



*Für das Landesamt für Bergbau, Geologie
und Rohstoffe Brandenburg*



Erarbeitung eines strategischen Hintergrundpapiers
zu den bergbaubedingten Stoffeinträgen in den
Flusseinzugsgebieten Spree und Schwarze Elster

Ergänzung zum LP3: Ökologisches Potential von Bergbaufolgeseen

Auftrag 2018/027.3 vom 04.06.2019
Projektnummer: 23/19

Dresden/Ottendorf-Okrilla, am 21.12.2020



Für das Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg

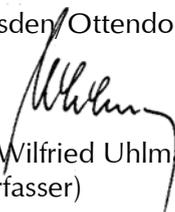


Erarbeitung eines strategischen
Hintergrundpapiers zu den bergbaubedingten
Stoffeinträgen in den Flusseinzugsgebieten
Spree und Schwarze Elster

Ergänzung zum LP 3: Ökologisches Potential von Bergbaufolgeseen

<u>Auftraggeber:</u>	Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR) Inselstraße 26, 03046 Cottbus
<u>Auftrag:</u>	2018/027.3 vom 04.06.2019
<u>Verantwortlicher:</u>	Herr Uwe Neumann
<u>Auftragnehmer:</u>	Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB) Lungkwitzer Str. 12, 01259 Dresden und IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH Radeberger Str. 1, 01458 Ottendorf-Okrilla
<u>Projektnummer:</u>	23/19
<u>Bearbeiter:</u>	Dr. Wilfried Uhlmann (IWB) M. Sc. (Hydrobiologie) Fanny Schubert (IWB) Dipl.-Hydrologe Kai Zimmermann (IWB) Dr. Yvonne Kreuziger (IWB) Dipl.-Biologin Kristin Berg (IDUS) M. Sc. Michael Kruspe (IDUS) M. Sc. Lars Köhler (IDUS) Dipl.-Biologe Rainer Kruspe (IDUS)

Dresden/Ottendorf-Okrilla, am 21.12.2020


Dr. Wilfried Uhlmann
(Verfasser)

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	1
Bilderverzeichnis	2
Tabellenverzeichnis	3
Abkürzungsverzeichnis	4
Glossar	5
Zusammenfassung	8
1 Aufgabenstellung	11
2 Untersuchungsgebiet	12
3 Methodik	16
3.1 Klassifizierung von Bergbaufolgeseen.....	16
3.2 Bewertung des ökologischen Potentials von Bergbaufolgeseen nach EG- WRRL	17
3.2.1 Überblick.....	17
3.2.2 Festlegung des höchsten ökologischen Potentials	19
3.2.3 Bewertung des Phytoplanktons.....	21
3.2.3.1 Überblick.....	21
3.2.3.2 Voraussetzungen für die Bewertbarkeit.....	22
3.2.3.3 Neutrale Seen	23
3.2.3.4 Saure Seen	23
3.2.4 Bewertung weiterer biologischer Qualitätskomponenten	24
3.2.5 Bewertung flussgebietspezifischer Schadstoffe.....	25
3.3 Ökologische Auswirkungen bergbaulicher Maßnahmen	25
3.3.1 Übersicht	25
3.3.2 Flutung und Bewirtschaftung.....	26
3.3.3 Neutralisation.....	27
3.3.4 Einspülung von Eisenhydroxidschlamm	28
3.4 Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials	30
4 Datengrundlagen und Vorgehensweise	32
4.1 Daten	32
4.2 Vorgehensweise.....	32
4.3 Vorgehensweise bei unzureichender Anzahl von Untersuchungsterminen.....	34
4.4 Erläuterung der Steckbriefe zu den Bergbaufolgeseen.....	36
5 Ergebnisse	37
5.1 Klassifizierung von Bergbaufolgeseen.....	37
5.2 Bewertung des Phytoplanktons nach EG-WRRL.....	39
5.2.1 Überblick.....	39
5.2.2 Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Spree	41
5.2.3 Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster	44
5.2.4 Bergbaufolgeseen ohne Bewertungsergebnis.....	46
5.3 Bewertung weiterer biologischer Qualitätskomponenten	49
5.4 Bewertung flussgebietspezifischer Schadstoffe	50
5.5 Gesamtbewertung des ökologischen Potentials	52

6	Auswirkungen bergbaulicher Maßnahmen auf das ökologische Potential.....	53
6.1	Übersicht.....	53
6.2	Flutung und Bewirtschaftung.....	54
6.2.1	Überblick.....	54
6.2.2	Einzugsgebiet der Spree.....	54
6.2.3	Einzugsgebiet der Schwarzen Elster.....	56
6.2.4	Fazit.....	56
6.3	Neutralisation.....	57
6.3.1	Überblick.....	57
6.3.2	Einzugsgebiet der Spree.....	57
6.3.3	Einzugsgebiet der Schwarzen Elster.....	64
6.3.4	Fazit.....	66
6.4	Einspülung von Eisenhydroxidschlamm.....	66
6.4.1	Überblick.....	66
6.4.2	Einzugsgebiet der Spree.....	67
6.4.3	Einzugsgebiet der Schwarzen Elster.....	67
6.4.4	Fazit.....	69
7	Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials	70
8	Anforderungen an das Monitoring.....	72
9	Quellenverzeichnis.....	74
10	Steckbriefe zu den Bergbaufolgeseen.....	78

Bilderverzeichnis

Bild 1:	Übersichtskarte des Untersuchungsraumes mit den zu bewertenden Bergbaufolgeseen.....	15
Bild 2:	Bewertung des ökologischen Potentials von Seen nach OGewV (2016), Quelle: LAWA (2017).	18
Bild 3:	Ablaufschema für die Bewertung des Phytoplanktons in Bergbaufolgeseen nach LAWA (2017).	21
Bild 4:	Nahrungsnetze in einem Gewässer (nach Hynes (1972) aus Uhlmann & Horn (2001), stark vereinfacht) Erläuterungen: Detritus - Schwebstoffe biologischen Ursprungs; Angiosperme – Bedecksamige Pflanzen wie z. B. Schilf und Röhricht; Periphyton - Biofilm aus Algen und Bakterien.....	28
Bild 5:	Bewertung des Phytoplanktons mit PhytoSee bei variierender Anzahl von Untersuchungsterminen am Senftenberger See.	36
Bild 6:	Übersichtskarte zur Klassifikation der Bergbaufolgeseen in Abhängigkeit von ihrem Versauerungsgrad.	38
Bild 7:	Übersichtskarte mit den Seetypen der Bergbaufolgeseen im Untersuchungsgebiet.	40
Bild 8:	Übersichtskarte mit den Ergebnissen der Bewertung des ökologischen Potentials Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Spree.	42
Bild 9:	Übersichtskarte mit den Ergebnissen der Bewertung des ökologischen Potentials Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster.....	45
Bild 10:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Speicherbecken Lohsa II.	58

Bild 11:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Scheibe-See.....	59
Bild 12:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Bernsteinsee.	60
Bild 13:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Bischdorfer See.....	61
Bild 14:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Drehnaer See.....	62
Bild 15:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Schlabendorfer See.....	63
Bild 16:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Lichtenauer See.	64
Bild 17:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Partwitzer See.....	65
Bild 18:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Geierswalder See.	66
Bild 19:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Spreetaler See.	68
Bild 20:	Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Sedlitzer See.....	69
Bild 21:	Anforderungen an ein zukünftiges Monitoring zur Bewertung des ökologischen Potentials.	73

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Verzeichnis der Bergbaufolgeseen, mit der Restlochbezeichnung sowie den ehemaligen Braunkohlentagebauen.	12
Tabelle 2:	Angaben zum Flutungsbeginn und -ende, dem Füllstand und dem Volumen der betrachteten Bergbaufolgeseen (Datenstand: 12/2020).....	13
Tabelle 3:	Charakteristische Besiedlung von Bergbaufolgeseen in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad nach UBA (2016).....	16
Tabelle 4:	Charakterisierung der auftretenden Seetypen im Untersuchungsgebiet nach Riedmüller et al. (2013).....	20
Tabelle 5:	Indexwerte des PSI und Zuweisung der Potentialklasse.....	21
Tabelle 6:	Lage der Referenztrophie und der Klassengrenzen im System des LAWA- Trophie-Index, LAWA (2017).	22
Tabelle 7:	Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials des Phytoplanktons in Bergbaufolgeseen.	31
Tabelle 8:	Verwendete Daten zur Bewertung des ökologischen Potentials.	32
Tabelle 9:	Bewertungsergebnisse des Phytoplanktons bei variierender Anzahl von Untersuchungsterminen am Senftenberger See.	35
Tabelle 10:	Einordnung der Bergbaufolgeseen in die Klassifikation in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad; Quelle: UBA (2016).	37
Tabelle 11:	Kategorien der Bewertungsergebnisse entsprechend der Untersuchungshäufigkeit für das Phytoplankton.	41
Tabelle 12:	Bewertungsergebnisse Phytoplankton im EZG Spree, PhytoSee 7.1. ÖPK...Ökologische Potentialklasse.....	41
Tabelle 13:	Bewertungsergebnisse Phytoplankton im EZG Schwarze Elster, PhytoSee 7.1.	44
Tabelle 14:	Übersicht der Bergbaufolgeseen ohne Bewertungsergebnis für das ökologische Potential des Phytoplanktons.	47
Tabelle 15:	Kennwerte des Phytoplanktons für Bergbauseen in Flutung.	47
Tabelle 16:	Kennwerte des Phytoplanktons für weitere Seen ohne Bewertungsergebnis.....	49

Tabelle 17:	Bewertungsergebnisse weiterer biologischer Qualitätskomponenten nach EG-WRRL.	49
Tabelle 18:	Übersicht analysierter flussgebietspezifischer Schadstoffe nach OGewV im Zeitraum 2009-2018.....	50
Tabelle 19:	Bewertung des ökologischen Potentials der Bergbaufolgeseen.	52
Tabelle 20:	Übersicht über bergbauliche Maßnahmen im Untersuchungsgebiet.	53
Tabelle 21:	Bewertungsergebnisse des Phytoplanktons im Bärwalder See sowie Entwicklung des Trophieindex nach LAWA (2014) von 2010 bis 2018.....	55
Tabelle 22:	Bewertungsergebnisse des Phytoplanktons im Dreiweiberner See sowie Entwicklung des Trophie-Index nach LAWA (2014) von 2009 bis 2018.	55
Tabelle 23:	Bewertungsergebnis Phytoplankton Geierswalder See sowie Trophieindex nach LAWA (2014) für 2019.	56
Tabelle 24:	Übersicht über Bergbaufolgeseen mit Maßnahmen zur Neutralisation.	57
Tabelle 25:	Bewertungsergebnisse PhytoSee im SB Lohsa II.	58
Tabelle 26:	Bewertungsergebnisse PhytoSee im Scheibe-See.	59
Tabelle 27:	Bewertungsergebnisse PhytoSee im Bernsteinsee.....	60
Tabelle 28:	Bewertungsergebnisse PhytoSee im Bischdorfer See.	61
Tabelle 29:	Bewertungsergebnisse PhytoSee im Drehnaer See.	62
Tabelle 30:	Bewertungsergebnisse PhytoSee im Geierswalder See.	65
Tabelle 31:	Übersicht Bergbaufolgeseen mit EHS-Einspülung.	67
Tabelle 32:	Vergleichende Bewertung Phytoplankton 2017 und 2018 in Lohsa I.....	70

Abkürzungsverzeichnis

Aci.....	Acidität
ACP.....	Allgemeine physikalisch- chemische Parameter
AESHNA	Verfahren zur Bewertung des Makrozoobenthos in Seen
Alk.....	Alkalinität
BG.....	Bestimmungsgrenze
DeLFI	Lake Fish Index, De = Deutschland
DWA.....	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfälle e. V.
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EHS.....	Eisenhydroxidschlamm
EZG.....	Einzugsgebiet
GSD	Stationäre Konditionierungsanlage „Getauchte Schwimmleitung mit Düsen“
GWBA	Grubenwasserbehandlungsanlage (Sprachgebrauch bei der LE-B)
GWK	Grundwasserkörper
GWRA.....	Grubenwasserreinigungsanlage (Sprachgebrauch bei der LMBV)
GWVBA.....	Grubenwasservorbehandlungsanlage
HÖP	höchstes ökologisches Potential
HTL	Harmonisierte Taxaliste
LAWA.....	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LE-B	Lausitz Energie Bergbau AG
LfULG.....	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

LTV	Landestalsperrenverwaltung Sachsen
MW.....	Mittelwert
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OWK	Oberflächenwasserkörper
ÖPK	Ökologische Potentialklasse
PSI	Phyto-See-Index
PSI_s	Phyto-See-Index saurer Seen
PTSI	Phytoplankton-Taxa-Seen-Index
RL	Restloch
SB.....	Speicherbecken
StratHGP.....	Strategisches Hintergrundpapier
UQN.....	Umweltqualitätsnorm
VQ.....	Volumenquotient
WBA.....	Wasserbehandlungsanlage
WHG	Wasserhaushaltsgesetz

Glossar

Das Glossar enthält Erläuterungen zu den wichtigsten wiederkehrenden Fachbegriffen, wie sie in der vorliegenden Bearbeitung verwendet werden und wie sie der Gutachter versteht.

Begriff	Erläuterung
Acidität	Säuregehalt eines Wassers. Üblicherweise dargestellt als Basenkapazität $K_{B4,3}$ und $K_{B8,2}$ in der Maßeinheit mmol/L.
ACP	Allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter nach der Definition der Oberflächengewässerverordnung OGewV (2016). Wissenschaftstheoretisch falscher Gebrauch des Begriffes → <u>Parameter</u> . Siehe auch Definition eines → <u>Kennwertes</u> .
Alkalisches Eisenhydroxidwasser (AEW)	Primärprodukt bei der Behandlung eisenreicher Wässer im Gewinnungs- und Sanierungsbergbau. Feststoffgehalt < 2 Masse-%. Die überwiegenden Bestandteile des Feststoffes sind Eisenhydroxid (70 % bis 95 %), klastisches Material (üblicherweise < 10 %) und Calciumkarbonat (bis 25 %).
Bergbaufolgeseesee	Der Begriff ist gleichwertig mit Tagebausee, Tagebaurestsee, Restsee oder Tagebaurestgewässer. Unterschiedliche Verwendung bei Unternehmen und Behörden. Die LMBV favorisiert den Begriff Bergbaufolgeseesee. Im Sächsischen Wassergesetz wird der Begriff Tagebaurestgewässer verwendet. In Brandenburg bestehen keine vergleichbaren Vorgaben.
Eisenhydroxidschlamm (EHS)	Konsolidiertes, dominant aus Eisenhydroxid bestehender Rückstand in → <u>Grubenwasserreinigungsanlagen</u> bzw. → <u>Grubenwasserbehandlungsanlagen</u> sowie in → <u>naturräumlichen Wasserbehandlungsanlagen</u> , z. B. in Absetzteichen.
Eisenhydroxidhaltiges Gewässersediment	Gewässersediment mit einem hohen Anteil an Eisenhydroxid. Die Bandbreite der Hauptkomponenten in eisenhydroxidhaltigen Gewässersedimenten kann sehr groß sein. Der Eisenhydroxidgehalt kann zwischen 5 % und über 50 % schwanken. Nahezu unabhängig davon verleiht er den Sedimenten unter oxidischen Bedingungen den typischen rotbraunen Habitus. Weitere wesentliche Phasenbestandteile sind klastisches und organisches Material. Deren Bandbreite schwankt zwischen 5 % und 95 % bzw. zwischen 5 % und 30 %.
Fließgewässer	Oberirdisches Gewässer mit ständig oder zeitweise fließendem Wasser

Begriff	Erläuterung
	(Sammelbegriff für Bach, Fluss, Strom, Kanal u. a.).
Gewässer	Fließendes oder stehendes Wasser, das im Zusammenhang mit dem Wasserkreislauf steht, einschließlich Gewässerbett bzw. Grundwasserleiter.
Gewinnungsbergbau	Begriffswahl in begrifflicher Analogie zum Sanierungsbergbau. Häufig auch als aktiver Bergbau bezeichnet.
Fluten Flutung	Planmäßiges Füllen eines Grubenbaues oder eines Tagebaurestloches durch Wiederanstieg des Grundwassers und/oder durch Wasserzuführung von außen (sogenanntes Flutungswasser).
Grubenwasser Sümpfungswasser	Gesamtheit der in einem Bergbau (Tagebau oder Tiefbau) zu fassenden Wässer. Es setzt sich in einem Braunkohlentagebau aus dem Grundwasser der Rand-, Feld- und Kippenriegel, der Sohlenwasserhaltung sowie dem Tagebau oberflächlich zufließenden Niederschlagswasser zusammen.
Grubenwasser- behandlungsanlage (GWBA)	Sprachgebrauch bei LE-B. Großtechnische Anlage zur Behandlung von eisenreichem und ggf. saurem Grubenwasser mit den möglichen verfahrenstechnischen Bausteinen Belüftung, mechanische Entsäuerung, Kalkung, Flockung und Sedimentation.
Grubenwasser- reinigungsanlage (GWRA)	Sprachgebrauch bei LMBV. Identisch mit der → <u>GWBA</u> .
Grundwassergüte bzw. Gewässergüte	Wertende Bezeichnung für die Beschaffenheit eines Grundwassers bzw. Gewässers. Häufig im Zusammenhang mit normativen Regelungen (Oberflächengewässerverordnung, Grundwasserverordnung, Trinkwasserverordnung, Badegewässerverordnung usw.) gebraucht. Unterschiedliche Begriffsverwendung zur → <u>Grundwasserbeschaffenheit</u> bzw. <u>Wasserbeschaffenheit</u> .
Inlake- Wasserbehandlung	Wasserbehandlung von Standgewässern durch direkte Zugabe von Chemikalien mittels ufergestützter stationärer oder bootsgestützter mobiler Anlagen. Vorzugsweise zur Neutralisation von und Eisenfällung in sauren Tagebaurestseen, aber auch zur Fällung von Phosphor und Algen angewendet.
Kennwert Kenngröße	Quantitative Maßzahl eines physikalischen oder chemischen Zustandes, zeitlich veränderlich. Beispiele: Wasserspiegel in einem Oberflächengewässer oder im Grundwasser; Wassertemperatur, pH-Wert sowie Eisen- und Sulfatkonzentration. Unterschied zum → <u>Parameter</u> .
Maßnahme	Standortkonkretes wasserwirtschaftliches Projekt zur Minderung der morphologischen bzw. stofflichen Belastungen durch den Braunkohlenbergbau in Fließgewässern. Eine Maßnahme kann ein oder mehrere → <u>Verfahren</u> bzw. → <u>Technologien</u> einschließen.
Messnetz	Verknüpfung einzelner Messstellen mit dem Ziel der flächenhaften Überwachung bestimmter messbarer Kenngrößen in einem Gebiet.
Oberflächenwasser- körper (OWK)	Juristischer Begriff der EG-WRRL, des WHG und OGewV: Einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines oberirdischen Gewässers, der mittels einer repräsentativen Messstelle gekennzeichnet wird.
Parameter	Quantitative Maßzahl als feststehende Stoffeigenschaft, z. B. DARCY-Durchlässigkeitsbeiwert oder k_f -Wert eines Grundwasserleiters, Manning-Strickler-Beiwert eines Gerinnes, intrinsische kinetische Reaktionskonstanten der Eisenoxidation und Eisensedimentation usw. Unterschied zu → <u>Kennwert</u> .

Begriff	Erläuterung
Reinwasser oder Klarwasser	Grundwasser oder Oberflächenwasser nach der Wasserbehandlung.
Restloch	Hohlform im Gelände, die durch Massenentnahme nach Abschluss eines Tagebaubetriebs zurückbleibt.
Rohwasser	Gefasstes Grund- oder Oberflächenwasser mit hoher Eisenkonzentration und ggf. Versauerungsdisposition zum Zwecke der Ableitung und/oder Wasserbehandlung.
Rückhalt	Grundwasserzustrom bzw. Stofffracht zum Fließgewässer, der bzw. die durch eine Maßnahme verringert (entnommen) wird. Siehe → <u>anteiliger Eisenrückhalt</u> .
Umweltqualitätsnorm (UQN)	Im Sinne von § 2 Nr. 3 der OGeWV (2016) die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf.
Verockerung	Ablagerung von Eisen- und Manganverbindungen in Gewässern und Anlagen.
Versauerung	Verschiebung der Säure-Basen-Bilanz in einem → <u>Oberflächengewässer</u> oder → <u>Sümpfungswasser</u> hin zur Dominanz starker Säuren. Die Maßzahl einer Versauerung ist nicht notwendiger Weise der pH-Wert. Siehe auch → <u>Versauerungsdisposition</u> und → <u>Versauerungspotential</u> .
Versauerungsdisposition	Eigenschaft eines → <u>anoxischen</u> Grundwassers, bei Belüftung und der dadurch hervorgerufenen Oxidation des zweiwertigen Eisens und der Hydrolyse des entstehenden dreiwertigen Eisens oder vergleichbarer hydrolytischer Metalle (z. B. Aluminium) zur → <u>Versauerung</u> zu neigen. Die Versauerungsdisposition kann durch den Kennwert pH_{ox} beschrieben werden.
Versauerungspotential	Quantitative Maßzahl für die → <u>Versauerungsdisposition</u> . Angabe als Basenkapazität in mmol/L gegenüber einem definierten pH-Wert. In Anlehnung an die Hydrochemie des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes empfehlen sich die Verwendung der Kennwerte $K_{B4.3}^{ox}$ und/oder $K_{B8.2}^{ox}$.

Zusammenfassung

- (1) Im Einzugsgebiet der Spree und der Schwarzen Elster entstanden infolge der abgeschlossenen Bergbautätigkeit in den Hohlformen von Braunkohlentagebauen bislang 39 Bergbaufolgeseen, die aufgrund ihrer Größe als Oberflächenwasserkörper im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie zu klassifizieren sind. Von diesen befinden sich 18 Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Spree und 21 Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster. Die Seen, für die keine Bergaufsicht mehr besteht, sind Nachnutzern übertragen bzw. den entsprechenden Landesbehörden bzw. Landesbetrieben unterstellt, in Sachsen dem LfULG bzw. der LTV.
- (2) Bergbaufolgeseen sind im Sinne der EG-WRRL künstliche Oberflächenwasserkörper. Für sie besteht das Ziel, das gute ökologische Potential und den guten chemischen Zustand zu erreichen bzw. zu erhalten. Die Bewertung des ökologischen Potentials für Bergbaufolgeseen setzt sich aus den Bewertungsergebnissen der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton (freischwebende Algen), Makrophyten/Phytobenthos (Gewässerflora), Makrozoobenthos (benthische Invertebraten) und Fische sowie der Bewertung der flussgebietspezifischen Schadstoffe zusammen. Für Seen ist das Phytoplankton die wichtigste Qualitätskomponente, da seine Bewertung direkte Einflüsse der Seewasserbeschaffenheit widerspiegelt.
- (3) Das ökologische Potential des Phytoplanktons wird mit dem PhytoSee-Verfahren bewertet. Das Bewertungsverfahren unterscheidet zwischen neutralen und sauren Seen. Als saure Seen werden Seen eingestuft, deren niedriger pH-Wert dem Umweltziel entspricht. Auch saure Seen können daher ein gutes ökologisches Potential aufweisen.
- (4) Eine Bewertung des Phytoplanktons mithilfe des PhytoSee-Verfahrens konnte für 21 Bergbaufolgeseen erfolgen. In fast allen Seen erreichte das Phytoplankton das gute ökologische Potential. Nur an drei Seen zeigten sich Defizite, die zur Verfehlung des guten ökologischen Potentials führten. Insgesamt konnte lediglich an vier Seen eine gesicherte Bewertung erfolgen. Hier waren die Anforderungen der Bewertungsmethodik hinsichtlich der Untersuchungsanzahl erfüllt. An zehn Seen war die Bewertung nicht gesichert, da eine gegenüber der Methodik verringerte Untersuchungshäufigkeit von vier Probenahmen pro Jahr gegeben war. Für Seen mit nur einer Phytoplankton-Untersuchung pro Jahr wurde im Rahmen dieser Bearbeitung von der vorgeschriebenen Bewertungsmethodik mit dem Ziel abgewichen, eine orientierende Einstufung des ökologischen Potentials des Phytoplanktons für den Zeitpunkt der Probenahme zu erhalten.
- (5) Die Bewertung des Phytoplanktons konnte an 18 Bergbaufolgeseen nicht durchgeführt werden. An diesen Bergbaufolgeseen waren wesentliche Voraussetzungen für die Bewertung des Phytoplanktons nicht gegeben, wie $\text{pH} > 3$ oder die Stabilität der hydrochemischen und hydrologischen Gegebenheiten über mindestens fünf Jahre.
- (6) Maßnahmen an Bergbaufolgeseen im Sinne der Sanierung und Nutzung, die Veränderungen der Wasserbeschaffenheit hervorrufen können, wurden hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf das ökologische Potential betrachtet. Das betrifft die Nachsorgeflutung und Bewirtschaftung, die chemische Neutralisation sowie die Einspülung von Eisenhydroxidschlamm (EHS).

