Austritt des Grundwassers in die Seen entweicht Kohlendioxid. Die Triebkräfte hierfür sind physikalischer (hoher Gaspartialdruck) und chemischer Natur (Umkehrung der Dissoziation der Kohlensäure). Der Restgehalt des anorganischen Kohlenstoffs liegt nicht selten deutlich unter 1 mg/l. Der anorganische Kohlenstoff kann dann den limitierenden Faktor für die Primärproduktion in sauren Tagebauseen darstellen. Nur während der Sommerstagnation, wenn der freie Gasaustausch des Tiefenwassers mit der Atmosphäre behindert ist, lässt sich ein deutlicher CO₂-Anstieg im Hypolimnion nachweisen, der dann auch Bedeutung für die Primärproduktion hat.

Im bergbaulich geprägten Grundwasser lassen sich vergleichsweise hohe Konzentrationen gelöster organischer Verbindungen (DOC von 6 bis 10 mg/l) nachweisen. Der DOC besteht überwiegend aus biologisch schwer abbaubaren Fulvin- und Huminsäuren und stellt deshalb keine Belastung der Gewässer hinsichtlich der zu erwartenden Sauerstoffzehrung dar.

Während der Sommerstagnation können im Hypolimnion geschichteter Tagebauseen anaerobe Verhältnisse entstehen (Abb. 5). Diese sind in den juvenilen Bergbaugewässern meist nur zu einem geringen Teil auf Respirationprozesse zurückzuführen sondern auf die Einmischung anaeroben Grundwassers. Dabei können im Hypolimnion saurer Restseen zeitweilig sogar annähernd neutrale Verhältnisse erreicht werden, die jedoch von hohen Eisen(II)gehalten begleitet werden. Sofern keine Meromixis vorliegt, wird dieser Zustand bei der nächsten Vollzirkulation wieder aufgehoben. Die für saure Tagebauseen bedeutenden Stoffquellen und hydrochemischen Prozesse sind in Abb. 6 dargestellt.

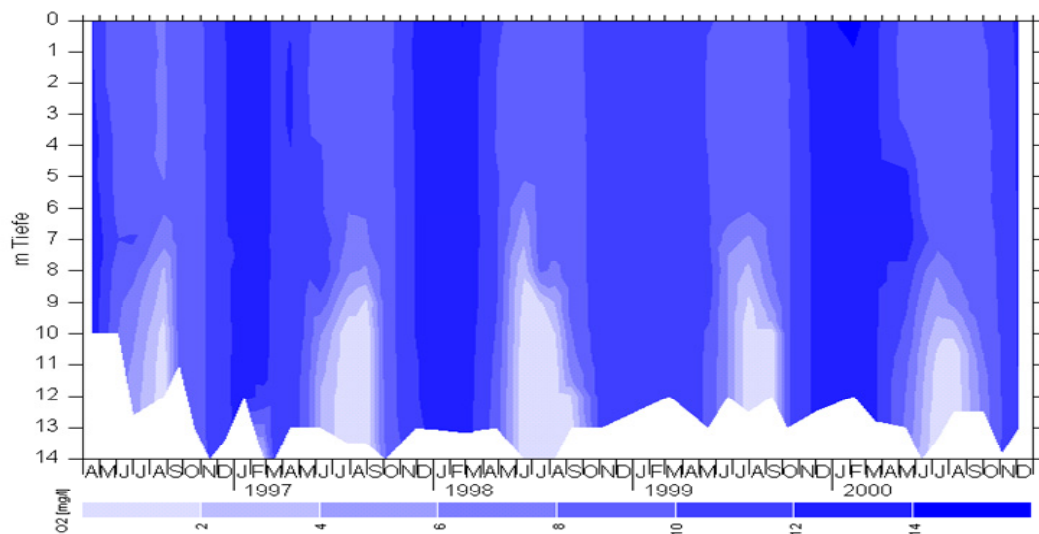


Abb. 5: Sauerstofftiefenverteilung in den Jahren 1996 - 2000 im Tagebausee Plessa 117.

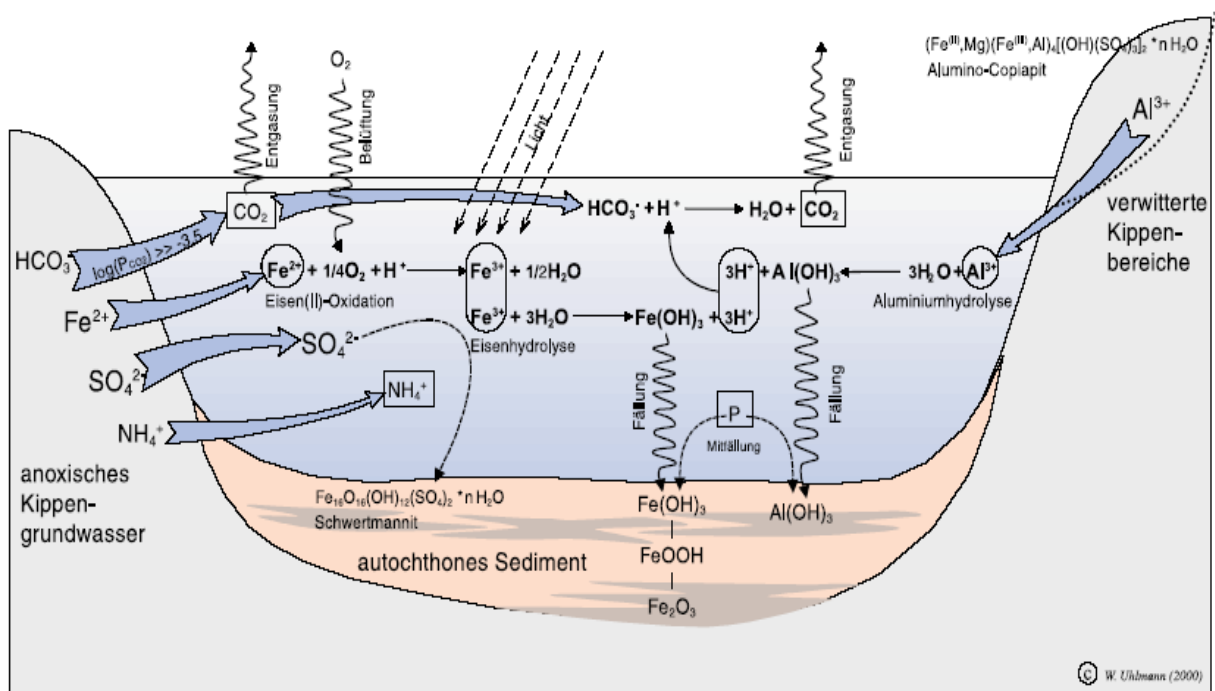
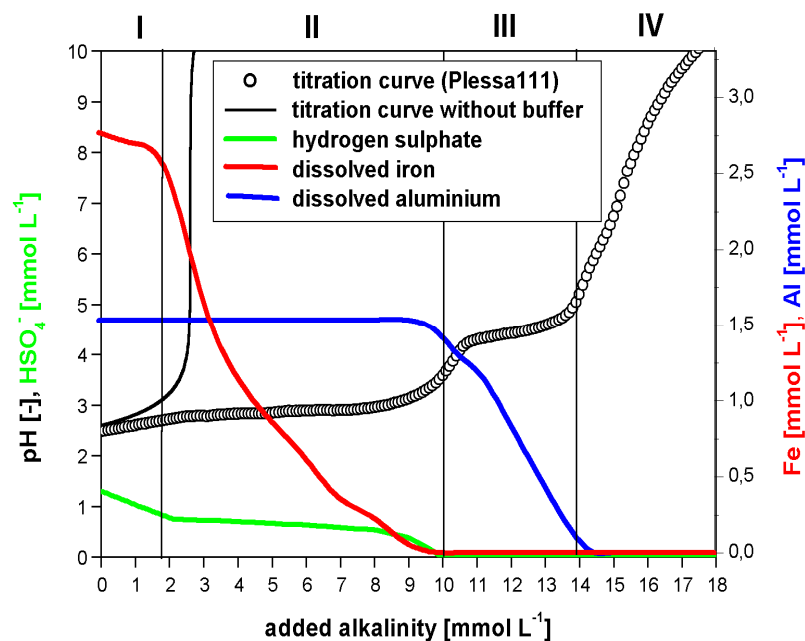


Abb. 6: Wichtige ökologisch relevante geochemische Prozesse in sauren Tagebauseen (aus Uhlmann et al. 2001).

4.5 Wirksame Puffersysteme

Während der pH-Wert neutraler Gewässer durch das Kalk-Kohlesäure-Puffersystem stabilisiert wird, findet in sauren Bergbauseen eine Stabilisierung der sauren pH-Werte durch den Eisen-Puffer und den Aluminium-Puffer statt. Der Eisen-Puffer hat dabei sein Wirkungsmaximum im pH-Bereich von etwa 2,8 bis 3,3, der Aluminium-Puffer im pH-Bereich 4,2 bis 5,0 (Abb. 7). Bei der Zugabe neutralisierend wirkender basischer Substanzen kommt es erst nach der vollständigen Fällung des gelösten Fe^{3+} bzw. Al^{3+} zu einem pH-Anstieg. Insbesondere die meist hohen Eisen-Konzentrationen in sauren Bergbauseen erschweren dadurch eine Neutralisation in erheblichem Maße und sorgen für eine große langfristige Stabilität der niedrigen pH-Werte auf einem konstanten Niveau.



Puffersysteme

Bereich I: Hydrogensulfat-Puffer: $\text{HSO}_4^- + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{O}$

Bereich II: Eisen-Puffer: $\text{Fe}^{3+} + 3 \text{OH}^- \leftrightarrow \text{FeOH}^{2+} + 2 \text{OH}^- \leftrightarrow \text{Fe(OH)}_2^+ + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{Fe(OH)}_3$

Bereich III: Aluminium-Puffer: $\text{Al}^{3+} + 3 \text{OH}^- \leftrightarrow \text{AlOH}^{2+} + 2 \text{OH}^- \leftrightarrow \text{Al(OH)}_2^+ + \text{OH}^- \leftrightarrow \text{Al(OH)}_3$

Bereich IV: Festphasen-Puffer und Ionenaustausch-Puffersystem

Abb. 7: Titrationskurve von Wasser aus dem Tagebausee Plessa 111 mit den in den jeweiligen pH-Bereichen wirksamen Puffersysteme und die zugrunde liegenden chemischen Reaktionen (aus Totsche et al. 2003).

4.6 Muster der Versauerung

Die Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Lausitz unterscheidet sich sehr stark. Sie reicht von extrem sauren Gewässern mit pH 2,3 und Basenkapazitäten $K_{B8,2}$ von bis zu 40 mmol/l bis zu alkalischen Wässern mit pH > 9 und $K_{S4,3}$ -Werten bis zu 5 mmol/l. Diese alka-

lischen Wässer kommen allerdings als Ausnahme nur im Zusammenhang mit der Reststoffverbringung (Aschen, Schlämme, kommunales und Industrieabwasser, Laugen etc.) vor und sind damit atypisch. Es dominieren saure Tagebauseen (Abb. 8). Nur relativ wenige Tagebauseen weisen aufgrund der geologischen Gegebenheiten und der hydrologischen Bedingungen von Beginn an kein saures Wasser auf (z.B. Schönfelder See, Altdöberner See). Im Rahmen der inzwischen langjährigen Sanierungsarbeiten konnten jedoch eine Reihe vor allem größerer Seen neutralisiert werden.

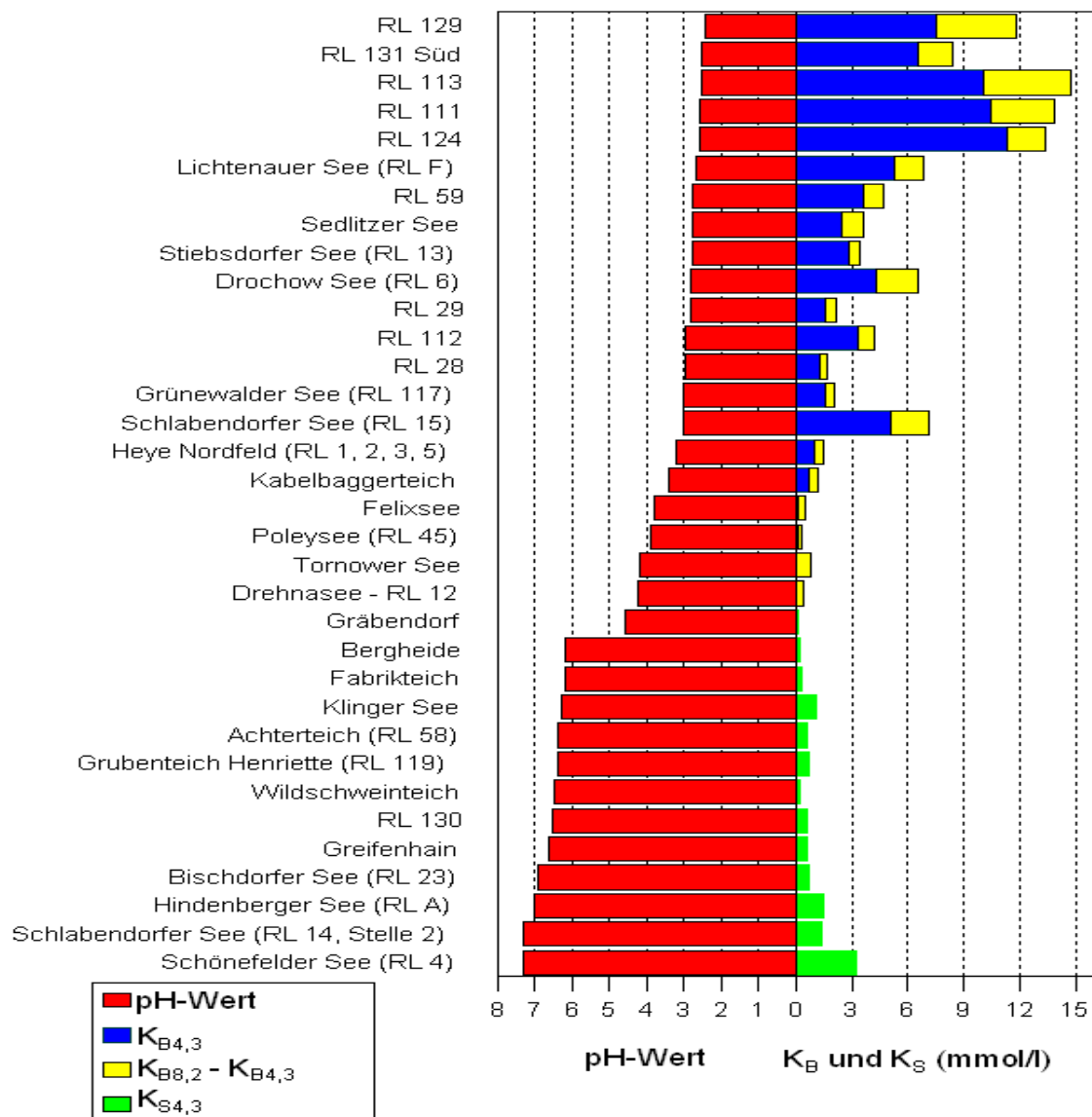


Abb. 8: pH-Werte und Base- bzw. Säurekapazitäten von Tagebauseen in Brandenburg (Daten aus dem Jahr 2003).

4.7 Biologie saurer Tagebauseen

4.7.1 Biologische Besiedlung

Die niedrigen pH-Werte saurer Tagebauseen haben weit reichende Auswirkungen auf die Struktur der Phytoplanktonzönosen. Je saurer das Wasser ist, umso größer sind die Abweichungen von vergleichbaren pH-neutralen Wasserkörpern. Toxische Effekte der Versauerung machen sich bereits bei pH-Werten im Bereich 5,5 bis 6 bemerkbar. Mit ansteigender Versauerungsbelastung kommt es zu einer starken Abnahme der Artenzahl, wobei alle Organismengruppen betroffen sind.

Zusätzlich zu den ansteigenden Protonenkonzentrationen nehmen auch die Konzentrationen umweltrelevanter Metalle (Cd, Ni, Pb, Zn, Al, ...) zu, die mit abnehmenden pH-Werten weiter ansteigen. Ähnlich wie in durch sauren Regen versauerten Gewässern kann in sauren Tagebauseen für bestimmte Organismengruppen die Aluminiumkonzentration von besonderer Bedeutung sein, wenn diese sensitiv gegenüber hohen Belastungen durch anorganisches Aluminium sind. Daneben können saure Tagebauseen erhöhte Konzentrationen einzelner oder mehrerer weiterer Metalle aufweisen, die eine Belastung des Gewässers darstellen. In den meisten Tagebauseen kommt den erhöhten Metallkonzentrationen jedoch unter den hier vorherrschenden extrem sauren Bedingungen nicht die Bedeutung zu wie in natürlichen Regenversauerten Gewässern, in denen das Aussterben der Fische vor allem auf die erhöhten anorganischen Aluminium-Konzentrationen zurückzuführen ist (Driscoll et al. 1980). Nahezu alle derzeit sauren Tagebauseen sind von der Entstehung an sauer. Deshalb wird in ihnen die säuretolerante Biozönose durch die Erstbesiedler dieses extremen Lebensraums gebildet.

Ein Auslöschen von Arten durch die Versauerung findet nicht statt. Saure Tagebauseen bewegen sich aber auf einem Versauerungsgradienten, der einen zu- bzw. abnehmenden Stress für seine Bewohner mit sich bringt. Nur Arten, die die extremen Lebensbedingungen tolerieren und die in der Lage sind, ihre Überlebens- und Fortpflanzungsstrategien an diese Umweltbedingungen anzupassen, können sich hier dauerhaft ansiedeln und die sehr spezifische Lebensgemeinschaft saurer Tagebauseen mit bilden.

Die extremen Lebensbedingungen erlauben es nur einer kleinen Anzahl an Arten, in sauren Tagebauseen zu leben (Lessmann et al. 2000). Die Anzahl der vorkommenden Arten korreliert mit dem pH-Wert (Abb. 9). Im pH-Bereich 2,5 bis 3 bewegt sich die Anzahl der Phytoplankton-Taxa in der Regel zwischen 7 und 9, wohingegen bei pH-Werten um 4 ein Anstieg auf 17 bis 25 Taxa zu verzeichnen ist. Grundsätzlich ist die Zahl der Arten, die regelmäßig in

sauren Tagebauseen zu finden sind, stark begrenzt. Ein hoher Anteil an Taxa kann nur sporadisch angetroffen werden.

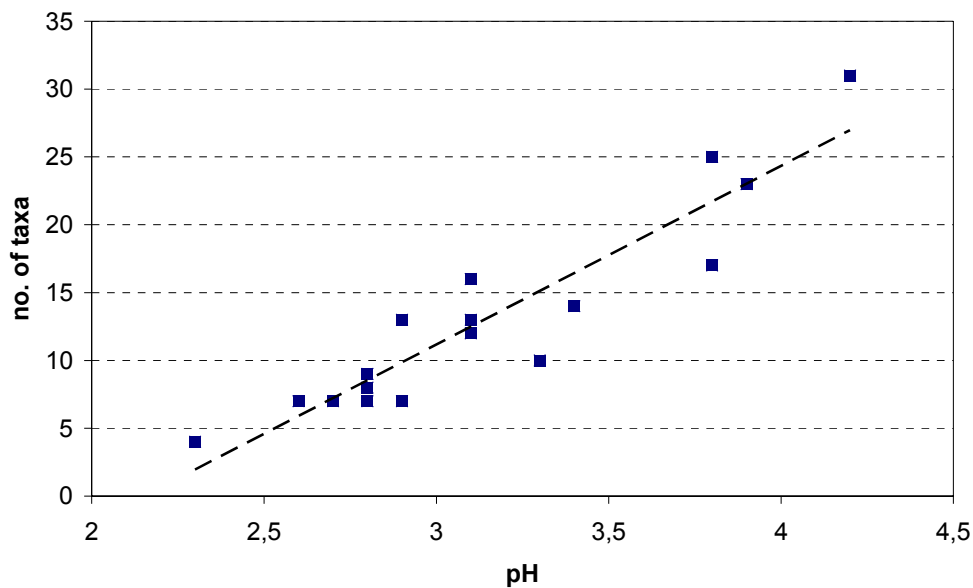


Abb. 9: Verhältnis zwischen dem mittleren pH-Wert und der Anzahl an Phytoplankton-Taxa in 17 Tagebauseen der Lausitz ($R^2 = 0,8614$).

4.7.2 Phytoplanktongemeinschaften bei pH-Werten ≤ 3

In Tagebauseen mit pH-Werten ≤ 3 setzt sich die typische Phytoplanktongemeinschaft aus den Taxa *Ochromonas* und *Chlamydomonas* zusammen. Wahrscheinlich ist *Chlamydomonas acidophila* die einzige weit verbreitete Art ihrer Gattung in diesen Seen (Spijkerman 2008). Die Art kommt ebenfalls häufig in anderen extrem sauren Gewässern wie Vulkankraterseen vor (Rhodes 1981, Sheath et al. 1982, Twiss 1990). Die Gattung *Ochromonas* kann mit bis zu 6 morphologisch voneinander unterscheidbaren Typen auftreten und dabei Dominanzanteile von über 50 % erreichen (Lessmann et al. 2000). Darüber hinaus werden *Lepocinclis teres*, *Euglena mutabilis* und *Chromulina* sp. ebenfalls regelmäßig in extrem sauren Tagebauseen gefunden. In zahlreichen Phytoplanktonproben wurden auch die beiden phytobenthischen Diatomeen-Arten *Eunotia exigua* und *Nitzschia* sp. nachgewiesen. Deren Dominanzanteil blieb jedoch stets niedrig (Lessmann et al. 2000). *Euglena mutabilis* bildet häufiger dichte Matten auf den Sedimentoberflächen des Litorals (Kapfer 1998).

Tab. 1: Präsenz und Dominanz von Phytoplankton-Taxa in Tagebauseen der Lausitz mit einem pH-Wert ≤ 3 . Die Angaben basieren auf Daten aus 14 Tagebauseen. Mittlerer jährlicher Dominanzanteil: eu(dominant) mit $> 10\%$ des jährlichen Biovolumens, dom(inant) mit $5 - 10\%$, subd(ominant) mit $2 - 5\%$, rec(edent) mit $1 - 2\%$, subr(ecedent) mit $< 1\%$ (nach Schwerdtfeger 1975) (aus Lessmann et al. 2000).

Phylum / Klasse	Taxon	Präsenz [%]	Dominanz
Heterokontophyta Chrysophyceae	<i>Chromulina</i> sp.	53	subd – eu
	<i>Ochromonas</i> spp. (6 morpholog. Typen)	100	eu
Bacillariophyceae	<i>Eunotia exigua</i>	73	subr – dom
	<i>Nitzschia</i> sp.	40	subr – dom
Cryptophyta Cryptophyceae	<i>Cyathomonas</i> sp.	40	subr – eu
	<i>Rhodomonas minuta</i>	7	eu
Dinophyta Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> sp.	20	subr – eu
	<i>Peridinium umbonatum</i>	13	subr – rec
Euglenophyta Euglenophyceae	<i>Euglena mutabilis</i>	60	subr – dom
	<i>Lepocinclis teres</i> f. <i>parvula</i>	67	subr – eu
Chlorophyta Prasinophyceae	<i>Scourfieldia cordiformis</i>	27	subr – eu
Chlorophyceae	<i>Chlamydomonas acidophila</i>	100	subd – eu
Trebouxiophyceae	<i>Nanochlorum</i> sp.	7	eu

Die in sauren Seen dominierenden Arten sind Phytoflagellaten, die den Vorteil haben, bei den in Tagebauseen knappen Ressourcen sich in den Bereich bestmöglicher Nährstoffversorgung begeben zu können. Zudem sind es kleine Arten mit hohen Reproduktionsraten und geringen Sedimentationsverlusten. Die Vorteile zeigen sich insbesondere während der Sommerstagnation, wenn aufgrund des sehr starken TIC-Gradienten Phytoplankton-Ansammlungen im Meta- und Hypolimnion beobachtet werden können. Hohes Reproduktionsvermögen, gute Beweglichkeit (Flagellaten) und bei einigen Arten zusätzlich Mixotrophie stellen grundsätz-

lich deutliche Vorteile in den von den Lebensbedingungen her extremen Tagebauseen dar (Lessmann & Nixdorf 2000).

4.7.3 Phytoplanktongemeinschaften im pH-Bereich 3,5 bis 5,5

Die Phytoplankton-Struktur verändert sich mit ansteigenden pH-Werten. Verglichen mit Seen im pH-Bereich unter 3 steigt nicht nur die Artenzahl, sondern andere Arten werden dominant. Im pH-Bereich um 4 sind die häufigsten Arten *Peridinium umbonatum*, *Cryptomonas* spp. und in einigen Seen die Dinophyceae *Amphidinium elenkinii*.

Nur eine relativ geringe Anzahl an Tagebauseen weist pH-Werte zwischen 4,3 und 5,5 auf. Die Phytoplanktongemeinschaft in diesen Seen setzt sich vor allem aus den Arten *Peridinium umbonatum* und *Scourfieldia cordiformis* sowie teilweise auch *Cryptomonas* spp., *Amphidinium elenkinii* und *Gymnodinium* sp. zusammen. Einige Seen werden durch *Gloeotila pelagica* (= *Stichococcus pelagicus*) dominiert.

4.7.4 Zooplankton und weitere Besiedler saurer Tagebauseen

Noch artenärmer ist das Zooplankton saurer Tagebauseen, das häufig nur aus wenigen säure-resistenten Vertretern besteht. Das Zooplankton extrem saurer Tagebauseen setzt sich aus den Rotatorienarten (Rädertieren) *Cephalodella hoodi*, *Elosa worallii*, *Cephalodella gibba* und *Rotatoria rotatoria* zusammen, wobei *C. hoodi* und *E. worallii* die dominierenden Arten sind. In weniger sauren Seen können darüber hinaus noch *Brachionus sericus* (Rotatoria, Rädertiere) und *Chydorus sphaericus* (Cladocera, Wasserflöhe) mit höheren Abundanzen vorkommen (Deneke 2000). Teilweise können Seen in größerer Dichte von Heliozoen (Sonnentierchen) besiedelt werden. Ciliaten (Wimpertierchen) sind meist sehr selten.