- (7) Die Wiederversauerung eines neutralisierten Sees soll im günstigsten Fall durch Nachsorgeflutung und Bewirtschaftung verhindert werden. Gleichzeitig wirkt die Einleitung von Flusswasser erhöhten Sulfatkonzentrationen entgegen. An den drei Bergbaufolgeseen Dreizeiberner See, Speicherbecken Lohsa II und Bärwalder See, an denen im Untersuchungszeitraum die Nachsorgeflutung umgesetzt wurde, zeigte sich nach der Initialneutralisation eine schnellere Besiedlung durch das Phytoplankton. Der trophische Zustand der Seen verschlechterte sich im Untersuchungszeitraum durch die Flutung mit Flusswasser nicht. Der Zustand des Phytoplanktons entsprach dem guten ökologischen Potential.
- (8) Im Untersuchungszeitraum von 2009 bis 2018 wurden neun Bergbaufolgeseen chemisch neutralisiert. Für diese Seen besteht ein neutraler Zielzustand. Die Initialneutralisation und die Nachsorgebehandlungen führten in allen Seen zu einer Zunahme von Artenzahl und Diversität des Phytoplanktons sowie zur Verbesserung des ökologischen Potentials. Nachteilige Auswirkungen auf den trophischen Zustand wurden nicht festgestellt.
- (9) Die EHS-Einspülung erfolgte während des Untersuchungszeitraums im Spreetaler See und im Sedlitzer See. Beide Seen befinden sich noch in Flutung. Aufgrund der instabilen hydrologischen und hydrochemischen Bedingungen konnte das Phytoplankton in diesen Seen noch nicht bewertet werden.
- (10) Hinsichtlich weiterer biologischer Qualitätskomponenten konnten Bewertungsergebnisse für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos an vier Bergbaufolgeseen recherchiert werden, die im ersten Bewirtschaftungsplan (2009-2015) durchgeführt worden waren. Die ebenfalls bewertungsrelevanten flussgebiets-spezifischen Schadstoffe wurden im Zeitraum von 2009 bis 2018 an den fünf Bergbaufolgeseen untersucht, die nicht mehr unter Bergaufsicht stehen.
- (11) Die Gesamtbewertung des ökologischen Potentials der Bergbaufolgeseen ergab sich mit Ausnahme des Knappensees aus den Bewertungsergebnissen des Phytoplanktons. Am Knappensee wurde die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos schlechter als das Phytoplankton bewertet. Sie war somit maßgeblich für die Gesamtbewertung des ökologischen Potentials.
- (12) Insgesamt verfehlten vier Seen das gute ökologische Potential: der Silbersee, der Morkasee, das Grünewalder Lauch Ostfeld und der Knappensee. Die Bewertung des Phytoplanktons zeigte für den Silbersee und den Morkasee einen Eutrophierungstrend an. Die Ursache der orientierenden Einstufung des Grünewalder Lauch Ostfeld in die mäßige Potentialklasse wird auf die nur einmalige Untersuchung des Phytoplanktons zurückgeführt.
- (13) Wenn das „gute“ ökologische Potential in einem Bergbaufolgesee nicht erreicht wird oder sich ein Trend zur Verschlechterung zeigt, sind Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials zu ergreifen. Die Hauptbelastungen für Bergbaufolgeseen mit neutralem Umweltziel sind die Eutrophierung, der Eintrag von Schadstoffen und die Wiederversauerung der Seen.
- (14) Das Monitoring des Phytoplanktons sollte in allen Bergbaufolgeseen hinsichtlich des Untersuchungsturnus und der Bestimmungstiefe an die Anforderungen der EG-WRRL angeglichen werden. In bereits hergestellten Seen, die keinen hydrologischen oder hydrochemischen Schwankungen mehr unterliegen, gewährleistet eine methodenkonforme Untersuchung des Phytoplanktons belastbare Bewertungs-

ergebnisse und ermöglicht das Erkennen von Entwicklungen oder Trends, die ggf. Maßnahmen erforderlich machen. Die flussgebietspezifischen Schadstoffe sollten mit dem von der zuständigen Behörde festgelegten Parameterspektrum mindestens einmal pro Bewirtschaftungszeitraum untersucht werden.

- (15) Die neben dem Phytoplankton relevanten biologischen Qualitätskomponenten benötigen zur Ausbildung stabiler Populationsstrukturen eine längere Entwicklungszeit. Neben den Einflüssen durch die Wasserbeschaffenheit unterliegen sie strukturellen Einflüssen der Uferbereiche. Ihre Untersuchung nach den Methoden der EG-WRRL wird ca. 10 Jahre nach der Herstellung des Bergbaufolgesees empfohlen.
- (16) Nicht für alle Bergbaufolgeseen wurde der Zielzustand in Bezug auf den pH-Wert bereits festgelegt. Für einige saure Seen ohne oder mit nur geringem Bilanzüberschuss wurde in dieser Bearbeitung der Zielzustand sauer angenommen. Hier müssen nachteilige Auswirkungen auf andere Wasserkörper verhindert werden, ggf. durch geeignete Maßnahmen, wie z. B. durch eine Neutralisation des Ablaufs.

1 Aufgabenstellung

Im Bergbaurevier Lausitz wurden nach Ende der Bergbautätigkeit zahlreiche verbliebene Hohlformen geflutet, so dass im Einzugsgebiet der Spree und der Schwarzen Elster zahlreiche große Bergbaufolgeseen entstanden sind. Aufgrund ihrer Entstehung werden sie als künstliche Wasserkörper eingestuft. Für Bergbaufolgeseen, die entsprechend ihrer Größe als Oberflächenwasserkörper einzustufen sind (Seefläche $\geq 0,5 \text{ km}^2$) und nicht mehr unter Bergaufsicht stehen, ist das Erreichen des guten ökologischen Potentials und des guten chemischen Zustandes im Zuge der Umsetzung der im Jahr 2000 in Kraft getretenen Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) das Umweltziel. Weiterhin gilt es, Zustandsverschlechterungen zu verhindern. Den rechtlichen Bewertungsrahmen für die Lausitzer Bergbaufolgeseen bilden auf nationaler Ebene das Wasserhaushaltsgesetz WHG (2009) und die Oberflächengewässerverordnung OGewV (2016).

Für die meisten der betrachteten Bergbaufolgeseen wird das ökologische Potential in der vorliegenden Studie erstmals nach den Vorgaben der EG-WRRL bewertet, da sie noch unter Bergaufsicht stehen. Die Bearbeitung stellt eine Beschreibung des Ist-Zustands der Bergbaufolgeseen hinsichtlich ihres ökologischen Zustandes sowie die damit einhergehende Festlegung ihres Zielzustandes dar.

Nach der Herstellung der Bergbaufolgeseen müssen in den meisten Seen Maßnahmen wie eine chemische Neutralisation oder eine Nachsorgeflutung umgesetzt werden, um die Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit und deren Stabilität besonders im Hinblick auf die Acidität zu erfüllen. Die Umsetzung dieser Maßnahmen wirkt sich auf die Wasserbeschaffenheit aus. Weiterhin wird die EHS-Einspülung als bergbauliche Maßnahme mit Gewässerbezug angesehen. Anhand der vorliegenden Daten zum Phytoplankton waren Auswirkungen auf das ökologische Potential zu untersuchen.

Veränderungen der Wasserbeschaffenheit und in Folge auch der Artengemeinschaften können zumeist nur langfristig herbeigeführt werden, so dass die Kenntnis des Ist-Zustands des ökologischen Potentials der Bergbaufolgeseen eine Handlungsgrundlage für die Ableitung erforderlicher Maßnahmen für den kommenden Bewirtschaftungsplan bietet.

2 Untersuchungsgebiet

Der Untersuchungsraum erstreckt sich auf die Einzugsgebiete der Spree und der Schwarzen Elster. Die Abgrenzung des Untersuchungsraumes erfolgte in den vorangegangenen Leistungspaketen des Strategischen Hintergrundpapiers zu den bergbaubedingten Stoffeinträgen in den Flusseinzugsgebieten Spree und Schwarze Elster, siehe LBGR (2018). Im festgelegten Untersuchungsraum liegen 39 Bergbaufolgeseen, die eine Seefläche von mehr als 0,5 km² bzw. 50 Hektar haben und demnach bereits aktuell oder zukünftig als Wasserkörper im Sinne der EG-WRRL zu betrachten sind, siehe Tabelle 1 und Bild 1. In Tabelle 2 sind Informationen zum Flutungsstand der 39 Bergbaufolgeseen zusammengestellt.

Für die vorliegende Bearbeitung wird eine projekteigene laufende Nummerierung der Bergbaufolgeseen eingeführt, die beginnend im Einzugsgebiet der Spree (von 1 bis 18) und nachfolgend im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (von 19 bis 39) von Südosten nach Nordwesten erfolgt.

Tabelle 1: Verzeichnis der Bergbaufolgeseen, mit der Restlochbezeichnung sowie den ehemaligen Braunkohlentagebauen.

Nr.	Aktuelle oder künftige Seebezeichnungen	Restlochbezeichnung	Tagebau	Flussgebiet
1	Olbasee	---	Zeche Graf zur Lippe	Spree
2	Bärwalder See	RL Bärwalde	Bärwalde	
3	Silbersee	RL Friedersdorf	Werminghoff II	
4	Mortkasee	RL Mortka		
5	Dreiweiberner See	RL Dreiweibern	Dreiweibern	
6	Speicherbecken Lohsa II	RL Lohsa	Werminghoff III/Lohsa	
7	Scheibe-See	RL Scheibe	Scheibe	
8	Bernsteinsee	RL Burghammer	Burghammer	
9	Halbendorfer See	RL Halbendorf	Trebendorfer Felder	
10	Altdöberner See	RL Greifenhain	Greifenhain	
11	Gräbendorfer See	RL Gräbendorf	Gräbendorf	
12	Klinger See	SRS Jänschwalde	Jänschwalde	
13	Bischdorfer See	RL 23	Seese-Ost	
14	Schönfelder See	RL 4	Seese-West	
15	Drehnaer See	RL 12	Schlabendorf-Süd	
16	Schlabendorfer See	RL 14/15		
17	Lichtenauer See	RL F	Schlabendorf-Nord	
18	Stoßdorfer See	RL C		
19	Knappensee	RL Werminghoff	Werminghoff I	Schwarze Elster
20	Graureiher See	RL D/F		
21	Heide VI	RL Heide VI	Heide	
22	Erika-See	RL Laubusch	Erika/Laubusch	
23	Spreetaler See	RL Spreetal Nordost	Spreetal-Nordost	
24	Sabrodter See	RL Nordrandschlauch		
25	Blunoer Südsee	RL Nordschlauch	Spreetal	
26	Neuwieser See	RL Spreetal-Bluno	Bluno	
27	Partwitzer See	RL Skado	Skado	

Nr.	Aktuelle oder künftige Seebezeichnungen	Restlochbezeichnung	Tagebau	Flussgebiet
28	Geierswalder See	RL Koschen	Koschen	
29	Sedlitzer See	RL Sedlitz	Sedlitz	
30	Senftenberger See	RL Niemtsch	Niemtsch	
31	Großräschener See	RL Meuro	Meuro	
32	Meuroer See	RL Westmarkscheide		
33	Kabelbaggerteich	RL Kabelbaggerteich	Meuro-Süd	
34	Drochower See	RL 6	---	
35	Heye Nordfeld-Hauptbecken	RL 1/2/3/5	---	
36	Bergheider See	RL Klettwitz-N	Klettwitz-Nord	
37	Heidesee	RL 131-N	Koyne/ Kleinleipisch	
38	Kleinleipischer See	RL 131-S		
39	Grünwalder Lauch Ostfeld	RL 117	Grünwalde	

Tabelle 2: Angaben zum Flutungsbeginn und -ende, dem Füllstand und dem Volumen der betrachteten Bergbaufolgeseen (Datenstand: 12/2020).

Nr.	Aktuelle oder künftige Seebezeichnungen	Beginn der Seeflutung	Ende der Seeflutung ¹⁾	Füllstand ¹⁾ [%]	Seevolumen ¹⁾ [Mio. m ³]
1	Olbasee	ca. 1930	1932	100	6,1
2	Bärwalder See	1997	2008	100	147,6
3	Silbersee	1967	1971	100	4,3
4	Morkasee	1967	1971	100	18,7
5	Dreiweiberner See	1996	2002	100	29,4
6	Speicherbecken Lohsa II	1997	2016	100	36,8
7	Scheibe-See	2002	2011	100	105,2
8	Bernsteinsee	1997	2009	100	28,0
9	Halbendorfer See	ca. 1970	1975	100	7,9
10	Altdöberner See	1998	ca. 2030	88	284,8
11	Gräbendorfer See	1996	2007	100	89,9
12	Klinger See	2000	k. A.	54	98,1
13	Bischdorfer See	2000	2013	100	16,1
14	Schönfelder See	1997	2008	100	7,5
15	Drehnaer See	1999	2012	100	11,8
16	Schlabendorfer See	2002	2012	100	40,5
17	Lichtenauer See	2011	2011	100	21,0
18	Stoßdorfer See	ca. 1964	ca. 1966	100	3,3
19	Knappensee	1945	1947	100	18,1
20	Graureiher See	k. A.	k. A.	21	4,5
21	Heide VI	k. A.	1984	100	6,6
22	Erika-See	k. A.	1970	100	4,0
23	Spreetaler See	1998	k. A.	99	86,7
24	Sabrodter See	2006	k. A.	97	26,1
25	Blunoer Südsee	2005	k. A.	86	59,4
26	Neuwieser See	2002	ca. 2023	100	48,4
27	Partwitzer See	2004	2015	100	122,8

Nr.	Aktuelle oder künftige Seebezeichnungen	Beginn der Seeflutung	Ende der Seeflutung ¹⁾	Füllstand ¹⁾ [%]	Seevolumen ¹⁾ [Mio. m ³]
28	Geierswalder See	2004	2013	100	91,8
29	Sedlitzer See	2005	ca. 2023	71	197,7
30	Senftenberger See	1966	1972	100	58,7
31	Großräschener See	2007	2019	100	127,0
32	Meuroer See	k. A.	ca. 2060	k. A.	14,4
33	Kabelbaggerteich	k. A.	ca. 2010	100	k. A.
34	Drochower See	k. A.	k. A.	100	k. A.
35	Heye Nordfeld-Hauptbecken	k. A.	k. A.	100	0,8
36	Bergheider See	2001	2014	100	38,7
37	Heidesee	k. A.	2009	100	3,4
38	Kleinleipischer See	k. A.	2011	100	7,0
39	Grünwalder Lauch Ostfeld	k. A.	1976	100	6,1

¹⁾ bezogen auf den unteren Endwasserwasserstand

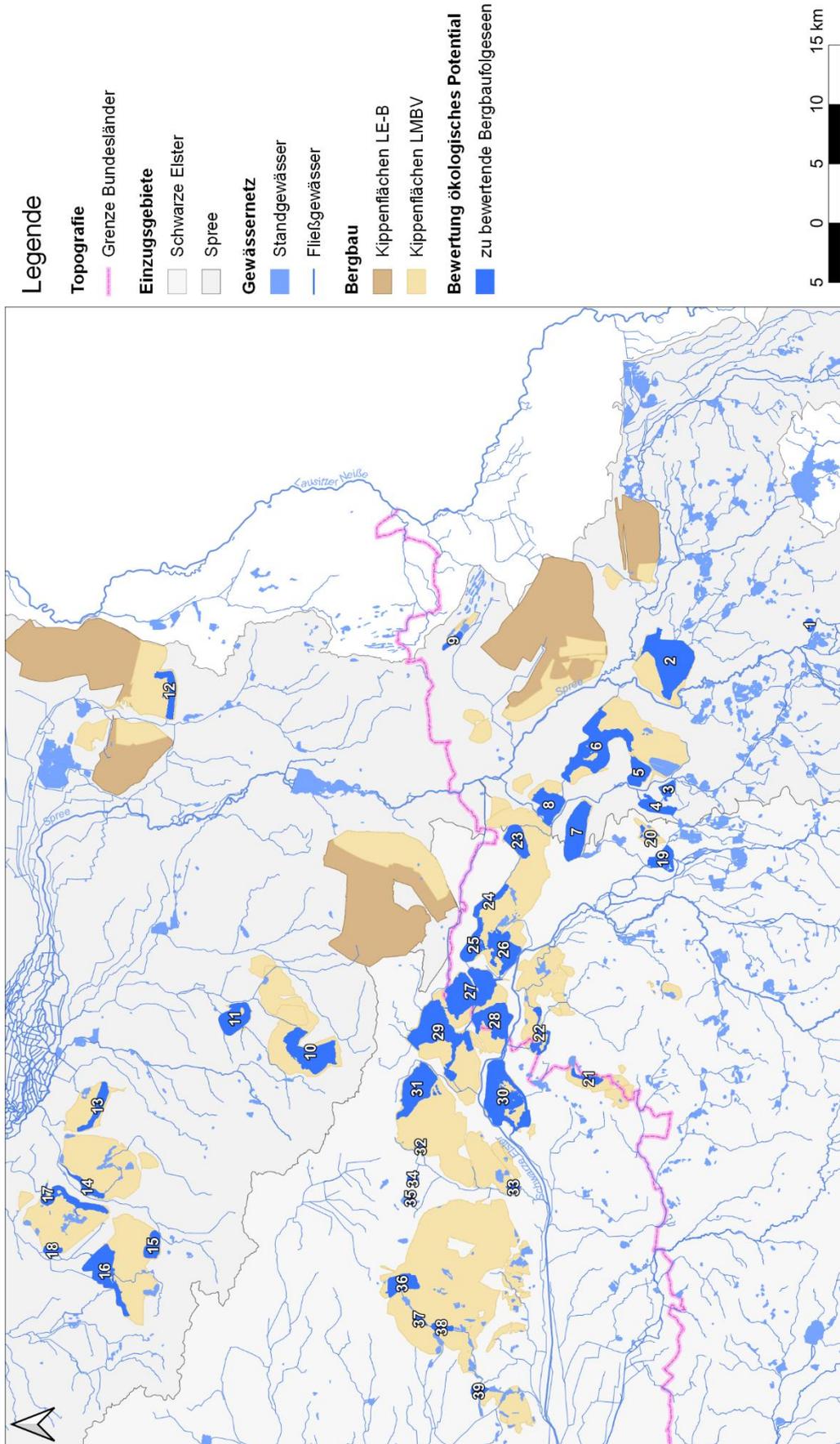


Bild 1: Übersichtskarte des Untersuchungsraumes mit den zu bewertenden Bergbaufolgeseen.

3 Methodik

3.1 Klassifizierung von Bergbaufolgeseen

Bergbaufolgeseen sind infolge ihrer Entstehung durch differenzierte hydrochemische Muster geprägt, die sich aus den verschiedenen hydrogeologischen und geochemischen Rahmen- und Randbedingungen ergeben, siehe LMBV (2012). Die hydrochemischen Gegebenheiten bestimmen die Stoffumsätze im Gewässer und haben weitreichende Auswirkungen auf die Struktur der Artengemeinschaften. Maßgeblich für die Besiedlung in Bergbaufolgeseen ist, neben den Metall- und Sulfatkonzentrationen, vor allem der pH-Wert. Mit steigender Versauerung nimmt die Artenzahl stark ab, wobei alle Organismengruppen betroffen sind, siehe Leßmann & Nixdorf (2009). Die biologische Besiedlung entlang eines pH-Gradienten von einem neutralen Zustand bis zu einem stark sauren Zustand zeigt einen typischen Wechsel der dominanten Arten beim Phyto- und Zooplankton sowie bei den Makrophyten, siehe Tabelle 3.

Tabelle 3: Charakteristische Besiedlung von Bergbaufolgeseen in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad nach UBA (2016).

Klasse	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]	Acidität $K_{B8,2}$ [mmol/L]	Versauerungsgrad	Phytoplankton	Zooplankton	Makrophyten
I	> 6,0	0,5 - 1,5	< 0	schwach sauer bis nicht sauer (N)	diverse <i>Cryptophyta</i> <i>Chlorophyta</i> Diatomeen (<i>Haptophyta</i>)	diverse	diverse, deutliche Abhängigkeit vom Hydrogencarbonatgehalt und der Trophie
II	> 4,5 - 6	niedrig	um -0,5	mäßig sauer (MS)	Besiedlungsmuster im Übergangsbereich (Aluminiumpuffer) divers und nicht stabil		<i>Juncus bulbosus</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Nymphaea alba</i> , <i>Utricularia</i> spp., <i>Sphagnum</i> spp., <i>Potamogeton polygonifolius</i> , <i>Sparganium natans</i>
III	3,5 - 4,5	< 1,5	0 - 1,6	sehr sauer (SS)	<i>Peridinium</i> / <i>Gymnodinium</i> / <i>Chlorophyta</i> (coccale) Cryptophyceen	<i>Cephalodella</i> c.f. <i>hoodi</i> , <i>Cephalodella gibba</i> , <i>Elosa woralii</i> , <i>Brachionus urceolaris</i> , <i>Bdelloidea</i> spp. <i>Chydorus sphaericus</i>	<i>Juncus bulbosus</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Nymphaea alba</i> , ab pH 4 auch: <i>Utricularia</i> spp., <i>Sphagnum</i> spp., <i>Potamogeton polygonifolius</i> , <i>Sparganium natans</i>

Klasse	pH-Wert	Leitfähigkeit [mS/cm]	Acidität $K_{B8,2}$ [mmol/L]	Versauerungsgrad	Phytoplankton	Zooplankton	Makrophyten
IV	2,8 - 3,5	1,5 - 3,0	$1,6 \leq 15$	sehr hoch (ES I)	<i>Ochromonas/Chlamydomonas/Scourfieldia</i>	<i>Cephalodella c.f. hoodi, Elosa woralii, Brachionus urceolaris</i>	<i>Juncus bulbosus, Eleocharis acicularis</i>
V	2,6 - 2,8	3,0 - 4,0	$15 < 30$	Extrem (ES II)	<i>Ochromonas/Chlamydomonas/Euglenophyceen</i>	<i>Cephalodella c.f. hoodi, Elosa woralii</i>	<i>Juncus bulbosus</i>
VI	< 2,6	> 4,0	> 30	Extrem (ES III)	s.o.	s.o.	---

Die Bergbaufolgeseen des Untersuchungsgebietes wurden auf der Grundlage ihrer Phytoplanktonbesiedlung und der zugehörigen charakterisierenden abiotischen Kennwerte gemäß vorstehender Klassifikation zugeordnet. Für die Einordnung wurden die Werte des jeweils aktuellen Untersuchungsjahres im Zeitraum von 2009 bis 2018 verwendet.

3.2 Bewertung des ökologischen Potentials von Bergbaufolgeseen nach EG-WRRL

3.2.1 Überblick

Analog zur Bewertung des ökologischen Zustandes natürlicher Gewässer wird für künstliche Gewässer, zu denen auch Bergbaufolgeseen gehören, das ökologische Potential bewertet. Im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL wurden für jeden Gewässertyp Referenzbedingungen definiert, die die Zusammensetzung der biologischen Qualitätskomponenten und der Wasserbeschaffenheit ohne anthropogene Beeinflussungen für den jeweiligen Gewässertyp abbilden. Gemäß der EG-WRRL ist der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potential zu erreichen bzw. zu erhalten. Der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potential ist der Gewässerzustand, bei dem die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten nur geringfügig von den Werten abweichen, die für das höchste ökologische Potential gelten, siehe OGewV (2016).

Für Bergbaufolgeseen und andere künstliche Standgewässer wurden die methodischen Grundlagen für die Bewertung des ökologischen Potentials zur Umsetzung der Oberflächengewässerverordnung § 5 Absatz 2 OGewV (2016) von der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) im Jahr 2017 beschrieben, siehe LAWA (2017). Für die Bestimmung des ökologischen Potentials künstlicher Standgewässer sind die Bewertungen der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fische sowie die Bewertung der flussgebietsspezifischen Schadstoffe nach Anlage 6

OGewV einstufigsrelevant, siehe Bild 2. Unterstützend werden hydromorphologische Qualitätskomponenten sowie die Kennwerte der Allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter (ACP) herangezogen. Unterschiede zu den natürlichen Gewässern ergeben sich in den Referenzbedingungen der biologischen Qualitätskomponenten.

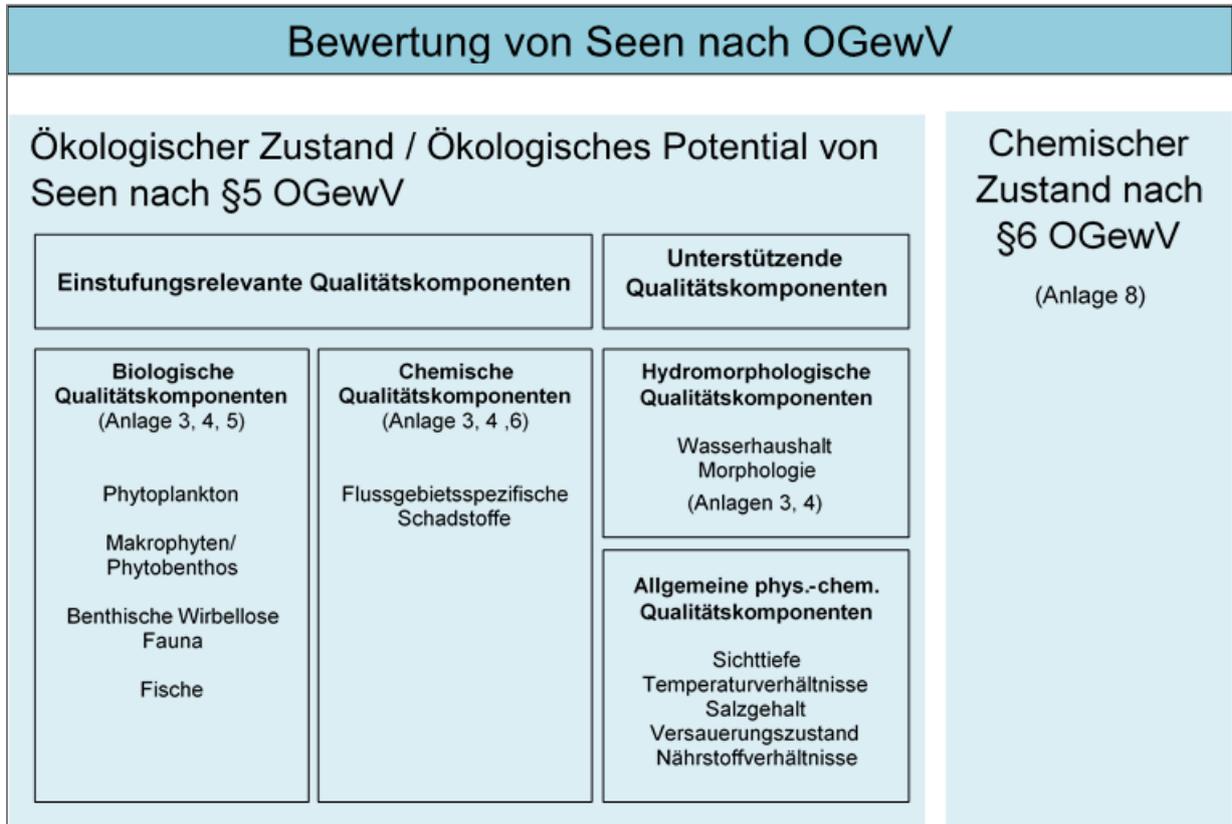


Bild 2: Bewertung des ökologischen Potentials von Seen nach OGewV (2016), Quelle: LAWA (2017).