Die größten Räuber in den fischfreien sauren Gewässern sind Wasserwanzen, die allgemein relativ säuretolerant sind. Häufigste Art ist die omnivore Corixide (Wasserwanze) *Sigara nigrolineata*. Daneben werden unterschiedliche weitere Arten regelmäßig gefunden (Wollmann et al. 2000).

4.7.5 Besiedlungsmuster entlang des pH-Gradienten

Fasst man die Veränderungen in der biologischen Besiedlung entlang eines pH-Gradienten von neutral bis extrem sauer zusammen, ergibt sich in Lausitzer Tagebauseen ein typischer Wechsel der dominanten Arten sowohl beim Phyto- als auch beim Zooplankton (Tab. 2).

Tab. 2: Charakteristische Phytoplankton- und Zooplankton-Besiedlung von Bergbauseen in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad (nach Leßmann & Nixdorf 2002, 1997, 1998).

Versauerungsstufe	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]	Azidität KB _{4,3} [mmol/l]	Phytoplankton-Besiedlung	Zooplankton-Besiedlung
neutral	>6	0,5-1,5	<0	div. Cryptophyta, Chlorophyta, Diatomeen, (Haptophyta)	divers
I	>4,5-6	niedrig	um -0,5	(Besiedlungsmuster unerforscht)	
II	3,5-4,5	<1,5	0-1,6	<i>Peridinium</i> , <i>Gymnodinium</i> , Chlorophyta, (coccale) Cryptophyceen	<i>Cephalodella hoodi</i> , <i>C. gibba</i> , <i>Elosa worallii</i> , <i>Brachionus urceolaris</i> , Bdelloidea, <i>Chydorus sphaericus</i>
III	2,8-3,5	1,5-3,0	>1,6-15	<i>Ochromonas</i> , <i>Chlamydomonas</i> , <i>Scourfieldia</i>	<i>Cephalodella hoodi</i> , <i>Elosa worallii</i> , <i>Brachionus urceolaris</i>
IV	<2,6	>3	>15	<i>Ochromonas</i> , <i>Chlamydomonas</i> , Euglenophyceen	<i>Cephalodella hoodi</i> , <i>Elosa worallii</i>

4.7.6 Makrophyten

Im Gegensatz zur planktischen Besiedlung gestaltet sich das Wachstum von Makrophyten in Abhängigkeit von der Sedimentbeschaffenheit der Seen z.T. sehr üppig. Als Pionierpflanze saurer Tagebauseen ist häufig *Juncus bulbosus* (Zwiebel- oder Knollenbinse) zu finden. Die Art kann unter Wasser dichte Bestände ausbilden (Pietsch 1998, Fyson 2000). Sie war in 213 von 234 untersuchten Seen der Lausitz nachweisbar. *Potamogeton natans* (Schwimmendes Laichkraut) fand sich noch in ca. 44% der Gewässer (Pietsch 1998). Auch *Phragmites australis* (Schilfrohr), *Typha latifolia* (Breitblättriges Schilf) und weitere *Juncus*-Arten kommen in den Uferbereichen der meisten Seen vor, wobei starke Schwankungen der Wasserstände durch wasserwirtschaftliche und andere Sanierungsmaßnahmen erhebliche Wachstumsstörungen bewirken können.

4.7.7 Nahrungsnetz (Beispiel Tagebausee Plessa 117)

Eine Übersicht über die Verknüpfungen im pelagischen Nahrungsnetz des Tagebausees Plessa 117 mit einem pH-Wert von im Mittel 2,9 sowie eine Einordnung hinsichtlich der Ernährungsformen zeigt Abb. 10. Das Bakterioplankton zeichnet sich zeitweise durch einen hohen Anteil filamentöser Formen aus, welche im Jahresverlauf 2001 bis zu 35 % der Gesamtbiomasse ausmachten. Die bakterielle Produktion (BP) erreichte in diesem Zeitraum hohe Werte von $2\text{--}19 \mu\text{g C L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ und überstieg zeitweise die Raten der Primärproduktion (BP:PP = 0,08–2).

Das Phytoplankton ist durch acht Taxa vertreten, von denen der überwiegende Teil mixotroph ist. Es dominieren Flagellaten, die sich neben photoautotropher Ernährung vorwiegend saprotroph (*Chlamydomonas*) resp. phagotroph (*Ochromonas*) ernähren (Tittel et al. 2003).

Das Zooplankton zeichnet sich ebenfalls durch eine geringe Diversität aus und wird durch kleinere Vertreter des Metazooplanktons bestimmt. Bei den Rotatorien dominieren Vertreter aus den Gattungen *Brachionus*, *Cephalodella* und *Elosa*. Die Crustacea sind durch *Chydorus sphaericus* vertreten, welcher als Partikelfiltrierer ein breiteres Nahrungsspektrum besitzt.

Die Corixidae treten in hoher Artendiversität auf und zeichnen sich durch vielfältige Ernährungsmodi von Herbivorie bis Omnivorie aus.

Eine klare Einordnung der dominanten Arten hinsichtlich ihrer trophischen Stellung ist somit nicht möglich. Es überwiegen Taxa, welche durch die Möglichkeit des Wechsels ihres Metabolismus bzw. ihrer Ernährungsstrategie in der Lage sind, Phasen der Limitation durch einzelne Ressourcen zu umgehen.

Die Phytoplanktonentwicklung wird über verschiedene Nahrungswege gesteuert. Der heterotrophe Nahrungsweg über die Ingestion von Bakterien spielt für die Regulation der Populationen von *Ochromonas* und *Gymnodinium* als bakterivore Taxa eine Rolle. Die Mehrzahl der Algenarten im Tagebausee Plessa 117 ist in der Lage, in Zeiten der Ressourcenlimitation ihren Metabolismus von Autotrophie zu Heterotrophie zu verändern.

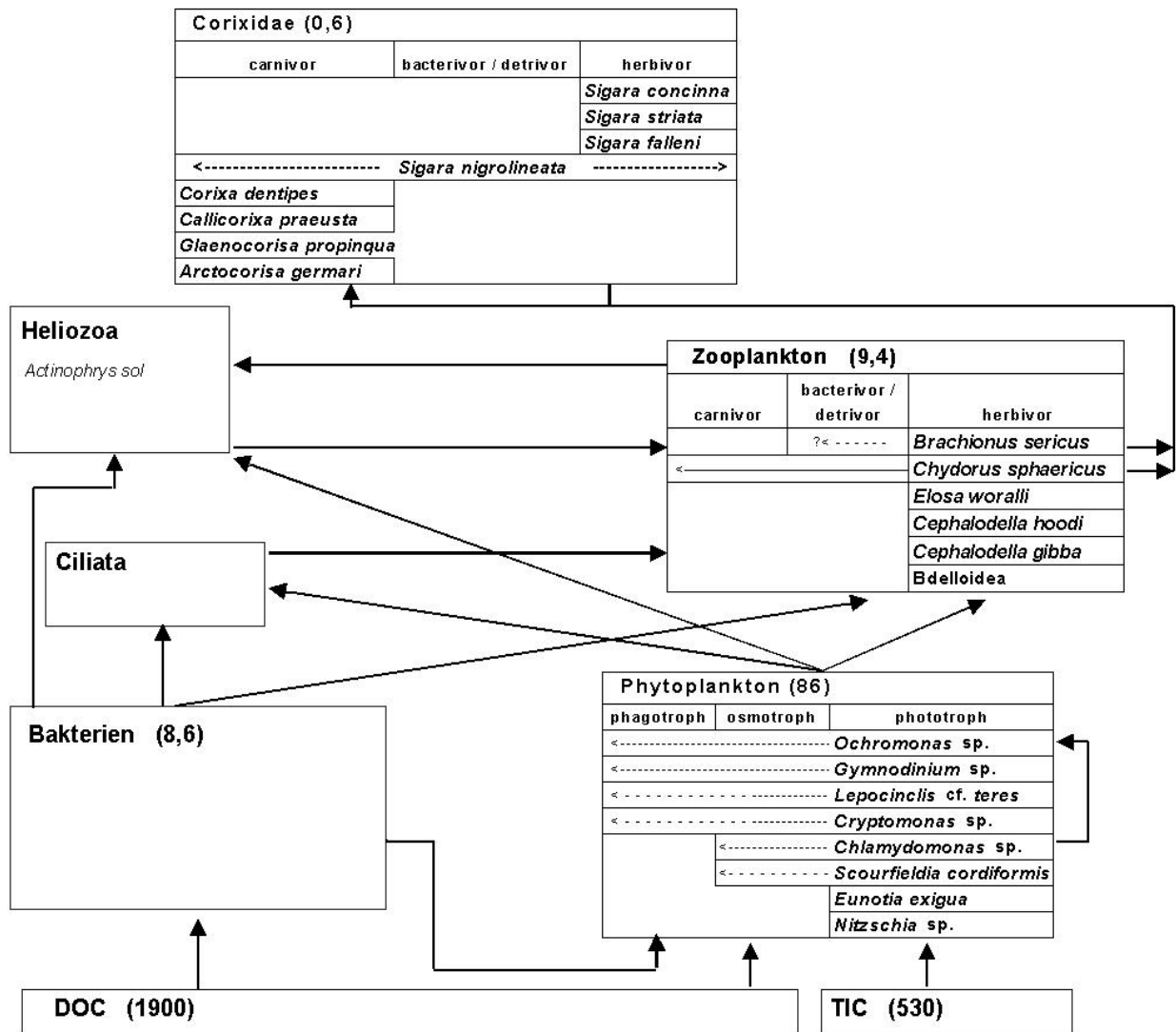


Abb. 10: Pelagisches Nahrungsnetz im Tagebausee Plessa 117. Zahlenangaben in Klammern entsprechen der mittleren Konzentration bzw. Biomasse [$\mu\text{g C L}^{-1}$] im Jahr 2001 (aus Beulker et al. 2004).

4.7.8 Nährstoffversorgung und Trophie, saisonale Phytoplanktonsukzession

Folgende Nährstoffe gelten als Trophie-bestimmend:

Stickstoff: Aufgrund der relativ hohen Stickstoffkonzentrationen (TN ca. 2 - 5 mg/l) kann in den Tagebauseen eine Limitation der Primärproduktion durch Stickstoff weitgehend ausgeschlossen werden. Die dominierende Stickstoffkomponente in sauren Seen ist Ammonium, das geogenen Ursprungs ist und aufgrund der im sauren Milieu gehemmten Nitrifikation mikrobiell nicht zu Nitrat umgewandelt werden kann.

Phosphor: Allgemein wird Phosphor als der am stärksten bzw. häufigsten auf die Primärproduktion limitierend wirkende Faktor angesehen. Die Daten aus Tagebauseen zeigen zum einen eine hohe Streuung und zum anderen einen deutlichen Trend zur Ausbildung relativ hoher Chlorophyll a-Konzentrationen bei geringen TP-Angeboten. Die trophische Umsetzung der Ressource Phosphor in Algenbiomasse scheint demnach sehr effizient zu verlaufen.

Kohlenstoff: Eine Besonderheit in Bezug auf die Limitation der Primärproduktion in sauren Tagebauseen stellen die äußerst geringen Konzentrationen gelösten anorganischen Kohlenstoffs (DIC) im Epilimnion während der Sommerstagnation dar. Während in normalen Hartwasserseen eine gute Pufferung durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht gegeben ist, fällt diese Art der Pufferung mit seinem großen Kohlenstoffangebot in extrem sauren Gewässern aus. Stattdessen befinden sie sich mit ihren niedrigen pH-Werten im Eisen- oder Aluminium-Pufferbereich. Bei $\text{pH} < 4,3$ stellen sich Konzentrationen an anorganischem Kohlenstoff ein, die der normalen Gleichgewichtskonzentration mit der Atmosphäre entsprechen. Die Werte liegen abgesehen vom grundwassergespeisten Hypolimnion während der Sommerstagnation meist unter 0,5 mg/l an gesamten anorganischen Kohlenstoff (TIC).

Das autotrophe Wachstum wird i.d.R. nicht durch die extreme Acidität gehemmt. Dafür sprechen die relativ hohen episodischen und saisonalen Chlorophyll a-Konzentrationen bzw. Biomasseentwicklungen, die in zahlreichen Seen beobachtet werden konnten. Die Intensität der Stoffumsätze wird durch die Ressourcenbereitstellung (mit anorganischem Kohlenstoff als wichtigem Faktor) gesteuert, während die Artenvielfalt durch die Säurebelastung der Tagebauseen eingeschränkt wird.

Der geogene Hintergrund der Phosphor-Konzentration für flaches oxidiertes Grundwasser beträgt etwa 0,01 - 0,02 mg/l, für tieferes anoxisches Grundwasser etwa 0,08 - 0,25 mg/l. In den Grundwasserproben der Lausitz werden in der Regel diese hohen Werte ebenfalls erreicht. Teilweise wurden TP-Konzentrationen über 1 mg/l gemessen. Die relativ hohen Phosphor-Konzentrationen des Grundwassers werden im See jedoch kaum wirksam, da der größte Teil in den eisenhaltigen mineralischen Sedimenten bei der Passage in den See gebunden wird. Das zumindest in der Anfangsphase der Flutung noch saure Seewasser und aus den Kippen zuströmendes potentiell saures Grundwasser wirken ebenfalls einer Eutrophierung durch die Fällung von Phosphor infolge der hohen Eisen- und Aluminiumgehalte entgegen.

Weitere Einträge von Nährstoffen werden direkt durch nasse und trockene Deposition (atmosphärischer Eintrag) über den Luftpfad (ca. 0,3 kg P/(ha·a)), durch Erholungssuchende (ca. 40 - 94 mg TP pro Badender) und Wasservögel (bis zu 380 mg TP pro Ente) verursacht (TGL 1982).

Der potentielle natürliche Nährstoffeintrag aus den meist nährstoffarmen sandigen Einzugsgebieten kann in Anlehnung an LAWA (1999) mit 0,1 kg P/(ha·a) kalkuliert werden, falls für die Zuflüsse keine ausreichenden hydrochemischen Untersuchungen vorliegen. Bei einer Grundwasserneubildung von ca. 100 mm (= 100 l/(m²·a)) ergibt sich ein maximaler spezifischer Eintrag über das Grundwasser von 0,1 - 0,2 kg P/(ha·a) bzw. 0,8 - 2,5 kg P/(ha·a); d. h. der Wert nach LAWA (1999) kann als unterer Grenzwert für den potentiellen natürlichen P-Eintrag in Seen mit hohem Anteil an Grundwasserzufluss betrachtet werden.

Fast alle Lausitzer Tagebauseen sind anhand der mittleren Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen als oligotroph bis schwach mesotroph einzustufen (Abb. 12), wobei die Phytoplanktonentwicklung im Jahresverlauf starken Schwankungen unterliegen kann.

Aber auch neutrale Tagebauseen sind ganz überwiegend als oligotroph oder mesotroph einzustufen (Abb. 11), da vor allem die hohen Eisenkonzentrationen der Sedimente und des zuströmenden kippenbeeinflussten Grundwassers noch längere Zeit für eine effektive Festlegung des Phosphors im Sediment sorgen.

Der Tagebausee Plessa RL 117 wies z.B. in den letzten Jahren einen pH-Wert von rund 2,6 und TP-Konzentrationen zwischen 5 und 12 µg/l auf. Die Chlorophyll a-Konzentrationen erreichten im Winter und Frühjahr regelmäßig ihre höchsten Werte. Ende Februar 1998 wurden mittels Fluoreszenzsonde maximal 27 bis 34 µg/l Chlorophyll a in 3 bis 14 m Tiefe gemessen.

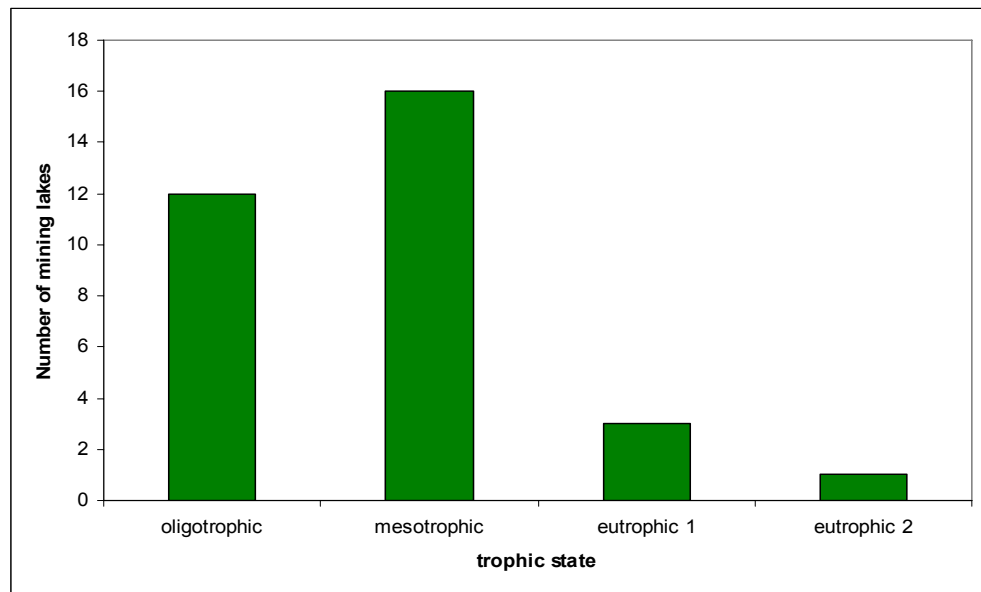


Abb. 11: Trophiestatus von 32 neutralen Tagebauseen in Deutschland anhand der mittleren TP- und Chl a-Konzentrationen

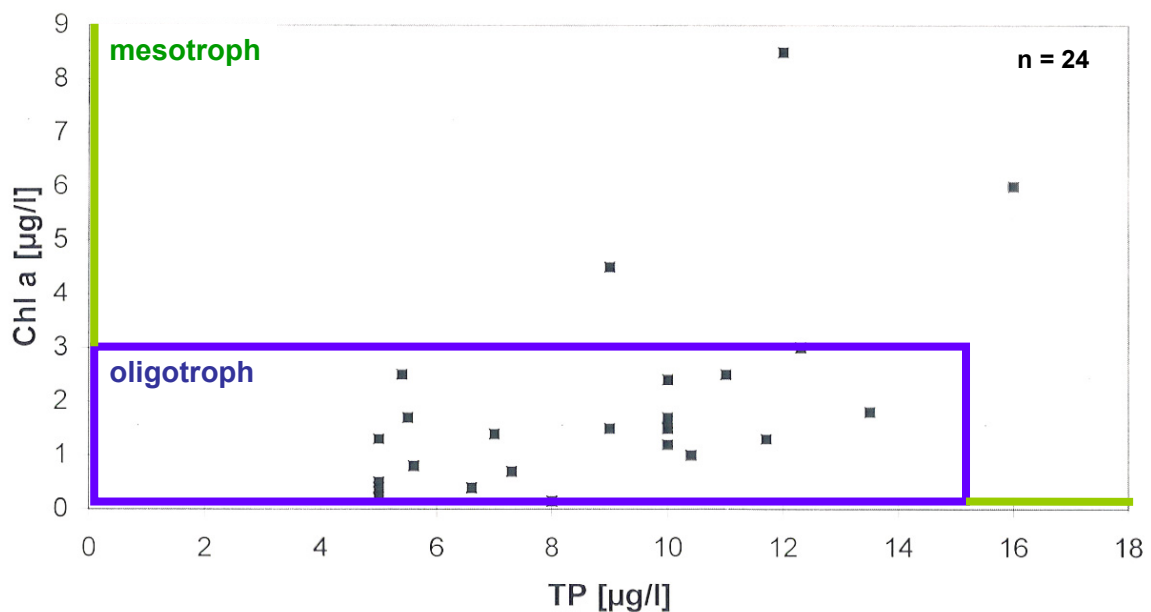


Abb. 12: Trophiestatus von Tagebauseen des Lausitzer Braunkohlenreviers anhand der mittleren TP- und Chl a-Konzentrationen

Wintermaxima unter Eis stellen eine typische Erscheinung in Tagebauseen dar. Das Eis verhindert das Entweichen des mit dem Grundwasserzufluss eingetragenen Kohlendioxids (CO_2) in die Atmosphäre und ermöglicht so die stärkere Phytoplanktonentwicklung. Vor Beginn der Sommerstagnation im April 1998 wurden noch 10 bis 14 µg/l Chlorophyll a in 4

bis 12 m Tiefe gemessen. Mit dem Beginn der Sommerstagnation kam es durch den Austausch mit der Atmosphäre und den Verbrauch durch die Phytoplankter zu einer raschen Abnahme der TIC-Konzentrationen im Epilimnion, wohingegen die Konzentrationen im Hypolimnion stark anstiegen, da hier ein steter Nachschub durch den Grundwasserzufluss erfolgte (Abb. 13). Der Anteil des durch Respiration freigesetzten Kohlendioxids (CO_2) ist in dem oligotrophen Gewässer als gering einzuschätzen (Nixdorf & Kapfer 1998). Als Folge war beim Phytoplankton eine Verlagerung der Maxima der Chlorophyll a-Tiefenverteilung in die Bereiche des Meta- und Hypolimnions zu beobachten (Abb. 14).

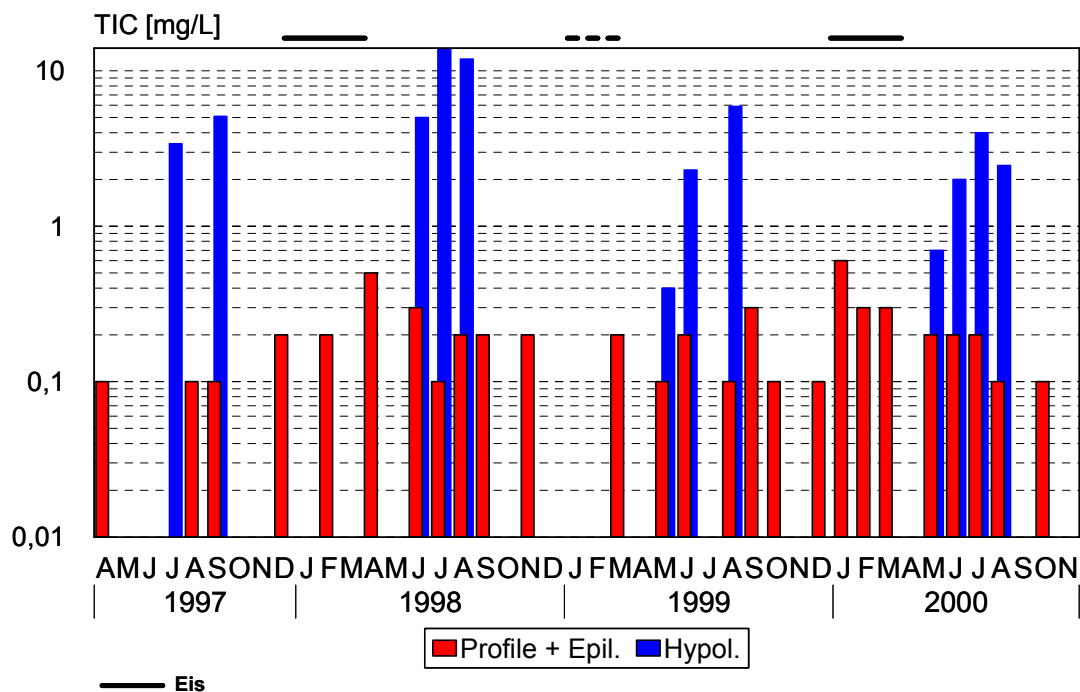


Abb. 13: TIC-Konzentrationen im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule (Profile) bzw. im Epilimnion und im Hypolimnion von 1997 bis 2000 (aus Lessmann & Nixdorf 2002).

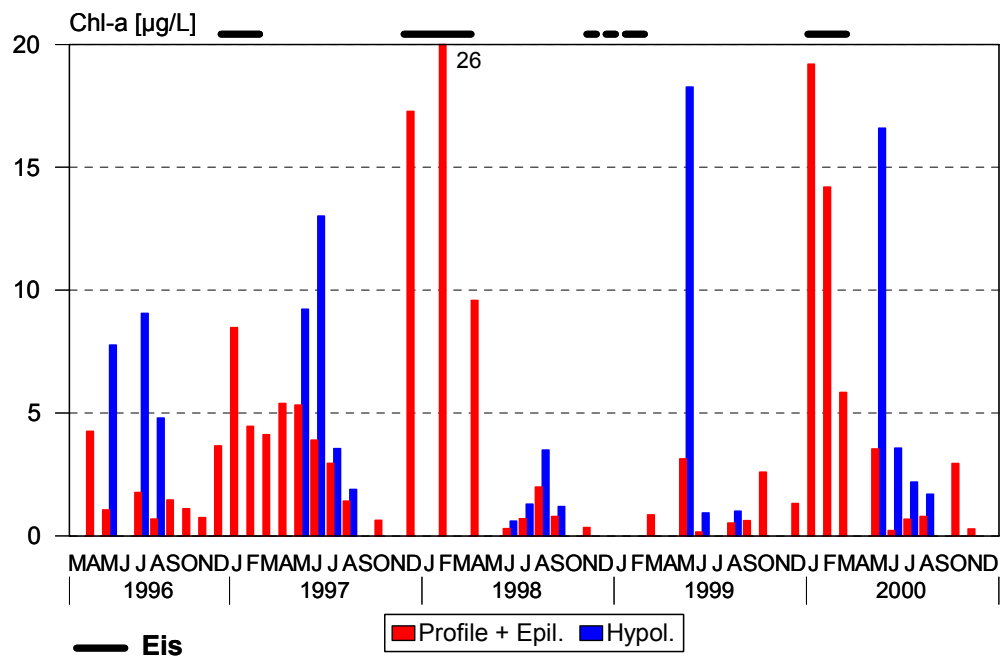


Abb. 14: Chlorophyll a-Konzentrationen im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule (Profile) bzw. im Epilimnion und im Hypolimnion von 1996 bis 2000 (aus Lessmann & Nixdorf 2002).

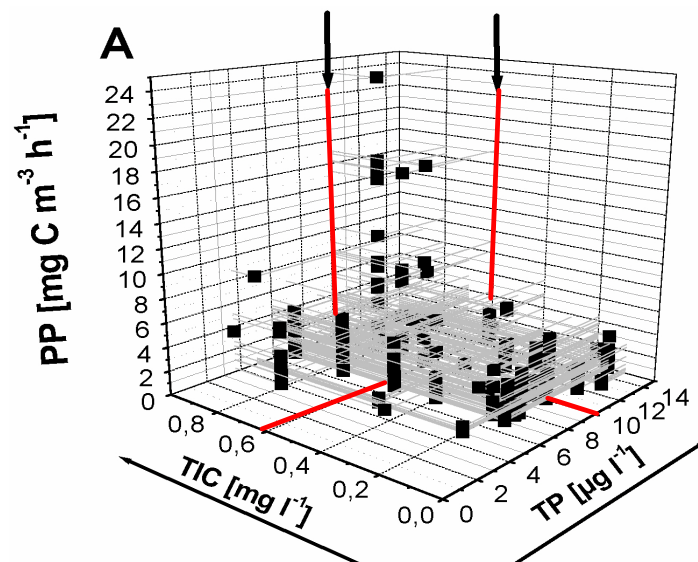


Abb. 15: Abhängigkeit der Primärproduktionsraten in Laborexperimenten im sauren Milieu von den Konzentrationen an TIC und TP (aus Beulker et al. 2004).

Die Abhängigkeit der Primärproduktion in sauren Tagebauseen sowohl von der anorganischen Kohlenstoffkonzentration als auch von der Gesamtposphor-Konzentration konnte auch in experimentellen Untersuchungen nachgewiesen werden. Dabei kam es zu einer deutlichen Steigerung der Primärproduktionsraten bei TIC-Konzentrationen über 0,6 mg/l in Verbindung mit TP-Konzentrationen über 9 µg/l (Abb. 15) (Beulker et al. 2004).

Insgesamt führen diese Phänomene in sauren Tagebauseen im Idealfall zu einer typischen saisonalen Sukzession des Phytoplanktons, wie sie z.B. im Tagebausee Plessa 117 beobachtet werden kann (Abb. 16). Die Entwicklung der Phytoplanton-Biomasse wird hier durch die Verfügbarkeit an anorganischem Kohlenstoff, Phosphor und Licht gesteuert.

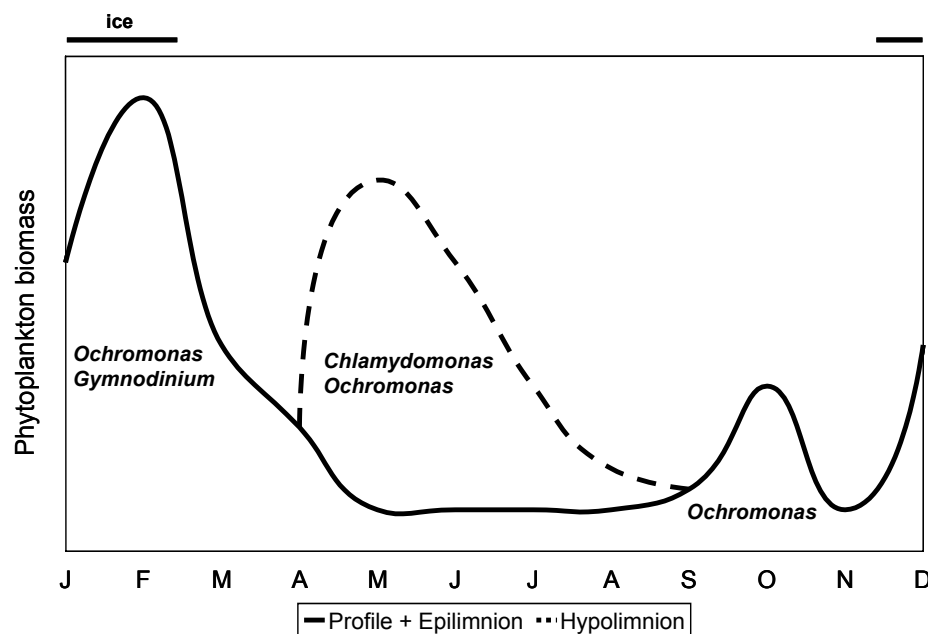


Abb. 16: Schema der durch charakteristische Algentaxa geprägten saisonalen Phytoplankton-Sukzession im Tagebausee Plessa 117 (pH 2,9).

5 Beispiele langfristig saurer Bergbauseen in der Lausitz

Insbesondere in der Lausitz gibt es zahlreiche Bergbauseen, die saure pH-Werte aufweisen. Bei einer ganzen Reihe dieser Seen liegen die pH-Werte bereits seit mehreren Jahrzehnten konstant im sauren pH-Bereich. Hierzu zählen u.a. der Badesee Halbendorf mit einem Alter von ca. 35 Jahren und pH-Werten um 3,1 (Abb. 17), das Südfeld des Senftenberger Sees mit einem Alter von ca. 40 Jahren und pH-Werten zwischen 3 und 4 (Abb. 18), der Felixsee mit einem Alter von ca. 70 Jahren und pH-Wert zwischen 3,6 und 4,0 (Abb. 19) sowie der Olbasee mit einem Alter von ca. 80 Jahren und einem pH-Wert von ca. 3,8. Diese Seen sind trotz ihrer niedrigen pH-Werte damit schon seit langem ein fester Bestandteil der Lausitzer Landschaft.

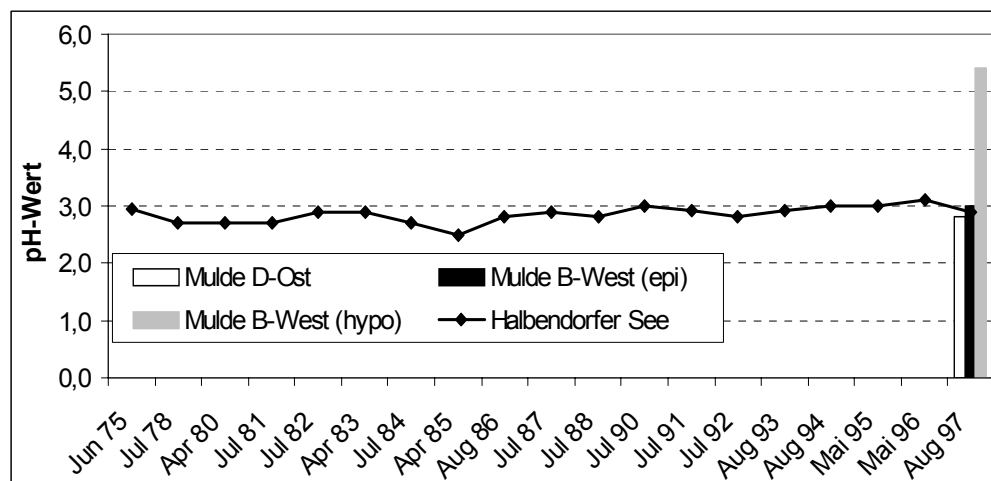


Abb. 17: Zeitliche Entwicklung der pH-Werte im Badesee Halbendorf (aus Nixdorf et al. 2001).

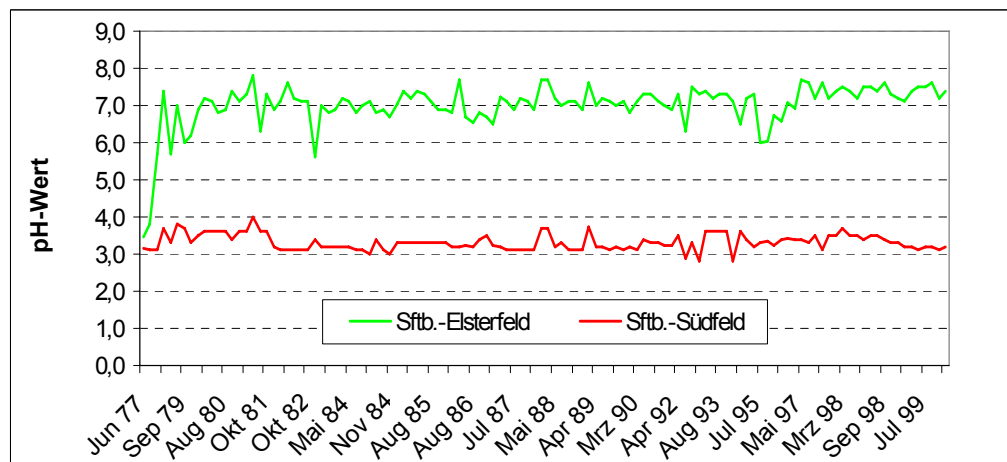


Abb. 18: Zeitliche Entwicklung der pH-Werte im nördlichen Teilbecken (Elsterfeld) und im Teilbecken Südfeld des Senftenberger Sees (aus Nixdorf et al. 2001)

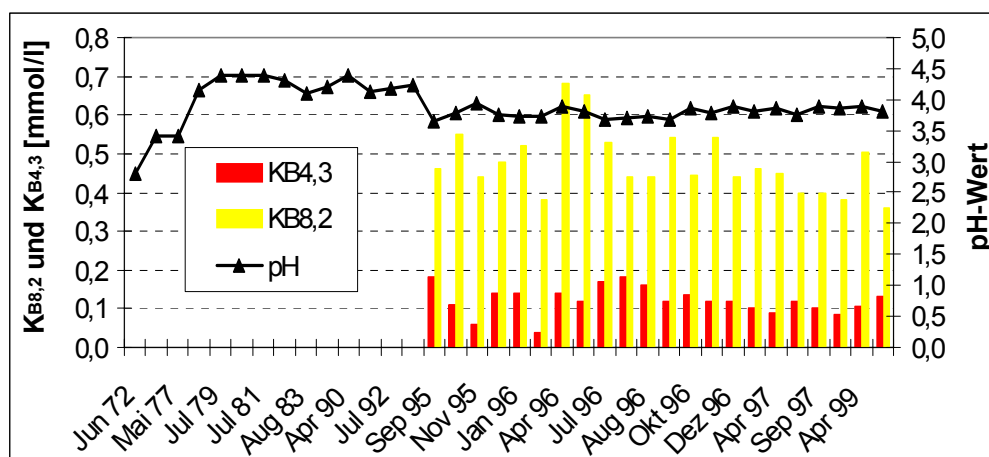


Abb. 19: Zeitliche Entwicklung der pH-Werte und der Werte für die Basekapazität im Felixsee (aus Nixdorf et al. 2001).

6 Grundlagen zur ökologischen Bewertung von sauren Bergbauseen

Die Festlegung des höchsten ökologischen Potentials von künstlichen Wasserkörpern hat soweit wie möglich durch den Vergleich biologischer Qualitätskomponenten mit den am besten vergleichbaren natürlichen Wasserkörpern zu erfolgen. Dies setzt jedoch voraus, dass es zu den künstlichen Wasserkörpern vergleichbare natürliche Gewässer gibt. Die meisten Bergbauseen Deutschlands, die aus dem Abbau von Braunkohle hervorgegangen sind, sind von der Ökoregion her dem zentraleuropäischen Tiefland zuzurechnen. Nur relativ wenige finden sich in Mittelgebirgslagen (v.a. die Oberpfälzer Bergbauseen bei Schwandorf). Alle Bergbauseen besitzen eine hohe Mineralisation mit hohen Calcium- und Sulfat-Konzentrationen und sind damit als kalkreich einzustufen. Sofern sie nicht in bestehende Gewässersysteme z.B. als Speicher eingebunden sind, ist ihr oberirdisches Einzugsgebiet im Verhältnis zum Volumen klein. Aufgrund ihrer Morphometrie mit relativ großen maximalen und mittleren Tiefen weist ein hoher Prozentsatz unter ihnen eine sommerliche Schichtung auf. Damit sind die meisten Bergbauseen den Typen 13 und 10 der LAWA-Einteilung nach Mathes et al. (2002) zuzuordnen. Einige Bergbauseen gehören aber auch zu den Typen 7 oder 14. Dies gilt gleichermaßen für pH-neutrale und saure Bergbauseen (Abb. 20). Daher ist zu überlegen, ob man in das Typisierungsschema nicht entsprechende Typen saurer Seen mit aufnimmt: als Seetypen 7s, 10s, 13s und 14s, wobei das Auftreten eines Sees des Typs 10s sehr unwahrscheinlich ist, da dies ein größeres Einzugsgebiet voraussetzen würde, aus dem dem See saures Wasser zugeführt wird.

Während für die pH-neutralen Bergbauseen zahlreiche natürliche Gewässer als Referenzgewässer zur Verfügung stehen, gibt es für die sauren Bergbauseen in Mitteleuropa keine natürlichen Gewässer, die als Referenz das höchste ökologische Potential vorgeben könnten. In einem solchen Fall eröffnet die WRRL die Möglichkeit, dass zur Bewertung des ökologischen Zustands und zur Definition des höchsten ökologischen Potentials Daten von annähernd vergleichbaren künstlichen Wasserkörpern verwendet werden (s. „Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern“, CIS-Arbeitsgruppe 2.2 und „Toolbox on identification and designation of artificial and heavily modified water bodies“, CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies). Für saure Tagebauseen, wenn sie als künstliche Gewässer klassifiziert worden sind, kann damit der Referenzzustand nur durch Expertenurteil anhand der bestmöglichen biologischen Werte im Vergleich untereinander ermittelt werden.

Am besten vergleichbarer Wasserkörper

In einzelnen Fällen werden keine vergleichbaren natürlichen Wasserkörper zur Verfügung stehen. In diesen Fällen, die ausreichend begründet werden müssen, sollten im Hinblick auf das höchste ökologische Potenzial Daten von annähernd vergleichbaren erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern verwendet werden (und daher vorzugsweise die best möglichen gegenüber den best verfügbaren), sofern solche Daten zur Verfügung stehen (siehe Beispielsammlung). Daten von den besten verfügbaren Standorten könnten dann verwendet werden, wenn an diesen die best möglichen Bedingungen anhand von Modellen oder Expertenurteilen extrapoliert werden können.

aus: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern
CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (2002)

Eine wichtige Voraussetzung zur Festlegung des Referenzzustands ist dabei, dass die Seen bereits langfristig stabil saure Bedingungen aufweisen, so dass sich eine entsprechend angepasste Phytoplankton-Biozönose entwickeln konnte. Dementsprechend kann eine zuverlässige Bewertung auch nur an solchen Bergbauseen durchgeführt werden, die langfristig (seit mindestens 3 – 5 Jahren und bis zum Ende des Bewirtschaftungszeitraums nach WRRL) relativ konstante pH-Werte (pH-Schwankungen nicht größer als ca. 0,3 Einheiten) aufweisen und bei denen keine Sanierungsarbeiten laufen, die zu Veränderungen des pH-Wertes und der hydrologischen Bedingungen führen.

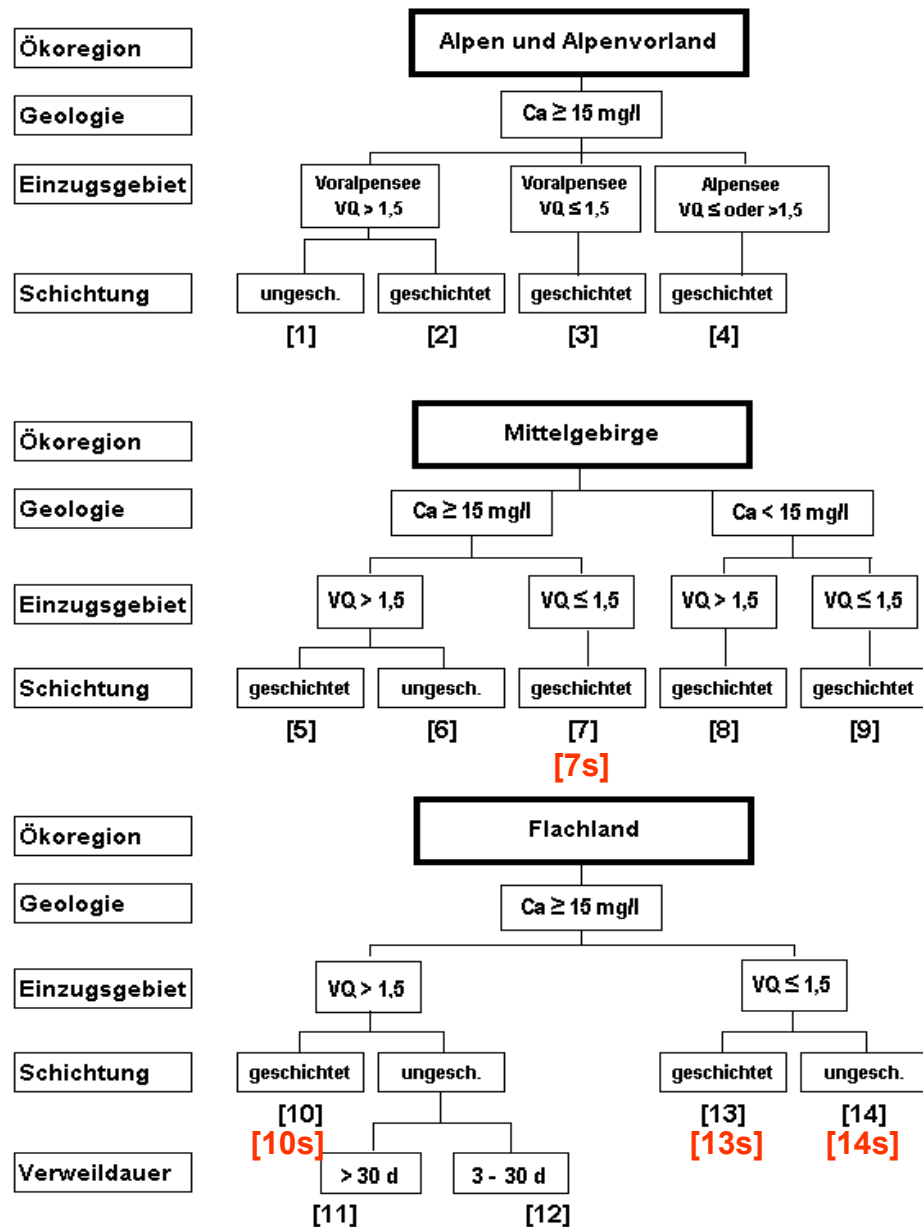


Abb. 20: Ursprüngliches Typisierungssystem für die Seen Deutschlands nach Mathes et al. (2002) mit möglichen sauren Untertypen (s-Typen).

7 Grundzüge eines Bewertungsverfahrens für saure Seen

Die WRRL sieht vor, dass als biologische Qualitätselemente zur Bewertung und damit auch zur Ermittlung des ökologischen Potentials die Zusammensetzung, die Abundanz und die Biomasse des Phytoplanktons herangezogen werden sollen (WRRL Anhang V, Punkt 1.1.2). Da der Vergleich von Abundanzen beim Phytoplankton angesichts der enormen Größenunterschiede zwischen den Taxa wenig sinnvoll ist und die Artenzusammensetzung auf der Basis von Spezies fast so vielfältig ist, wie die Anzahl an Seen, sind die entscheidenden und sinnvollen Kriterien, die als Bewertungsgrundlage beim Phytoplankton herangezogen werden können, die Struktur der Phytoplanktonzönose und die Biomasse.

Zur Bewertung natürlicher Gewässer anhand der Phytoplankton-Besiedlung wurde der Phyto See-Index (PSI) entwickelt (Mischke et al. 2008, 2009), der auf künstliche und erheblich veränderte Gewässer erweitert werden konnte (Hoehn et al. 2009, Mischke et al. 2009). Das Verfahren unterscheidet ökologisch relevante Seetypen, so dass eine typspezifische Bewertung ermöglicht wird. Der PSI stuft die Gewässer in eine der fünf WRRL-Zustandsklassen ein. Er wird dabei aus den drei Einzelkenngrößen Biomasse (unter Berücksichtigung von Biovolumen und Chlorophyll a-Konzentrationen), Algenklassen (belastungsabhängige Veränderungen der Biovolumina und/oder Dominanzanteile bestimmter Algenklassen) und dem Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI) (System von Indikatorarten) berechnet. Die drei Kenngrößen wurden an der Belastungsgröße „Eutrophierung“ im Abgleich mit Referenzgewässern geeicht und gehen mit unterschiedlicher Wichtung in die Gesamtbewertung (den PSI) ein.

Dieses zunächst nur für natürliche Seen entwickelte Verfahren ist grundsätzlich auch auf als künstlich eingestufte Gewässer wie Bergbauseen anzuwenden und bringt plausible Ergebnisse, wobei bei einigen Seetypen Modifikationen des Bewertungsverfahrens vorgenommen werden mussten (Hoehn et al. 2009). Bei sauren Seen scheitert die Bestimmung des PSI jedoch fast immer daran, dass sich für diese Seen die Einzelkenngröße PTSI aufgrund des Fehlens oder der zu geringen Anzahl an Indikatorarten nicht bestimmen lässt. Auch macht die Berechnungsgrundlage für den Algenklassen-Index bei sauren Bergbauseen oft wenig Sinn, da die belastungsanzeigenden Klassen in diesen Seen meist von vornherein fehlen (z.B. Cyanobakterien), da sie nicht säuretolerant sind.

Es war daher im Rahmen diese Studie zu prüfen, welche biozönotischen Kenngrößen für eine Beschreibung und Bewertung des ökologischen Potentials für stabil saure Bergbauseen in Frage kommen.

Grundsätzlich werden Belastungen durch Änderungen der typspezifischen Besiedlungsmuster, verminderte Artenzahlen und erhöhte oder verminderte Gesamt-Biovolumina angezeigt. Unter den Belastungen ist in sauren Bergbauseen die Eutrophierung eher selten, da Phosphor-Einträge aufgrund der hohen Eisen-Konzentrationen sehr effektiv gebunden und dauerhaft im Sediment festgelegt werden (Grüneberg 2006). Eine Saprobisierung würde durch erhöhte Zufuhr organischer Substanzen zur Belastung des Sauerstoffhaushalts, verstärktem Bakterienwachstum, Veränderungen der Tiefe der euphotischen Zone und des Lichtklimas führen. Des Weiteren stellen in einigen Bergbauseen Altlasten, aus denen insbesondere organische Schadstoffe freigesetzt werden, sowie erhöhte Schwermetallkonzentrationen ein Problem dar, das sich auch auf das Phytoplankton auswirken kann.

8 Datenbasis der Studie

8.1 Charakteristika der Seen im Datensatz

Die Ausarbeitungen zur Ermittlung des ökologischen Potentials und zur Schaffung einer Grundlage zur Bewertung von sauren Bergbauseen basieren auf Daten aus 18 sauren Seen, für die insgesamt Daten aus 29 „Seenjahren“ zur Verfügung standen. Bis auf den Kiessee Naunhof sind alle Seen durch den Abbau von Braunkohle entstanden. Die Braunkohle-Tagebauseen verteilen sich auf das Lausitzer Revier, das hessische Braunkohlerevier um Borken und das Oberpfälzer Revier bei Schwandorf (Abb. 21).

Für die Seen lagen überwiegend sowohl allgemeine Informationen einschließlich morphometrischer Daten, physikalische Messungen und chemische Analysen sowie Daten der Phytoplanktonanalytik und Chlorophyll a-Bestimmungen vor, die von den zuständigen Landesbehörden Sachsens, Bayerns und Hessens zur Verfügung gestellt wurden bzw. bei den Brandenburger Seen aus dem Datenbestand der der LMBV (Bischdorfer See und Gräbendorfer See) und der BTU Cottbus (Felixsee) stammen. Damit liegt die Zuständigkeit schon derzeit oder zukünftig bei neun der Seen beim Freistaat Sachsen, bei fünf Seen beim Freistaat Bayern, bei drei Seen beim Land Brandenburg und bei einem See beim Land Hessen.

Alle Seen gehören zum Typ des tiefen sich in den Sommermonaten permanent schichtenden Sees mit hoher Mineralisation (Ca-Konzentrationen $> 15 \text{ mg/L}$) und kleinem Volumenquotienten ($\text{VQ} < 1,5$). Sechs Seen liegen in der Mittelgebirgsregion sind deshalb dem Typ 7 der Typisierung nach Mathes et al. (2002) zuzuordnen, zwölf Seen gehören durch ihre Lage im Tiefland zum Typ 13.

Bei der weiteren Betrachtung der Daten wird in der Regel zwischen diesen beiden Seetypen unterschieden, um mögliche Unterschiede aufdecken zu können. Alle Datenauswertungen erfolgen auf der Basis der Seenjahre, wobei mindest vier einigermaßen gleichmäßig über das Jahr erfolgte Probennahmen vorliegen müssen.