Maßgeblich für die Einstufung des ökologischen Potentials ist die jeweils schlechteste Bewertung der einstufigsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten. Weiterhin kann das ökologische Potential insgesamt höchstens als mäßig eingestuft werden, wenn eine oder mehrere Umweltqualitätsnormen der flussgebietspezifischen Schadstoffe nicht eingehalten werden. Das ökologische Potential wird, wie auch der ökologische Zustand, in einer fünfstufigen Klassifikation bewertet, wobei für die Darstellung die beiden Klassen „gut“ und „höchstes Potential“ zu „gut und besser“ zusammengefasst werden.

Unter den signifikanten Belastungen von Seen ist in Deutschland die erhöhte Nährstoffkonzentration (Eutrophierung) vorherrschend. Diese führt zur Veränderung der Artenzusammensetzung und zur Erhöhung der Biomasse. Maßgeblich ist dabei der Eintrag von Phosphor, der vorrangig diffus aus landwirtschaftlichen Flächen oder punktuell aus Abwässern stammt.

Des Weiteren können Schadstoffe die biologischen Lebensgemeinschaften beeinträchtigen, die unter den flussgebietspezifischen Schadstoffen erfasst werden.

Durch Emission von Schadstoffen aus der Industrie in die Atmosphäre und deren Eintrag in die Gewässer kann es zur Versauerung von Seen kommen, wobei dieser Belastungstyp in Deutschland inzwischen eine untergeordnete Rolle spielt. Häufig tritt in Bergbaufolgeseen

dagegen eine Versauerung infolge von bergbaubedingten Stoffeinträgen aus den Kippen und aus dem Grundwasser auf. Dabei werden Oxidationsprodukte des Pyrits durch Niederschlagswasser und Grundwasser aus den belüfteten Bodenhorizonten ausgewaschen. Für die Bewertung von Bergbaufolgeseen ist entscheidend, ob ein neutraler oder saurer pH-Wert als Zielzustand angenommen wird. Im Fall der Rückversauerung eines neutralisierten Sees (See mit neutralem Umweltziel) liegt eine signifikante Belastung vor, die Maßnahmen erfordert.

Im Rahmen der OGewV müssen alle Seen ab einer Seeoberfläche von 0,5 km² bzw. 50 Hektar berücksichtigt werden, da sie im Sinne der EG-WRRL berichtspflichtige Wasserkörper sind. Diese Gewässer sind nach den entsprechenden Methoden der EG-WRRL zu bewerten. Sie sollen im Allgemeinen den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potential erreichen.

Als unterstützende Qualitätskomponenten werden hydromorphologische Komponenten (z. B. Morphologie und Wasserhaushalt) sowie Allgemeine physikalisch-chemische Parameter (ACP) untersucht und betrachtet, da sich ihre Ausprägungen maßgeblich auf die Bewertungsergebnisse der biologischen Qualitätskomponenten auswirken können.

3.2.2 Festlegung des höchsten ökologischen Potentials

Der erste Schritt für die Zustandsbewertung eines Bergbaufolgesees ist die Festlegung seines höchsten ökologischen Potentials (HÖP). Das HÖP ergibt sich aus der Zuweisung des Seetyps. Es charakterisiert die Referenzbedingungen und legt somit den Zielzustand des Gewässers auf der Grundlage einer abiotischen Gewässertypisierung fest. Für künstliche Standgewässer orientieren sich die Werte des HÖP an den Bedingungen des ähnlichsten natürlichen Gewässertyps unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die zur Ausweisung als künstliches Gewässer geführt haben, OGewV (2016).

Die Bestimmung des Seetyps erfolgt nach Riedmüller et al. (2013) und kategorisiert die Gewässer nach Ökoregion, Calciumkonzentration, Schichtungsverhalten und dem Verhältnis zwischen Seevolumen und Größe des Einzugsgebietes, siehe Tabelle 4. Bei künstlichen Gewässern wird an den zugewiesenen Seetyp die Endung „k“, bei Seen mit saurem Zielzustand die Endung „s“ angehängt, siehe LAWA (2017). Bei den Bergbaufolgeseen im Untersuchungsgebiet, die ausnahmslos in der Ökoregion Tiefland liegen und als calciumreich eingestuft werden (> 15 mg/L), können die in der Tabelle 4 verzeichneten Seetypen auftreten.

Die Charakterisierung des Schichtungsverhaltens erfolgt anhand eines Tiefengradienten F , dem Quotienten aus der maximalen Tiefe (z_{max}) und der theoretischen Epilimniontiefe (z_{epi}). Die theoretische Epilimniontiefe wird vom Verhältnis aus Länge und Breite der Seeoberfläche beeinflusst und spiegelt die Beziehung zwischen Epilimnionmächtigkeit und Angriffsfläche für den Wind aufgrund der Ausdehnung der Wasseroberfläche wider. Eine stabile Schichtung im Sommer kann angenommen werden, wenn der Tiefengradient $> 1,5$ ist, LAWA (1999).

Für die Bewertung der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten wurden auf der Grundlage der abiotischen Typisierung (Seetyp) innerhalb der einzelnen Bewertungsverfahren Subtypen (biozönotische Gewässertypen) abgeleitet. Für die Qualitätskomponente Phytoplankton ist die Zuweisung der Subtypen abhängig vom Verhältnis aus Einzugsgebietsgröße und Seevolumen, dem sogenannten Volumenquotienten, siehe Tabelle 4.

Tabelle 4: Charakterisierung der auftretenden Seetypen im Untersuchungsgebiet nach Riedmüller et al. (2013).

LAWA-Seetyp		Phytoplankton-Subtyp	Volumenquotient VQ	pH-Wert
Typ 10	Geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet	10.1k	1,5 - 15	neutral
		10.1s		sauer
		10.2k	>15	neutral
Typ 11	Polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet	11.1k	>1,5	neutral
		11.2k*)		neutral
Typ 13	Geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet	13k	≤1,5	neutral
		13s		sauer
Typ 14	Polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet	14k	≤1,5	neutral

VQ...Volumenquotient (Einzugsgebiet/Seevolumen)

k...künstlich

s...sauer

*) ... mittlere Tiefe ≤ 3 m

Die Referenzbedingungen der verschiedenen Seetypen hinsichtlich ihrer Trophie und der physikalisch-chemischen Parameter (ACP) sowie ihre typspezifischen charakteristischen Artengemeinschaften sind in den Steckbriefen der deutschen Seetypen bei Riedmüller et al. (2013) detailliert dokumentiert.

Für die Einstufung als saurer See ($\text{pH} < 6$) ist entscheidend, ob der pH-Wert im sauren Bereich als Zielzustand angenommen werden kann. Dies ist möglich, wenn dadurch keine nachteilige Beeinflussung anderer Wasserkörper entsteht, LAWA (2017). Die Entscheidung, ob ein Bergbaufolgensee einen sauren pH-Wert als Zielzustand haben kann, ist demnach von seiner Anbindung an das Oberflächengewässernetz bzw. dem Verhältnis zwischen Ablaufmenge aus dem Bergbaufolgensee und der Wassermenge im Einleitgewässer und den zur Verfügung stehenden Möglichkeiten, neutrale Bedingungen im Gewässersystem unterhalb eines Bergbaufolgesees zu gewährleisten, abhängig.

Die Bewertung des ökologischen Potentials von Bergbaufolgeseen kann erst erfolgen, wenn sich stabile Verhältnisse der Wasserbeschaffenheit eingestellt haben und sich auch die Artengemeinschaften als repräsentative und stabile Besiedlung etablieren konnten. Es wird angenommen, dass sich die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton fünf Jahre sowie die Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos hingegen erst 10 bis 15 Jahre nach Herstellung des Gewässers stabilisiert haben. Seen gelten nach LAWA (2017) als hergestellt, wenn

- die Endwasserstände erreicht sind,
- die Standsicherheit gegeben ist und
- die ökologische Bewertung sicher möglich ist, was in der Regel für pH-Werte $\text{pH} > 3$ anzunehmen ist.

Für den Zeitraum der Herstellung der Seen wird ein vorbereitendes Monitoring empfohlen.

3.2.3 Bewertung des Phytoplanktons

3.2.3.1 Überblick

Das Phytoplankton ist für Seen die wichtigste biologische Qualitätskomponente. Die Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potentials des Phytoplanktons in Seen erfolgt nach den Vorgaben der EG-WRRL über die Berechnung des Phyto-See-Index. Aus dem berechneten Metrikwert des PSI ergibt sich die ökologische Potentialklasse des Phytoplanktons, siehe Tabelle 5. Der Phyto-See-Index basiert auf der Bewertung von Zusammensetzung und Biomasse des Phytoplanktons. Wie bei allen einstufigsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten wird auch für das Phytoplankton das Maß der Abweichung vom Referenzzustand bewertet, welches sich im Bewertungsergebnis und der Zuordnung zu einer Potentialklasse widerspiegelt. Bei den Bergbaufolgeseen entspricht der Referenzzustand dem höchsten ökologischen Potential, welches sich aus dem Seetyp ergibt, vgl. Abschnitt 3.2.2.

Als signifikante Belastungen werden für Bergbaufolgeseen vorrangig die Eutrophierung, aber auch der Eintrag von Schadstoffen sowie die Rückversauerung bereits neutralisierter Seen angenommen, LAWA (2017).

Tabelle 5: Indexwerte des PSI und Zuweisung der Potentialklasse.

Phyto-See-Index (PSI)	Potentialklasse / Kennfarben
0,5 – 2,5	2 = gut und besser
> 2,5 – 3,5	3 = mäßig
> 3,5 – 4,5	4 = unbefriedigend
> 4,5 – 5,5	5 = schlecht

Die Bewertung des Phytoplanktons unterscheidet sich zwischen neutralen und sauren Seen, siehe Bild 3. Dabei werden als saure Seen die Gewässer bezeichnet, für die ein saurer pH-Wert als Umweltziel toleriert werden kann, vgl. Abschnitt 3.2.2.

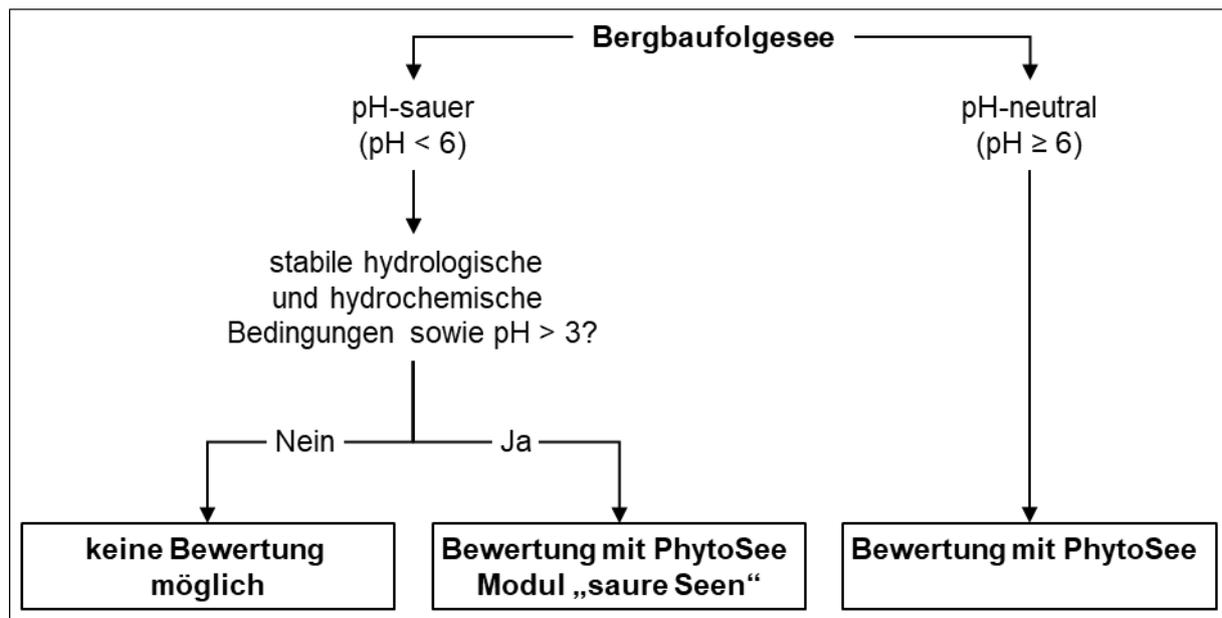


Bild 3: Ablaufschema für die Bewertung des Phytoplanktons in Bergbaufolgeseen nach LAWA (2017).

Der Phyto-See-Index (PSI) basiert obligat auf den drei Metriks „Biomasse“, „Algenklassen“ und „Phytoplankton-Taxa-Seen-Index“ (PTSI). Eine Sondergruppe bilden die sauren Bergbaufolgeseen (Zielzustand = sauer). Anstelle der Metriks „Algenklassen“ und „PTSI“ wird bei diesen Seen der Diversitätsindex nach Shannon verwendet. Der Phyto-See-Index wird mit dem Bewertungsprogramm PhytoSee Version 7.1 nach Mischke et al. (2020a) ermittelt.

Neben der Festlegung von Referenzbedingungen wird durch die Zuweisung des Seetyps auch der seetypspezifische Trophiestatus im Referenzzustand, dem anthropogen gering beeinflussten Zustand, bestimmt, siehe Tabelle 6. Der Trophie-Index wird aus den Konzentrationen von Gesamtphosphor und Chlorophyll a sowie der Sichttiefe berechnet, LAWA (2014). Die Berechnung des Trophie-Index ist nur bei mindestens vier Untersuchungen zwischen März und Oktober möglich. Zudem ist für geschichtete Seen eine Untersuchung bei Vollzirkulation erforderlich. Die Tabelle 6 stellt die im Untersuchungsraum auftretenden Seetypen, ihre Referenztrophie sowie die Klassengrenzen der Zustandsklassen nach EG-WRRL dar.

Tabelle 6: Lage der Referenztrophie und der Klassengrenzen im System des LAWA-Trophie-Index, LAWA (2017).

Seetyp (Phytoplankton-Subtyp)	Trophischer Referenzwert	Trophischer Referenzzustand	Klassengrenze sehr gut/gut	Klassengrenze gut/mäßig	Klassengrenze mäßig/unbefriedigend	Klassengrenze unbefriedigend/schlecht
13	1,25	mesotroph 1	1,75	2,25	2,75	3,25
10.1	1,50	mesotroph 1	2,0	2,50	3,00	3,50
14	1,75	mesotroph 2	2,25	2,75	3,25	3,75
11.2	2,25	eutroph 1	2,75	3,25	3,75	4,25

3.2.3.2 Voraussetzungen für die Bewertbarkeit

Es wird angenommen, dass das Phytoplankton in einem Bergbaufolgensee fünf Jahre nach dem Ende seiner Herstellung eine stabile Biozönose bildet, bei der nach der Methodik der EG-WRRL ein verlässliches Ergebnis erwartet werden kann, LAWA (2017).

Die **grundsätzlichen Voraussetzungen** für eine plausible Bewertung des Phytoplanktons sind folgende:

- seit dem Ende der Herstellung des Bergbaufolgesees ist ein Zeitraum von mindestens fünf Jahren vergangen,
- die hydrologischen und hydrochemischen Bedingungen waren über einen Zeitraum von fünf Jahren stabil und
- der pH-Wert ist $\text{pH} > 3$.

Für eine **gesicherte Bewertung** des Phytoplanktons nach der Methodik der EG-WRRL (Phyto-See-Index) sind die folgenden Rahmenbedingungen einzuhalten:

- mindestens sechs Untersuchungen des Phytoplanktons erfolgten im Zeitraum zwischen März und Oktober (ggf. auch bis November),
- die Probenahmen werden gemäß der Methodik des Bewertungsverfahrens Nixdorf et al. (2010) durchgeführt und
- für die Analyse der Phytoplanktontaxa wird die jeweilige Bestimmungstiefe gemäß der operativen Taxaliste nach Mischke & Kusber (2009) in der jeweils aktuellen Version

(Mischke et al. (2020b)) genutzt, da diese dem Bewertungsverfahren Phyto-See-Index zugrunde liegt.

Werden in einem Jahr vier oder fünf Untersuchungen des Phytoplanktons zwischen März und Oktober (bei geeigneter Witterung auch bis November) vorgenommen, so erfolgt eine **ungesicherte Bewertung**. Bei weniger als vier Untersuchungen zwischen März und November kann formal keine Bewertung erfolgen.

3.2.3.3 Neutrale Seen

Der Phyto-See-Index (PSI) wird in neutralen Seen multimetrisch anhand der Einzelmetriks „Biomasse“, „Algenklassen“ und eines artenspezifischen „Phytoplankton-Taxa-See-Index“ (PTSI) berechnet.

- Der Einzelmetrik „Biomasse“ ergibt sich aus dem Saisonmittel des Gesamtbiovolumens und den Chlorophyll a-Gehalten. Die Bewertung erfolgt seetypspezifisch.
- Der Einzelmetrik „Algenklassen“ setzt sich ebenfalls seetypspezifisch aus 2 bis 4 Einzelkenngrößen zusammen, die auf dem Auftreten verschiedener Algenklassen und ihrem Verhältnis zueinander beruhen.
- Der Einzelmetrik „Phytoplankton-Taxa-See-Index“ (PTSI) nimmt anhand von Indikator-taxa eine trophische Klassifizierung eines Untersuchungsjahres und dessen Bewertung, unter Berücksichtigung der Referenztrophie des zugewiesenen Seetyps, vor. Dieser Metrik kann nur berechnet werden, wenn im Jahresdurchschnitt mindestens vier Indikatortaxa des jeweiligen Seetyps vorkamen.

Die Zusammenführung der Einzelmetriks zu einem Gesamtergebnis erfolgt nach seetypspezifischen Gewichtungsfaktoren, da die Einzelmetriks in verschiedenen Seetypen unterschiedlich geeignet sind, den trophischen Zustand zu reflektieren, Mischke et al. (2017). Eine Berechnung des Phyto-See-Index kann nur erfolgen, wenn alle drei Einzelmetriks für das entsprechende Untersuchungsjahr ermittelt werden konnten. Für Seen mit einer zu geringen Zahl an typspezifischen Indikatorarten kann folglich das ökologische Potential nicht ermittelt werden.

3.2.3.4 Saure Seen

Die Bedingungen saurer Seen können nur von vergleichsweise wenigen Phytoplanktonarten toleriert werden. Die Intensität der Stoffumsätze wird durch die Ressourcenbereitstellung (mit anorganischem Kohlenstoff als wichtigem Faktor) gesteuert, während die Artenvielfalt durch die Säurebelastung der Bergbaufolgeseen eingeschränkt wird, Leßmann & Nixdorf (2009). Das Phytoplankton wird durch kleine und bewegliche Taxa, z. B. Phytoflagellaten, dominiert. Die Biomassebildung wird durch anorganischen Kohlenstoff limitiert. Häufig wird in sauren Seen die Knappheit anorganischer Nährstoffe durch einen Wechsel der Ernährungsweise kompensiert, in dem sich mixotrophe Organismen entwickeln. Diese können von einem pflanzlichen Stoffwechsel (autotroph) auf einen tierischen (heterotroph) umschalten, UBA (2016). Eine weitere Besonderheit in sauren Seen ist das Auftreten von Wintermaxima der Planktonentwicklung unter einer geschlossenen Eisdecke. Durch die Eisbedeckung wird das Entweichen des mit dem Grundwasserzufluss eingetragenen Kohlenstoffdioxids (CO₂) in die Atmosphäre verhindert und so die stärkere Phytoplanktonentwicklung ermöglicht. Saure Seen sind nur im Ausnahmefall trophisch geschädigt, UBA (2016).

Maßgeblich für die Bewertung des Phytoplanktons in sauren Seen sind die Einzelmetriks „Biomasse“ (analog zur Bewertung neutraler Seen) und „Biodiversität“. Der Biodiversitätsindex wird anstelle der Indikatorartenliste neutraler Seen eingesetzt. Berechnet werden der Shannon-Index (als Maß für die Artenvielfalt) und die Evenness (als Maß für die Dominanzstruktur). Nach dem Best-case-Prinzip wird der bessere dieser beider Diversitätswerte zum Einzelmetrik „Biodiversität“. Der Phyto-See-Index in sauren Seen (PSI_s) wird nach dem Worst-case-Prinzip aus diesen beiden Einzelmetriks bestimmt.

Die Voraussetzungen für die Bewertung als saurer See sowie die Berücksichtigung heterotropher Arten sind in Leßmann et al. (2017) sowie dem Handbuch Phyto-See-Index, Mischke et al. (2017), detailliert beschrieben.

Einen Sonderfall bilden die Bergbaufolgeseen Heye-Nordfeld Hauptbecken (35) und der Kabelbaggerteich (33). Sie werden entsprechend der Klassifizierung der LAWA dem Seetyp 11.2k zugeordnet (künstlicher calciumreicher Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet, polymiktisch, mittlere Tiefe < 3 m), jedoch wird ihnen abweichend vom Seetyp 11.2k ein saurer pH-Wert als Umweltziel zugeordnet. Für polymiktische saure Seen ist eine Berechnung des Phyto-See-Index bisher nicht implementiert, da sie insgesamt nur sehr selten und nicht außerhalb von Bergbaufolgelandschaften vorkommen. Daher wurden auch keine LAWA-Seetypen für diese Seen kategorisiert. Um dennoch das ökologische Potential für diesen Sonderfall des sauren polymiktischen Bergbaufolgesees abschätzen zu können, wurde in Absprache mit Herrn Dr. Leßmann, dem Mitautor der Bewertungsmethodik Leßmann et al. (2017), der Phyto-See-Index aus den relevanten Einzelmetriks verschiedener (in PhytoSee implementierter) Seetypen nach dem folgenden Verfahren manuell berechnet. Beim Heye-Nordfeld Hauptbecken ist anzunehmen, dass es sich um einen kleineren Bergbaufolgensee ohne die Anbindung an einen Zulauf mit größerem Einzugsgebiet, aus dem saures Wasser zuströmt, handelt. Daher wurde für die Bewertung des Phytoplanktons grundsätzlich ein Seetyp mit relativ kleinem Einzugsgebiet (Typ 13, Typ 14) angenommen. Analog zur Bewertungsmethodik saurer geschichteter Seen wurde der Phyto-See-Index für das Heye-Nordfeld Hauptbecken nach dem Worst-case-Prinzip aus dem Einzelmetrik „Biomasse“ und dem Einzelmetrik „Biodiversität“ errechnet. Verwendet wurden der Einzelmetrik „Biomasse“ des Seetyps 14k (polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) und der Einzelmetrik „Biodiversität“ des Seetyps 13s (saurer geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet). Dabei zeigte sich in allen Untersuchungsjahren der Einzelmetrik „Biodiversität“ als ausschlaggebend für die Bewertung.

Eine vergleichende Ermittlung des Phyto-See-Index unter Annahme eines relativ großen Einzugsgebietes, aus dem saures Wasser zuströmt, führte zu gleichen Bewertungsergebnissen, da die Berechnung des Einzelmetrik „Biodiversität“ unabhängig von der Größe des Einzugsgebietes ist.

Für den Kabelbaggerteich lagen keine biologischen Daten vor.

3.2.4 Bewertung weiterer biologischer Qualitätskomponenten

Auch wenn das Phytoplankton die wichtigste biologische Kenngröße eines Standgewässers ist, so erfordert die EG-WRRL auch die Untersuchung der Gewässerflora, des Makrozoobenthos und der Fische. Die Methodik nach EG-WRRL zur Einstufung dieser biologischen Qualitätskomponenten empfiehlt eine Untersuchung von Makrophyten/Phytobenthos frühestens 10 bis 15 Jahre nach Fertigstellung des Bergbaufolgesees. Benthische Wirbellose werden nach dem AESHNA-Verfahren im Litoral der Bergbaufolgeseen untersucht, zeigen aber neben Auswirkungen der Wasserbeschaffenheit weitere strukturelle Einschränkungen an. Die Qualitätskomponente Fische kann in Bergbaufolgeseen bislang nicht nach der

Methodik der EG-WRRL untersucht werden, da nach LAWA (2017) das für natürliche Seen entwickelte Verfahren DeLFI (De = Deutschland, LFI= Lake Fish Index) nicht für künstliche Seen angewendet werden kann.

Die Qualitätskomponente Phytoplankton reagiert am empfindlichsten auf Nährstoffeinträge, stoffliche Belastungen in sauren Bergbaufolgeseen und starke Wasserstandsschwankungen. Gerade für Bergbaufolgeseen, deren Herstellung erst bevorsteht bzw. die vor wenigen Jahren fertiggestellt wurden, zeigen sich die Auswirkungen der Wasserbeschaffenheit auf die Biozönose am deutlichsten beim Phytoplankton.

3.2.5 Bewertung flussgebietsspezifischer Schadstoffe

Neben den biologischen Qualitätskomponenten sind für die Bewertung des ökologischen Zustands/Potentials eines Gewässers weiterhin die flussgebietsspezifischen Schadstoffe nach Anlage 6 OGeV (2016) bewertungsrelevant, siehe Bild 2. Wenn ein oder mehrere dieser Parameter die jeweilige Umweltqualitätsnorm (die Jahresdurchschnittskonzentration und/oder die zulässige Höchstkonzentration) überschreitet, kann das ökologische Potential maximal mit mäßig und mit der Potentialklasse 3 bewertet werden, selbst wenn die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten ein gutes ökologisches Potential ergibt.

3.3 Ökologische Auswirkungen bergbaulicher Maßnahmen

3.3.1 Übersicht

Aufgrund der besonderen chemischen Bedingungen, insbesondere der hohen Acidität in vielen Bergbaufolgeseen, sind häufig Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit erforderlich. Dazu zählen:

- die Flutung und Nachsorge,
- die chemische Neutralisation und
- die Einlagerung von Eisenhydroxidschlämmen.

Die **Flutung** von Restlöchern des Braunkohlenbergbaus mit Fremdwasser aus Fließen oder mit gereinigtem Sumpfungswasser ist aufgrund der hydrochemischen Bedingungen die Vorzugsvariante gegenüber einer Flutung durch den Eigenaufgang des bergbaulich beeinflussten Grundwassers. Nach Erreichen des Endwasserstandes dient die Einleitung von Flusswasser der Verdünnung oder der möglichst vollständigen chemischen Kompensation der Acidität des Seewassers (**Nachsorgeflutung**).

Da sich durch Fremdflutung nicht in jedem Fall ein neutraler Zustand in den Bergbaufolgeseen einstellen lässt, kommt eine **chemische Neutralisation** zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in Betracht. Im letzten Jahrzehnt hat sich die Inlake-Neutralisation im Sanierungsbergbau der LMBV etabliert. Sie ist inzwischen Stand der Technik und kommt in verschiedenen technischen Modifikationen zum Einsatz, LMBV (2017b). Als Neutralisationsmittel können Branntkalk, Löschkalk, Kalkstein (Calciumkarbonat) und Soda eingesetzt werden. Aus wirtschaftlichen Gründen wurden zur Neutralisation der stark sauren Bergbaufolgeseen anfangs bevorzugt Branntkalk und Löschkalk verwendet. Dabei kam es kurzzeitig und lokal zur Überkompensation mit hohen pH-Werten. Das blieb aufgrund der örtlichen Begrenzung und Kurzfristigkeit ohne ökologische Auswirkungen, zumal sich in den stark sauren und erstmalig chemisch neutralisierten sauren Bergbaufolgeseen noch keine komplexen Ökosysteme ausgebildet hatten. Die Nachbehandlung von neutralisierten, aber der Rückversauerung unterliegenden Bergbaufolgeseen erfolgt ausschließlich mit Kalksteinmehl (Calciumkarbonat). Damit ist während der Inlake-Maßnahme die Einstellung eines pH-

Wertes in einem Band zwischen 6,0 und 8,5 beherrschbar, der für die inzwischen etablierten oder in Entwicklung befindlichen Biozönosen verträglich ist.

Die **Einspülung von Eisenhydroxidschlamm (EHS)** aus den Anlagen der Grubenwasserbehandlung ist eine an mehreren Bergbaufolgeseen in der Lausitz (z. B. Burghammer, Spreetal-Nordost, Sedlitz, Kabelbaggerteich, RL131, Drehnaer See) unter Bergrecht angewandte Maßnahme, deren vorrangiges Ziel in der schadfreien Entsorgung von EHS bestand bzw. im Einzelfall noch besteht. Die Einspülung von EHS war für die versauerungsexponierten Bergbaufolgeseen von Vorteil, weil der EHS verfahrensbedingt über eine hohe chemische Pufferkapazität in Form unverbrauchter Neutralisationsmittelreste der Grubenwasserbehandlung, sekundären Calciumkarbonats aus begleitenden Entcarbonisierungsreaktionen des Wasserbehandlungsprozesses sowie einem alkalisch aufgeladenem austauschbaren Oberflächenkomplex der Eisenhydroxide verfügt. Mit der Verspülung von EHS gelang in Einzelfällen eine vollständige und in den anderen Fällen zumindest eine anteilige Neutralisation.

Im Folgenden werden die ökologischen Auswirkungen dieser bergbaulichen Maßnahmen im Einzelnen beschrieben und die Vorgehensweise bei der Betrachtung der Seen des Untersuchungsgebietes dargelegt.

3.3.2 Flutung und Bewirtschaftung

Die Fremdflutung von Bergbaurestlöchern mit Wasser aus umgebenden Fließgewässern oder mit gereinigtem Sumpfungswasser bietet eine Alternative zur Flutung durch den Eigenaufgang des Grundwassers. Das aus dem ehemaligen Grundwasserabsenkungstrichter und Innenkippen der Tagebaue eintretende Grundwasser führt häufig zur Versauerung des Bergbaufolgesees. Die Flutung mit Wasser aus Fließgewässern behindert den Eintritt von Grundwasser hydraulisch und mindert so den Zustrom und den chemischen Einfluss sauren Grundwassers. Des Weiteren neutralisiert das Flutungswasser einen Teil der Säuren des eintretenden Grundwassers. Außerdem beschleunigt die Fremdflutung den Flutungsprozess und damit den Beginn der beabsichtigten Nutzungen der Bergbaufolgeseen.

Nach der Herstellung eines Bergbaufolgesees verdünnt die fortgesetzte Einleitung von Flusswasser (sogenannte Nachsorgeflutung oder Spülungsflutung) die Acidität des Seewassers und kompensiert die Acidität ggf. vollständig. Das neutrale und gepufferte Flusswasser erhöht schrittweise die Alkalinität und die Pufferkapazität des Seewassers. Ebenfalls wird die bergbaubedingt hohe Sulfatkonzentration vieler Bergbaufolgeseen durch die Spülung mit Flusswasser verdünnt. Die Nachsorgeflutung kann die Rückversauerung von Bergbaufolgeseen verhindern. Sie kann allerdings nur dann zur Anwendung gelangen, wenn die Wasserbeschaffenheit des Bergbaufolgesees eine Ausleitung des Überschusswassers in die Vorflut gestattet.

Für die Seewasserbeschaffenheit ist die Beschaffenheit des eingeleiteten Flusswassers relevant, weil insbesondere erhöhte Phosphorfrachten zu einer allmählichen Eutrophierung des Bergbaufolgesees führen können.

Die Stabilität des pH-Wertes und eine ausreichende Pufferkapazität ermöglichen auf lange Sicht die Entwicklung einer artenreichen Biozönose. Mit dem Flusswasser gelangt eine Vielzahl von Organismen in die Bergbaufolgeseen. Der Zustrom aus den Fließgewässern ist maßgeblich an der Erstbesiedlung des neu entstehenden Ökosystems und an seiner Diversität beteiligt.

Für eine Auswahl an Bergbaufolgeseen, z. B. den Bärwalder See, den Dreiweiberner See, das Speicherbecken Lohsa II und den Bernsteinsee, ist per Planfeststellungsbeschluss die Nutzung als wasserwirtschaftlicher Speicher zum Hochwasserschutz und zur Niedrigwasseraufhöhung vorgesehen. Aufgrund der Durchleitung von größeren Mengen Flusswasser und einer entsprechend größeren Nährstofffracht ist deshalb mit einer höheren Trophiestufe zu rechnen. Weiterhin wird mit dem Flusswasser Feinsediment eingetragen und im Speicher zurückgehalten, was langfristig zu Verlandungsprozessen führen kann. Diese Prozesse laufen dem Zielzustand eines nährstoffarmen, klaren Tieflandsees (Typ 13) formal zuwider. Die Selbstreinigungsprozesse der Bergbaufolgeseen, wie z. B. die Nitrifikation und der Rückhalt von Metallen, haben eine vorteilhafte Wirkung auf die nachgeordneten Fließgewässer. Die mit der Wassermengenbewirtschaftung betriebsbedingt verbundenen Schwankungen des Wasserspiegels verhindern die Entwicklung einer artenreichen und gewässertypischen Uferzone mit einer engen Verzahnung von limnischen, litoralen und terrestrischen Biotopen. Insbesondere Röhrichte und ufernahe Makrophytenbestände können sich unter diesen Bedingungen nicht ausprägen. Bei der fachlichen Einordnung des Bewertungsergebnisses für das ökologische Potential ist das Nutzungsprimat eines Bergbaufolgesees als wasserwirtschaftlicher Speicher zu berücksichtigen.

3.3.3 Neutralisation

Durch die chemische Neutralisation werden in Bergbaufolgeseen der pH-Wert angehoben und Metalle ausgefällt. Nach der Neutralisation liegt der pH-Wert im neutralen Bereich. Die Konzentrationen der hydrolytischen Metalle Eisen und Aluminium sind im Freiwasser stark verringert. Unter neutralen Bedingungen wird auch das Ammonium durch Nitrifikation sukzessive abgebaut, LMBV (2017b). Gleichzeitig entsteht langfristig ein günstiger Einfluss auf die verbundenen Grundwasserleiter im Abstrombereich, die so mit neutralem und gepuffertem Wasser gespeist werden, Benthous et al. (2020).

Die Fällung von Eisen, Aluminium, Mangan, Zink, Nickel, Kobalt und Arsen im Rahmen der Neutralisation im Bergbaufolgesees verringert deren Konzentrationen nachhaltig und senkt diese auf ein gewässerökologisch akzeptables Niveau, LMBV (2017b). Das hohe Bindungsvermögen der entstehenden Eisen- und Aluminiumhydroxidflocken bindet des Weiteren Phosphor im Sediment. Diese Verringerung des Pflanzennährstoffes bewirkt eine Oligotrophierung des Gewässers. Die Sulfatkonzentration wird durch die chemische Neutralisation und durch die begleitenden Fällungsreaktionen jedoch nicht verringert und bleibt auf einem bergbaubedingt erhöhten Niveau, LMBV (2017b).

Die Anhebung des pH-Wertes in den stark versauerten Bergbaufolgeseen wirkt sich vorteilhaft auf die Diversität der Biozönose im Gewässer aus. Niedrige pH-Werte ($\text{pH} < 4$) verhindern die Ansiedlung von Fischen. Die Ausprägung der Phyto- und Zooplanktongemeinschaft ist unter diesen Bedingungen äußerst artenarm und wird von acidophilen Taxa dominiert, LAWA (2017). Die artenarmen Phytoplanktongemeinschaften der sauren Seen werden zunächst von Flagellaten der Gattungen *Chlamydomonas* und *Ochromonas* dominiert. Mit steigendem pH-Wert nimmt die Diversität der Biozönose in den ehemals sauren Bergbaufolgeseen zu. Es folgen Diatomeen, Chrysophyceen, Cyanophyceen und Chlorophyceen. Die Ansiedlung des Zooplanktons (Crustaceen/Daphnien) dauert aufgrund der Ausbreitungsbiologie und des Lebenszyklus erfahrungsgemäß länger. Des Weiteren sind sowohl Crustaceen als auch Daphnien anfällig gegenüber pH-Wert-Schwankungen.

Während der Inlake-Neutralisation entstehen verfahrensbedingt starke Ausfällungen, die sedimentieren und dadurch ggf. die am Gewässergrund bereits etablierten Makrophyten und das Makrozoobenthos beeinträchtigen. Zusätzlich verursachen die Schwebstoffe eine erhebliche Wassertrübung. Diese Trübung tritt jedoch nur kurzzeitig während der Kampagnen der

Wasserbehandlung auf, die in den meisten Seen nur wenige Wochen im Jahr andauern und in anderen Seen zudem nur überjährlich erforderlich sind, und ist deshalb gegenüber den ökologischen Vorteilen der chemischen Neutralisation von untergeordneter Bedeutung. Durch die punktuelle Einbringung oxidischer und hydroxydischer Neutralisationsmittel wie Branntkalk und Löschkalk können zeitweise und örtlich toxisch hohe pH-Werte ($\text{pH} > 10$) entstehen, was durch die Wahl eines karbonatischen Neutralisationsmittels, wie Calciumkarbonat (Calcit), jedoch sicher verhindert werden kann, siehe Abschnitt 3.3.1 und LMBV (2017b).

3.3.4 Einspülung von Eisenhydroxidschlamm

Im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs, nach dem Abschluss der bergbaulichen Tätigkeiten, wird im erhöhten Ausmaß Eisen aus dem Grundwasser in die Bergbaufolgeseen und Fließgewässer eingetragen. Dieser Eiseneintrag in die Seen und Fließgewässer hat durch Trübung, Sauerstoffzehrung, ggf. Versauerung sowie die Bildung von lockeren, aber voluminösen Eisenothersedimenten eine überwiegend nachteilige Wirkung auf die aquatischen Biozöosen, siehe Bild 4.

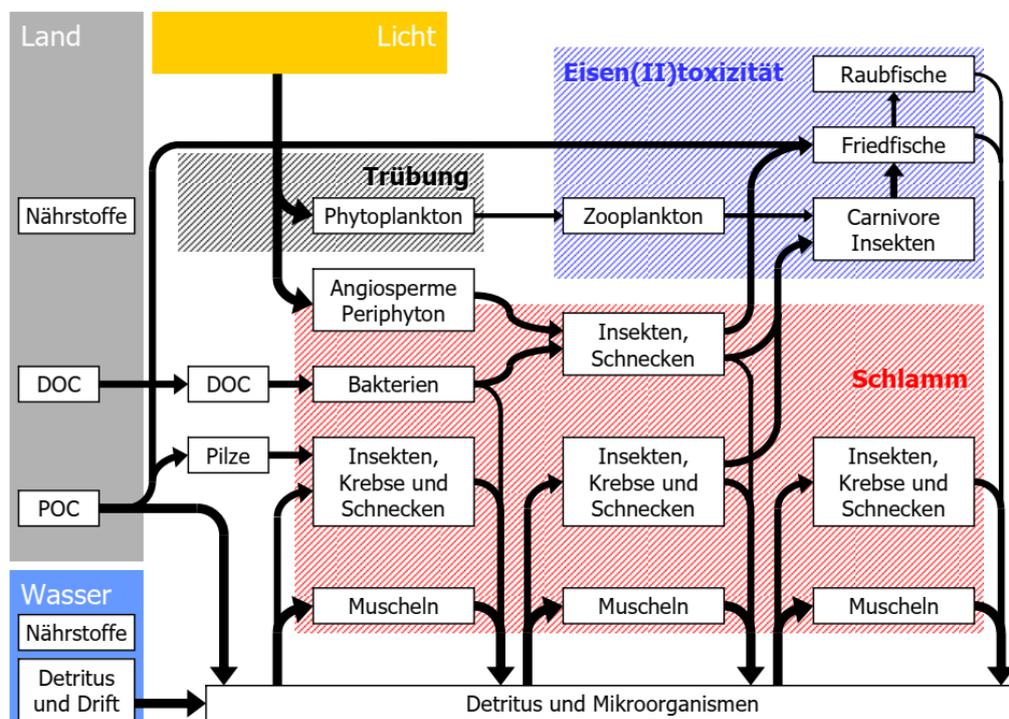


Bild 4: Nahrungsnetze in einem Gewässer (nach Hynes (1972) aus Uhlmann & Horn (2001), stark vereinfacht) Erläuterungen: Detritus - Schwebstoffe biologischen Ursprungs; Angiosperme – Bedecktsamige Pflanzen wie z. B. Schilf und Röhricht; Periphyton - Biofilm aus Algen und Bakterien.

Die großen Mengen an Eisenhydroxidschlamm (EHS), die in Grubenwasserbehandlungsanlagen (GWBA), Absetzbecken der Flusswasserbehandlung oder bei der Beräumung von Fließgewässern anfallen, machen die Lagerung, Behandlung und Deponierung dieser Schlämme bzw. Sedimente zu einer besonderen Herausforderung. Geübte Praxis in der Grubenwasserbehandlung war bislang die Verspülung von EHS als Dünnschlamm in bestehende Restlöcher des Braunkohlenbergbaus im Sinne industrieller Absetzanlagen, LMBV (2014b). Mit dem großräumigen Übergang Mitte der 1990er Jahre zum Sanierungsbergbau im Lausitzer Braunkohlenrevier wandelte sich der Charakter der Restlöcher. Aus

den Restlöchern entstanden zunehmend Bergbaufolgeseen. Die wasserrechtliche Bewertung der Einspülung von EHS erlangte zunehmend größeres Gewicht. Obwohl die Verspülung von EHS in Bergbaufolgeseen in den meisten Fällen noch praktiziert wird, bieten sich als Alternativen des Umgangs mit dem EHS inzwischen dessen anteilige rohstoffliche Nutzungen und Deponierung an, LMBV (2014b).

Zu den chemischen Eigenschaften und zum chemischen Umweltverhalten von Eisenhydroxidschlämmen der Grubenwasserbehandlung sowie von eisenhydroxidhaltigen Gewässersedimenten wurden in den zurückliegenden Jahren umfangreiche Forschungen betrieben, siehe z. B. Gröschke (2007), LMBV (2014a), LMBV (2017a), LMBV (2018) und LMBV (2020b).

Die Einspülung von EHS in Bergbaufolgeseen ist ambivalent zu bewerten. Die Ausnutzung des chemischen Neutralisationspotentials des EHS zum Zwecke der Neutralisation saurer Seen gelingt am besten bei einer oberflächennahen Einleitung, wenn der EHS großvolumig in das Gewässer eingemischt wird. Die auf diese Art erzeugte große Oberfläche begünstigt einerseits die Wirksamkeit der Pufferung und andererseits die Effektivität der Bindung unerwünschter Problemstoffe, wie z. B. Arsen Nickel, Zink und Phosphor. In diesem Falle sind Trübungen des Seewassers in Kauf zu nehmen. Sollen Gewässertrübungen vermieden werden, muss der EHS gezielt grundnah eingeleitet werden, wie z. B. der EHS aus der GWBA Schwarze Pumpe in den Spreetaler See. Dann ist die Wirksamkeit des EHS für die Pufferung und Schadstoffbindung verringert. Die Einlagerung von EHS in tiefe Bereiche des Bergbaufolgesees verhindert die Verteilung durch Wellengang und Strömung sicher, LMBV (2014a). Außerdem konsolidiert der EHS mit der Zeit physikalisch und chemisch, so dass eine Umlagerung des EHS im Gewässer praktisch ausgeschlossen ist.

Der EHS aus einer GWBA bzw. GWRA besitzt eine hohe Pufferkapazität, die auch bei einer Rückversauerung des Bergbaufolgesees, z. B. durch versauerungsdisponierten Grundwasserzustrom, eine Rücklösung von Metallen und Nährstoffen aus dem Gewässersediment wirkungsvoll verhindert, siehe Abschnitt 3.3.1 und LMBV (2017a).

Die Bildung von Eisenhydroxiden und Eisenoxidhydraten ist unter den in der aquatischen Umwelt vorherrschenden thermodynamischen Bedingungen (Säure-Base-Zustand, Redoxzustand) ein weitgehend irreversibler Prozess. Die durch natürliche Ausfällung im See oder in Wasserbehandlungsanlagen gebildeten Eisenverbindungen lösen sich nur bei starkem Säurestress ($\text{pH} < 1$) oder unter anaeroben Bedingungen, LBGR (2020). Die chemische Alterung der Eisenverbindungen im Naturraum von entstehungsbedingt wasserreichen Eisenhydroxiden $\text{Fe}(\text{OH})_3$, über Eisenoxidhydrate FeOOH zu Eisenoxiden Fe_2O_3 behindern die Rücklösung maßgeblich, LMBV (2018).

Hinsichtlich der Rücklösung von Eisenverbindungen sind lediglich reduktive Prozesse im Zusammenhang mit einer entsprechenden Menge leicht abbaubarer organischer Substanz relevant. Die Reaktionsintensität der heterotrophen Eisenreduktion muss dabei deutlich größer sein als die Diffusionsgeschwindigkeit des Sauerstoffs aus dem Freiwasser in das Sediment. Diese Bedingungen sind lediglich in frischen Sedimenten in Bergbaufolgeseen mit einer hohen Primärproduktion (Algenbiomasse) gegeben. Eisenhydroxidschlämme aus Grubenwasserbehandlungsanlagen erfüllen diese Bedingungen nicht. Sie enthalten entstehungsbedingt kaum abbaubare organische Substrate. Auch eisenhydroxidhaltige Gewässersedimente aus Fließgewässern erfüllen diese Bedingungen nur selten. Sie enthalten zwar mitunter hohe Gehalte organischer Substanz, aber überwiegend als schwer abbaubare Reste von Makrophyten und der umliegenden Gewässervegetation.

Neben der hohen geochemischen Stabilität von Eisenverbindungen wird eine Schadstofffreisetzung aus den eisenreichen Sedimenten ins Freiwasser von Bergbaufolgeseen infolge sedimentärer heterotropher Reduktionsprozesse, unabhängig davon, ob die Sedimente autochthoner oder allochthoner Natur sind, zudem durch folgende zwei Prozesse verhindert, LMBV (2014a):

- die sogenannte Oxidationsbarriere an der Grenzschicht zum Freiwasser und
- die hohe Bindungsaffinität der Eisenverbindungen bzgl. kationischer Metalle (Kationen des Zinks und Nickels) und bzgl. Oxoanionen (Anionen des Arsenats und Phosphats).

Die heterotrophe Reduktion von Eisenverbindungen findet überwiegend in den frisch gebildeten Sedimenten, also oberflächennah statt, LMBV (2018). Die obere Sedimentschicht ist zugleich dem Sauerstoff aus dem Freiwasser zugänglich. Das aus dem tieferen reduzierten Bereich des Sediments ins Freiwasser diffundierende zweiwertige Eisen wird in der oberen Sedimentschicht oder im Freiwasser unmittelbar über der Sedimentschicht oxidiert und fällt als Eisen(III)hydroxid wieder aus. Dieser Prozess ist in der Limnologie als sogenannter kleiner Eisenkreislauf bekannt und lässt sich insbesondere in den Bergbaufolgeseen mit stark eisenhaltigen Sedimenten gut beobachten, LMBV (2014a) und LMBV (2018). Er führt dazu, dass die organische Substanz abgebaut und das Eisen als frisches und nahezu sortenreines Eisen(III)hydroxid de facto ständig regeneriert wird. Über die Dauer dieses Prozesses verringert sich so die Menge an abbaubarer organischer Substanz im Sediment.

Die an den Eisenhydroxiden gebundenen Schadstoffe (z. B. Zink, Nickel und Arsen) werden bei der Reduktion nicht freigesetzt, sondern durch die weiterhin im Sediment im Überschuss vorhandenen oder die regenerierten Eisen(III)verbindungen gebunden. Der Prozess entspricht einer mineralogischen Rekombination.

Eisenhaltige Sedimente in den Bergbaufolgeseen können nach den vorliegenden Erkenntnissen der jahrelangen Forschung für die LMBV und für die LE-B als zuverlässige und nachhaltige Senke für metallische Schadstoffe (Zink, Nickel, Arsen) bewertet werden. Die Monitorings von Bergbaufolgeseen mit relevanten Eisensedimenten weisen ausnahmslos sehr niedrige Metallgehalte im Freiwasser auf. Die hohe Bindungsaffinität der Eisenverbindungen gegenüber Phosphor verhindert zudem eine Eutrophierung der Seen, die durch hohe Primärproduktion eine reduktive Rücklösung von Teilen des EHS bewirken könnten. Bergbaufolgeseen mit Eisensedimenten haben folglich selbsterhaltende Eigenschaften und selbstverstärkende Mechanismen der Oligotrophierung und der Schadstoffelimination. Voraussetzung für die Wirksamkeit der genannten Mechanismen ist ein aerober Zustand des Hypolimnions.

3.4 Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials

Das Ziel der EG-WRRL ist es, dass alle Wasserkörper einen guten ökologischen und guten chemischen Zustand (natürliche Wasserkörper) bzw. ein gutes ökologisches Potential und einen guten chemischen Zustand (künstliche Gewässer) erreichen. Für Bergbaufolgeseen, die noch nicht das gute ökologische Potential aufweisen und zukünftig aus der Bergaufsicht entlassen werden sollen, sind Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials erforderlich. Verbesserungen des ökologischen Potentials sind zu erwarten, wenn die Belastungen, die ursächlich für die schlechte Bewertung sind, in dem Maße verringert werden, dass sie das Erreichen des guten ökologischen Potentials nicht mehr verhindern. Zu den signifikanten Belastungen in Bergbaufolgeseen zählen die Eutrophierung, der Eintrag von Schadstoffen und die Rückversauerung von Seen mit neutralem Umweltziel, vgl. Abschnitt 3.2.1. Zur Verringerung der Belastungen sind die in der Tabelle 7 aufgeführten Maßnahmen geeignet.