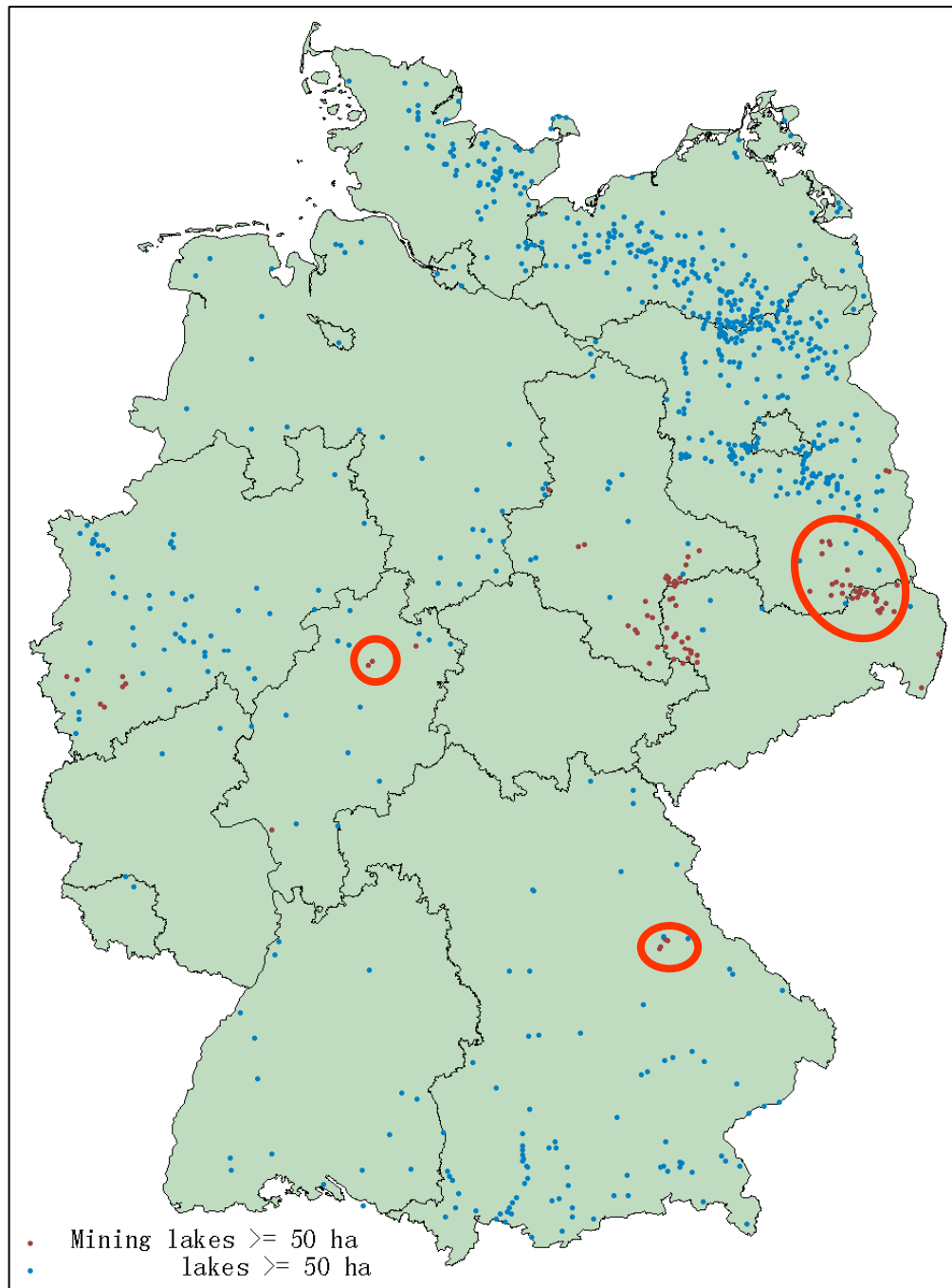


Abb. 21: Lage der in die Datenauswertung einbezogenen Braunkohle-Tagebauseen in Deutschland.

Tab. 3: Bei der Datenauswertung berücksichtigte Seen mit einigen wichtigen Kennwerten (pH und TP-Konzentrationen teilweise als mittlere Werte mehrerer Jahre).

See	Bundesland	Seetyp	„Seenjahre“	pH	TP [µg/L]
Ausee	Bayern	7	1	3,0	9
Badesee Halbendorf	Sachsen	13	3	3,2	10
Bärwalde	Sachsen	13	1	2,9	14
Bischdorfer See	Brandenburg	13	1	3,7	10
Brueckelsee	Bayern	7	1	3,2	3
Felixsee	Brandenburg	13	2	3,8	5
Geierswalder See	Sachsen / Brandenburg	13	1	3,6	7
Gräbendorfer See	Brandenburg	13	3	5,2	10
Kiessee Naunhof	Sachsen	13	1	5,0	3
Knappensee	Bayern	7	1	4,3	7
Murner See	Bayern	7	1	3,4	3
Neuhauser See (Ost und West)	Sachsen	13	4	3,6	5
Olbasee	Sachsen	13	3	3,8	9
Paupitzscher See	Sachsen	13	2	4,2	5
Restsee Heide VI	Sachsen	13	1	2,7	-
Singliser See	Hessen	7	2	4,2	(135)
Steinberger See	Bayern	7	1	4,6	3

8.2 Hinweise auf mögliche Datenfehler

Die biologische und insbesondere chemische Analytik von Proben aus eisensauren Bergbauseen stellt eine besondere Herausforderung dar. Die mikroskopische Untersuchung und Auswertung von Lugol-fixierten Phytoplanktonproben wird durch Eisenausfällungen erschwert, die oft ein zusätzliches Ansäuern der Probe erfordern, um das Eisen in Lösung zu bringen. Auswirkungen auf das Phytoplankton sind dabei nicht auszuschließen. Zudem kommen insbesondere im extrem sauren Bereich eine Reihe von Nanoplanktern vor, die schwer und nur mit einiger Erfahrung sicher zu bestimmen sind. Dies führt dazu, dass ein Wechsel des Bearbeiters sich relativ häufig auch in den Artenlisten widerspiegelt, ohne dass es in einem See zu realen Veränderungen gekommen ist.

Die Eisenausfällungen erschweren aber ganz besonders alle chemischen Analysen, bei denen photometrische Verfahren zum Einsatz kommen. Ohne entsprechende Erfahrung im Umgang mit diesen Proben kann es leicht zu Fehlbestimmungen kommen. Dies betrifft leider auch die Phosphor- und, in allerdings geringerem Maße, die Chlorophyll a-Bestimmung.

Sowohl für die biologische Bearbeitung als auch die chemische Analytik ist daher zu fordern, dass bei guten Erfahrungen die Bearbeiter nicht leichtfertig gewechselt werden sollten.

Alle Proben wurden einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Daten, die extreme Abweichungen von den zu erwartenden Werten aufwiesen und bei denen kein systematischer Fehler vorlag, wurden aus der Auswertung ausgeschlossen, so dass für einige der Seen keine TP-Konzentrationen für die Auswertung vorlagen.

Vergleicht man die Phytoplankton-Biovolumina mit den Chlorophyll a-Konzentrationen, so wird deutlich, dass die Chlorophyll a-Konzentrationen sehr häufig deutlich unter den zu erwartenden Werten bleiben, legt man das normale Verhältnis von 5:1 zugrunde (Abb. 22). Die genauen Gründe hierfür können im Rahmen dieser Studie nicht geklärt werden. Neben Fehlbestimmungen können bestimmte Algentaxa, insbesondere mixotrophe Arten, die vor allem in den stark sauren Seen häufig vorkommen, niedrigere Phytopigment-Konzentrationen aufweisen als üblich. Hier ist weiterer Untersuchungsbedarf vorhanden.

Bei den Phytoplankton-Daten wurden teilweise sehr starke Unterschiede zwischen den Zellvolumina einzelner Arten deutlich. Größenunterschiede mit einem Faktor über 100 erscheinen sehr zweifelhaft und erfordern gegebenenfalls eine sorgfältigere Kontrolle der Daten durch die Bearbeiter. Umrechnungsfehler ließen sich dagegen meist problemlos korrigieren. Aber

auch deren relativ häufiges Auftreten spricht für die Forderung nach einer besseren Endkontrolle der Daten.

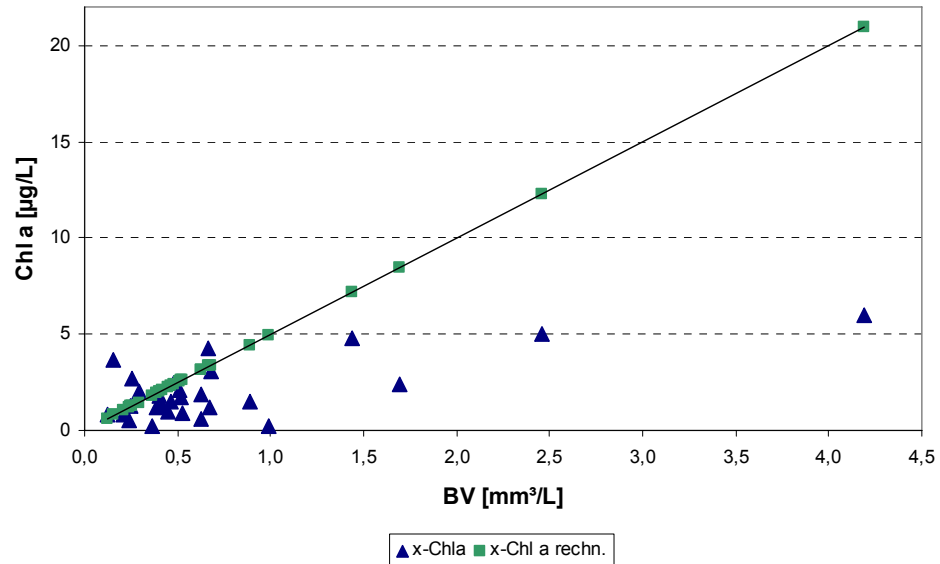


Abb. 22: Verhältnis von mittlerem Biovolumen zu mittlerer Chlorophyll a-Konzentration im Auswertungsdatensatz im Vergleich mit dem rein rechnerisch zu erwartenden Ergebnis.

9 Einfluss unterschiedlicher pH-Werte

9.1 Phosphorkonzentrationen

Von den Steuergrößen der Primärproduktion in sauren Bergbauseen gehört nur die Phosphorkonzentration zu den im Rahmen von Monitoringprogrammen regelmäßig gemessenen Parametern. Dem anorganischen Kohlenstoff kommt in diesen Seen zwar auch eine entscheidende Bedeutung zu, unterliegt aber im Gegensatz zum Phosphoreintrag in die Gewässer nicht unmittelbar einer anthropogenen Beeinflussung. Deshalb ist zu prüfen, wie sich die Phosphorkonzentrationen auf die Biomasseentwicklung auswirken.

Die Verteilung der TP-Konzentrationen entlang des pH-Gradienten von extrem sauer nach neutral zeigen, dass Seen im weniger sauren Bereich im Mittel deutlich niedrigere TP-Konzentrationen aufweisen als Seen im extrem sauren Bereich, wobei das Niveau der TP-Konzentrationen aber in allen Seen niedrig ist und dem von natürlichen oligotrophen Seen entspricht. Extrem saure Seen können dabei aber durchaus auch sehr niedrige TP-Konzentrationen unter 5 µg/L haben (Abb. 23).

Eine mögliche Erklärung für die mit ansteigendem pH-Wert im Mittel niedrigeren TP-Konzentrationen ist, dass bei pH-Werten über 3 der Hauptwirkungsbereich des Eisenpuffers liegt, in dem es bei Alkalinitätszufuhr zu einer Fällung von Eisenhydroxiden kommt, durch die Phosphor mit gefällt werden kann. Dies ist auch im Bereich des Aluminiumpuffers im pH-Bereich über 4 möglich (vgl. Kap. 4.4.3).

Sowohl die Bergbauseen des Flachlands vom Seetyp 13 als auch die Seen des Mittelgebirges vom Seetyp 7 verhalten sich hier gleich.

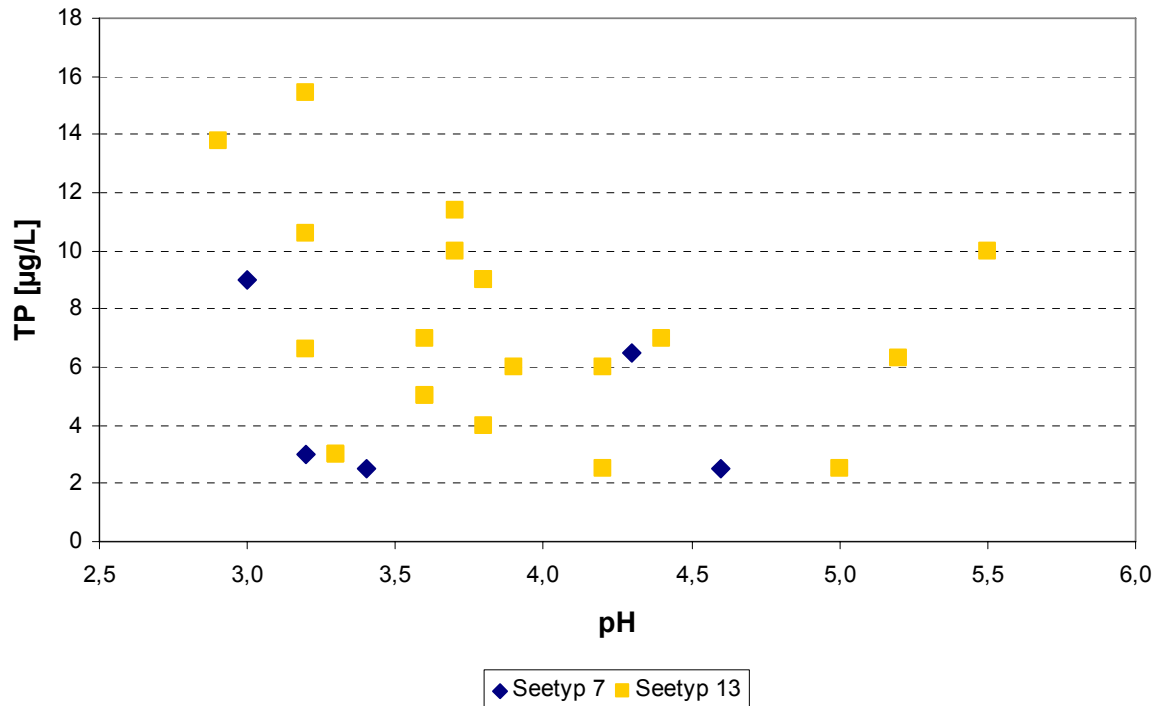


Abb. 23: Mittlere jährliche TP-Konzentrationen in Bergbauseen mit unterschiedlichen pH-Werten.

9.2 Biomasse-Bildung in Abhängigkeit von der TP-Konzentration

Die höheren TP-Konzentrationen bei extrem niedrigen pH-Werten lassen eine höhere Biomasse in diesen Seen erwarten. Dies wird im Prinzip bestätigt, wenn man die mittleren jährlichen Biovolumina in Seen mit unterschiedlichen pH-Werten miteinander vergleicht (Abb. 24). Selbst wenn man die extremen „Ausreißer“ unberücksichtigt lässt, ergibt sich eine Abnahme des Phytoplankton-Biovolumens vom extrem sauren zum schwach sauren Bereich. Bezeichnenderweise wurden die beiden höchsten Biomassen, die weit über den Mittelwerten der Seen des entsprechenden pH-Bereichs liegen, auch im extrem sauren Bereich bis pH 3 ermittelt. Berücksichtigt man die Seen mit pH-Werten ≤ 3 nicht, wird deutlich, dass zwar eine Abnahme der mittleren jährlichen Biovolumina erfolgt, diese sich aber in einem sehr niedrigen Bereich vollzieht. So erreichen die Biovolumina der Seen mit pH-Werten zwischen 3 und 3,5 zwar bis zu rund 1 mm³/L, können aber auch bei nur 0,2 bis 0,4 mm³ liegen - Werten, die auch in den weniger sauren Seen mit pH-Werten um 5 bis 5,5 bestimmt wurden (Abb. 25).

Zwischen den Seen des Typs 13 und Seen des Typs 7 sind dabei keine grundlegenden Unterschiede festzustellen.

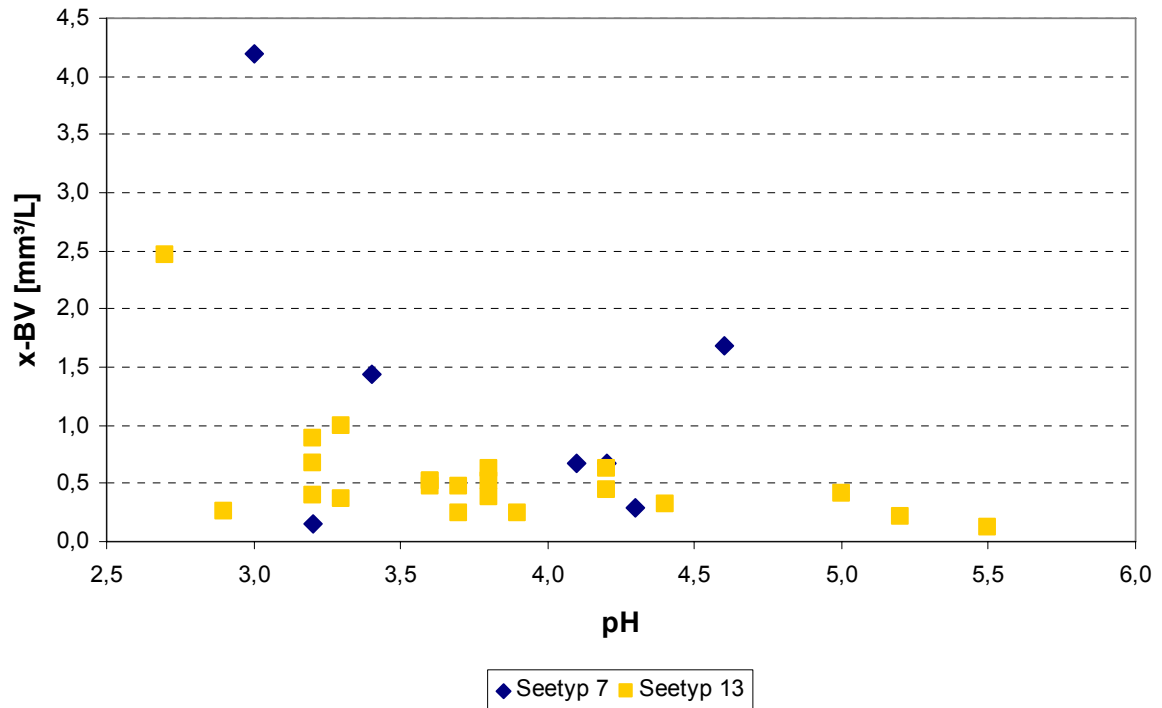


Abb. 24: Mittleres jährliches Biovolumen des Phytoplanktons in Seen mit unterschiedlichen pH-Werten.

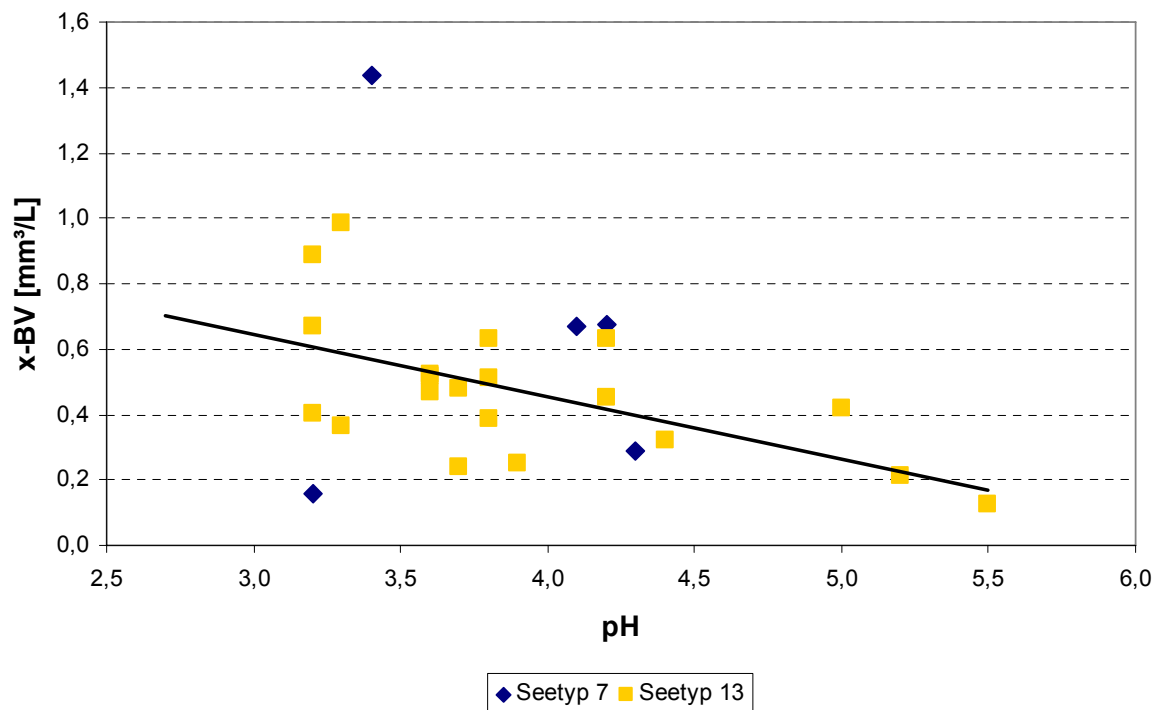


Abb. 25: Mittleres jährliches Biovolumen des Phytoplanktons in Seen mit unterschiedlichen pH-Werten ohne Berücksichtigung der Seen mit pH-Werten ≤ 3 . Trendlinie für die Seen des Typs 13.

Aufschlussreich ist auch die Biomassebildung pro TP-Einheit (Abb. 26). Diese bewegt sich entlang des gesamten pH-Gradienten ganz überwiegend auf niedrigem Niveau bei Werten, die unter $0,3 \text{ mm}^3/\mu\text{g}$, zum größten Teil sogar unter $0,1 \text{ mm}^3/\mu\text{g}$ liegen. Die höchsten Werte weisen drei Seen des Typs 7 auf. Dies entspricht weitgehend den Werten, die für pH-neutrale Tagebauseen ermittelt wurden, in denen der Quotient Werte bis rund $0,25 \text{ mm}^3/\mu\text{g}$ erreicht (Hoehn et al. 2009).

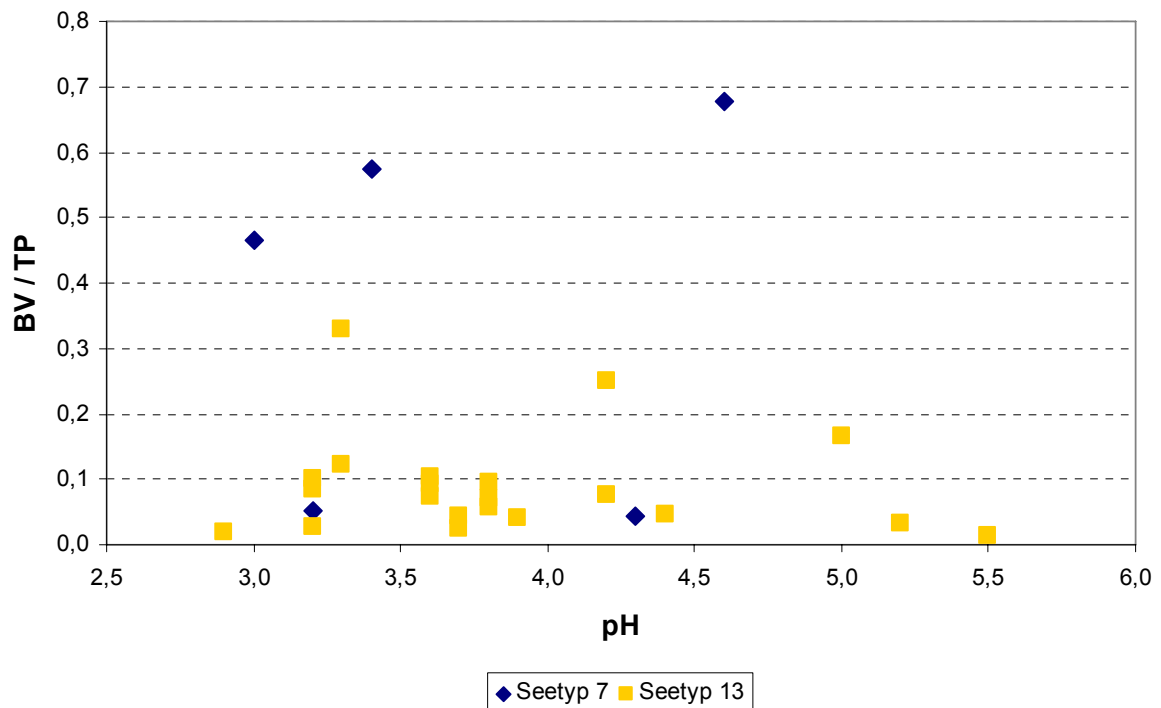


Abb. 26: Gebildetes Biovolumen pro TP-Einheit [in $\text{mm}^3/\mu\text{g}$] in Seen mit unterschiedlichen pH-Werten.

9.3 Chlorophyll a-Konzentrationen

Die jährlichen mittleren und die maximalen Chlorophyll a-Konzentrationen zeigen noch deutlicher als die Biovolumina eine Abnahme der Konzentrationen vom extrem sauren zum schwach sauren Bereich (Abb. 27, Abb. 28). Besonders deutlich wird dies bei den Mittelgebirgsseen des Typs 7. Jedoch liegen nur 20 % der Seenjahre (bis auf einen See ausschließlich vom Typ 7) mit ihren mittleren Konzentrationen über $3 \mu\text{g/L}$. Die große Mehrheit des Typs 13 bewegt sich unabhängig vom pH-Wert unter $2 \mu\text{g/L}$ Chl a.

Die Chlorophyll a-Maxima spiegeln weitgehend die mittleren Konzentrationen wider (Abb. 28). Die Verteilung ist fast identisch, wobei die Werte leicht bis stark höher sind. Bereits für

den Datensatz relativ hohe mittlere Chl a-Konzentrationen weisen auch den weitaus stärksten Anstieg bei den maximalen Konzentrationen auf. Dies wird wieder besonders deutlich bei den bayerischen Seen des Typs 7. Auch hier ist aber darauf hinzuweisen, dass die Maxima sich nur in wenigen Fällen über 10 µg/L und damit auf vergleichsweise niedrigem Niveau bewegen.

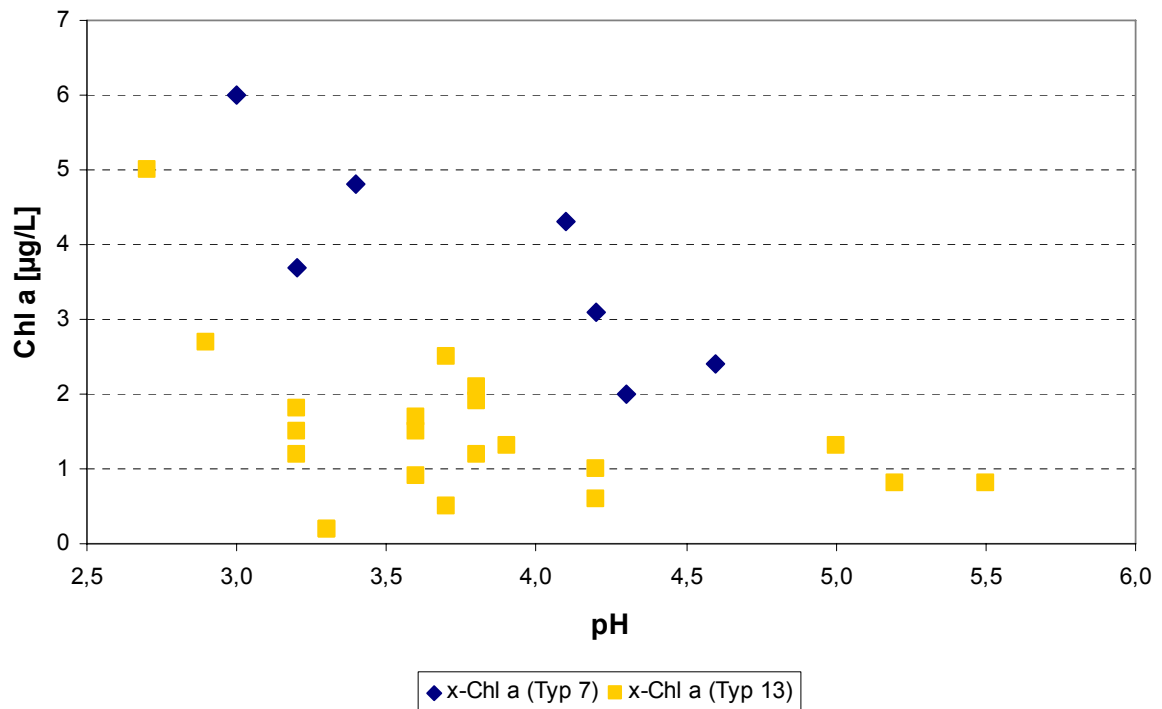


Abb. 27: Mittlere jährliche Chlorophyll a-Konzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert.

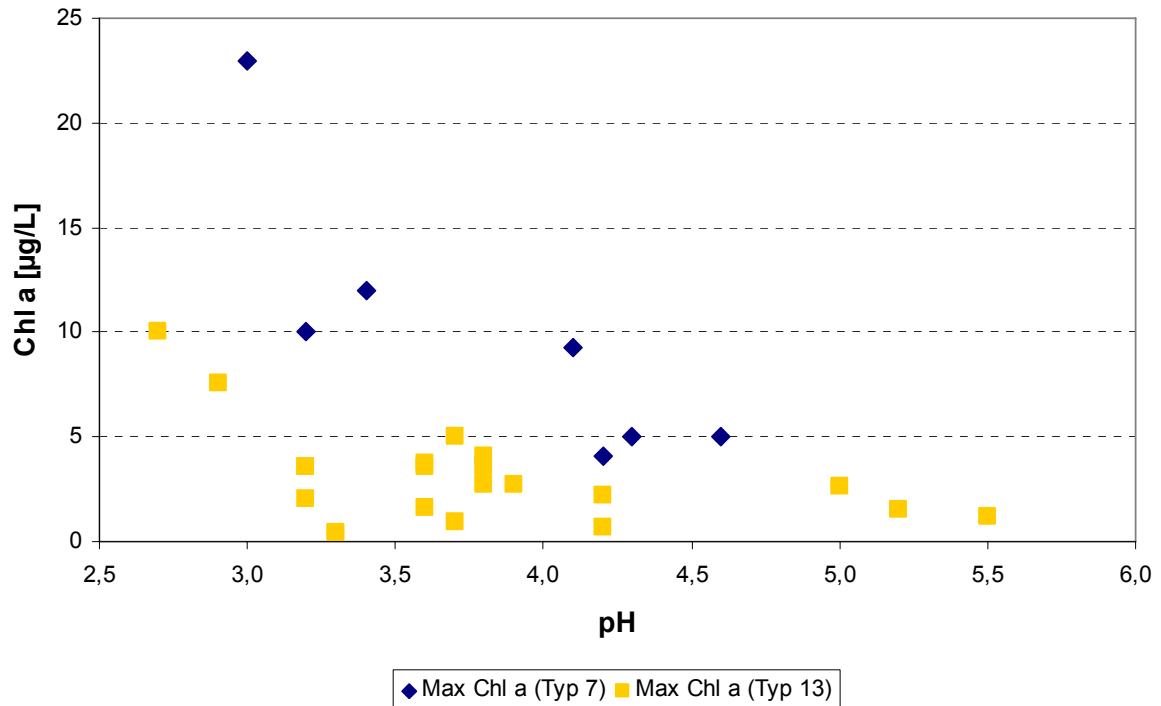


Abb. 28: Maximale jährliche Chlorophyll a-Konzentrationen in Abhängigkeit vom pH-Wert.

9.4 Biodiversität

9.4.1 Grundlagen

Die Biodiversität stellt ein wesentliches Kriterium für die Qualität einer Biozönose und damit auch ihren Lebensraum dar. Durch ihre Berücksichtigung kann die Forderung der WRRL nach Einbeziehung der Artenzusammensetzung in die Festlegung des ökologischen Potentials und die Bewertung berücksichtigt werden. Deshalb sollten Biodiversitätsbetrachtungen in die ökologische Bewertungen saurer Bergbauseen mit einfließen – insbesondere dann, wenn andere ökologische Qualitätsparameter nur bedingt zur Verfügung stehen.

Diversität bezieht sich zunächst einmal auf die in einem Lebensraum vorkommende Anzahl an Arten. In der Theorie sollte ein reich strukturierter Lebensraum eine große Anzahl an Habitaten bieten, die durch entsprechend angepasste Arten besetzt werden können. Beim Phytoplankton gibt es jedoch keinen klaren Nachweis hierfür. Die höchste Artenzahl wird in der Regel in oligo- bis mesotrophen bis schwach eutrophen Seen angetroffen (Padisak 2004). Natürliche weitgehend unbelastete Seen bieten einen potentiellen Lebensraum für hunderte von Arten, von denen etliche zum Phytoplankton gehören. Zu den wichtigsten Faktoren, die

darüber bestimmen, welche Arten sich tatsächlich in einem See ansiedeln können, zählen als wichtige Parameter der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die Ionenzusammensetzung, das Nährstoffangebot, die Trübung und das Durchmischungsverhalten des Sees.

In einer Gruppe vergleichbarer Seen kommt es in den Seen, die eine Störung erfahren, in der Regel zu einer Verminderungen der Artenzahl und zur Massenentwicklung einzelner Arten („Algenblüten“), was eine Veränderung der Struktur der Biozönose zur Folge hat. Zwar können auch „intakte“ Phytoplanktonzönosen zeitweilig eine hohe Dominanz einzelner Arten aufweisen, über das Jahresmittel kommt es jedoch durch die saisonale Sukzession, die mit einem typischen Artenwechsel verbunden ist, insgesamt zu einem Ausgleich und einem relativ ausgewogenen Gesamtwert für die Biodiversität. Die lässt sich auch für saure Seen nutzen, wenn ein Vergleich mit einer Gruppe von typspezifischen Referenzgewässern möglich ist.

Der in der Ökologie am häufigsten genutzte Diversitätsindex ist der Shannon-Index. Er berücksichtigt sowohl die Zahl der vorkommenden Arten als auch die Verteilung der Individuen bzw. der Biomasse auf die Gesamtheit. Der Shannon-Index H_s beschreibt den mittleren Grad der Ungewissheit, eine bestimmte Art unter allen Arten bei zufälliger Stichprobennahme anzutreffen.

Die Berechnungsformel lautet:

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

S: Gesamtzahl der Taxa

N: Gesamtindividuenzahl bzw. Gesamtbiomasse

n_i : Individuenzahl bzw. Biomasse der Art i

Der Wert von H_s steigt dabei sowohl mit steigender Artenzahl als auch mit zunehmender Gleichverteilung der Individuen bzw. der Biomasse unter den Arten. Kommt nur eine Art vor, ist $H_s = 0$. Der Maximalwert wird durch die Artenzahl bestimmt, da $H_{\max} = \ln S$ ist (Mühlenberg 1989).

Der Shannon-Index gilt als relativ unempfindlich gegenüber dem Auftreten seltener Arten, so dass er sich nach bereits wenigen, häufigeren Arten stabilisiert, was eine wichtige Voraussetzung ist, wenn z.B. Daten mit unterschiedlicher Beprobungsintensität verglichen werden sol-

len (Lampert & Sommer 1993). Deshalb ist er auch besonders für eine Analyse der Phytoplanktonstruktur geeignet.

Für saure Seen bedeutet die Berechnungsgrundlage für den Shannon-Index, dass die charakteristischen niedrigen Artenzahlen in den extrem sauren Seen sich in einem relativ niedrigen Diversitätsindex niederschlagen. Jedoch lassen sich aus der Grundgesamtheit der zur Verfügung stehenden Daten Mindestwerte ableiten, die auch ein saurer See im unbelasteten Zustand aufweisen sollte.

Eine Aussage darüber, ob der Wert des Diversitätsindex aufgrund einer hohen Taxazahl oder durch die gleichmäßige Verteilung der Individuen bzw. der Biomasse auf wenige Taxa zustande gekommen ist, erlaubt die Berechnung der Evenness. Durch sie wird der Diversitätswert in Relation zum maximal möglichen Diversitätswert gesetzt, der sich bei gleicher Taxazahl, aber unter größtmöglicher Gleichverteilung der Taxa auf die Gesamtindividuenzahl bzw. -biomasse ergeben würde. Das heißt, auch bei niedriger Artenzahl ist die Evenness hoch, wenn die vorkommenden Arten ähnlich häufig sind und nicht eine Art ein Massenvorkommen zeigt. Im Fall des Shannon-Index errechnet sich die Evenness nach:

$$Es = \frac{Hs}{H \max} = \frac{Hs}{\ln S}$$

Die Evenness kann für E_s Werte zwischen 0 und 1 erreichen (Mühlenberg 1989), wobei sich der Höchstwert bei völliger Gleichverteilung der Arten ergibt.

Im Zusammenspiel sollten Diversitätsindex und Evenness daher gut geeignet sein, als Bewertungskriterium für das ökologische Potential saurer Bergbauseen herangezogen werden zu können. Konkret bedeutet dies, dass ein See mit zwar relativ niedrigem Shannon-Index, wie er für extrem saure Seen ($\text{pH} < 3$) mit ihrer auch im Referenzzustand sehr niedrigen Artenzahl zu erwarten ist, aber hoher Evenness positiv bewertet werden sollte, und auf der anderen Seite ein niedriger Diversitäts-Index und eine niedrige Evenness zu einer schlechten Bewertung führen müssen.

9.4.2 Eignung des Shannon-Index für saure Bergbauseen

Die Auswertung des vorliegenden Datensatzes zeigt, dass der Shannon-Index für den größten Teil der Seen des Typs 13 über 1,0 liegt, wobei ein Maximum von 2,3 erreicht wird (Abb. 29). Hingegen weisen vier der sechs Seen des Typs 7 Werte meist deutlich unter 1 auf. Anders als erwartet, zeigt sich, dass die zu beobachtenden Unterschiede bei den Seen mit pH-

Werten über 3 kaum pH-abhängig sind. Für Seen mit pH-Werten unter 3 ist der Datensatz zu gering, um zuverlässige Aussagen machen zu können. Insgesamt erleichtert dies die Verwendung des Shannon-Index als Bewertungskriterium ganz erheblich. Auffällig ist auch die relativ lineare Beziehung zwischen Shannon-Index und Evenness. Dies bedeutet, dass auch Seen mit relativ wenigen Arten, wie dies in extrem sauren Seen der Fall ist, einen relativ hohen Diversitätswert aufweisen können. Die ausgewogene Dominanzstruktur wird dabei durch den hohen Wert für die Evenness angezeigt.

Die sehr niedrigen Diversitätswerte einiger Seen kommen durch die extreme Dominanz einzelner Arten bei zudem meist niedrigen Taxazahlen zustande. Entsprechend niedrig sind in diesen Seen auch die Werte der Evenness (Abb. 30).

Typischerweise erreichen in den Seen des Datensatzes einige Arten hohe Anteile am jährlichen Biovolumen. Hier sind insbesondere die relativ kleine und für saure Tagebauseen im pH-Bereich über 3 äußerst typische Dinophyceae *Peridinium umbonatum* und die Grünalge *Scourfieldia cordiformis* zu nennen. *Peridinium umbonatum* stellt in fast allen Seen des Typs 13 regelmäßig 40 bis 60 % des Phytoplankton-Biovolumens. In den Seen des Typs 7 ist es die fädige Ulotrichale *Gloeotila pelagica* (= *Stichococcus pelagicus*), die in fast allen Oberpfälzer Bergbauseen das Phytoplankton mit 80 bis über 90 % des Gesamtbiovolumens dominiert, woraus die niedrigeren Diversitätswerte dieser Seen resultieren. Einen Sonderfall stellt der Brückelsee im Oberpfälzer Bergbaurevier dar, für den ausschließlich die Chlorophyceae *Koliella spiculiformis* gemeldet wurde.

Insgesamt zeigt die Datenanalyse, dass anhand von Shannon-Index und Evenness das ökologische Potential von sauren Bergbauseen mit festlegen werden kann, da auch die sauren Seen das Potential zur Besiedlung durch eine ausreichende Zahl an Phytoplanktonarten aufweisen, die nebeneinander vorkommen können, ohne dass es zu einer extremen Dominanz einer einzelnen Art kommt.

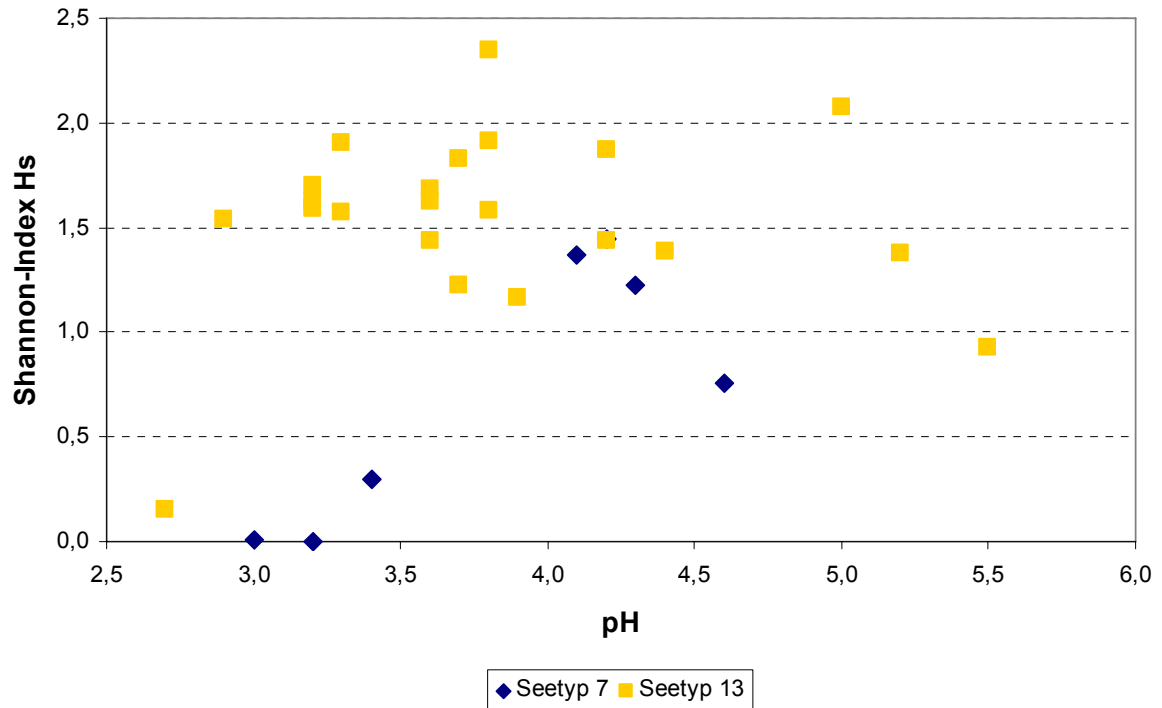


Abb. 29: Shannon-Diversitätsindex H_s der Seen auf der Basis der Daten der Seejahre in Abhängigkeit vom pH-Wert.

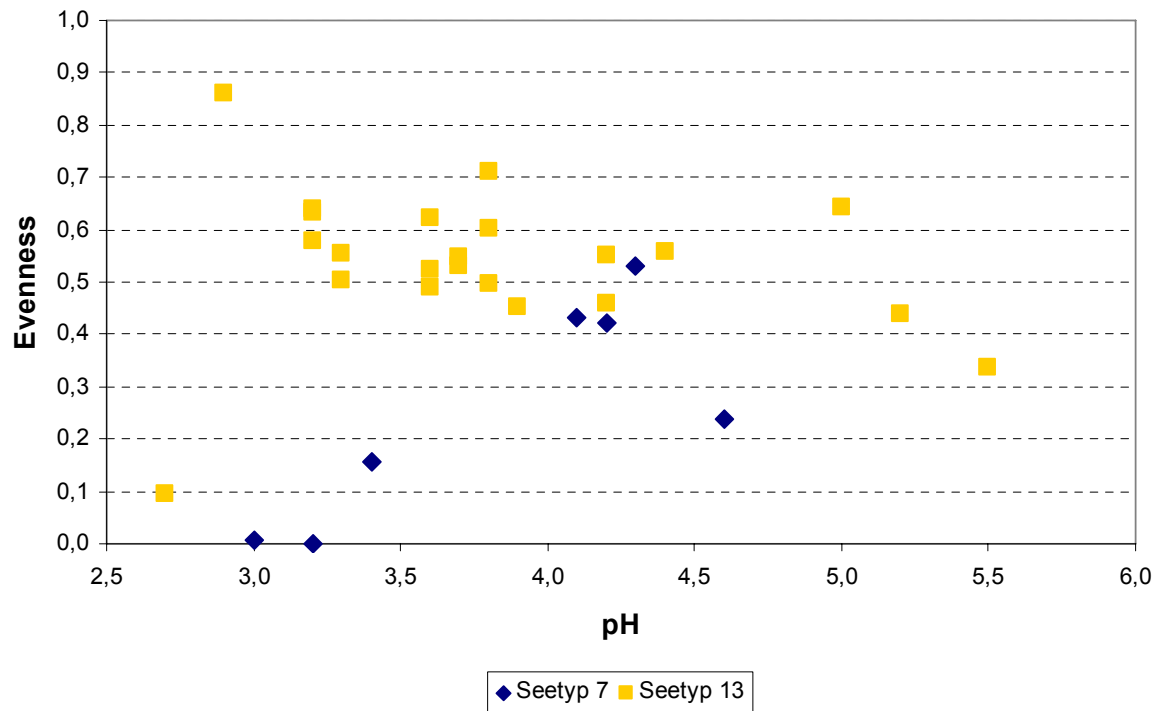


Abb. 30: Evenness E_s auf der Basis der Seenjahre in Abhängigkeit vom pH-Wert.

10 Phytoplankton-Biomasse und Phosphor-Konzentration

Bei der Berechnung des PSI stellt der Biomasse-Index einen wesentlichen Teil dar, da die Phytoplanktonbiomasse der sichtbarste Ausdruck der Eutrophierung eines Gewässers ist. Dies gilt genauso für saure Seen. Neben Phosphor kommt in sauren Gewässern zwar auch dem anorganischen Kohlenstoff eine steuernde Funktion für die Primärproduktion zu (vgl. Kap. 4.7.8), jedoch liegen entsprechende Daten aus Monitoringprogrammen kaum vor und der anorganische Kohlenstoff ist auch kein anthropogen beeinflusster Parameter wie der Phosphor – sieht man vom globalen CO₂-Anstieg ab, dem aber alle Seen in gleicher Weise unterliegen.

In neutralen Tagebauseen hatte sich gezeigt, dass es in diesen Seen mit ansteigenden TP-Konzentrationen zu einer geringeren Zunahme des Phytoplankton-Biovolumens kommt als in natürlichen Seen und auch in Baggerseen (Abb. 31). Eine Ursache hierfür könnten die in Tagebauseen relativ hohen Eisenkonzentrationen im Sediment sowie die im Vergleich mit natürlichen Seen auch häufiger höheren Aluminiumionen-Konzentrationen sein. Sowohl Eisen als auch Aluminium besitzen ein hohes Phosphorbindungsvermögen, so dass in diesen Seen hierdurch weniger Phosphor für die Primärproduktion zur Verfügung stehen könnte (vgl. Kap. 4.4.3). Eine Reihe von Fragen ist in diesem Zusammenhang noch Gegenstand laufender Forschungsarbeiten.

Für saure Bergbauseen mit ihren noch wesentlich höheren Metallkonzentrationen ergibt sich ein völlig entsprechendes Bild (Abb. 32). Ein Anstieg der TP-Konzentrationen führt auch hier nicht zu einem entsprechenden Anstieg des Phytoplankton-Biovolumens, wobei sich die TP-Konzentrationen in allen Seen auf niedrigem Niveau bewegen. Eine mittlere TP-Konzentration von 16 µg/L wird in keinem der Seen überschritten (vgl. auch Kap. 9.1). Bis auf drei Seen vom Typ 7 bleiben die Jahresmittelwerte des Biovolumens unter 1 mm³/L.

Die Jahresmittelwerte der Chlorophyll a-Konzentrationen spiegeln dies ebenfalls wider (Abb. 33). Die maximalen Chlorophyll a-Konzentrationen zeigen eine fast gleichförmige Erhöhung gegenüber den Mittelwerten, ohne dass es in einem der Seen des Typs 13 zu einer „Algenblüte“ kommt (Abb. 34). In einigen Seen des Typs 7 treten „Algenblüten“ hingegen mehr oder weniger ausgeprägt auf allerdings niedrigem Niveau auf.

Grundsätzlich ist das Phytoplankton-Biovolumen als wichtige biozönotische Kenngröße auch der sauren Bergbauseen anzusehen und wird von der WRRL auch als Qualitätskriterium gefordert. Erhöhte Nährstoffeinträge und eine daraus resultierende Eutrophierung würden sich hier ebenfalls bemerkbar machen, auch wenn es deutliche Indizien dafür gibt, dass Tagebau-

seen höhere Phosphoreinträge tolerieren als natürliche Seen, bevor es zu einer Verschlechterung des trophischen Zustands kommt (vgl. Kap. 4.7.8).

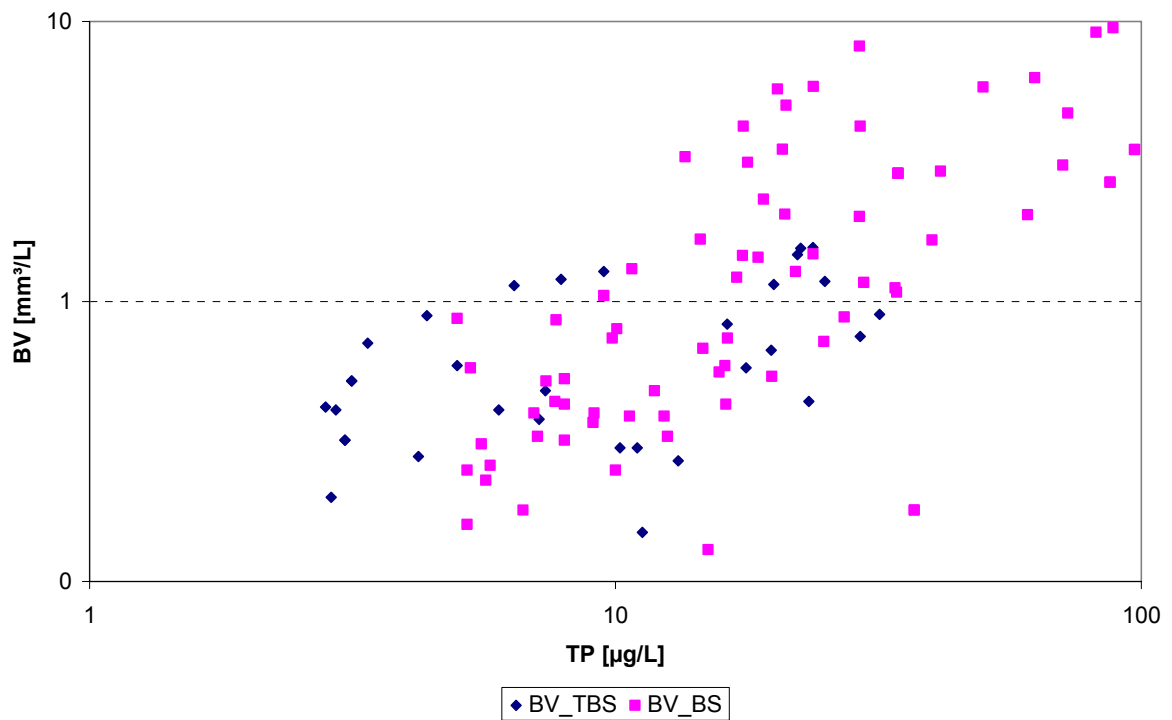


Abb. 31: Beziehung zwischen TP-Konzentrationen und Phytoplankton-Biovolumen (Saisonmittelwerte) in pH-neutralen Tagebauseen (TBS) und Baggerseen (BS) (aus Hoehn et al. 2009).