Tabelle 7: Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials des Phytoplanktons in Bergbaufolgeseen.

Belastung	Mögliche Maßnahmen
Eutrophierung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gezielte Einspülung von EHS zur Phosphatfällung ▪ Vermeidung nährstoffreicher Einleitungen ▪ Tiefenwasserbelüftung zur Vermeidung von Anaerobie im Hypolimnion ▪ Biomanipulation
Schadstoffe (As, Ni und Zn)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wasserbehandlung von Zuflüssen zum Bergbaufolgensee in Anlagen, z. B. in GWBA ▪ Fällung im See (z. B. mittels EHS)
Rückversauerung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nachsorgeflutung mit geeignetem Fremdwasser ▪ Inlake-Neutralisation ▪ Einspülung und/oder Rezirkulation von EHS

4 Datengrundlagen und Vorgehensweise

4.1 Daten

Für die Bewertung des ökologischen Potentials von Bergbaufolgeseen wurden für den Zeitraum von 2009 bis 2018 die in Tabelle 8 aufgeführten Daten ausgewertet.

Tabelle 8: Verwendete Daten zur Bewertung des ökologischen Potentials.

Qualitätskomponente	Verwendete Daten
Phytoplankton	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Artenlisten und Biovolumina
Weitere biologische Qualitätskomponenten	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vorhandene Bewertungen des ökologischen Potentials von Behörden
Physikalisch-chemische Kennwerte	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Allgemeine physikalisch-chemische Parameter (ACP) ▪ Weitere Belastungskennwerte ▪ Tiefenprofile ▪ Trophierelevante Kennwerte ▪ Flussgebietsspezifische Schadstoffe
Morphologische und hydrologische Parameter	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Morphologische Parameter ▪ Einzugsgebietsgrößen ▪ Bilanzüberschuss

Weiterhin lagen Informationen zu bergbaulichen Maßnahmen im Untersuchungszeitraum sowie zur Gefährdung durch Rückversauerung vor.

Für Bergbaufolgeseen unter Bergaufsicht wurden die Daten von der LMBV zur Verfügung gestellt. Die erforderlichen Daten für Bergbaufolgeseen, die bereits aus der Bergaufsicht entlassen sind, wurden für den Olbasee (1) und den Halbendorfer See (9) vom LfULG sowie für Lohsa I (3; 4) und für den Knappensee (19) von der LTV zur Verfügung gestellt. Der Gräbendorfer See (11) wurde 2018 aus der Bergaufsicht entlassen.

4.2 Vorgehensweise

Im ersten Schritt wurden alle Daten für das **Phytoplankton** in einer Datenbank zusammengeführt und entsprechend den Vorgaben für die Bewertung vorbereitet. Dabei wurden den Taxa die entsprechenden ID-Nummern der operationellen harmonisierten Taxaliste nach Mischke & Kusber (2009) in ihrer aktuellen Version zugewiesen, Mischke et al. (2020b). Aufgrund der Unterschiede zwischen der Bestimmungstiefe in den übergebenen Artenlisten und der geforderten Bestimmungstiefe der harmonisierten Taxaliste (HTL) sowie infolge der Weiterentwicklung der Taxonomie des Phytoplanktons in den vergangenen Jahren mussten Transformationen zur Anpassung vorgenommen werden. Bei zahlreichen Phytoplanktonbestimmungen zwischen 2009 und 2018 stimmte die realisierte Bestimmungstiefe nicht mit den Anforderungen der operationellen Taxaliste überein. So wurde das Phytoplankton häufig nur bis zum Gattungsniveau bestimmt, was für eine Indikation nicht ausreichte, wenn als seetypspezifische Indikatoren einzelne Arten der Gattung festgelegt sind. Dadurch gibt es in Datensätzen mit geringer Bestimmungstiefe zwangsläufig weniger Indikatorarten als in Datensätzen mit höherer Bestimmungstiefe.

Anschließend wurden die für die **Phytoplanktonbewertung** relevanten physikalisch-chemischen Parameter (Chlorophyll a-Konzentration, Sichttiefe, Gesamtphosphor) für alle Untersuchungstermine des Phytoplanktons zusammengestellt. Fehlende Daten zu einzelnen Untersuchungsterminen wurden benannt.

Die Bewertung des ökologischen Potentials des Phytoplanktons erfolgte, wenn möglich, für das jeweils aktuelle Untersuchungsjahr im Zeitraum von 2009 bis 2018. Für den Scheibensee, den Drehnaer See und den Geierswalder See zeigte sich für das Jahr 2018, dass die für eine Bewertung erforderliche Anzahl von Indikatorarten nur knapp verfehlt wurde. Für diese Bergbaufolgeseen wurden zusätzlich die Phytoplanktondaten von 2019 ausgewertet.

Um den Bergbaufolgeseen die jeweiligen **Seetypen** zuordnen zu können, war vorab eine Entscheidung über den Zielzustand des pH-Wertes, neutraler oder saurer See, erforderlich. Die Zielzustände wurden soweit möglich den Daten der LMBV entnommen, LMBV (2020a). Für Seen ohne entsprechende Information wurde ein saurer Zielzustand angenommen, wenn sie aktuell einen sauren pH-Wert aufweisen und keinen oder nur einen geringen Bilanzüberschuss (Abfluss) haben. Im Untersuchungsraum umfasst dies die Kleine Restlochke (Bergheider See, Grünwalder Lauch, Heidensee, Kleinleipischer See) und Heide VI. Die Entscheidung, ob ein Bergbaufolgensee das Bewirtschaftungsziel saurer See hat, muss grundsätzlich auf behördlicher Ebene getroffen werden.

Für die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton ist die Zuweisung der Seetypen zur Festlegung des höchsten ökologischen Potentials erforderlich. Für einige Seetypen gibt es ergänzende Subtypen für die Bewertung des Phytoplanktons, die durch das Verhältnis von Einzugsgebietsgröße und Seevolumen bestimmt werden, siehe Tabelle 4.

Das natürliche Einzugsgebiet eines Bergbaufolgesees setzt sich aus dem hydrologischen Eigeneinzugsgebiet des Sees sowie den hydrologischen Einzugsgebieten seiner Zuflüsse zusammen. Einen Sonderfall bilden dabei Bergbaufolgeseen, die im Nebenschluss von Fließgewässern liegen und über eine regelbaren Zuleiter an dieses angebunden sind, wie z. B. der Bärwalder See, das Speicherbecken Lohsa II, der Dreiwieberner See und der Bernsteinsee. Formal wäre hier das hydrologische Einzugsgebiet des Fließgewässers bis zur Entnahmestelle dem Einzugsgebiet des Bergbaufolgesees zuzurechnen. Da der Zufluss zum Bergbaufolgensee aber reguliert wird, steht die Einzugsgebietsgröße nicht mehr in einem kausalen Zusammenhang mit der Zuflussmenge und kann somit nicht für die Ermittlung des ökologischen Potentials herangezogen werden. Damit auch für diese Seen das ökologische Potential ermittelt werden kann, wurde aus den verfügbaren Bewirtschaftungsdaten das sogenannte abflusswirksame Einzugsgebiet für die angebundenen Fließgewässer abgeleitet. Das abflusswirksame Einzugsgebiet entspricht dem Quotienten aus der mittleren Überleitungsmenge und der mittleren Abflussspende. Für das Lausitzer Braunkohlenrevier wird von einer mittleren Abflussgebietsspende von 4,5 L/(s·km²) ausgegangen.

Für die Auswertung der ACP und weiterer Belastungsparameter hinsichtlich relevanter Kennwerte wurden für die Bergbaufolgeseen messstellenbezogen die Entnahmehorizonte außer dem Horizont „grundnah“ bzw. „über Grund“ einbezogen. Die an der Grenzfläche zwischen Wasser und Sediment auftretenden Stoffkonzentrationen sind häufig durch Austauschprozesse zwischen diesen Kompartimenten geprägt und spiegeln nicht die Seewasserbeschaffenheit insgesamt wider.

Die Auswirkungen der betrachteten bergbaulichen Maßnahmen auf die Beschaffenheit des Seewassers (lokale Ebene) wurden ermittelt, indem Veränderungen der Zusammensetzung (Taxazahl, Indikatortaxa) des Phytoplanktons sowie Veränderungen des ökologischen Zustands im Untersuchungszeitraum dargestellt wurden. Die gleichzeitige Auswertung von relevanten Kenngrößen im Wirkungsbereich der jeweiligen bergbaulichen Maßnahme (pH-Wert, Eisenkonzentration, Trophie) ließ Abschätzungen zu den jeweiligen Auswirkungen auf das Phytoplankton zu. Der Trophie-Index wurde nach LAWA (2014) berechnet. Er kann für neutrale Seen und für Seen mit einem pH-Wert $\text{pH} > 5$ berechnet werden. Dazu sind mindestens vier Untersuchungen der Chlorophyll a-Konzentration, der Sichttiefe und der

Phosphorkonzentration im Zeitraum von März bis Oktober (ggf. bis November) erforderlich. War die Berechnung des Trophie-Index nicht möglich, wurde der Jahresmittelwert der Phosphorkonzentration (Gesamtposphor) ermittelt und dargestellt. In die Berechnung wurden die Daten aus der Profilmischprobe bei Vollzirkulation und aus dem Epilimnion bei Stagnation des Sees einbezogen, da diese Konzentrationen relevant für die Phytoplanktonentwicklung sind.

4.3 Vorgehensweise bei unzureichender Anzahl von Untersuchungsterminen

In Sachsen wurden in der Regel an jedem Gewässer vier Untersuchungen pro Jahr durchgeführt. In Brandenburg erfolgten die Probennahmen an den Bergbaufolgeseen, mit Ausnahme des Senftenberger Sees, in den vergangenen Jahren lediglich einmalig pro Jahr. Somit entspricht die Häufigkeit der Untersuchungen grundsätzlich nicht den Anforderungen an eine Bewertung gemäß EG-WRRL. Das Auswerteprogramm PhytoSee erfordert die Eingabe von mindestens vier Untersuchungen pro Jahr, um ein Ergebnis zu berechnen. Bei vier oder fünf Probennahmen pro Jahr wird das Ergebnis vom Programm als „unsicher“ charakterisiert. Die Untersuchungshäufigkeit von vier Terminen pro Jahr wurde deshalb in der vorliegenden Studie als Mindesthäufigkeit für ein Ergebnis angesehen, dass zwar nicht in vollem Umfang den Forderungen der Bewertungsmethodik entspricht, jedoch unter Beachtung der genannten Einschränkungen eine belastbare Bewertung der Gewässer erlaubt. Anders verhält es sich mit Gewässern, die weniger als viermal pro Jahr beprobt wurden. In diesen Fällen würde das Programm PhytoSee kein Ergebnis berechnen. Um für jene Gewässer mit geringerer Untersuchungshäufigkeit wenigstens eine orientierende Einstufung vornehmen zu können, wurden die vorhandenen Daten zu weiteren fiktiven Terminen mehrfach in das Programm eingegeben, bis insgesamt vier Datensätze für die Berechnung zur Verfügung standen. Diese Ergebnisse erlauben trotz der genannten Einschränkungen zumindest eine Bewertung der Situation des Phytoplanktons, wie es zu den tatsächlichen Probennahmeterminen bestand. Damit wurde die Möglichkeit geschaffen, diese Gewässer „grob“ bzw. „orientierend“ hinsichtlich der Phytoplanktonbeschaffenheit bewerten zu können. Die Ergebnisse wurden entsprechend gekennzeichnet.

Untersuchungen, die nicht wie vorgeschrieben im Zeitraum von März bis November, sondern im Dezember oder Februar erfolgten, entsprechen ebenfalls nicht der vorgeschriebenen Methodik und werden vom Programm PhytoSee zurückgewiesen. Auch hier war es erforderlich, fiktive Probennahmeterminen im November und März, möglichst nahe am realen Untersuchungstermin, festzulegen, um diese Ergebnisse nutzen zu können.

Die Auswirkungen, die eine mehrfache Eingabe eines Ergebnisdatensatzes unter Verzicht auf einen oder mehrere andere Datensätze auf die Bewertung des ökologischen Potentials hat, wurden am Beispiel des Senftenberger Sees nachvollzogen und werden nachfolgend erläutert.

Auswirkungen einer verminderten Datenlage am Beispiel des Senftenberger Sees

Die Phytoplanktonbesiedlung (Zusammensetzung der Artengemeinschaft) unterliegt einer jahreszeitlichen Sukzession, die von Temperatur, Strahlung, Nährstoffen, Turbulenz sowie biologischen Faktoren (Zooplankton) beeinflusst wird. Das Auftreten und die Abundanzen verschiedener Arten in einem Gewässer können sich somit im Jahresverlauf deutlich unterscheiden. Um diese Unterschiede berücksichtigen zu können, sind für die EG-WRRL-konforme Bewertung des Phytoplanktons mindestens sechs Untersuchungen des Phytoplanktons zwischen März und Oktober vorgeschrieben. Andererseits ist das Artenspektrum in vielen Gewässern für längere Zeiträume im Jahr charakteristisch (Indikatorarten) und auch

das Biovolumen weicht nur vorübergehend von den Werten ab, die der Trophie des Gewässers entsprechen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist somit auch bei einzelnen Untersuchungsterminen zu erwarten, dass das Ergebnis der tatsächlichen Situation nahekommt. Am Beispiel des Senftenberger Sees, dessen Untersuchungshäufigkeit mit sieben Untersuchungsterminen pro Jahr den Anforderungen der EG-WRRL entspricht, wurde überprüft, inwieweit diese Erwartungen erfüllt werden.

Am Beispiel der Phytoplanktondaten des Senftenberger Sees von 2016, wurde der Datenbestand, ausgehend von sieben tatsächlichen Untersuchungsterminen, schrittweise reduziert. Einerseits wurden die Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis betrachtet, wenn nur vier von sieben Untersuchungen in die Berechnung eingehen. Andererseits wurde unter der Annahme lediglich einer Probennahme im Jahr geprüft, welchen Einfluss dieses Manko im Allgemeinen und der Probennahmezeitpunkt (Frühjahr, Sommer, Herbst) im Besonderen auf das Bewertungsergebnis der Phyto-See-Berechnung haben, siehe Tabelle 9.

Tabelle 9: Bewertungsergebnisse des Phytoplanktons bei variierender Anzahl von Untersuchungsterminen am Senftenberger See.

Anzahl Untersuchungen	Phyto-See-Index	Ökologische Potentialklasse	Biomasse-Metrik	Algenklassen-Metrik	PTSI-Bewertung
7 Termine	0,58	gut und besser	0,53	0,71	0,50
4 Termine	0,51	gut und besser	0,51	0,50	0,53
1 Termin Frühjahr	0,81	gut und besser	0,95	0,50	0,92
1 Termin Sommer	0,52	gut und besser	0,53	0,53	0,50
1 Termin Herbst	0,64	gut und besser	0,50	0,50	0,96

Für den Senftenberger See 2016 zeigte sich, dass die Verminderung der Phytoplanktonbefunde von sechs auf vier Termine im Jahr zu einer geringfügigen Verbesserung der Gesamtbewertung führt, die jedoch keine Klassengrenze überschreitet, siehe Bild 5. Während der PSI bei sieben Probennahmen (Originaldatensatz) einen Wert von 0,6 (Potentialklasse gut und besser) aufwies, zeigte sich bei der Beschränkung auf vier Termine für den PSI ein etwas geringerer Metrikerwert von 0,5 (Potentialklasse gut und besser), wobei dieses das bestmögliche Bewertungsergebnis des PSI ist, vgl. Tabelle 5. Die Verringerung der Anzahl der Untersuchungstermine führte in diesem Falle zu einer geringfügig verbesserten Gesamtbewertung auf der Grundlage der berechneten Indizes.

Aus der vergleichenden Bewertung wird deutlich, dass der Probennahmezeitpunkt bei nur einer Untersuchung pro Jahr einen Einfluss auf den Indexwert hat, vgl. Bild 5. So ergibt sich für den PSI im hier betrachteten Fall die schlechteste Einstufung (PSI 0,8), wenn die Probennahme während der „Frühjahrsblüte“ stattfindet, dem Zeitraum, in dem hohe Biovolumen vorherrschen. In diesem Zeitraum weist auch der Metrik PTSI einen etwas schlechteren Wert als bei den sommerlichen Untersuchungsterminen auf. Bei der Probennahme im Herbst verursacht ein schlechter Wert des PTSI ebenfalls eine gegenüber dem Originaldatensatz schlechtere Gesamtbewertung (PSI). In den meisten Fällen wird eine Abweichung einzelner Metriks jedoch durch andere Metriks, wie den Algenklassen-Metrik, zumindest teilweise kompensiert.

Trotz der Abweichungen einzelner Metriks und der daraus resultierenden Schwankung des PSI liegen alle Ergebnisse stabil im Bereich der guten bis sehr guten Zustandsklasse. Zumindest bei diesem Beispiel hätte jede einzelne Probennahme für sich genommen dem Bewertungsergebnis „gutes bis sehr gutes“ Potential entsprochen. Damit erscheint die oben geschilderte Verwendung der Phytoplanktondaten eines einzelnen Probennahmetermins für eine orientierende Einstufung geeignet.

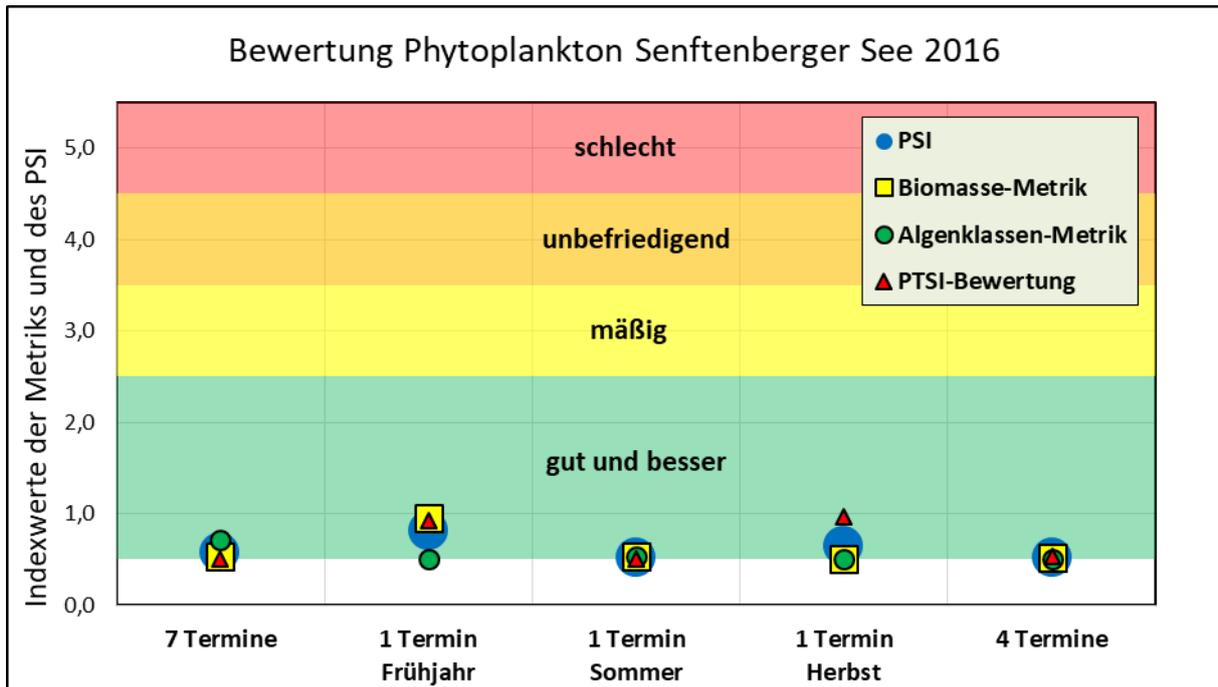


Bild 5: Bewertung des Phytoplanktons mit PhytoSee bei variierender Anzahl von Untersuchungsterminen am Senftenberger See.

4.4 Erläuterung der Steckbriefe zu den Bergbaufolgeseen

Neben der Bewertung des ökologischen Potentials der Bergbaufolgeseen, der Untersuchung von Auswirkungen bergbaulicher Maßnahmen auf die Biologie sowie der Abschätzung notwendiger Maßnahmen für die Potentialverbesserung, stellte die Erarbeitung von Seesteckbriefen einen weiteren Schwerpunkt des Projektes dar. Die Ausgestaltung orientierte sich an den Gewässersteckbriefen des LfULG für Seen sowie an den vom UBA (2016) für Tagebauseen erstellten Seesteckbriefen.

Neben den Stammdaten enthalten die Seesteckbriefe Angaben zur Morphologie und zur Entstehung/Entwicklung des Gewässers sowie zu relevanten hydrochemischen Parametern. Weiterhin werden alle in die Bewertung des ökologischen Potentials einbezogene Kennwerte aufgeführt und detaillierte Informationen zu den Bewertungsergebnissen dargestellt. Ergänzt werden die Seesteckbriefe durch die Angabe von Belastungsfaktoren und Maßnahmen, die einerseits aus den Bewirtschaftungsplänen bekannt sind und andererseits schlussfolgernd aus der Bearbeitung abgeleitet werden können.

Weiterhin werden in den Seesteckbriefen die Artengemeinschaften des Phytoplanktons beschrieben, indem sowohl „charakteristische Arten“ als auch „häufige und dominante Begleiter“ aufgeführt werden. Aus der Artenliste des aktuellen Bewertungsjahres wurden die charakteristischen Arten gemäß dem jeweiligen Seetyp identifiziert, welche in den Steckbriefen der deutschen Seetypen verzeichnet sind, Riedmüller et al. (2013). Als häufige und dominante Begleiter wurden die Taxa ermittelt, deren Biovolumen im Jahresmittel mehr als 10 % des Gesamtbiovolumens betrug.

5 Ergebnisse

5.1 Klassifizierung von Bergbaufolgeseen

Die Mehrzahl der Bergbaufolgeseen im Betrachtungsraum wies im Jahr der letzten Untersuchung einen pH-Wert im neutralen Bereich ($\text{pH} > 6$) auf. Bei einigen neutralisierten Bergbaufolgeseen sind Nachsorgemaßnahmen erforderlich, um eine Rückversauerung zu verhindern, vgl. Abschnitt 6.2.

Tabelle 10: Einordnung der Bergbaufolgeseen in die Klassifikation in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad; Quelle: UBA (2016).

Klasse	pH-Wert	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	Acidität $\text{KB}_{8,2}$ [mmol/L]	Versauerungsgrad	Kategorisierung der Bergbaufolgeseen	Besiedlung mit Phytoplankton
I	$> 6,0$	500-1500	< 0	schwach bis nicht sauer (N)	Bärwalder See (2), Silbersee (3), Morkasee (4), Dreiweiberner See (5), SB Lohsa II (6)*, Scheibe-See (7)*, Bersteinsee (8)*, Altdöberner See (10), Gräbendorfer See (11), Bischdorfer See (13)*, Schönfelder See (14), Drehnaer See (15)*, Schlabendorfer See (16)*, Lichtenauer See (17)* (pH), Stoßdorfer See (18), Knappensee (19), Graureiher See (20), Erika-See (22), Partwitzer See (27)*, Geierswalder See (28)*, Senftenberger See (30), Großräschener See (31)	diverse Cryptophyta Chlorophyta Diatomeen (Haptophyta)
II	4,5 – 6,0	niedrig	um - 0,5	mäßig sauer (MS)	Heye Nordfeld Hauptbecken (35)	Besiedlungsmuster im Übergangsbereich (AI-Puffer) divers und nicht stabil
III	3,5 - 4,5	< 1.500	0 - 1,6	sehr sauer (SS)	Olbasee (1), Halbbendorfer See (9), Klinger See (12), Grünwalder Lauch Ostfeld (39)	<i>Peridinium</i> / <i>Gymnodinium</i> / Chlorophyta (coccale) Cryptophyceen
IV	2,8 - 3,5	1.500-3.000	1,6 - 15	sehr hoch (ES I)	Spreetaler See (23), Sabrodter See (24), Blunoer Südsee (25), Neuwieser See (26), Sedlitzer See (29), Meuroer See (32), Kabelbaggerteich (33), Drochower See (34), Bergheider See (36)	<i>Ochromonas</i> / <i>Chlamydomonas</i> / <i>Scourfieldia</i>
V	2,8 - 2,6	3.000-4.000	15 - 30	Extrem (ES II)	Heide VI (21), Heidesee (37), Kleinleipischer See (38)	<i>Ochromonas</i> / <i>Chlamydomonas</i> / Euglenophyceen
VI	$< 2,6$	> 4.000	> 30	Extrem (ES III)	---	s.o.