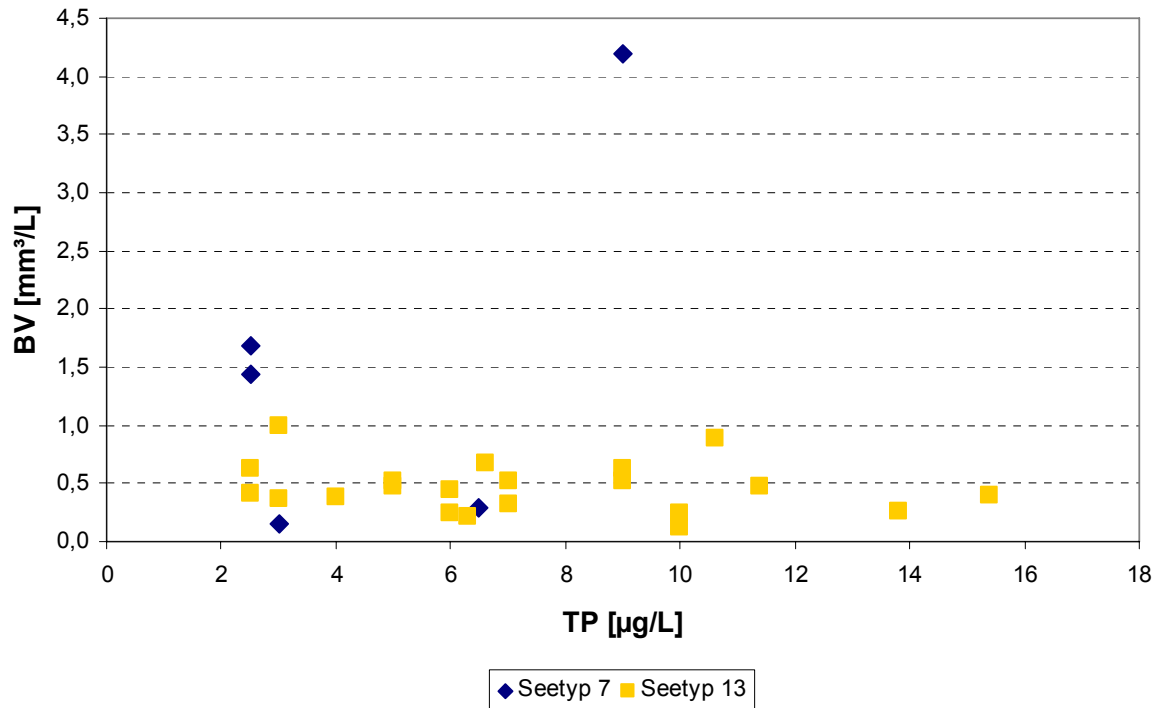


Abb. 32: Beziehung zwischen TP-Konzentration und Phytoplankton-Biovolumen (Jahresmittelwerte) in sauren Bergbauseen.

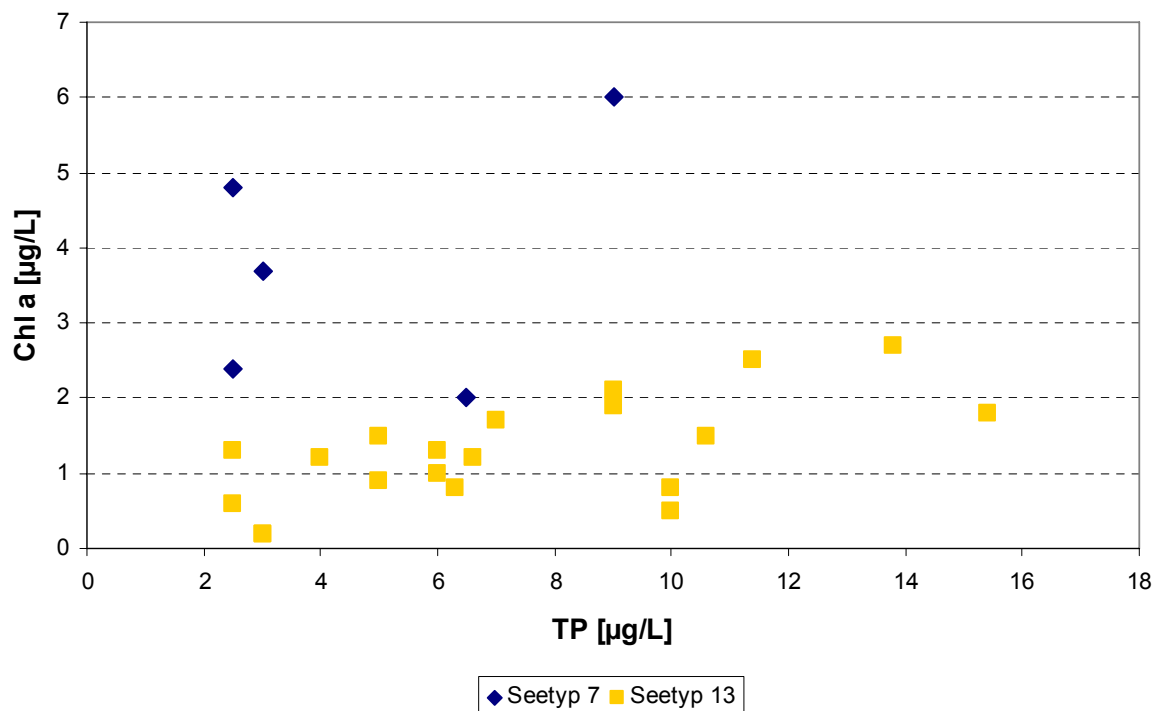


Abb. 33: Beziehung zwischen TP-Konzentration und Chlorophyll a-Konzentration (Jahresmittelwerte) in sauren Bergbauseen.

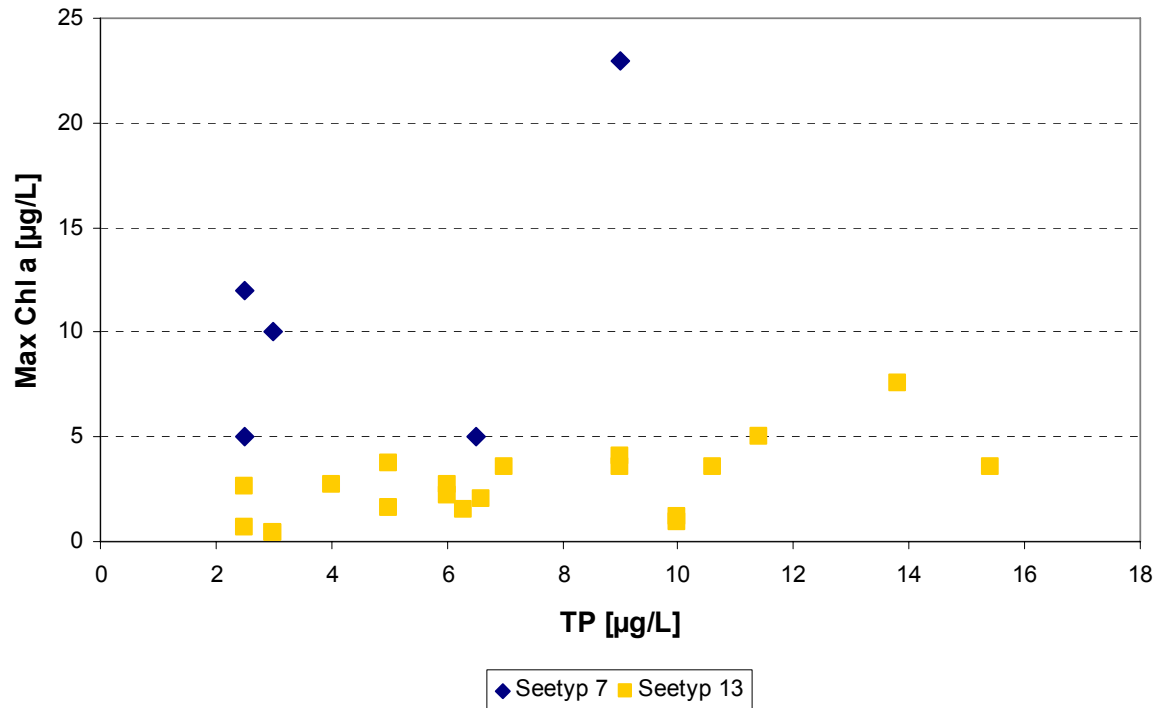


Abb. 34: Beziehung zwischen TP-Konzentration und maximaler jährlicher Chlorophyll a-Konzentration in sauren Bergbauseen.

11 Das höchste ökologische Potential saurer Bergbauseen und Bewertungsgrundlagen

Saure Bergbauseen sind Seen, deren chemischen Eigenschaften sich zu einem wichtigen Teil von natürlichen Seen und pH-neutralen Bergbauseen Mitteleuropas unterscheiden. Insbesondere niedrige pH-Werte im Bereich von 2,5 bis 5,5 und teilweise hohe Eisen- und Aluminiumionen-Konzentrationen beeinflussen gravierend die Struktur der Biozönose und die Verfügbarkeit an Nährstoffen. Wie in natürlichen Seen gibt es charakteristische Besiedlungsstrukturen und Biomasse-Entwicklungen. Beides lässt sich für die Beschreibung des ökologischen Potentials dieser Seen nutzen. Störungen führen zu Veränderungen der biozönotischen Strukturen und/oder der üblichen Phytoplankton-Biomasse, so dass Biodiversität und gebildete Biomasse als Bewertungskriterien herangezogen werden können. Aus den vorliegenden Daten lassen sich Referenzwerte festlegen, die das höchste ökologische Potential dieser Seen beschreiben.

11.1 Biodiversität

Saure Bergbauseen weisen in ihrem Referenzzustand entsprechend der durchgeführten Datenauswertung Phytoplankton-Biozönosen auf, die relativ artenarm sind, wobei die Artenzahl mit ansteigenden pH-Werten zunimmt (vgl. Kap. 4.7.1). Die Biomasse der einzelnen Arten kann sich im Jahresmittel aber auch in diesen Seen relativ gleichmäßig auf die vorkommenden Arten verteilen, was ein wichtiges Qualitätskriterium darstellt. Dabei zeigen die Beispiele einiger Seen, dass die Artenzahl (zumindest bei pH-Werten über 3) auch ausreichend hoch sein kann, so dass die Qualitätskomponente Diversitätsindex, in den sowohl die Zahl der vorkommenden Arten als auch die Gleichverteilung der Arten auf die Gesamtbiomasse einfließen, in Seen mit einem pH-Wert um 3 keine deutlich niedrigeren Werte aufweisen muss als in Seen, deren pH-Wert höher liegt (Abb. 29).

Die Evenness stellt hier ein zusätzliches Kriterium dar. Durch Erreichen eines Mindestwertes wird angezeigt, dass sich auch bei nur wenigen vorkommenden Arten diese gleichmäßig auf die Gesamtbiomasse verteilen. Shannon-Index und Evenness weisen im bearbeiteten Datensatz eine hohe Korrelation auf (Abb. 35, Abb. 37), die anzeigt, dass der Shannon-Index in fast allen Seen vor allem die Dominanzstruktur der Phytoplanktonzönose widerspiegelt. Wegen dieser guten Korrelation wird die Evenness nicht als eigenes Bewertungselement benötigt. In unklaren Fällen kann sie jedoch ein zusätzliches nützliches Kriterium darstellen. Shannon-Index und zusätzlich Evenness als Hilfsgröße sind damit ein gutes Strukturgütemerkmal der

Phytoplanktonzönose für saure Bergbauseen. Inwieweit dies auch für Seen mit pH-Werten unter 3 gilt, kann wegen der zurzeit nur wenigen verfügbaren Datensätze noch nicht abschließend beurteilt werden.

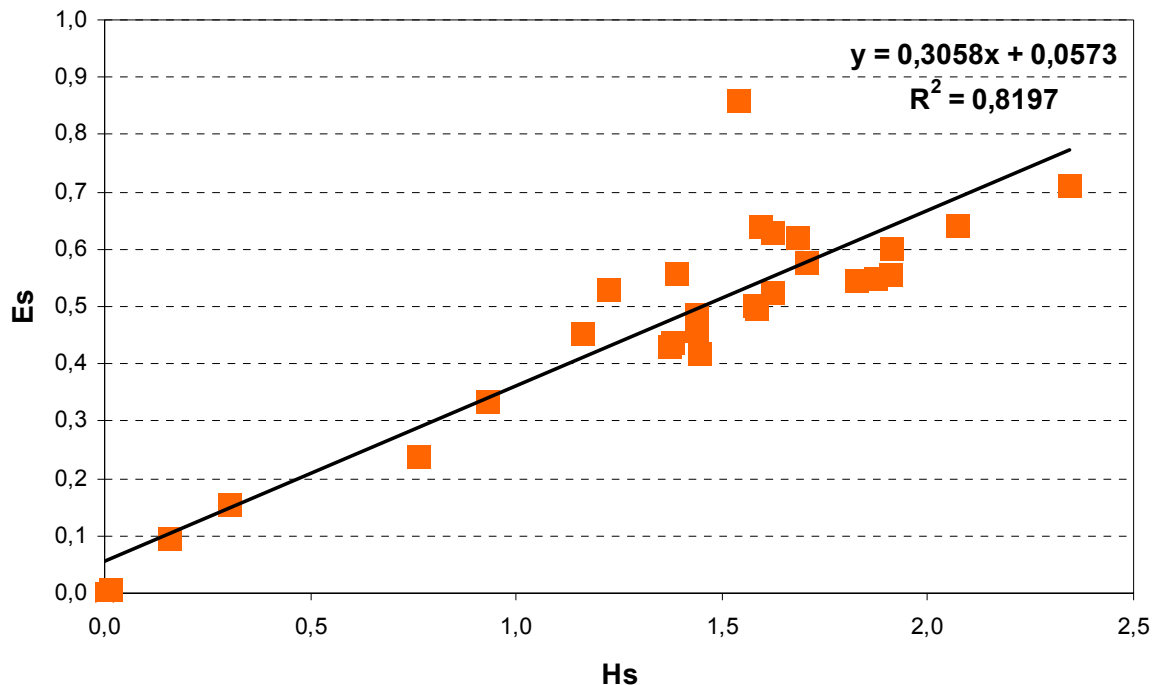


Abb. 35: Korrelation zwischen Shannon-Diversitätsindex (Hs) und Evenness (Es).

Die meisten der sauren Oberpfälzer Bergbauseen zeigen von den anderen Seen stark abweichende, deutlich niedrigere Diversitäts- und Evenness-Werte. Die Struktur der Phytoplanktonzönosen dieser Seen unterscheidet sich grundlegend von der der anderen sauren Bergbauseen. Dies äußert sich darin, dass in den meisten dieser Seen wenige Arten sehr stark dominieren und in einigen der Seen die Artenzahl extrem niedrig ist. Aus den vorliegenden Daten ergibt sich derzeit kein offensichtlicher Grund hierfür. In Fachdiskussionen muss noch geklärt werden, was diese offensichtliche Degradation bewirkt, die eine schlechte Bewertung nach sich ziehen muss.

Unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bearbeitungsintensität und natürlicher Einflussfaktoren kann zunächst einmal in Anlehnung an das „best of“-Verfahren vorgeschlagen werden, dass saure Referenzseen, die das höchste ökologische Potential aufweisen, einen Shannon-Index von mindestens 1,5 bei einer Evenness $\geq 0,6$ aufweisen sollten (Abb. 36, Tab. 4). Seen, die noch ein gutes ökologisches Potential haben, sollten einen Shannon-Index von 1,0 und eine Evenness von 0,4 nicht unterschreiten.

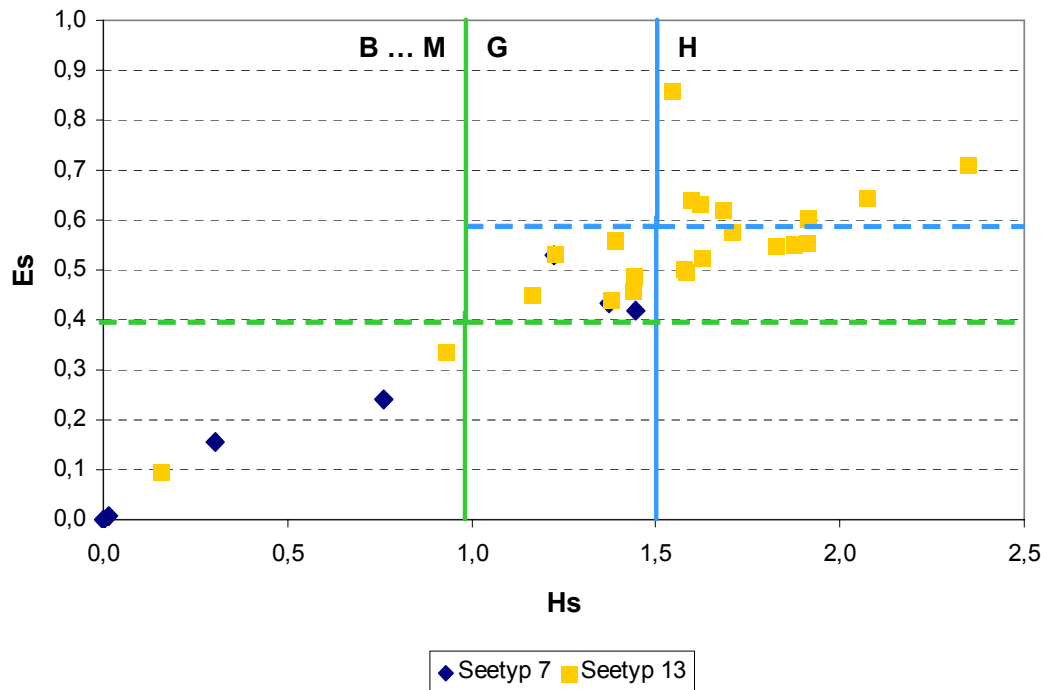


Abb. 36: Verhältnis von Diversitätsindex nach Shannon (Hs) zur Evenness (Es) mit vorgeschlagenen Bewertungsgrenzen sehr gut/gut (blaue Linien) und gut/mäßig (grüne Linien).

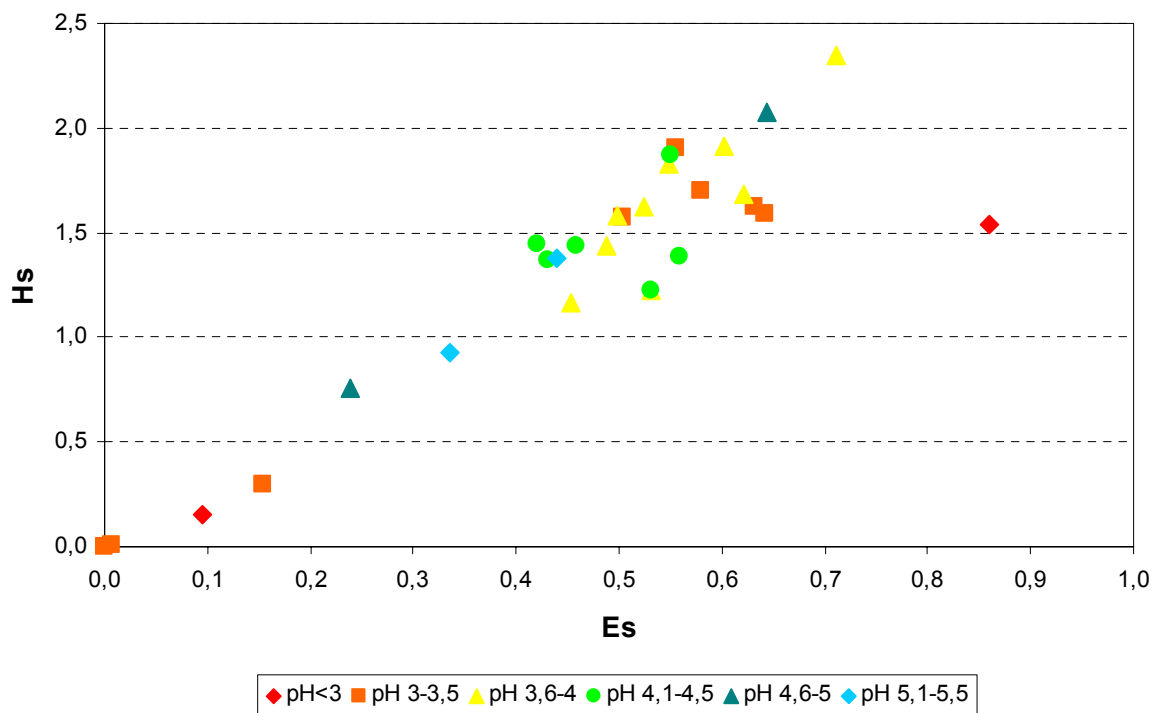


Abb. 37: Beziehung zwischen Shannon-Index (Hs) und Evenness (Es) differenziert nach den mittleren pH-Werten der Seen.

11.2 Biomasse

Der für natürliche und künstliche Seen unter Einschluss pH-neutraler Bergbauseen entwickelte PSI (Mischke et al. 2009) ist bei sauren Seen in unveränderter Form nicht anwendbar, da insbesondere der PTSI als wichtiger Bestandteil des Gesamtindex mangels Indikatororganismen keine Ergebnisse liefert. Die Biovolumen-Grenzwerte des PSI sind hingegen gut geeignet, auch in sauren Seen insbesondere Eutrophierungsdegradationen anzuzeigen. Die im PSI-Verfahren festgelegten seetypspezifischen Grenzwerte zwischen den Bewertungsklassen lassen sich entsprechend auf saure Bergbauseen übertragen, da diese bei Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen auch, ähnlich wie pH-neutrale Tagebauseen, mit einer Erhöhung des Biovolumens reagieren (vgl. Kap. 10). Saure Bergbauseen dürfen zudem in dieser Hinsicht nicht strenger bewertet werden als natürliche Seen und pH-neutrale Tagebauseen.

Es konnte gezeigt werden, dass sowohl die Biomasse-Bildung (Biovolumen und Chlorophyll a-Jahresmittel sowie -Maximum) als auch die Biodiversität sich ausreichend unabhängig von der Säurebelastung ausbilden (vgl. Kap. 9), so dass eine Differenzierung zwischen verschiedenen sauren pH-Bereichen nicht notwendig ist.

Die schlechte Korrelation zwischen Phytoplankton-Biovolumen und Chlorophyll a-Konzentrationen bei vielen der sauren Bergbauseen muss zu der Empfehlung führen, auf die Chlorophyll a-Konzentrationen nur zusätzlich orientierend zurückzugreifen, insbesondere wenn keine Daten zum Phytoplankton vorliegen. Mittlere Chlorophyll a-Konzentration und maximale Chlorophyll a-Konzentration sind insofern erst einmal nur als „Hilfsgrößen“ anzusehen.

Aus der Auswertung der Daten ergibt sich zwar keine unmittelbare Notwendigkeit, bei den Biovolumen-Grenzwerten zwischen den Seetypen 7 und 13 eine Differenzierung vorzunehmen, es wird aber vorgeschlagen, auch bei sauren Bergbauseen auf die sich aus den statistischen Auswertungen hervorgegangenen Grenzwerte zwischen der Bewertungsklassen für die pH-neutralen Seen im PSI auch für saure Bergbauseen zurückzugreifen und die auf Mathes et al. (2002) zurückgehende Seetypsierung im Grundsatz auch für saure Seen beizubehalten.

11.3 Abgrenzung von höchstem und gutem ökologischen Potential

Daraus resultierend lässt sich ein Vorschlag für die Beschreibung des höchsten und guten ökologischen Potentials und damit für die Bewertung saurer Bergbauseen ableiten, ohne dass allerdings über den mäßigen Zustand hinaus gehend Grenzen schon festgelegt werden können (Tab. 4, Abb. 38). Die Gesamtbewertung sollte sich dabei an dem Qualitätselement mit dem schlechtesten Bewertungsergebnis orientieren, d.h. ein saurer Bergbausee kann nur dann das höchste ökologische Potential aufweisen, wenn sowohl sein Biovolumen-Jahresmittel als auch der Diversitätswert im sehr guten Bereich liegen („worst case“-Verfahren).

Tab. 4: Obere (Biovolumen und Chlorophyll a) bzw. untere Grenzwerte (Shannon-Index und Evenness) zwischen dem höchsten, guten und mäßigen ökologischen Potential für die Phytoplanktonzönose anhand relevanter ökologischer Qualitätselemente.

Bewertungs- grenze	Biovolumen- Jahresmittel [mm³/L]	<i>Chl a – Jahresmittel [µg/L]</i>	<i>Chl a – Maximum [µg/L]</i>	Shannon- Index Hs	<i>Evenness Es</i>
		„Hilfsgrößen“			„Hilfsgröße“
Seetyp 7					
sehr gut / gut	0,95	3,2	8,6	1,5	0,6
gut / mäßig	1,89	7,7	18,7	1,0	0,4
Seetyp 13					
sehr gut / gut	0,7	4,8	9	1,5	0,6
gut / mäßig	1,7	8,6	16	1,0	0,4

Dies können zunächst nur Grundlagen sein, um daraus ein mögliches, differenzierteres Bewertungsverfahren zu entwickeln. Es lässt sich damit nur sagen, ob ein saurer Bergbausee, der einen pH-Wert unter 6 hat, das höchste oder gute ökologische Potential aufweist und somit kein Bedarf zur Verbesserung seiner Wasserqualität besteht, da seine Phytoplanktonzö-

nose im Vergleich mit anderen sauren Bergbauseen nicht oder nur geringfügig vom Optimum hinsichtlich der erreichbaren Biodiversität und der Biomassenentwicklung abweicht.

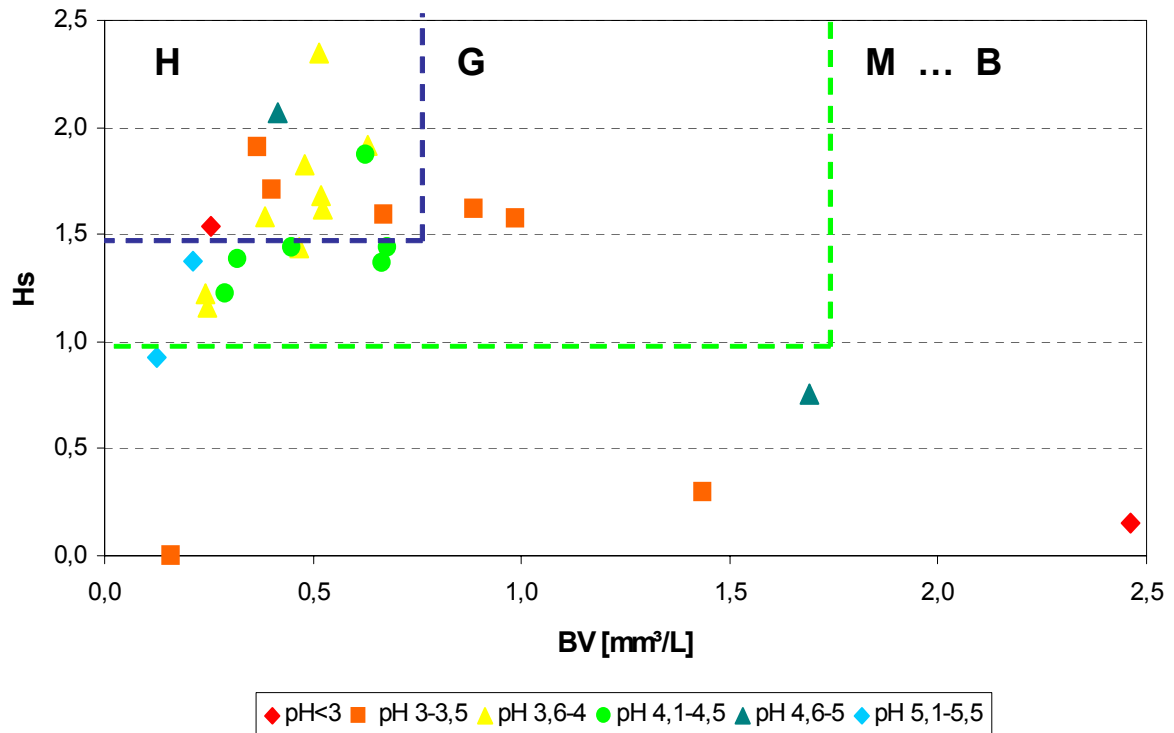


Abb. 38: Festlegung der Bewertungsgrenzen für das höchste (H) und gute (G) ökologische Potential anhand der ökologischen Qualitätselemente Biovolumen (BV) und Diversitätsindex (Hs) und Lage der Seen des Datensatzes in Abhängigkeit von ihren pH-Werten in der Bewertungsmatrix.

Im ausgewerteten Datensatz weisen eine Reihe von Seen, die die gesamte berücksichtigte pH-Spanne im sauren Bereich von unter pH 3 bis pH 5,5 abdecken, zumindest in einzelnen Jahren die entsprechenden mittleren Biomassen und einen Biodiversitätsindex auf, die dem höchsten ökologischen Potential zuzuordnen sind. Als Referenzseen für saure Bergbauseen sind derzeit vor allem der Olbasee und der Badeseesee Halbendorf zu betrachten, die in mehreren aufeinander folgenden Jahren diese Anforderungen erfüllten (Tab. 5).

Mit weiteren Daten aus den kommenden Jahren wird sich diese Liste sicherlich ergänzen lassen, da die bisherigen Daten auch für weitere Seen in einzelnen Jahren Referenzwerte anzeigen (vgl. Kap. 13), die aber durch aktuelle Untersuchungen und über mehrere Jahre bestätigt werden sollten, bevor die Seen in die Referenzliste aufgenommen werden.

Tab. 5: Saure Bergbauseen, die als Referenzseen das höchste ökologische Potential aufweisen. Es wurden nur Seen berücksichtigt, aus denen Daten der letzten Jahre vorliegen und bei denen die Werte der ökologischen Qualitätselemente bei mehrjährigen Datenreihen auch unter Berücksichtigung der „Hilfsgrößen“ konstant im höchsten ökologischen Potentialbereich lagen.

See / Jahr	Bundesland	mittl. Biovolumen [mm ³ /L]	Shannon-Index Hs
Olbasee 2006 - 2008	Sachsen	0,54	2,03
Badesee Halbendorf 2006 - 2008	Sachsen	0,65	1,64

11.4 Grundlagen für schlechtere Bewertungseinstufungen

Für schlechtere Einstufungen sind die Grundlagen bei der Biomasse durch das Bewertungsverfahren für natürliche und künstliche Gewässer bereits gegeben (Hoehn et al. 2009, Mischke et al. 2009). Die dort vorgegebenen Biovolumen-Grenzwerte für die einzelnen Bewertungsstufen lassen sich auch auf saure Bergbauseen übertragen.

Bei der Festlegung der Grenzwerte für die Biodiversität wird hingegen Neuland betreten. Ein Ansatz hierfür ist in Abb. 39 dargestellt. Aus den beiden festgelegten Grenzwerten für die Grenzen höchstes/gutes und gutes/mäßiges ökologisches Potential wurden über eine logarithmische Funktion die Schnittpunkte der Kurve mit den aus dem PSI-Verfahren vorliegenden Biovolumen-Grenzwerten ermittelt. Daraus ergibt sich für den Shannon-Index ein Grenzwert von 0,5 für den Übergang vom mäßigen zum unbefriedigenden ökologischen Potential und von 0,06 für die Grenze unbefriedigendes/schlechtes ökologisches Potential. Inwieweit diese Grenzwerte realitätskonform sind, muss durch weitere Untersuchungen geprüft werden.

Ungeklärt bleiben muss vorerst auch, wie bei Bedarf mittlere Biomasse und Diversitätsindex zu einem Gesamtbewertungsindex verrechnet werden könnten. Beide Werte müssten hierzu in eine normierte Skala transformiert werden, um dann nach eventuell notwendiger Gewichtung

zu einem Gesamtindex zusammengefasst werden zu können. Es kann daher zunächst nur empfohlen werden, die seespezifischen Daten für beide Qualitätselemente zu ermitteln und unter zusätzlicher orientierender Betrachtung der Hilfsgrößen eine Bewertung vorzunehmen, wobei in der Regel die Mindestwerte für eine bestimmte Bewertungseinstufung sowohl vom mittleren Biovolumen als auch vom Shannon-Index einzuhalten sind („worst case“-Verfahren).

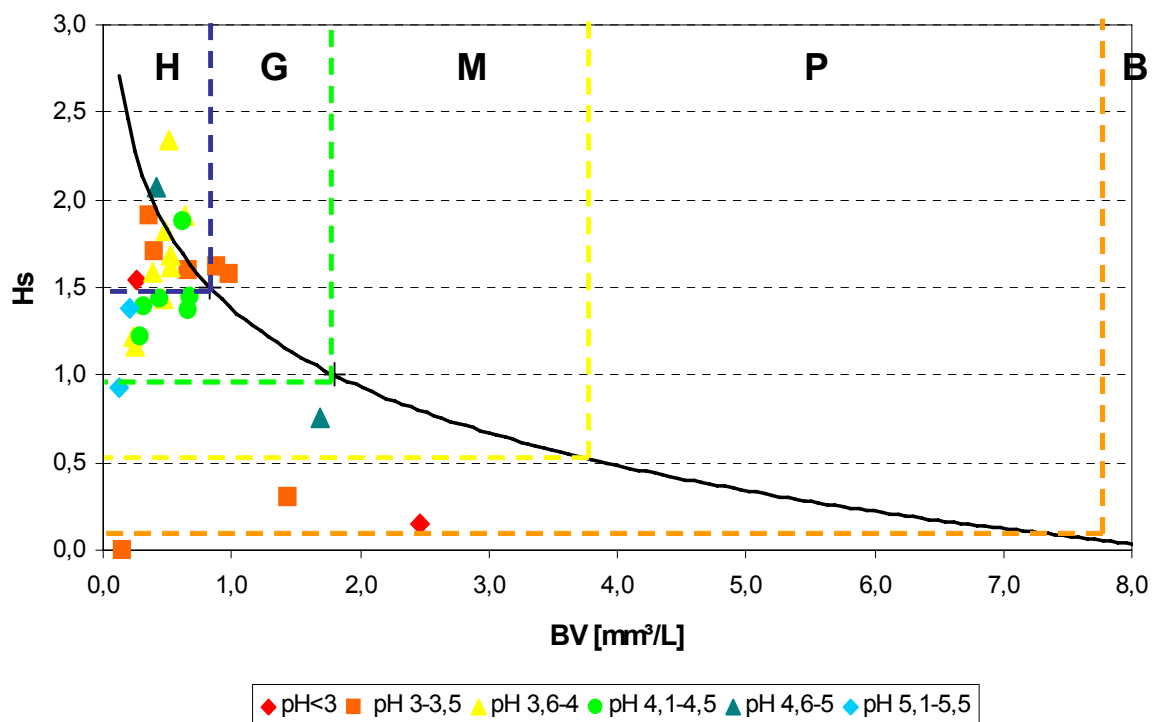


Abb. 39: Interpolation möglicher weiterer Bewertungsgrenzen für das mäßige und unbefriedigende ökologische Potential anhand der biologischen Qualitätselemente Biovolumen (BV) und Diversitätsindex (Hs).

Funktionsgleichung: $y = -0,6459 \ln(x) + 1,3797$

12 Einfluss der Probennahmehäufigkeit auf die bewertungsrelevanten Kriterien

Für den Steinberger See und den Badensee Halbendorf (Seejahr 2008) wurde exemplarisch untersucht, wie stark sich die Probennahmehäufigkeit auf die Bewertung auswirken kann.

Für den Steinberger See liegen für 2004 die Daten von monatlichen Beprobungen vor. Wählt man aus den zwölf Datensätzen vier Probennahmeterminen aus, die sich gleichmäßig auf den Zeitraum März bis September verteilen, ergibt sich beim Steinberger See kaum ein Unterschied bei den ökologischen Qualitätselementen (Tab. 6). Die mittlere Biomasse und entsprechend die mittlere Chl a-Konzentration sind leicht höher, Diversitätsindex und Evenness bleiben fast unverändert.

Beim Badensee Halbendorf ergibt sich anhand der Daten für das Jahr 2008 durch die Berücksichtigung von nur vier Probennahmen anstatt der durchgeführten sechs Probennahmen dagegen eine deutliche Zunahme beim Mittelwert des Phytoplankton-Biovolumens, der Diversitätsindex sinkt leicht um 0,1 Einheiten.

Tab. 6: Ergebnisse des Vergleichs unterschiedlicher Beprobungsintensitäten (n) auf die ökologischen Qualitätselemente mittleres Biovolumen (BV), mittlere Chlorophyll a-Konzentration, maximale Chlorophyll a-Konzentration und Diversitätsindex (Hs) sowie Evenness (Es).

See	n	BV [mm ³ /L]	Chl a [µ/L]	Max Chl a [µg/L]	Hs	Es
Steinberger See	12	1,6911	2,4	5,0	0,76	0,24
	4	1,8418	2,5	3,0	0,74	0,25
BS Halbendorf	6	0,8856	1,5	3,6	1,62	0,63
	4	1,3284	1,7	2,2	1,53	0,64

13 Betrachtung von Bewertungsergebnissen

Die wesentlichen Gemeinsamkeiten der Seen im Datensatz liegen in der Säurebelastung, die aber die sehr weite pH-Spanne von etwa 2,7 bis 5,2 umfasst, einer recht hohen Mineralisation mit Sulfat als dominierendem Anion und oft hohen Eisen- und Aluminiumionen-Konzentrationen sowie einer sommerlichen Schichtung des Wasserkörpers. Außerdem ist anzunehmen, dass die Phosphor-Konzentrationen in den meisten Seen in einem für oligotrophe Seen typischen Bereich liegen (Anmerkung: nicht für alle Seen liegen TP-Werte vor). Unterschiede ergeben sich hinsichtlich der Ökoregion, zu der sie gehören, was bei allen Auswertungen berücksichtigt wurde, sowie ihrer „Geschichte“. Dies beinhaltet Fragen nach dem Ursprung, dem Alter und der Nutzung. Die meisten Seen im Datensatz sind aus Restlöchern des Braunkohlebergbaus hervorgegangen, die durch ansteigendes Grundwasser nach der Einstellung des Bergbaus gefüllt wurden. Teilweise erfolgte oder erfolgt noch eine Flutung durch Wasser aus benachbarten Fließgewässern oder mit aufbereitetem Grubenwasser. Die Seen sind teilweise bereits mehrere Jahrzehnte alt, andere entstanden erst vor wenigen Jahren. Einige individuelle Besonderheiten und das Ergebnis der Bewertung nach dem vorgeschlagenen Verfahren sollen näher betrachtet werden.

Grundsätzlich ist nur eine Bewertung von sauren Bergbauseen nach den Anforderungen der WRRL möglich, wenn diese langfristig stabile Bedingungen aufweisen, d.h. insbesondere keine bergbaulichen Sanierungsarbeiten durchgeführt werden, die die chemischen und hydrologischen Bedingungen kurzfristig noch verändern. Dies ist in der Regel auch nur gewährleistet, wenn seit dem Ende des Bergbaus bereits einige Jahre vergangen sind. Tab. 7 gibt einen Überblick über die Ergebnisse der vorläufigen Bewertung nach dem vorgeschlagenen Verfahren für die Bergbauseen, von denen Daten für die Verfahrenserarbeitung herangezogen wurden (vgl. auch Tab. 3).

Tab. 7: Ergebnisse der vorläufigen Bewertung von langfristig stabil sauren Bergbauseen nach dem vorgeschlagenen Bewertungsverfahren.

* (soweit bekannt) aufgrund laufender Sanierungsarbeiten oder erst kurz vorher abgeschlossener Bergbauaktivitäten noch keine Bewertung möglich.

See	Bundesland	Jahr	pH	x-BV [mm ³ /L]	x-Chl a [µg/L]	Max Chl a [µg/L]	Hs	Es	ökol. Pot.
Ausee	BY	2008	3,0	4,19	6,0	23,0	0,01	0,01	5
Badesee Halbendorf	SN	2006	3,2	0,40	1,8	3,6	1,70	0,57	1
		2007	3,2	0,67	1,2	2,0	1,59	0,61	1
		2008	3,2	0,89	1,5	3,6	1,62	0,63	1
Bärwalde	SN	2000	2,9	0,26	2,7	7,6	1,54	0,74	*
Bischdorfer See	BB	2006	3,7	0,24	0,5	0,9	1,22	0,53	*
Brückelsee	BY	2007	3,2	0,16	3,7	10,0	0,00	0,00	5
Felixsee	BB	1996	3,8	0,38	1,2	2,7	1,58	0,48	2
		1997	3,9	0,25	1,3	2,7	1,16	0,45	2
Geierswalder See	SN/BB	2008	3,6	0,52	1,7	3,6	1,68	0,61	*
Gräbendorfer See	BB	2004	4,4	0,32	-	-	1,39	0,56	*
		2005	5,2	0,21	0,8	1,5	1,38	0,44	*
		2006	5,5	0,13	0,8	1,2	0,93	0,34	*
Kiessee Naunhof	SN	2006	5,0	0,42	1,3	2,6	2,07	0,62	*
Knappensee	BY	2006	4,3	0,29	2,0	5,0	1,22	0,53	2
Murnersee	BY	2005	3,4	1,44	4,8	12,0	0,30	0,14	4
Neuhauser See -Ost	SN	2006	3,3	0,37	0,2	0,4	1,91	0,55	1
		2008	3,6	0,47	1,5	3,7	1,44	0,48	2
Neuhauser See -West	SN	2006	3,3	0,99	0,2	0,4	1,58	0,49	2
		2008	3,6	0,52	0,9	1,6	1,62	0,53	2

See	Bundesland	Jahr	pH	x-BV [mm ³ /L]	x-Chl a [µg/L]	Max Chl a [µg/L]	Hs	Es	ökol. Pot.
Olbasee	SN	2006	3,7	0,48	2,5	5,0	1,83	0,55	1
		2007	3,8	0,63	1,9	4,1	1,91	0,59	1
		2008	3,8	0,51	2,1	3,6	2,35	0,71	1
Paupitzscher See	SN	2006	4,2	0,63	0,6	0,7	1,87	0,54	1
		2008	4,2	0,45	1,0	2,2	1,44	0,46	2
Restsee Heide VI	SN	2008	2,7	2,46	5,0	10,0	0,15	0,10	4
Singliser See	HE	2007	4,1	0,67	4,3	9,3	1,37	0,43	2
		2008	4,2	0,68	3,1	4,1	1,44	0,42	2
Steinberger See	BY	2004	4,6	1,69	2,4	5,0	0,76	0,23	3

Das ökologische Potential der Seen ergibt sich vor allem aus den Werten für das mittlere Phytoplankton-Biovolumen und den Shannon-Index für die Untersuchungstermine eines Kalenderjahres, wobei aber auch die „Hilfsgrößen“ mittlere und maximale Chlorophyll a-Konzentrationen und Evenness bei der Bewertung mit einbezogen werden sollten, um insbesondere Grenzfällen gerecht werden zu können. Entsprechend weisen die beiden schon als Referenzseen eingestuften Bergbauseen Olbasee und Badesees Halbendorf das höchste ökologische Potential auf. Wenige andere Seen erreichen das höchste ökologische Potential dagegen nur in einzelnen Jahren. Die schlechtere Bewertung der anderen Seen im Datensatz resultiert vor allem aus den niedrigeren Diversitätswerten und nur in relativ wenigen Fällen aus parallel dazu erhöhten Werten für die Phytoplanktonbiomasse.

Für einzelne Seen ergibt sich folgendes Bild:

Olbasee

Der Olbasee mit einem pH-Wert von 3,8 ist ein Referenzgewässer für saure Bergbauseen. In den drei aufeinander folgenden Untersuchungsjahren 2006 bis 2008 lagen die Werte seiner ökologischen Qualitätselemente stets im Bereich des höchsten ökologischen Potentials. Bei

bis zu 28 nachgewiesenen Taxa erreichte nur *Peridinium umbonatum* höhere Dominanzanteile mit bis zu rund 50 % des Jahresbiovolumens.

Badesee Halbendorf

Der Badesee Halbendorf ist ein schon seit langem permanent saurer See mit einem pH-Wert um 3,2 (vgl. auch Kap. 5). Die Werte für die Biodiversität liegen mit 1,6 bis 1,7 durchgehend im sehr guten Bereich. Dies ist bei zuletzt 13 nachgewiesenen Taxa auf eine relativ ausgeglichene Dominanzstruktur zurückzuführen. Die beiden häufigsten Taxa *Ochromonas* und *Peridinium umbonatum* stellten beide nur maximal rund 40 % des jährlichen Gesamtbiovolumens. Beim Phytoplankton-Biovolumen gab es in den letzten Jahren einen Anstieg, der sich allerdings nicht in den Chlorophyll a-Konzentrationen widerspiegelt. Die Untersuchungen der nächsten Jahre müssen zeigen, ob der See weiterhin dem Referenzstatus zugeordnet werden kann.

Tagebausee Bärwalde

Auch wenn die vom TBS Bärwalde vorliegenden Daten die Grundvoraussetzungen für eine Bewertung nicht erfüllen, so ist der See mit seinem pH-Wert von 2,9 im Jahr 2000 doch ein Beispiel dafür, dass auch extrem saure Seen hohe Diversitätswerte (Hs 1,54, Es 0,86, x-BV 0,26 mm³/L) erreichen können. Zwar konnten nur sechs Taxa nachgewiesen werden, die Dominanzstruktur war aber so ausgeglichen, dass bei insgesamt niedriger Biomasse keine der Arten mehr als 31 % des Gesamtbiovolumens ausmachte. Häufigste Arten waren *Chlamydomonas acidophila* und *Scourfieldia cordiformis*.

Kiessee Naunhof

Der Kiessee Naunhof hat einen pH-Wert von 5,0. Bei 25 nachgewiesenen Taxa befand er sich 2006 mit seinen Werten der ökologischen Qualitätselemente im Referenzbereich. Da der Abbaubetrieb erst im November 2006 eingestellt wurde, soll hier noch keine Bewertung vorgenommen werden und die gute Einstufung muss sich in den kommenden Jahren erst noch bestätigen. So kann z.B. die Phytoplankton-Entwicklung durch mineralische Trübung gehemmt worden sein, was zu den niedrigen Phytoplankton-Biovolumina beigetragen haben kann.

Bei der chemischen Qualitätsbeurteilung nach WRRL zeigte der See zudem bei Cadmium erhöhte Konzentrationen, wodurch der See hinsichtlich seines chemischen Zustands nur mit „nicht gut“ bewertet werden konnte. Erhöhte Nickel-Konzentrationen werden künftig mit Umsetzung der Tochterrichtlinie für den chemischen Zustand bewertungsrelevant sein (Jenemann, LfULG, pers. Mitt.).

Restsee Heide VI

Der Restsee Heide VI ist mit pH 2,7 der sauerste See im ausgewerteten Datensatz. Er weist mit 2,47 mm³/L ein relativ hohes mittleres Phytoplankton-Biovolumen auf. Da dies zu 97 % von der Gattung *Ochromonas* gestellt wird und nicht mehr als fünf Taxa nachgewiesen werden konnten, bleibt der Diversitätsindex mit 0,15 sehr niedrig, so dass der See das gute ökologische Potential klar verfehlt.

Oberpfälzer Bergbauseen (Ausee, Knappensee, Murner See, Steinberger See)

Bis auf den Knappensee haben die anderen Oberpfälzer Bergbauseen das Problem einer extrem hohen Dominanz der fädigen Ulotrichale *Gloeotila pelagica*. Sie stellt im Ausee (pH 3,0) 99,8 % des jährlichen Phytoplankton-Biovolumens, im Murner See (pH 3,4) 94,3 % und im Steinberger See (pH 4,6) 83,9 %. Eine so starke Dominanz einer Art über einen so weiten pH-Bereich ist nirgendwo in den Seen der anderen Bergbaureviere zu beobachten.

Nur im Knappensee (pH 4,3) erreicht *Gloeotila pelagica* lediglich 12,2 % des jährlichen Phytoplankton-Biovolumens. Hier dominiert wie in anderen Seen dieses pH-Bereichs mit 58,1 % die Dinophyceae *Peridinium umbonatum*.

Dem entsprechend schlecht fallen die Werte der ökologischen Qualitätselemente für fast alle Oberpfälzer Seen aus. Sie gehören zu den schlechtesten Seen im Datensatz.

14 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In Deutschland sind saure Bergbauseen vor allem in der Lausitz in Brandenburg und Sachsen sowie im Oberpfälzer Bergbaurevier zu finden. In der Lausitz sind sie seit rund 100 Jahren ein fester Bestandteil der Landschaft.

In der Regel werden saure Bergbauseen als künstliche Gewässer gemäß WRRL ausgewiesen. Sie sind ganz überwiegend den Seetypen 13 und 7 nach Mathes et al. (2002) zuzuordnen.

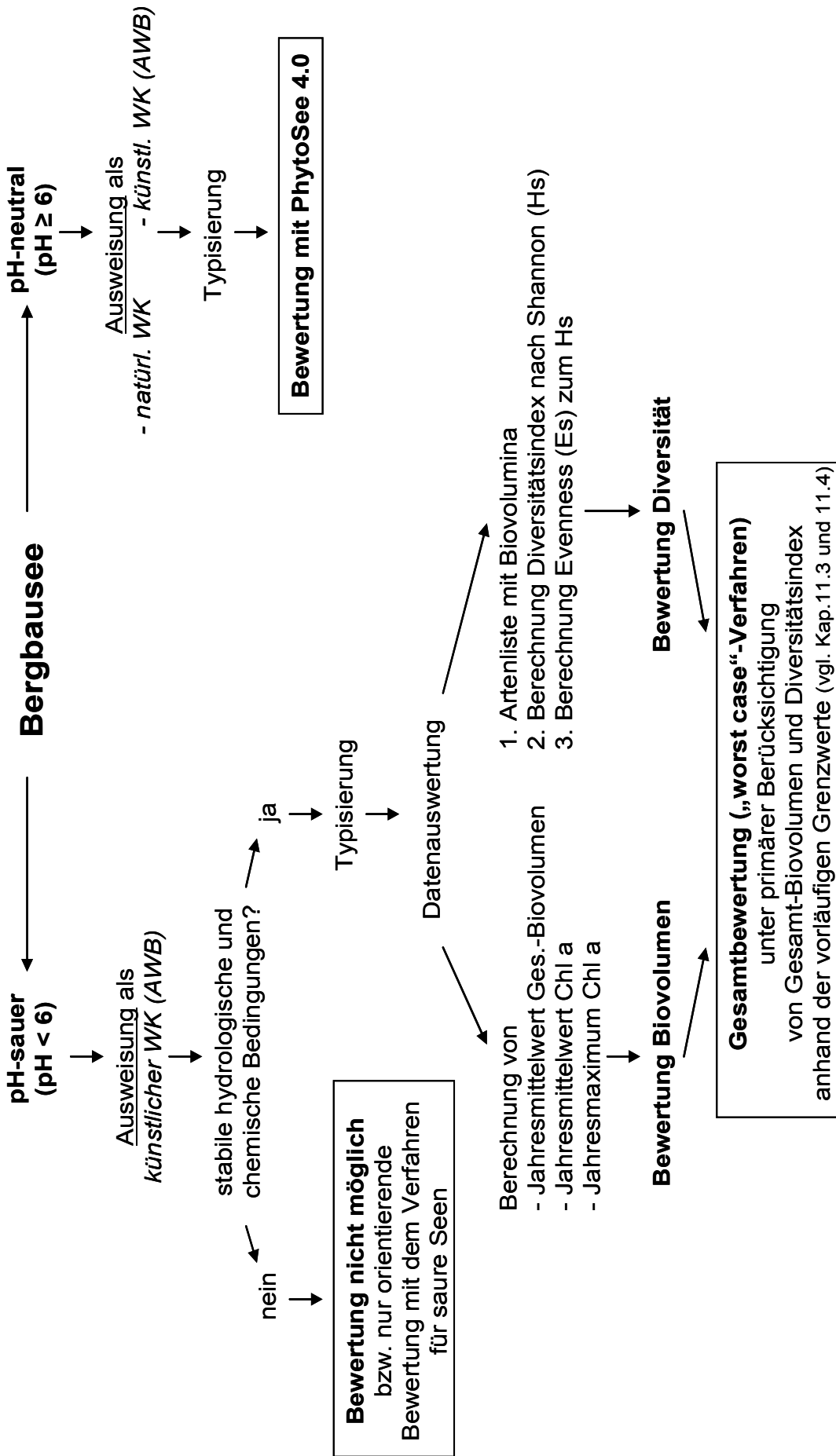
Für saure Bergbauseen gibt es keine natürlichen Referenzgewässer. Ihr Referenzzustand lässt sich nur durch Expertenurteil mit Festlegung der bestmöglichen ökologischen Werte im Vergleich der sauren Gewässer untereinander ermitteln. Dies befindet sich in Übereinstimmung mit den Ausführungsrichtlinien zur WRRL.