* im Untersuchungszeitraum neutralisierte Seen

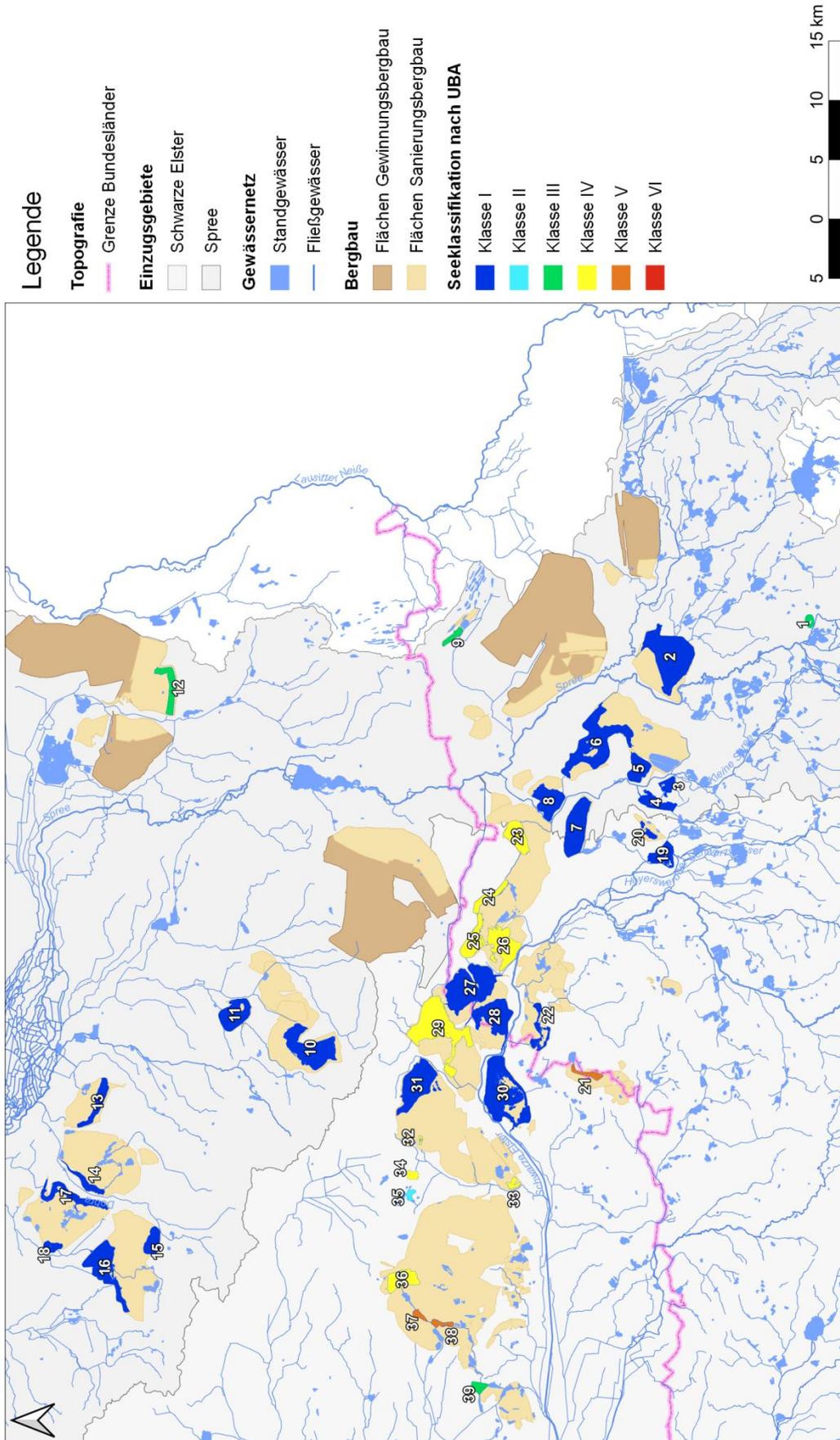


Bild 6: Übersichtskarte zur Klassifikation der Bergbaufolgeseen in Abhängigkeit von ihrem Versauerungsgrad.

Im Übergangsbereich zwischen dem sauren und dem neutralen Zustand (Klasse II, pH-Wert zwischen 4,5 und 6,0) lag im Jahr 2018 nur der Bergbaufolgensee Heye Nordfeld Hauptbecken (35). Gegenüber den Vorjahren ist der pH-Wert von knapp 4,0 auf über 5,5 gestiegen, wobei jährlich nur eine Untersuchung stattfand. Für eine Veränderung des pH-Wertes in Richtung neutraler Verhältnisse spricht auch die Phytoplanktonzusammensetzung in diesem See, denn auch unter der Annahme eines neutralen Zielzustandes kam die Mindestanzahl an Indikatortaxa für eine Bewertung des Phytoplanktons bei der einmaligen Beprobung vor, vgl. Abschnitt 5.2.3.

Als sehr saure Seen (Klasse III, pH-Wert zwischen 3,5 und 4,5) werden neben den bereits aus der Bergaufsicht entlassenen Olbasee (1) und Halbendorfer See (9) noch der Klinger See (12) und der Grünwalder Lauch Ostfeld (39) klassifiziert.

Seen mit noch niedrigeren pH-Werten werden als Seen mit einem sehr hohen Versauerungsgrad (Klasse IV, pH-Wert zwischen 2,8 und 3,5) sowie mit einem extremen Versauerungsgrad (Klasse V, pH-Wert zwischen 2,6 und 2,8) kategorisiert. Die sauren Seen können nur von sehr wenigen säuretoleranten Phytoplanktonarten besiedelt werden, die dann jedoch zum Teil hohe Biovolumina ausbilden. Die stark sauren Seen mit den niedrigsten pH-Werten waren Heide VI (21), der Heidensee (37) und der Kleinleipischer See (38).

5.2 Bewertung des Phytoplanktons nach EG-WRRL

5.2.1 Überblick

Die 39 Bergbaufolgeseen im Untersuchungsgebiet wurden fast alle als geschichtete Seen (36 Seen) klassifiziert. Nur drei Bergbaufolgeseen waren als polymiktische (ungeschichtete) Seen zu kategorisieren, siehe Bild 7. Insgesamt wurden 26 Bergbaufolgeseen dem Seetyp 13k (künstlicher geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) zugeordnet, wobei für sechs Seen davon ein saurer pH-Wert als Umweltziel angenommen wurde (Seetyp 13s). Dem Seetyp 10.1k (künstlicher geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet) entsprachen insgesamt 10 Bergbaufolgeseen, unter ihnen drei mit saurem pH-Wert als Umweltziel (Seetyp 10.1s). Einzig dem Graureihersee (20) wurde der Seetyp 14k (künstlicher polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) zugewiesen. Einen Sonderfall bildeten Heye Nordfeld Hauptbecken (35) und der Kabelbaggerteich (33), die morphologisch dem Seetyp 11.2k (künstlicher polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet) entsprachen, aber einen sauren pH-Wert als Umweltziel aufwiesen.

Von den insgesamt 39 Bergbaufolgeseen Seen konnte für 21 das ökologische Potential des Phytoplanktons bestimmt werden. Dabei zeigte sich, dass 18 Bergbaufolgeseen die Potentialklasse „gut und besser“ erreichen. Bei drei Bergbaufolgeseen zeigten sich Defizite zum „guten ökologischen Potential“ und daher eine schlechtere Einstufung. Es ist nachdrücklich darauf hinzuweisen, dass die Bewertungen insgesamt nur an vier Bergbaufolgeseen den Anforderungen der EG-WRRL-Methodik hinsichtlich der Untersuchungsfrequenz entsprachen und so zu einem gesicherten Bewertungsergebnis führten. Die Bergbaufolgeseen unter Bergaufsicht in Sachsen wurden viermal jährlich untersucht und erhielten somit ein ungesichertes Bewertungsergebnis. In den in Brandenburg gelegenen Bergbaufolgeseen wurde mit Ausnahme des Senftenberger Sees (30) das Phytoplankton in den vergangenen Jahren nur einmal jährlich untersucht. Die Vorgehensweise dient nur als orientierende Einstufung der Bewertung des ökologischen Potentials und wurde im Abschnitt 4.3 detailliert beschrieben. Entsprechend der Untersuchungshäufigkeit wurden drei Kategorien für die Darstellung der Ergebnisse und für den Status ihrer Bewertung gebildet, siehe Tabelle 11.

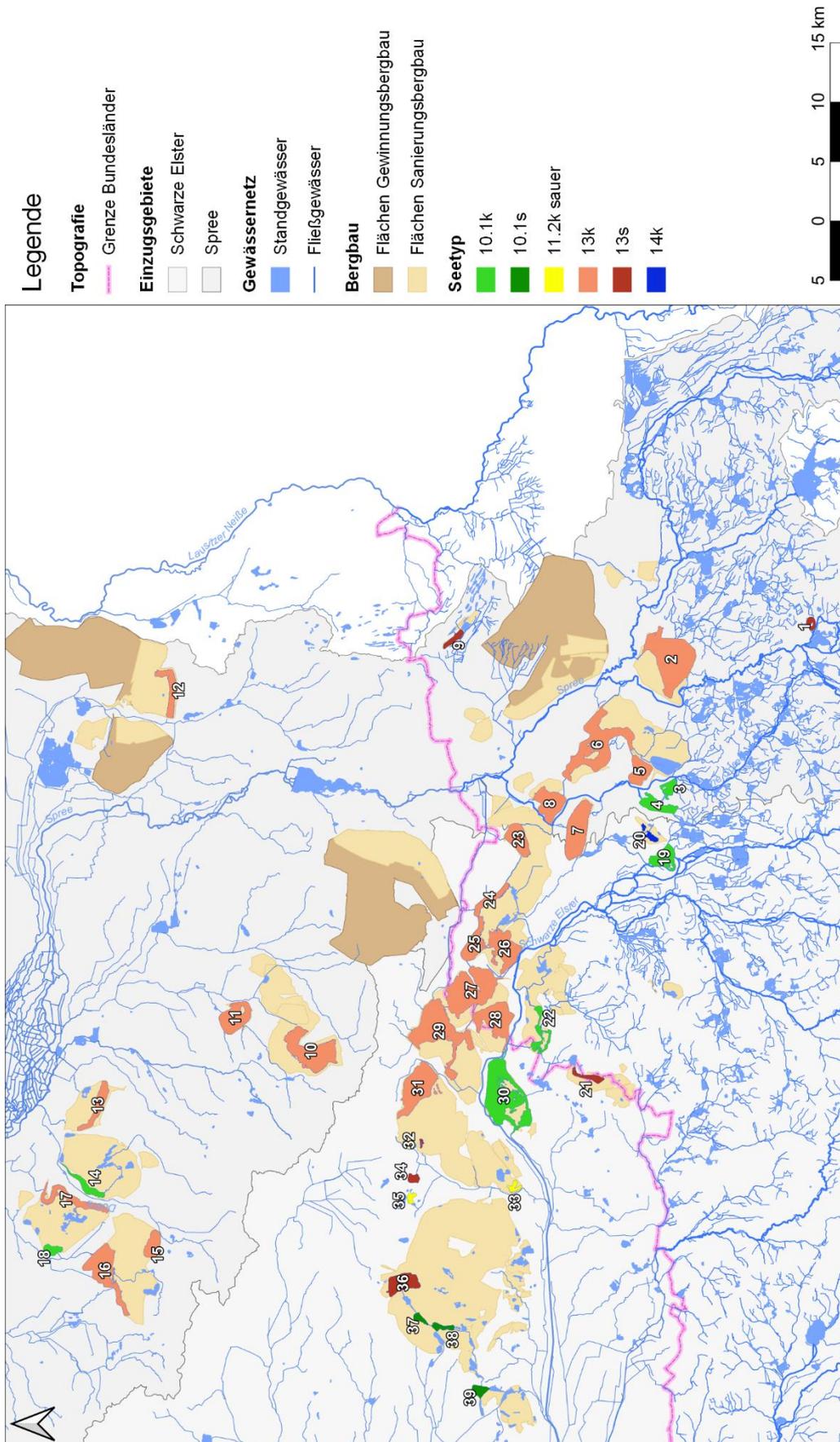


Bild 7: Übersichtskarte mit den Seetypen der Bergbaufolgeseeen im Untersuchungsgebiet.

Tabelle 11: Kategorien der Bewertungsergebnisse entsprechend der Untersuchungshäufigkeit für das Phytoplankton.

Anzahl der Untersuchungen	Darstellung des Bewertungsergebnisses	Status
≥ 6	Potentialklasse	Bewertung gesichert
4 - 5	Potentialklasse	Bewertung nicht gesichert
< 4	(Potentialklasse)	orientierende Einstufung

Für 18 Bergbaufolgeseen konnte keine Bewertung für das Phytoplankton vorgenommen werden. Für zwei Gewässer, den Meuroer See (32) und den Kabelbaggerteich (33), waren keine Phytoplanktondaten verfügbar. Auf alle weiteren Bergbaufolgeseen ohne Bewertungsergebnis wird im Abschnitt 5.2.4 eingegangen.

5.2.2 Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Spree

Im Einzugsgebiet der Spree konnte das ökologische Potential des Phytoplanktons für 75 % der betrachteten Bergbaufolgeseen bewertet werden, siehe Tabelle 12.

Tabelle 12: Bewertungsergebnisse Phytoplankton im EZG Spree, PhytoSee 7.1. ÖPK...Ökologische Potentialklasse.

Nr.	Gewässerbezeichnung	ID	See- typ	Jahr der Bewertung	Anzahl der Unter- suchungen	PSI bzw. PSI_s	ÖPK	Status der Bewertung
1	Olbasee	1070	13s	2018	10	2,1	gut und besser	gesichert
2	Bärwalder See	1069	13k	2018	4	1,26	gut und besser	nicht gesichert
3	Silbersee – Lohsa I	1064	10.1k	2018	6	3,88	unbefriedigend	gesichert
4	Mortkasee – Lohsa I	1065	10.1k	2018	6	3,66	unbefriedigend	gesichert
5	Dreiweiberner See	1068	13k	2018	4	1,01	gut und besser	nicht gesichert
6	SB Lohsa II	1066	13k	2018	4	1,38	gut und besser	nicht gesichert
7	Scheibe-See	1035	13k	2019	4	0,93	gut und besser	nicht gesichert
8	Bernsteinsee	1067	13k	2018	4	0,98	gut und besser	nicht gesichert
9	Halbendorfer See	1071	13s	2018	9	2,2	gut und besser	gesichert
10	Altdöberner See	1007	13k	2018	1	0,57	(gut und besser)	orientierende Einstufung
11	Gräbendorfer See	1006	13k	2018	1	0,53	(gut und besser)	orientierende Einstufung
14	Schönfelder See	1047	10.1k	2012	2	0,5	(gut und besser)	orientierende Einstufung
15	Drehnaer See	1043	13k	2019	1	0,61	(gut und besser)	orientierende Einstufung
18	Stoßdorfer See	1039	10.1k	2018	1	0,61	(gut und besser)	orientierende Einstufung

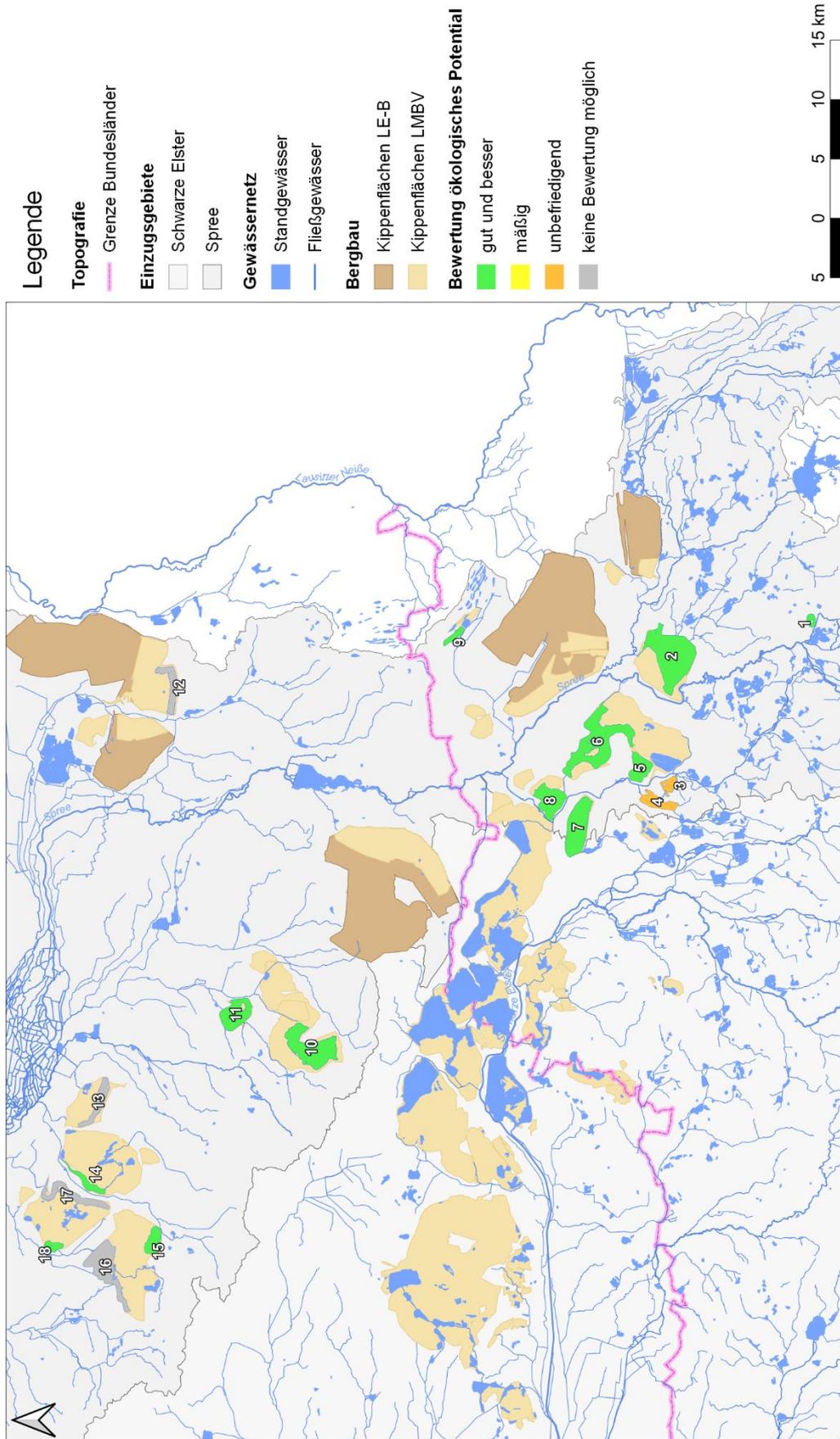


Bild 8: Übersichtskarte mit den Ergebnissen der Bewertung des ökologischen Potentials Bergbaufolgeseeen im Einzugsgebiet der Spree.

Im Einzugsgebiet der Spree ergab sich für das Phytoplankton in allen Bergbaufolgeseen, mit Ausnahme des SB Lohsa I (3; 4), die ökologische Potentialklasse „gut und besser“. Die Klassengrenze zwischen „gut und besser“ und „mäßig“ liegt für den Phyto-See-Index (PSI) bei 2,5, vgl. Tabelle 5. Keiner der bewerteten Bergbaufolgeseen zeigte eine Tendenz zur „mäßigen“ Potentialklasse. Das Phytoplankton in Silbersee (3) und Morkasee (4) wurde im Untersuchungsjahr 2018 mit der ökologischen Potentialklasse 4 (unbefriedigend) bewertet.

An den Bergbaufolgeseen, die bereits aus der Bergaufsicht entlassen sind, wie Lohsa I (3; 4), dem Olbasee (1) und dem Halbendorfer See (9), fanden mindestens sechs Untersuchungen des Phytoplanktons statt, so dass die Bewertung den methodischen Vorgaben der EG-WRRL entsprach und dementsprechend gesichert ist. An den Bergbaufolgeseen unter Bergaufsicht, die in Sachsen liegen, wurden jeweils vier Untersuchungen des Phytoplanktons im Jahr durchgeführt, so dass die Bewertungsergebnisse nicht gesichert sind. An den Bergbaufolgeseen in Brandenburg ist die Bewertung des Phytoplanktons aufgrund der einmaligen Beprobung lediglich als orientierende Einstufung zu verstehen.

Die beiden Teilseen des Speichers Lohsa I, der **Silbersee** (3) und der **Morkasee** (4), zeigten im Jahr 2018 überraschend ein „unbefriedigendes ökologisches Potential“. An diesen beiden Bergbaufolgeseen war die Bewertung mit sechs Untersuchungen des Phytoplanktons gesichert. Zwischen 2009 und 2017 wurde das ökologische Potential für Lohsa I jeweils mit „gut und besser“ bewertet, vgl. Abschnitt 7.

Am **Schönfelder See** (14) erfolgte die erste Phytoplanktonuntersuchung im Betrachtungszeitraum im Jahr 2012. Nur in diesem Untersuchungsjahr wurde das Phytoplankton im Frühjahr und im Sommer untersucht und führte zu einem Bewertungsergebnis. Die ab 2013 jeweils einzige Untersuchung im Sommer führte nicht mehr zur erforderlichen Mindestanzahl von Indikatortaxa, so dass keine Bewertung erfolgen konnte. Deutliche Veränderungen bezüglich des pH-Wertes zeigten sich im Untersuchungszeitraum nicht, einzig die Sulfatkonzentration stieg von 2012 bis 2018 deutlich an. Erhöhte Sulfatkonzentrationen wirken sich jedoch nicht nachteilig auf die Phytoplanktonbesiedlung aus, UBA (2016). Die lediglich einmalige Untersuchung des Phytoplanktons pro Jahr führt zu einer Verringerung der Artenzahl und folglich auch der Indikatorarten, da saisonale Veränderungen der Artengemeinschaft nicht erfasst werden. Zusätzlich ist anhand der vorliegenden Artenlisten auch eine Veränderung der Bestimmungstiefe ab 2013 in Betracht zu ziehen. Während 2012 beispielsweise in der Gattung *Cryptomonas* (Cryptophyceae) noch drei verschiedene Arten bzw. Artgruppen unterschieden wurden, die jeweils Indikatortaxa sind, wurde 2013 neben der Gattung nur noch eine Art (*Cryptomonas marsonii*) bestimmt. Ab 2014 wurde nur noch die Gattung *Cryptomonas* bestimmt. Es ist davon auszugehen, dass sich die Bestimmungstiefe für das Phytoplankton zwischen 2012 und den Folgejahren veränderte. Anhand der verfügbaren Daten kann dies jedoch nicht verifiziert werden.

Der **Aldöberner See** (10) befindet sich seit 1998 in Flutung. Grundsätzlich werden Seen in Flutung nicht bewertet. Im Jahr 2018 trat im Aldöberner See, im Unterschied zu den weiteren in Flutung befindlichen Seen, bereits eine ausreichende Anzahl von Indikatortaxa für die Bewertung auf, so dass eine orientierende Einstufung vorgenommen wurde.

Behördliche Bewertungsergebnisse für das Phytoplankton lagen vom LfULG für den **Halbendorfer See** (9) und für den **Olbasee** (1) vor. Die in der Bearbeitung ermittelten Bewertungen und die Bewertungsergebnisse des LfULG unterschieden sich nicht und ergaben jeweils die Potentialklasse „gut und besser“.

Die wasserwirtschaftliche Nutzung von Bergbaufolgeseen wie dem **Bärwalder See** (2), dem **Speicherbecken Lohsa II** (6), dem **Bernsteinsee** (8) und dem **Dreiweiberner See** (5), zeigte keine Auswirkungen auf das Phytoplankton, die zur Verfehlung des „guten“ ökologischen Potentials geführt hätten. Über die größte Staulamelle verfügt das Speicherbecken Lohsa II (6) mit 60 Mio. m³.

Für den als Speicher genutzten Bergbaufolgensee Lohsa II (6) ergeben sich zwei verschiedene Seetypen in Abhängigkeit vom berücksichtigten Seevolumen, welches infolge der Speichernutzung deutlich variieren kann. Unter Berücksichtigung des unteren Stauziels von ca. 37 Mio. m³ wird Lohsa II dem LAWA-Seetyp 10.1 (geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet) zugewiesen. Unter Annahme des oberen Stauziels von 97 Mio. m³ ergibt sich die Zuordnung zum Seetyp 13k (geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet). Die ökologische Potentialklasse des Phytoplanktons veränderte sich bei einer vergleichenden Bewertung beider Seetypen nicht. Für den Seetyp 13k lag für 2018 der Phyto-See-Index bei 1,38. Für den Seetyp 10.1 ergab sich für 2018 ein etwas besserer PSI von 0,98. Der Seetyp 10.1k wird im Vergleich zum Seetyp 13k von einem größeren Einzugsgebiet im Verhältnis zum Seevolumen charakterisiert, weshalb für diesen Seetyp eine höhere Referenztröphie definiert ist und zu einem besseren PSI führt, vgl. Tabelle 6.

5.2.3 Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster

Im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster konnten sieben Bergbaufolgeseen hinsichtlich des ökologischen Potentials des Phytoplanktons bewertet werden, siehe Tabelle 13.

Tabelle 13: Bewertungsergebnisse Phytoplankton im EZG Schwarze Elster, PhytoSee 7.1.

Nr.	Gewässer- bezeichnung	See- typ	Jahr der Bewertung	Anzahl der Unter- suchungen	PSI bzw. PSI_s	ÖPK	Status der Bewertung
19	Knappensee	10.1k	2018	4	1,44	gut und besser	nicht gesichert
20	Graureiher See	14k	2018	4	1,51	gut und besser	nicht gesichert
22	Erika-See	10.1k	2018	4	1,45	gut und besser	nicht gesichert
28	Geierswalder See	13k	2019	4	0,86	gut und besser	nicht gesichert
30	Senftenberger See	10.1k	2018	4	1,88	gut und besser	nicht gesichert
35	Heye Nordfeld- Hauptbecken	11.2k <i>sauer</i>	2018	1	0,82	(gut und besser)	orientierende Einstufung
39	Grünwalder Lauch Ostfeld	10.1s	2018	1	3,00	(mäßig)	orientierende Einstufung

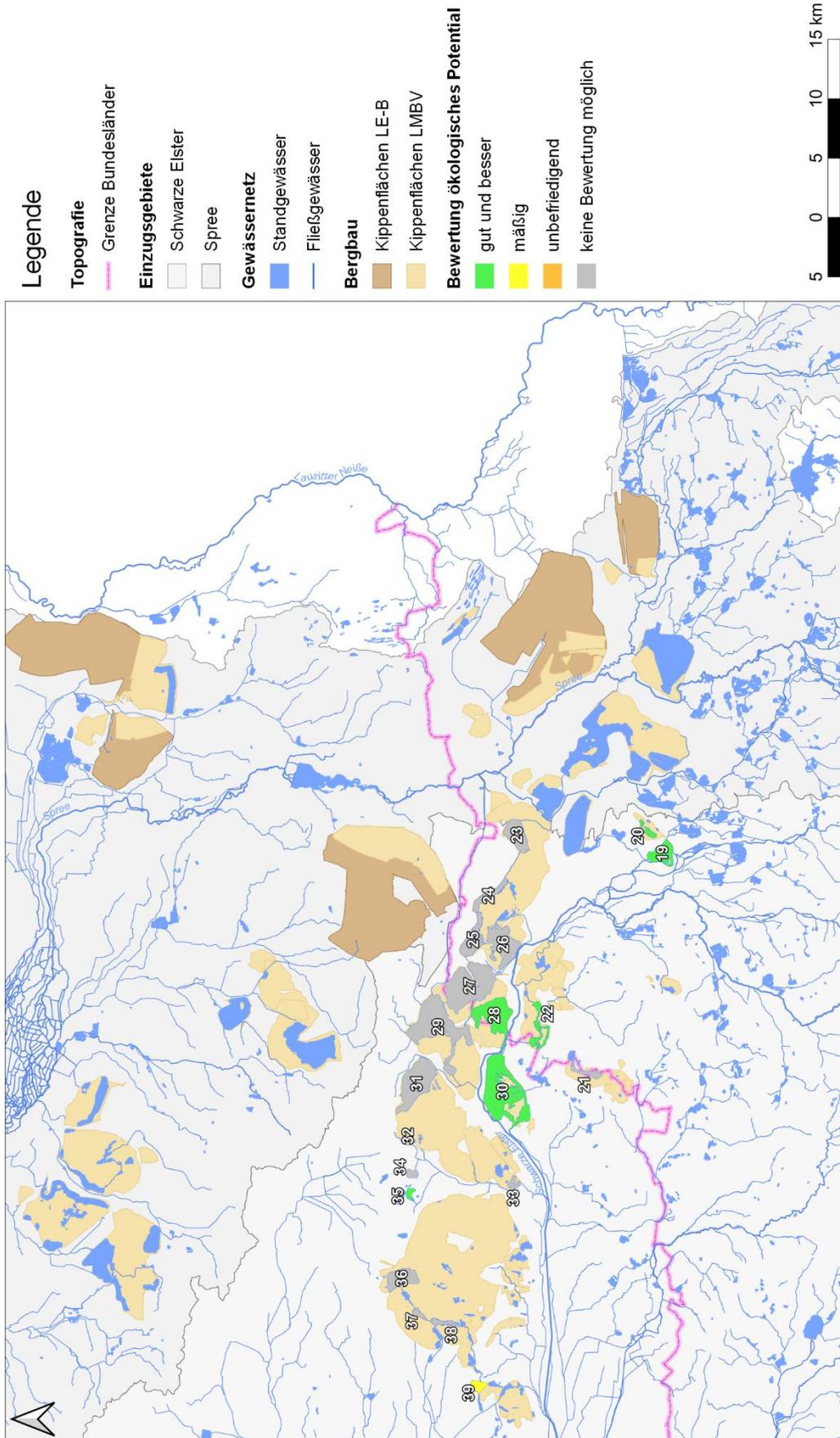


Bild 9: Übersichtskarte mit den Ergebnissen der Bewertung des ökologischen Potentials Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster.

Für den **Knappensee** (19), den **Graureiher See** (20), den **Erika-See** (22), das **Heye Nordfeld Hauptbecken** (35), den **Senftenberger See** (30) und den **Geierswalder See** (28) ergab sich für das Phytoplankton die Potentialklasse „gut und besser“. Einzig das **Grünewalder Lauch Ostfeld** (39) verfehlte das „gute ökologische Potential“. Diesem See wurde die Potentialklasse „mäßig“ zugeordnet. In den drei Bergbaufolgeseen Erika-See (22), Senftenberger See (30) und Geierswalder See (28) wurde das Phytoplankton jeweils viermal jährlich untersucht, so dass eine ungesicherte Bewertung möglich war. In den Bergbaufolgeseen Heye Nordfeld Hauptbecken (35) und Grünewalder Lauch Ostfeld (39) wurde das Phytoplankton nur einmal im Jahr untersucht, so dass lediglich eine orientierende Einstufung der ökologischen Potentialklasse vorgenommen werden konnte.

Die Bewertungsergebnisse am **Grünewalder Lauch Ostfeld** (39) waren im Untersuchungszeitraum zwischen den Jahren verschieden und schwankten zwischen „gut und besser“ (2014 und 2015), „mäßig“ (2016 und 2018) und „unbefriedigend“ (2013 und 2017). Die Taxazahlen variierten zwischen vier (2016) und neun (2018) Arten. Bis 2017 trat *Koliella* sp. als dominante Art auf. Ab dem Jahr 2017 kam auch *Stichococcus* sp. vor und wurde 2018 die dominante Phytoplanktonart des Gewässers. Die einzige Untersuchung im Jahr fand in den verschiedenen Jahren zwischen Juli und September statt. Besonders bei den sauren Seen ist die mehrmalige Untersuchung pro Jahr unabdingbar, da sich saisonale Veränderungen der die Artenzusammensetzung und der dominierenden Arten aufgrund der insgesamt geringen Artenzahl in sauren Seen deutlich stärker auf das Bewertungsergebnis auswirken. Untersuchungsergebnisse an anderen sauren Seen, z. B. am Spreetaler See (23) und am Neuwieser See (26) zeigten, dass im Jahresverlauf verschiedene Arten die Biozönose stark dominieren, siehe Tabelle 15.

Für die Bergbaufolgeseen **Heye-Nordfeld Hauptbecken** (35) und **Grünewalder Lauch Ostfeld** (39) wurde für den Seetyp ein saurer pH-Wert als Zielzustand angenommen. Ein Bergbaufolgensee kann sauer bleiben, wenn dadurch keine nachteiligen Auswirkungen auf stromabwärts gelegene OWK oder GWK bestehen, vgl. Abschnitt 3.2.2. Während Heye-Nordfeld Hauptbecken (35) keinen Bilanzüberschuss hat, müssen für das Grünewalder Lauch Ostfeld (39) die Auswirkungen des Auslaufs geprüft werden.

Die Nutzung des **Knappensees** (19) als wasserwirtschaftlicher Speicher mit einer bewirtschafteten Staulamelle von rund 5 Mio. m³ zeigte keine nachteiligen Auswirkungen auf das Phytoplankton, vgl. Abschnitt 3.3.2.

5.2.4 Bergbaufolgeseen ohne Bewertungsergebnis

Insgesamt konnte das ökologische Potential des Phytoplanktons für 16 Bergbaufolgeseen nicht bewertet werden, siehe Tabelle 14. Das Phytoplankton in Bergbaufolgeseen kann aussagekräftig bewertet werden, wenn fünf Jahre nach der Herstellung des Endwasserstands oder der Etablierung stabiler chemischer Verhältnisse vergangen sind. Erst unter gleichbleibenden hydrochemischen Bedingungen kann sich eine repräsentative Biozönose etablieren, LAWA (2017).

Tabelle 14: Übersicht der Bergbaufolgeseen ohne Bewertungsergebnis für das ökologische Potential des Phytoplanktons.

Nr.	Gewässer-bezeichnung	Seetyp	Status
<i>Einzugsgebiet Spree</i>			
12	Klinger See	13k	in Flutung
13	Bischdorfer See	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum
16	Schlabendorfer See	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum
17	Lichtenauer See	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum
<i>Einzugsgebiet Schwarze Elster</i>			
21	Heide VI	13s	keine Bewertung möglich, pH < 3
23	Spreetaler See	13k	in Flutung seit 1998, gleichzeitig Einspülung EHS
24	Sabrodter See	13k	in Flutung
25	Blunoer Südsee	13k	in Flutung
26	Neuwieser See	13k	in Flutung
27	Partwitzer See	13k	Flutungsende 2015, Neutralisation ab 2016
29	Sedlitzer See	13k	in Flutung seit 2005, gleichzeitig Einspülung EHS
31	Großräschener See	13k	bis 2018 in Flutung
34	Drochower See	13s	keine Bewertung möglich, pH < 3
36	Bergheider See	13s	keine stabilen hydrochemischen Bedingungen
37	Heidesee	10.1s	keine stabilen hydrochemischen Bedingungen, pH < 3
38	Kleinleipischer See	10.1s	keine stabilen hydrochemischen Bedingungen, pH < 3

Von den 16 Bergbaufolgeseen ohne Bewertungsergebnis für das Phytoplankton befanden sich im Untersuchungszeitraum sieben Seen in Flutung und vier Seen in chemischer Behandlung. Auf Bergbaufolgeseen unter dem Einfluss der chemischen **Neutralisation** wird im Abschnitt 6.2 detailliert eingegangen. Im Partwitzer See (27) endete die Flutung im Jahr 2015. Seit 2016 werden Maßnahmen zur Neutralisation durchgeführt. Auf den Partwitzer See wird ebenfalls im Abschnitt 6.2 näher eingegangen.

Die Bergbaufolgeseen in **Flutung** wiesen erwartungsgemäß eine artenarme Besiedlung auf, Indikatorarten für Seen mit neutralem pH-Wert als Zielzustand kamen nicht oder nur vereinzelt vor, siehe Tabelle 15. In den Seen in Flutung treten derzeit pH-Werte im sauren Bereich und dementsprechend auch typische Arten saurer Seen auf.

Tabelle 15: Kennwerte des Phytoplanktons für Bergbauseen in Flutung.

Nr.	Gewässer-bezeichnung	Seetyp	Anzahl der Untersuchungen	Taxa-zahl	Anzahl Indikator-taxa	Dominante Arten
12	Klinger See (2018)	13k	1 (Aug.)	6	0	<i>Stichococcus</i> sp. und <i>Peridinium umbonatum</i>
23	Spreetaler See (2018)	13k	4	3,75	1	im Sommer <i>Scourfieldia cordiformis</i> und <i>Peridinium</i> sp., im Sommer/Herbst <i>Ochromonas</i> sp.
24	Sabrodter See (2018)	13k	4	4,25	1	im Sommer <i>Ochromonas</i> sp. und im Herbst <i>Eunotia exigua</i>
25	Blunoer Südsee (2018)	13k	4	3	0	im Frühjahr <i>Eunotia exigua</i> und im Sommer/Herbst <i>Ochromonas</i> sp.
26	Neuwieser See (2018)	13k	4	4,5	0	im Frühjahr und Herbst <i>Ochromonas</i> sp., im Sommer

Nr.	Gewässerbezeichnung	Seetyp	Anzahl der Untersuchungen	Taxazahl	Anzahl Indikator-taxa	Dominante Arten
						<i>Eunotia exigua</i> , im Herbst <i>Chlorella</i> sp.
29	Sedlitzer See (2017)	13k	1 (Sep.)	2	0	<i>Ochromonas</i> sp.
31	Großräschener See (2017)	13k	1 *) (Okt.)	4,5	0	<i>Scourfieldia cordiformis</i> und <i>Ochromonas</i> sp.

*) Zwei Messstellen.

Während *Stichococcus* sp., *Peridinium umbonatum* und *Scourfieldia cordiformis* oft die dominanten Arten in sauren Seen im pH-Bereich zwischen 3,5 und 5,5 sind, können *Ochromonas* sp. und *Eunotia exigua* auch pH-Werte $\text{pH} \leq 3$ tolerieren und zum Teil hohe Biovolumina bilden, Leßmann & Nixdorf (2009).

Neben den Seen in Flutung und Seen unter Maßnahmen zur Neutralisation war für fünf weitere Seen keine Bewertung des Phytoplanktons möglich, obwohl ihr Flutungsende bereits mehr als fünf Jahre zurückliegt, vgl. Tabelle 14. In **Heide VI** (21), im **Drochower See** (34), im **Heidensee** (37) und im **Kleinleipischer See** (38) lagen die pH-Werte im Bereich $\text{pH} < 3$. Im **Bergheider See** (36) waren im Untersuchungszeitraum keine stabilen hydrochemischen Bedingungen gegeben. Zwischen 2009 und 2018 stieg die Eisenkonzentration deutlich an. Unter diesen Bedingungen ist keine plausible Bewertung des Phytoplanktons möglich, Leßmann et al. (2017). In diesen Seen waren die Taxazahlen mit ein bis drei Arten sehr gering. Als dominante Art trat in allen Seen *Ochromonas* sp. auf, siehe Tabelle 16.

Für die Bergbaufolgeseen Drochower See (34), Bergheider See (36), Heide VI (21), Heidensee (37) und Kleinleipischer See (38) wurde für den Seetyp ein saurer pH-Wert als Zielzustand angenommen. Ein Bergbaufolgensee kann sauer bleiben, wenn dadurch keine nachteiligen Auswirkungen auf stromabwärts gelegene Gewässer erfolgen, vgl. Abschnitt 3.2.2. Dies muss jedoch für jeden Bergbaufolgensee im Einzelfall geprüft werden. Diese Prüfung ist nicht Bestandteil des vorliegenden Berichts.

Tabelle 16: Kennwerte des Phytoplanktons für weitere Seen ohne Bewertungsergebnis.

Nr.	Gewässerbezeichnung	Seetyp	Anzahl der Untersuchungen	Taxazahl	Anzahl Indikator-taxa	Bemerkungen
21	Heide VI (2017)	13s	1 (Sep.)	3	für den Zielzustand sauer nicht relevant	dominante Art: <i>Ochromonas</i> sp.
34	Drochower See (2018)	13s	1 (Sep.)	3		dominante Art: <i>Ochromonas</i> sp.
36	Bergheider See (2018)	13s	1 (Aug.)	3		dominante Arten: <i>Chlorocloster</i> sp, <i>Ochromonas</i> sp.
37	Heidesee (2013)	10.1s	1 (Aug.)	1		einzige Art: <i>Ochromonas</i> sp.
38	Kleinleipischer See (2017)	10.1s	1 (Aug.)	3		dominante Art: <i>Ochromonas</i> sp.

5.3 Bewertung weiterer biologischer Qualitätskomponenten

In den derzeit unter Bergaufsicht stehenden Bergbaufolgeseen wurden bis 2018 neben dem Phytoplankton keine weiteren biologischen Qualitätskomponenten der EG-WRRL untersucht. Eine Ausnahme bildet der Dreiweiberner See (5). Dieser stand nicht mehr unter Bergaufsicht, bis es Ende des Jahres 2010 zur Absackung von ca. 27 ha Boden kam.

An den aus der Bergaufsicht bereits entlassenen Bergbaufolgeseen Knappensee (19), Silbersee (3) und Mortkasee (4) sowie am Dreiweiberner See (5) erfolgten im Bewirtschaftungszeitraum von 2009 bis 2015 Untersuchungen der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos nach der Methodik der EG-WRRL, siehe Tabelle 17. Am Olbasee (1) und am Halbendorfer See (9), die ebenfalls bereits aus der Bergaufsicht entlassen sind, wurde die Gewässerflora bislang nicht untersucht.

Tabelle 17: Bewertungsergebnisse weiterer biologischer Qualitätskomponenten nach EG-WRRL.

Nr.	Gewässerbezeichnung	Messstelle	Untersuchungsjahr	Ökologisches Potential der Gewässerflora
3	Silbersee – Lohsa I	OBSL0205	2009	mäßig
4	Mortkasee – Lohsa I	OBSL0206	2009	gut und besser
5	Dreiweiberner See	OBSO4600	2010	gut und besser
19	Knappensee	OBSL0208	2012	unbefriedigend

An den Bergbaufolgeseen **Dreiweiberner See** (5) und **Mortkasee** (4) wurde das ökologische Potential der Gewässerflora mit „gut und besser“ (Potentialklasse 2) eingestuft. Am **Silbersee** (3) ergab die Bewertung der Gewässerflora ein „mäßiges“ ökologisches Potential. Am **Knappensee** (19) wurde die Gewässerflora mit „unbefriedigend“ und der Potentialklasse 4 bewertet. Für die biologische Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos spielen neben der Trophie auch andere Stressoren in der Uferzone und im Litoral eine wichtige Rolle, vgl. UBA (2016).

Über die weitere Entwicklung der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos bis zum Jahr 2018 liegen keine Daten vor. Am Speicher Lohsa I, Silbersee (3) und Mortkasee (4), sowie am Knappensee (19) wurden aufgrund der mehrjährigen bzw. andauernden bergbautechnischen Sanierungsarbeiten die Untersuchungen zur Gewässerflora ausgesetzt.

Die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fische wurden bisher in keinem der hier dargestellten Bergbaufolgeseen untersucht.

5.4 Bewertung flussgebietspezifischer Schadstoffe

An allen Bergbaufolgeseen, die unter Bergaufsicht stehen, wurden im Untersuchungszeitraum von 2009 bis 2018 keine flussgebietspezifischen Schadstoffe nach Anlage 6 der OGewV (2016) untersucht. In den bereits aus der Bergaufsicht entlassenen Bergbaufolgeseen Olbasee (1), Halbendorfer See (9), Lohsa I mit Silbersee (3) und Mortkasee (4) sowie Knappensee (19) fanden im Zeitraum von 2009 bis 2018 Analysen zu flussgebietspezifischen Schadstoffen gemäß der Anlage 6 der OGewV (2016) statt, siehe Tabelle 18.

Tabelle 18: Übersicht analysierter flussgebietspezifischer Schadstoffe nach OGewV im Zeitraum 2009-2018.

Flussgebiets-spezifische Schadstoffe	Halbendorfer See	Olbasee	Silbersee	Mortkasee	Knappensee
1-Chlor-2-nitrobenzen					■
1-Chlor-4-nitrobenzen					■
2,4-D	■	■			
Ametryn	■	■	■	■	■
Arsen	■	■			
Bentazon	■	■			
Bromacil	■	■			■
Bromoxynil	■	■			
Carbendazim	■	■			■
Chlorbenzen	■	■	■	■	■
Chlortoluron	■	■		■	■
Chrom	■	■			
Diazinon	■	■	■	■	■
Dichlorprop	■	■			
Diflufenican	■	■	■	■	■
Dimethoat	■	■	■	■	■
Dimoxystrobin	■	■			■
Epoxiconazol	■	■	■	■	■
Etrifos	■	■			
Fenpropimorph	■	■	■	■	■
Fenthion	■	■			
Flufenacet	■	■	■	■	■
Flurtamone	■	■	■	■	■
Hexazinon	■	■	■	■	■
Imidacloprid	■	■			■
Kupfer	■	■			
Linuron	■	■			■
Malathion	■	■	■	■	■
MCPA	■	■			
Mecoprop	■	■			

Flussgebiets-spezifische Schadstoffe	Halbendorfer See	Olbausee	Silbersee	Mortkasee	Knappensee
Metabenzthiazuron	■	■			
Metazachlor	■	■	■	■	■
Metolachlor	■	■			
Metribuzin	■	■			■
Monolinuron	■	■			■
Nicosulfuron	■	■			■
Nitrobenzen					■
Omethoat	■	■			■
Parathion-ethyl	■	■	■	■	■
Parathion-methyl	■	■	■	■	■
PCB 101	■				
PCB 138	■				
PCB 153	■				
PCB 180	■				
PCB 28	■				
PCB 52	■				
Phenanthren	■	■	■	■	■
Phoxim	■	■			■
Picolinafen	■	■	■	■	■
Pirimicarb	■	■	■	■	■
Prometryn	■	■	■	■	■
Propiconazol	■	■	■	■	■
Selen	■	■	■	■	■
Silber	■	■	■	■	■
Sulcotrion	■	■			
Terbutylazin	■	■	■	■	■
Thallium	■	■	■	■	■
Triclosan	■	■	■	■	■
Triphenylzinn-Kation	■	■			
Zink	■	■			

Mit Ausnahme des Halbendorfer Sees (9) im Jahr 2009 und des Olbausees (1) wurden die UQN aller analysierten Parameter der flussgebietspezifischen Schadstoffe an den vier untersuchten Bergbaufolgeseen im Zeitraum von 2009 bis 2018 eingehalten, sowohl hinsichtlich der Jahresdurchschnittskonzentrationen (JD) als auch der zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK). Für den Parameter Silber (gelöster Anteil) lag die Bestimmungsgrenze der Analysen (0,10 µg/L) höher als der JD-UQN (0,02 µg/L).

Am **Halbendorfer See** (9) zeigten sich im Jahr 2009 Überschreitungen der UQN für Triclosan und Arsen. Bei nachfolgenden Untersuchungen dieser Parameter (Arsen 2014 und 2016, Triclosan 2010 und 2011) wurden die UQN eingehalten.

Für den **Olbausee** (1) zeigten sich im Bewirtschaftungszeitraum von 2009 bis 2015 Überschreitungen der UQN für den Schadstoff Dibutylzinn-Kation, welche zu einer Abwertung der Gesamtbewertung des ökologischen Potentials im Bewirtschaftungsplan auf „mäßig“ führten.

Die Bewertung der flussgebietspezifischen Schadstoffe erfolgte nach den Vorgaben der damals gültigen OGeWV von 2011. In der aktuell gültigen Fassung der OGeWV von 2016 ist Dibutylzinn nicht mehr enthalten.

5.5 Gesamtbewertung des ökologischen Potentials

Die Gesamtbewertung des ökologischen Potentials der Bergbaufolgeseen ergibt sich aus der biologischen Qualitätskomponente mit dem schlechtesten Bewertungsergebnis (vgl. Abschnitt 3.2.1) oder aufgrund einer Abwertung bei Überschreitungen von UQN der flussgebietspezifischen Schadstoffe nach Anlage 6 der OGeWV (2016).

Für 21 Bergbaufolgeseen im Untersuchungsraum konnte das ökologische Potential bewertet werden (Tabelle 19), was bei den meisten Seen auf der Bewertung des Phytoplanktons beruht. Die Einschränkungen der Bewertungssicherheit (siehe Status der Bewertung) ergeben sich aus der zum Teil stark von der Methodik der EG-WRRL abweichenden Anzahl der Untersuchungen pro Jahr. An vier Bergbaufolgeseen wurde im letzten Bewirtschaftungszeitraum auch das ökologische Potential von Makrophyten/Phytobenthos bewertet. Flussgebietspezifische Schadstoffe wurden an fünf Bergbaufolgeseen untersucht.

Tabelle 19: Bewertung des ökologischen Potentials der Bergbaufolgeseen.

Nr.	Gewässer- bezeichnung	ÖPK Phyto- plankton	ÖPK Makro- phyten/ Phyto- benthos	Flussgebiets- spezifische Schadstoffe (UQN)	ÖPK gesamt	Status der Bewertung
1	Olbasee	gut und besser	n.b.	eingehalten	gut und besser	gesichert
2	Bärwalder See	gut und besser	n.b.	n.a.	gut und besser	nicht gesichert
3	Silbersee – Lohsa I	unbefrie- digend	mäßig (2009)	eingehalten	unbefrie- digend	gesichert
4	Morkasee - Lohsa I	unbefrie- digend	gut und besser (2009)	eingehalten	unbefrie- digend	gesichert
5	Dreiweiberner See	gut und besser	gut und besser (2010)	n.a.	gut und besser	gesichert
6	SB Lohsa II	gut und besser	n.b.	n.a.	gut und besser	nicht gesichert
7	Scheibe-See	gut und besser	n.b.	n.a.	gut und besser	nicht gesichert
8	Bernsteinsee	gut und besser	n.b.	n.a.	gut und besser	nicht gesichert
9	Halbendorfer See	gut und besser	n.b.	eingehalten	gut und besser	gesichert
10	Altdöberner See	(gut und besser)	n.b.	n.a.	(gut und besser)	orientierende Einstufung
11	Gräbendorfer See	(gut und besser)	n.b.	n.a.	(gut und besser)	orientierende Einstufung
14	Schönfelder See	(gut und besser)	n.b.	n.a.	(gut und besser)	orientierende Einstufung
15	Drehnaer See	(gut und besser)	n.b.	n.a.	(gut und besser)	orientierende Einstufung
18	Stoßdorfer See	(gut und besser)	n.b.	n.a.	(gut und besser)	orientierende Einstufung

Nr.	Gewässerbezeichnung	ÖPK Phytoplankton	ÖPK Makrophyten/Phytobenthos	Flussgebiets-spezifische Schadstoffe (UQN)	ÖPK gesamt	Status der Bewertung
19	Knappensee	gut und besser	unbefriedigend (2012)	eingehalten	unbefriedigend	gesichert
20	Graureihersee	gut und besser	n.b.	n.a.	gut und besser	nicht gesichert
22	Erika-See	gut und besser	n.b.	n.a.	gut und besser	nicht gesichert
28	Geierswalder See	gut und besser	n.b.	n.a.	gut und besser	nicht gesichert
30	Senftenberger See	gut und besser	n.b.	n.a.	gut und besser	nicht gesichert
35	Heye Nordfeld-Hauptbecken	(gut und besser)	n.b.	n.a.	(gut und besser)	orientierende Einstufung
39	Grünewalder Lauch Ostfeld	(mäßig)	n.b.	n.a.	(mäßig)	orientierende Einstufung

n.a. – nicht analysiert

n.b. – nicht bewertet

Das ökologische Potential wurde an 17 Bergbaufolgeseen mit „gut und besser“ bewertet. Mit der Potentialklasse „mäßig“ wurde ein Bergbaufolgensee bewertet. An drei Seen ergab die Bewertung eine „unbefriedigende“ ökologische Potentialklasse, wobei diese Gesamtbewertung an einem See (Knappensee) durch die Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten/Phytobenthos zustande kam. Die Bewertungen waren insgesamt nur an vier Bergbaufolgeseen gesichert, da dort die erforderliche Anzahl von sechs Untersuchungen des Phytoplanktons im Jahr eingehalten wurde. Zehn Bewertungen gelten infolge von vier Untersuchungen im Jahr als nicht gesichert. Auf der Basis von einer Phytoplanktonuntersuchung im Jahr wurde an sechs Bergbaufolgeseen unter der im Abschnitt 4.3 beschriebenen Vorgehensweise eine orientierende Einstufung des ökologischen Potentials vorgenommen.