Anhand der ökologischen Qualitätselemente Biodiversität des Phytoplanktons nach Shannon in Kombination mit der Evenness und anhand des Phytoplankton-Biovolumens (ggf. ergänzt durch oder ersatzweise mittlere und maximale Chlorophyll a -Konzentrationen) kann das höchste ökologische Potential für saure Bergbauseen unabhängig vom pH-Wert unter Festlegung von Grenzwerten definiert werden.

Die Verwendung von Biodiversität und Biovolumen als primären ökologischen Qualitätselementen erlaubt in Verbindung mit den Chlorophyll a-Konzentrationen und der Evenness die Bewertung von Seen, die langfristig einen stabilen pH-Wert im sauren Bereich aufweisen und die somit keinen hydrologischen und chemischen Veränderungen z.B. durch bergbauliche Sanierungsmaßnahmen unterliegen (s. Ablaufschema auf S. 78).

pH-bereichsspezifische Differenzierungen müssen dabei nicht vorgenommen werden. Für die Bewertung saurer Seen sollten die Biovolumen-Grenzwerte des Seetypen-basierten Biomasse-Index des PSI-Verfahrens für natürliche und künstliche Gewässer herangezogen werden. Zur Festlegung von Grenzwerten für den Diversitätsindex nach Shannon in Kombination mit der Evenness wird ein Vorschlag zur Abgrenzung von höchstem, gutem und mäßigem ökologischen Potential gemacht; Referenzgewässer werden benannt. Bei der Bewertungseinstufung sind von beiden biologischen Qualitätselementen die Mindestanforderungen einer Bewertungsstufe einzuhalten.

Bewertung des ökologischen Zustands von Bergbauseen gemäß WRRL anhand des Phytoplanktons (Ablaufschema)



Allgemeine Voraussetzungen: mehrjähriges Monitoring mit ≥ 4 Probenahmen pro Jahr mit Daten zu Arten, Biovolumina, Chl a und physikal.-chem. Standarduntersuchungen; auf Seen mit $\text{pH} < 3$ vorerst nur eingeschränkt anwendbar.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei Frau Kerstin Jenemann vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie für die jederzeitige umfassende Unterstützung und Beratung sowie bei Herrn Jörg Schönfelder vom Landesumweltamt Brandenburg und Herrn Andreas Gründel vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie für die zahlreichen Anmerkungen zur Studie und für die Überlassung von Daten. Herrn Dr. Jochen Schaumburg vom Bayerischen Landesamt für Umwelt sowie Herrn Dr. Benthaus und Herrn Dr. Oliver Totsche von der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungs-gesellschaft (LMBV) danken wir für die Bereitstellung von Daten.

Literaturverzeichnis

- Beulker, C., R. Deneke, B. Nixdorf, K. Wollmann, D. Leßmann & N. Kamjunke, 2004: Trophische Interaktionen in einem sauren Tagebausee (Plessa 117). – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2003, Bd. II: 737-742.
- CIS (Common Implementation Strategy) - Arbeitsgruppe 2.2, 2002: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern.
- Deneke, R., 2000: Review on rotifers and crustaceans in highly acidic environments of pH-values ≤ 3 . – *Hydrobiologia* 433: 167-172.
- EG, 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 vom 22.12.2000.
- Evangelou, V.P., 1994: Pyrite oxidation and its control. – CRC Press, New York.
- Fyson, A., 2000: Angiosperms in acidic waters at pH 3 and below. – *Hydrobiologia* 433: 129-135.
- Geller, W., 2004: Vortrag „Typisierung und natürliche Referenzsysteme für schwefelsaure Bergbauseen“ auf dem KoBio-Workshop „Künstliche Gewässer - Typologie, Bewertung und Konstruktion des ökologischen Potenzials“ am 08./09.11.2004 an der Universität Duisburg-Essen.
- Graupner, B., 2008: Beitrag zur Prognose der Grundwasserbeschaffenheit im Lausitzer Bergbaurevier auf der Grundlage eines großräumigen prozessorientierten Geoinformationssystems. – Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 35.
- Grüneberg, B., 2006: Akkumulation, Transformation und Remobilisierung von Phosphor aus Sedimenten saurer Bergbauseen. – Dissertation, BTU Cottbus. 234 S.
- Hoehn, E., U. Riedmüller, B. Eckert, D. Leßmann & B. Nixdorf (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Bergbauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland. – Abschlussbericht zum LAWA-Projekt O 3.06, Freiburg/Cottbus 2009.
- IFUA, 2007: Biologische und chemische Untersuchungen nach WRRL in stehenden Gewässern des Freistaates Sachsen - Abschlussbericht. Projekt-Nr. 200619. Bitterfeld, 4.7.2007.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1999: Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. 74 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Arbeitsexemplar, Bearbeitungsstand 30.04.2003.
- Leßmann, D. & B. Nixdorf, 1997: Charakterisierung und Klassifizierung von Bergbauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung. – BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/97: 9-18.

- Leßmann, D. & B. Nixdorf, 1998: Morphologie, hydrochemische Klassifizierung und Phytoplanktonbesiedlung von Bergbauseen der Lausitz. – GBL-Gemeinschaftsvorhaben (Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder), Heft 5: 195-201.
- Lessmann, D. & B. Nixdorf, 2000: Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophic in mining lakes. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 2208-2211.
- Lessmann, D. & B. Nixdorf, 2001: Bedingungen für die Ausbildung von Nahrungsnetzen in Tagebauseen. – Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 77: 51-66.
- Leßmann, D. & B. Nixdorf, 2002: Probleme der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bei Bergbauseen. – BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/2002: 147-159.
- Lessmann, D. & B. Nixdorf, 2002: Seasonal succession of phytoplankton in acidic mining lakes. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 28: 1597-1601.
- Lessmann, D., A. Fyson & B. Nixdorf, 2000: Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with $\text{pH} \leq 3$. – Hydrobiologia 433: 123-128.
- Leßmann, D., B. Nixdorf, W. Uhlmann & I. Guderitz, 2001: Limnologie der Tagebauseen. – In: Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.), Tagebauseen - Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung - Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen. Studien und Tagungsberichte 35: 15-23.
- Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg, 2002: Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. – BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 5/2002: 15-24.
- Mischke, U., U. Riedmüller, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2008: Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL - Endbericht zum LAWA-Projekt O 5.05. – BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 1/2008.
- Mischke, U., J. Böhmer & U. Riedmüller, 2009: Software PhytoSee Version 4.0. Auswertungssoftware zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) nach Mischke et al. (2009) und Hoehn et al. (2009) für die Bewertung von natürlichen Seen, AWB und HMWB gemäß der EG-Wasserrahmenrichtlinie. IGB Berlin.
- Nixdorf, B. & M. Kapfer, 1998: Stimulation of phototrophic pelagic and benthic metabolism close to sediments in acidic mining lakes. – Water, Air, and Soil Pollution 108: 317-330.
- Nixdorf, B., M. Hemm, A. Schlundt, M. Kapfer & H. Krumbeck, 2001: Tagebauseen in Deutschland - ein Überblick. – Umweltbundesamt, UBA Texte 35/01.
- Nixdorf, B., U. Mischke, E. Hoehn & U. Riedmüller, 2006: Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Projekt OK 5.90. 190 S.
- Padisak, J., 2004: Phytoplankton. – In: P.E. O'Sullivan & C.S. Reynolds (eds.), The lakes handbook. Vol. 1: 251-308.
- Pietsch, W., 1998: Besiedlung und Vegetationsentwicklung in Tagebaugewässern in Abhängigkeit von der Gewässergenese. – In: W. Pflug (Hrsg.), Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Kap. 55. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 663-676.
- Rhodes, R.G., 1981: Heterothallism in *Chlamydomonas acidophila* Negro isolated from acidic strip-mine ponds. – Phycologia 20(1): 81-82.
- Schwerdtfeger, F., 1975: Ökologie der Tiere. III. Synökologie. – Parey, Hamburg.

- Sheath, R.G., M. Havas, J.A. Hellebust & T.C. Hutchinson, 1982: Effects of long-term natural acidification on the algal communities of tundra ponds at the smoking hills, N.W.T., Canada. – Can. J. Bot. 60: 58-72.
- Spijkerman, E., 2008: Phosphorus limitation of algae living in iron-rich, acidic lakes. – Aquatic Microb. Ecol. 53(2): 201-210.
- Spijkerman, E., V. Bissinger, A. Meister & U. Gaedke, 2007: Low potassium and inorganic carbon concentrations influence a possible phosphorus limitation in *Chlamydomonas acidophila* (Chlorophyceae). – Europ. J. Phycology 42(4): 327-339.
- Twiss, M.R., 1990: Copper tolerance of *Chlamydomonas acidophila* (Chlorophyceae) isolated from acidic, copper-contaminated soils. – J. Phycology 26(4): 655-659.
- TGL 27885/01, 1982: Nutzung und Schutz der Gewässer - Stehende Binnengewässer. Klassifizierung. 16 S.
- Tittel, J., V. Bissinger, B. Zippel, U. Gaedke, E. Bell, A. Lorke & N. Kamjunke, 2003: Mixotrophs combine resource use to out-compete specialists: implications for aquatic food webs. – Proc. Nat. Acad. Sci. USA 100: 12776-12781.
- Totsche, O., R. Pöthig, W. Uhlmann, H. Büttcher, & C.E.W. Steinberg, 2004: Buffering mechanisms in acidic mining lakes - a model-based analysis. – Aquatic Geochemistry 9: 343-359.
- Uhlmann, W., C. Nitsche, V. Neumann, I. Guderitz, D. Leßmann, B. Nixdorf & M. Hemm, 2001: Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung - Konzeptionelle Vorstellung und erste Erfahrungen. – Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte 35.
- Wollmann, K., R. Deneke, B. Nixdorf & G. Packroff, 2000: Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). – Hydrobiologia 433: 3-14.

Anhang

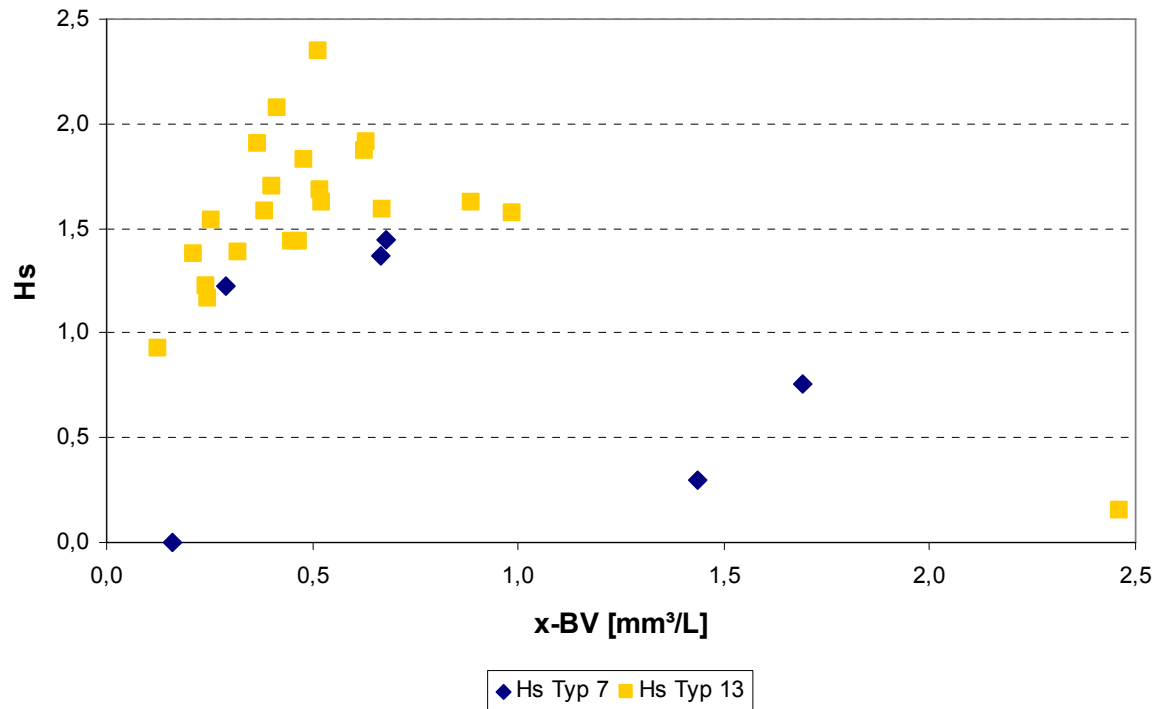


Abb. A1: Verhältnis von mittlerem Phytoplankton-Biovolumen zu Shannon-Index für Seen des Typs 7 und Seen des Typs 13.

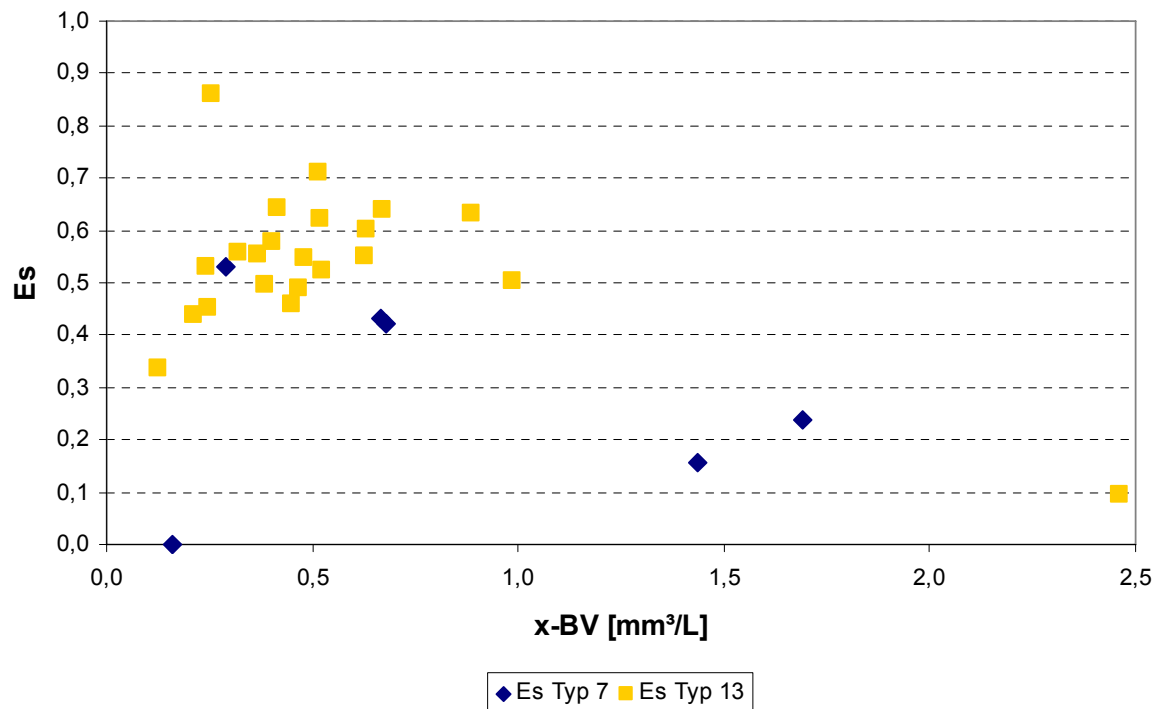


Abb. A2: Verhältnis von mittlerem Phytoplankton-Biovolumen zur Evenness für Seen des Typs 7 und Seen des Typs 13.

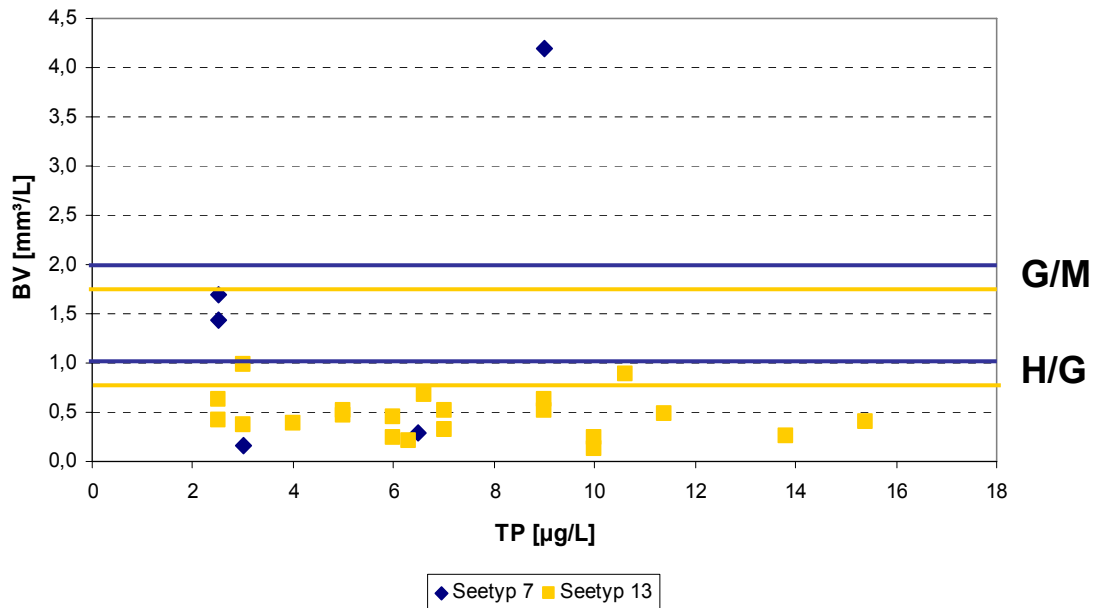


Abb. A3: Verhältnis von mittlerem Phytoplankton-Gesamtbiovolumen zur TP-Konzentration mit Seetyp-abhängigen Bewertungsgrenzen (sehr gut/gut und gut/mäßig) nach dem Biomasse-Index des PSI-Bewertungsverfahrens.

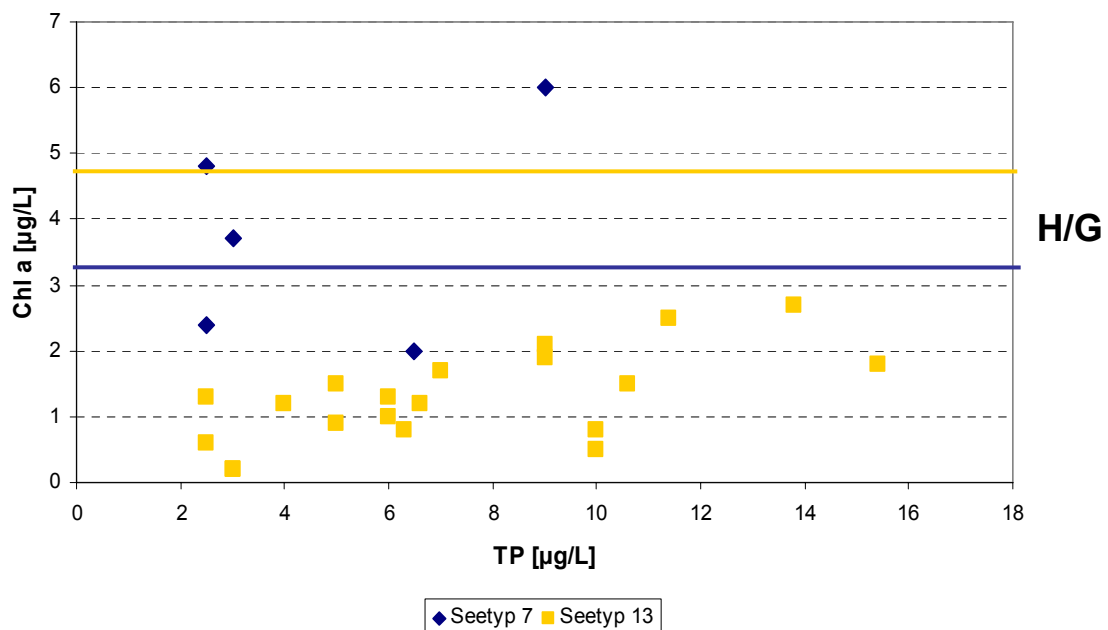


Abb. A4: Verhältnis von mittlerer Chlorophyll a-Konzentration zur TP-Konzentration mit Seetyp-abhängigen Bewertungsgrenzen (sehr gut/gut und gut/mäßig) nach dem Biomasse-Index des PSI-Bewertungsverfahrens.

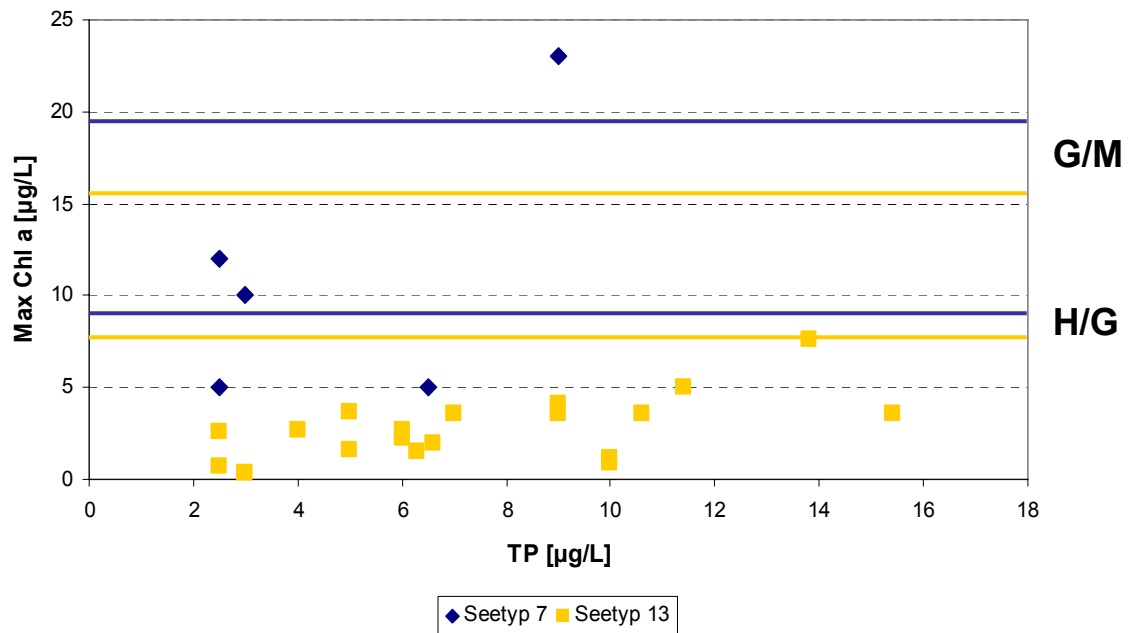


Abb. A5: Verhältnis von maximaler Chlorophyll a-Konzentration zur TP-Konzentration mit Seetyp-abhängigen Bewertungsgrenzen (sehr gut/gut und gut/mäßig) nach dem Biomasse-Index des PSI-Bewertungsverfahrens.

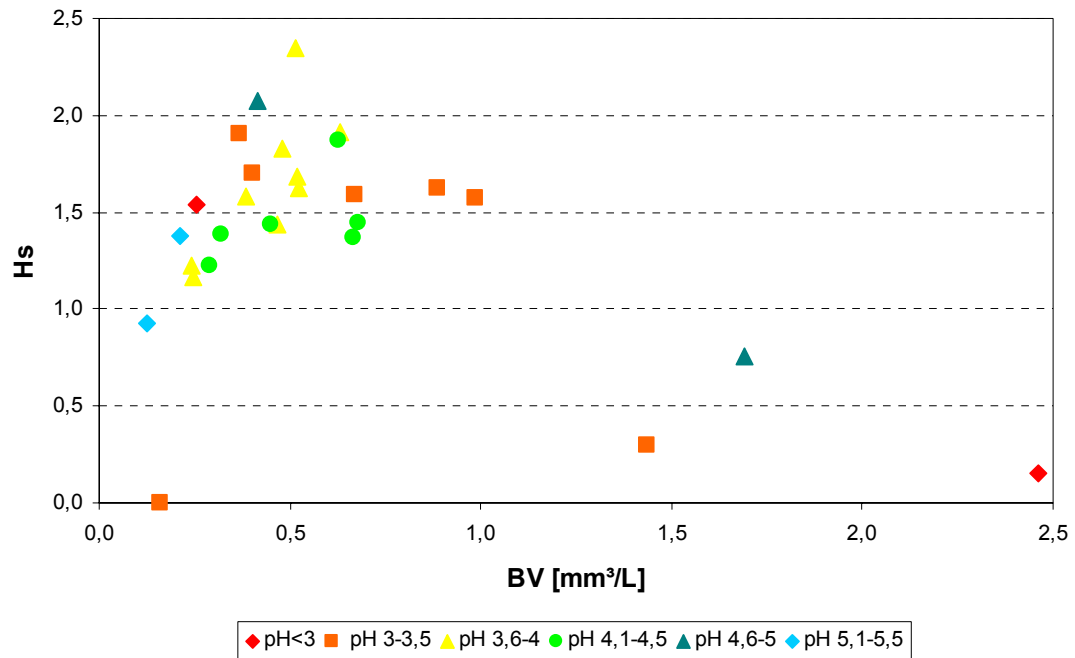


Abb. A6: Verhältnis der beiden biologischen Qualitätselemente Biovolumen (BV) und Diversitätsindex (Hs) zueinander unter Berücksichtigung des pH-Wertes der Seen.