6 Auswirkungen bergbaulicher Maßnahmen auf das ökologische Potential

6.1 Übersicht

Die Auswirkungen von bergbaulichen Maßnahmen mit Gewässerbezug wurden für solche Maßnahmen betrachtet, die deutliche Veränderungen der Wasserbeschaffenheit und somit des Phytoplanktons verursachen bzw. verursachen könnten. Zum Einsatz kamen im Untersuchungszeitraum von 2009 bis 2018 die chemische Neutralisation, die Einspülung von Eisenhydroxidschlamm (EHS) und die Fremdf lutung mit Wasser aus Fließgewässern, siehe Tabelle 20. An neun Seen im Einzugsgebiet der Spree und an vier Seen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster fanden im Untersuchungszeitraum bergbaulichen Maßnahmen statt.

Tabelle 20: Übersicht über bergbauliche Maßnahmen im Untersuchungsgebiet.

Nr.	Seebezeichnung	Seetyp	Maßnahme	Bewertung des Phytoplanktons [Jahr]
<i>Einzugsgebiet Spree</i>				
2	Bärwalder See	13k	Nachsorge durch Fremdf lutung	2018

Nr.	Seebezeichnung	Seetyp	Maßnahme	Bewertung des Phytoplanktons [Jahr]
5	Dreiweiberner See	13k	Nachsorge durch Fremdflutung	2018
6	Speicherbecken Lohsa II	13k	Neutralisation Nachsorge durch Fremdflutung	2018
7	Scheibe-See	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum	2019
8	Bernsteinsee	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum	2018
13	Bischdorfer See	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum	nicht möglich
15	Drehnaer See	13k	(EHS-Einspülung vor Beginn des Untersuchungszeitraumes), Neutralisation	2019
16	Schlabendorfer See	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum	nicht möglich
17	Lichtenauer See	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum	nicht möglich
<i>Einzugsgebiet Schwarze Elster</i>				
23	Spreetaler See	13k	EHS-Einspülung	nicht möglich
27	Partwitzer See	13k	Neutralisation im Untersuchungszeitraum	nicht möglich
28	Geierswalder See	13k	Neutralisation, Nachsorge durch Fremdflutung	2019
29	Sedlitzer See	13k	EHS-Einspülung	nicht möglich

6.2 Flutung und Bewirtschaftung

6.2.1 Überblick

Mit einer frühzeitig einsetzenden und möglichst kontinuierlichen Flutung mit neutralem und gut gepuffertem Flusswasser kann eine günstige Wasserbeschaffenheit ohne chemische Konditionierungsmaßnahmen erreicht werden, LMBV (2020a). Im EZG Spree wurden im Untersuchungszeitraum der Bärwalder See (2), der Dreiweiberner See (5) und das SB Lohsa II (6) mit Flusswasser als Nachsorgemaßnahme geflutet. Im EZG der Schwarzen Elster wurde der Geierswalder See (28) im Sinne einer Nachsorgemaßnahme mit Flusswasser gespült. Die Bewertung des Phytoplanktons ergab an diesen vier Seen aktuell jeweils die ökologische Potentialklasse „gut und besser“, vgl. Tabelle 12 und Tabelle 13.

6.2.2 Einzugsgebiet der Spree

Die Flutung des **Bärwalder Sees** (2) erfolgte zwischen 1997 und 2010, seitdem erfolgt die Bewirtschaftung des Speichers mit Wasser aus der Spree und aus dem oberirdischen Einzugsgebiet (Dürrbacher Fließ und Schulenburgkanal). Das ökologische Potential des Phytoplanktons konnte erstmals bereits im Jahr 2010 bewertet werden, siehe Tabelle 21. Seitdem ergab sich für das Phytoplankton eine stabile Bewertung mit der Potentialklasse „gut und besser“, wobei die Bewertungen aufgrund der lediglich vier Untersuchungstermine pro Jahr nicht abgesichert waren.

Tabelle 21: Bewertungsergebnisse des Phytoplanktons im Bärwalder See sowie Entwicklung des Trophieindex nach LAWA (2014) von 2010 bis 2018.

Jahr	PSI	ÖPK	Status	Trophieindex	Trophie-einstufung
2010	1,15	gut und besser	nicht gesichert	1,15	oligotroph
2011	0,99	gut und besser	nicht gesichert	1,38	oligotroph
2012	1,19	gut und besser	nicht gesichert	1,61	mesotroph 1
2013	2,03	gut und besser	nicht gesichert	1,94	mesotroph 1
2015	0,70	gut und besser	nicht gesichert	---	---
2016	1,59	gut und besser	nicht gesichert	1,50	oligotroph
2017	0,77	gut und besser	nicht gesichert	1,32	oligotroph
2018	1,26	gut und besser	nicht gesichert	1,47	oligotroph

Die Referenztrophie des Bärwalder Sees (2) liegt im oligotrophen bis mesotrophen Bereich, der Trophieindex sollte < 1,75 sein. Bis 2018 lag die Trophie des Bärwalder Sees im oligotrophen Bereich. Ein nachteiliger Einfluss auf die Seewasserbeschaffenheit durch einen erhöhten Nährstoffeintrag aus dem Flusswasser konnte anhand der vorliegenden Daten nicht gezeigt werden. Auch die Speichernutzung wirkte sich im Untersuchungszeitraum nicht nachteilig auf das Phytoplankton aus.

Der **Dreiweiberner See** (5) wurde zwischen 1996 und 2002 geflutet. Seitdem erfolgt die Bewirtschaftung mit Wasser aus der Kleinen Spree. Die Bewertung des Phytoplanktons im Untersuchungszeitraum ist in der Tabelle 22 dargestellt.

Tabelle 22: Bewertungsergebnisse des Phytoplanktons im Dreiweiberner See sowie Entwicklung des Trophie-Index nach LAWA (2014) von 2009 bis 2018.

Jahr	PSI	ÖPK	Status	Trophie-Index	Trophie-einstufung
2009	0,71	gut und besser	nicht gesichert	1,46	oligotroph
2010	1,34	gut und besser	nicht gesichert	1,68	mesotroph 1
2011	1,19	gut und besser	nicht gesichert	1,50	oligotroph
2012	0,90	gut und besser	nicht gesichert	1,68	mesotroph 1
2016	0,65	gut und besser	nicht gesichert	1,30	oligotroph
2017	1,30	gut und besser	nicht gesichert	1,50	oligotroph
2018	1,01	gut und besser	nicht gesichert	1,49	oligotroph

Zwischen 2009 und 2018 lagen die pH-Werte im Dreiweiberner See konstant im neutralen Bereich. Das ökologische Potential wurde in den Jahren 2009 bis 2012 und 2016 bis 2018 jeweils mit „gut und besser“ bewertet. Es fanden jeweils vier Untersuchungen pro Jahr statt, so dass eine ungesicherte Bewertung erfolgte. In den Jahren 2014 und 2015 fanden keine bzw. lediglich zwei Untersuchungen des Phytoplanktons statt. Die Referenztrophie für den Seetyp 13 liegt im oligotrophen bis mesotrophen Bereich unter 1,75. Die Trophie-Indizes lagen im Untersuchungszeitraum im Bereich der Referenztrophie. Ein Trend zur Trophieerhöhung zeigte sich nicht.

Im **Speicherbecken Lohsa II** (6) wird seit der Initialneutralisation 2015, vorrangig durch Spülung mit Flusswasser aus der Spree, eine Rückversauerung verhindert. Außerdem wird Lohsa II auch als Speicher mit einer Speicherkapazität von 37 Mio. m³ genutzt. Dieser Bergbaufolgensee wurde hinsichtlich der Auswirkungen der chemischen Neutralisation bereits detailliert betrachtet, vgl. Abschnitt 6.2. Nachteilige Auswirkungen der Spülung mit Fluss-

wasser bzw. der Speichernutzung auf das ökologische Potential oder auf den trophischen Zustand des Sees sind anhand der vorliegenden Daten nicht erkennbar, siehe Bild 10. Obwohl die Initialneutralisation erst 2015 erfolgte, kam bereits im Jahr 2017 eine ausreichende Anzahl von Indikatorarten für eine Bewertung vor. Die schnelle Besiedlung wird auf den Eintrag von Organismen mit dem Flusswasser zurückgeführt.

6.2.3 Einzugsgebiet der Schwarzen Elster

Der **Geierswalder See** wurde zwischen 2004 und 2013 geflutet und wird seitdem mit Wasser aus der Schwarzen Elster gespült. Nach Erreichen des Endwasserstandes wurden Maßnahmen zur chemischen Neutralisation durchgeführt, siehe Bild 18. Im Jahr 2019 konnte das ökologische Potential des Phytoplanktons erstmals nach der Methode der EG-WRRL bewertet werden und ergab die Potentialklasse „gut und besser“, siehe Tabelle 23.

Tabelle 23: Bewertungsergebnis Phytoplankton Geierswalder See sowie Trophieindex nach LAWA (2014) für 2019.

Jahr	PSI	ÖPK	Status	Trophieindex	Trophie-einstufung
2019	0,86	gut und besser	nicht gesichert	1,29 (2017)	oligotroph (2017)

Wie im Abschnitt 6.1 dargelegt, zeigte die Nachsorgeflutung bis 2018 keine nachteiligen Auswirkungen auf das Phytoplankton. Der Trophieindex war nach der Neutralisation im Jahr 2017 etwas geringer als vor der Neutralisation im Jahr 2013 und lag in den Jahren 2016 und 2017 jeweils im oligotrophen Bereich.

6.2.4 Fazit

Grundsätzlich führt die Nachsorgemaßnahme der Spülung mit Flusswasser nach einer Inlake-Neutralisation zu einer schnelleren Etablierung einer stabilen Phytoplanktongemeinschaft. Durch die gegenüber Seen ohne Spülung schneller zunehmende Pufferkapazität weist der pH-Wert geringere Schwankungen auf, was für eine stabile Besiedlung förderlich ist. Außerdem erfolgt über das Flusswasser auch ein Zustrom von Organismen, die an der schnelleren Erstbesiedlung beteiligt sind. Eine Zunahme der Trophie in diesen Seen ist vorrangig abhängig von der Nährstoffsituation des Flusswassers und der Menge des zugeführten Wassers. An den drei Bergbaufolgeseen, an denen aktuell die Nachsorge mittels Fremdflutung durchgeführt wird, lagen 2017 bzw. 2018 die Trophie-Indizes im oligotrophen Bereich und waren jeweils niedriger als die Referenztrophie. Das Phytoplankton wies das ökologische Potential „gut und besser“ auf. In allen drei Bergbaufolgeseen sollte künftig das Monitoring fortgesetzt werden, um eine eventuelle Eutrophierung frühzeitig zu erkennen und rechtzeitig Gegenmaßnahmen ergreifen zu können, bevor eine Verschlechterung der Potentialklasse des Phytoplanktons eintritt.

Die gleichzeitige Speichernutzung kann zu einem erhöhten Nährstoffeintrag führen, wenn große Mengen Flusswasser mit hohem Nährstoffgehalt zugeführt werden. Die schwankenden Wasserstände haben nachteilige Auswirkungen auf die Ufer- und Litoralbesiedlung, da sich dort keine stabile Besiedlung etablieren kann. Für Speicher mit größeren Wasserstandsschwankungen finden analog zu Talsperren die Verfahren zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten/Phytobenthos und Makrozoobenthos keine Anwendung, LAWA (2017).

6.3 Neutralisation

6.3.1 Überblick

Im Untersuchungszeitraum fanden an neun Bergbaufolgeseen Maßnahmen der chemischen Neutralisation statt, die in der Tabelle 24 detailliert hinsichtlich der Zeiträume und der Art ihrer Ausführung dargestellt sind.

Tabelle 24: Übersicht über Bergbaufolgeseen mit Maßnahmen zur Neutralisation.

Nr.	Seebezeichnung	Seetyp	Initial-neutralisation	Nachsorge-behandlungen	Art der Anlage
6	SB Lohsa II	13k	11/2015	11/2020	mobil
7	Scheibe-See	13k	09/2011	05/2014 10/2015 ff.	Stationär mit GSD-Anlage und CO ₂ -Einsatz
8	Bernsteinsee	13k	03/2009	ab 2018	Stationär mit GSD-Anlage
13	Bischdorfer See	13k	08/2015	06/2017 05/2019 ff.	mobil
15	Drehnaer See	13k	12/2013	05/2014 08/2014 08/2015 09/2015 04/2016 08/2016 10/2017 11/2017 09/2018 20/2019 ff.	Mobil mit CO ₂ -Einsatz
16	Schlabendorfer See	13k	08/2013	kontinuierlich	mobil
17	Lichtenauer See	13k	04/2012	11/2012 04/2013 10/2015 11/2017 ff.	Mobil mit CO ₂ -Einsatz
27	Partwitzer See	13k	11/2016- 11/2017	04/2018 10/2018 ff.	mobil
28	Geierswalder See	13k	05/2013	11/2013 03/2014 12/2014 03/2015 11/2015 ff.	mobil

6.3.2 Einzugsgebiet der Spree

Das **Speicherbecken Lohsa II** (6) wurde 2015 erstmalig neutralisiert. Gleichzeitig erfolgt seitdem eine Nachsorgeflutung mit Wasser aus der Spree und aus der Kleinen Spree über den Dreiweiber See. Bereits seit dem Jahr 2017 kann das ökologische Potential des Phytoplanktons im SB Lohsa II bewertet werden, siehe Tabelle 25.

Bis zur Initialneutralisation war die Wasserbeschaffenheit im Speicherbecken Lohsa II von niedrigen pH-Werten und hohen Eisenkonzentrationen geprägt. Bis zu diesem Zeitpunkt zeigte das Phytoplankton eine für saure Seen typische Artengemeinschaft mit geringer Taxazahl und in einzelnen Jahren hohen Biovolumina, siehe Bild 10. Infolge der Neutralisation und der anschließenden Spülung mit Flusswasser der Spree stieg die mittlere Taxazahl bereits ab 2016 deutlich an und lag ab 2017 bei über 20 Arten. Der trophische Status lag 2016 und 2017 mit Indexwerten von 1,1 und 1,4 im oligotrophen Bereich. Im Jahr 2018 wurde die Trophie mit einem Indexwert von 1,5 in den mesotrophen Bereich eingestuft. Die Referenztrophie für den zugewiesenen Seetyp 13k liegt im oligo- bis mesotrophen Bereich bei einem Trophie-Index < 1,75.

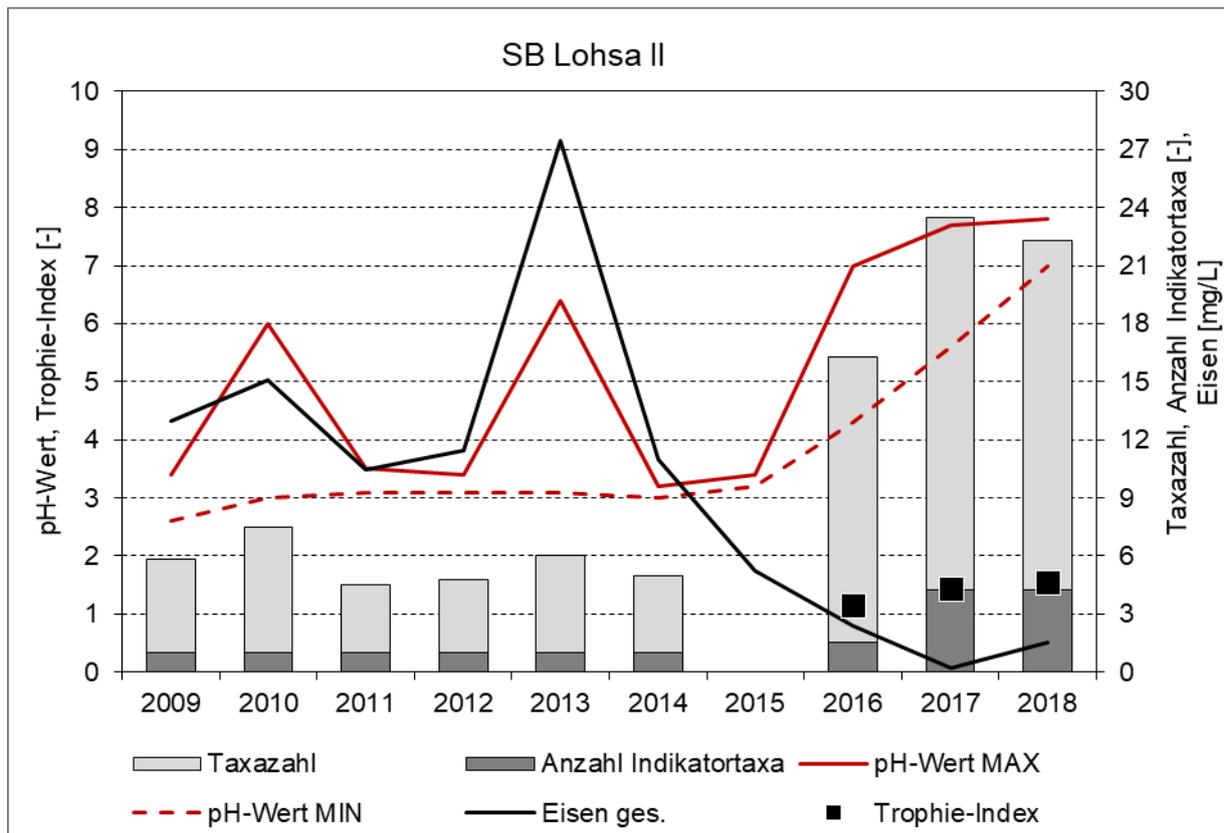


Bild 10: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Speicherbecken Lohsa II.

Während im Jahr 2017 nur an einer Messstelle die ausreichende Anzahl von Indikatortaxa für eine Bewertung gegeben war, ergab sich im Jahr 2018 eine Gesamtbewertung für den See aus allen vier Seemessstellen, siehe Tabelle 25. Das ökologische Potential wurde mit „gut und besser“ eingestuft, wobei die Bewertung aufgrund von vier Untersuchungen nicht abgesichert war.

Tabelle 25: Bewertungsergebnisse PhytoSee im SB Lohsa II.

Jahr	Anzahl der Messstellen	Anzahl der Untersuchungen	PSI	Ökologische Potentialklasse	Status der Bewertung
2017	1	4	0,9	gut und besser	nicht gesichert
2018	4	4	1,4	gut und besser	nicht gesichert

Ab September 2011 wurde im **Scheibe-See** (7) die Initialneutralisation durchgeführt. Anschließend erfolgten zwei Nachsorgebehandlungen. Der ursprünglich saure Zustand ($\text{pH} < 3$) wurde durch die Maßnahme in den neutralen Zustand versetzt, siehe Bild 11. Seit 2016 lag der pH-Wert dauerhaft über $\text{pH} \approx 6$. Durch die Initialneutralisation konnte die Eisenkonzentration von fast 30 mg/L auf unter 1 mg/L verringert werden. Der Trophie-Index konnte ab 2016 bewertet werden und lag bis 2018 mit Indexwerten zwischen 0,9 und 1,2 im oligotrophen Bereich. Die Referenztrophie für den Seetyp 13k liegt bei 1,75. Die Anzahl der Phytoplanktonarten stieg erst ab 2016 als Folge des dauerhaft neutralen pH-Wertes deutlich an. Auch die Zahl der Indikatortaxa des zugewiesenen Seetyps stieg ab 2016 langsam an.

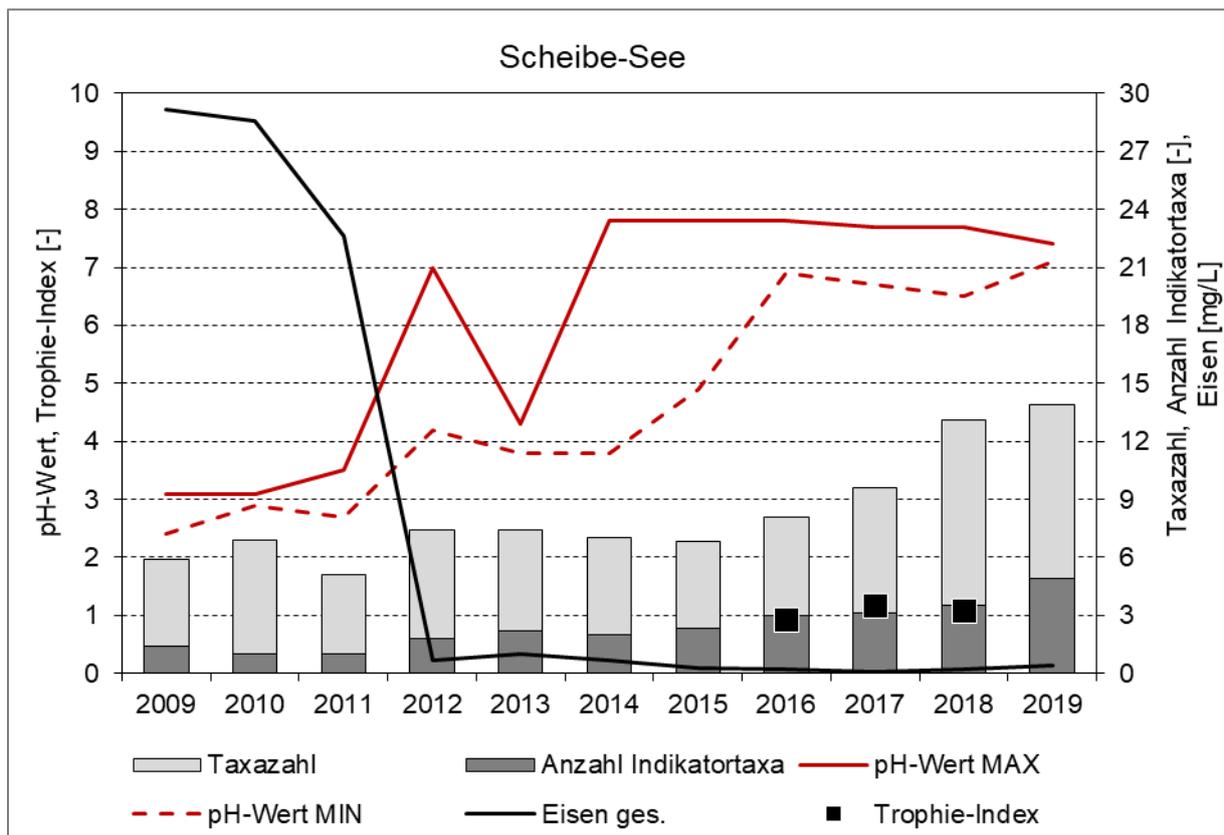


Bild 11: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Scheibe-See.

Im Jahr 2019 konnte erstmals das ökologische Potential des Scheibe-Sees bewertet werden, da ausreichend Indikatortaxa für eine Bewertung auftraten, siehe Tabelle 26. Das Phytoplankton des Scheibe-Sees wies die Potentialklasse „gut und besser“ auf, wobei die Bewertung aufgrund von lediglich vier Untersuchungen nicht gesichert war.

Tabelle 26: Bewertungsergebnisse PhytoSee im Scheibe-See.

Jahr	Anzahl der Messstellen	Anzahl der Untersuchungen	PSI	Ökologische Potentialklasse	Status der Bewertung
2019	2	4	0,9	gut und besser	nicht gesichert

Im **Bernsteinsee** (8) wurde im Jahr 2009 die Initialneutralisation durchgeführt. Das Jahr 2010 ausgenommen, traten in den Folgejahren bis 2018 im Bernsteinsee pH-Werte unter 6 auf, siehe Bild 12. Die Konzentration an Gesamteisen wurde durch die Initialneutralisation deutlich gesenkt, die Pufferkapazität veränderte sich im Vergleich der Jahre 2010 und 2018 jedoch nicht. Die Artenzahl des Phytoplanktons und die Anzahl der Indikatortaxa für den

Seetyp 13k stiegen im Folgejahr nach der Initialneutralisation zunächst deutlich an. Nachfolgend verringerten sie sich zwischen 2010 und 2015 schrittweise, da in diesen Jahren pH-Werte $\text{pH} \leq 5$ auftraten. Ab 2016 wurden die pH-Werte im neutralen Bereich stabilisiert, was zu einer Zunahme der Anzahl der Indikatorarttaxa und der Artenzahl führte. Die Trophie des Bernsteinsees lag seit 2016 mit Indexwerten zwischen 1,5 und 1,6 im Bereich mesotroph 1. Die Referenztrophie liegt bei $< 1,75$.

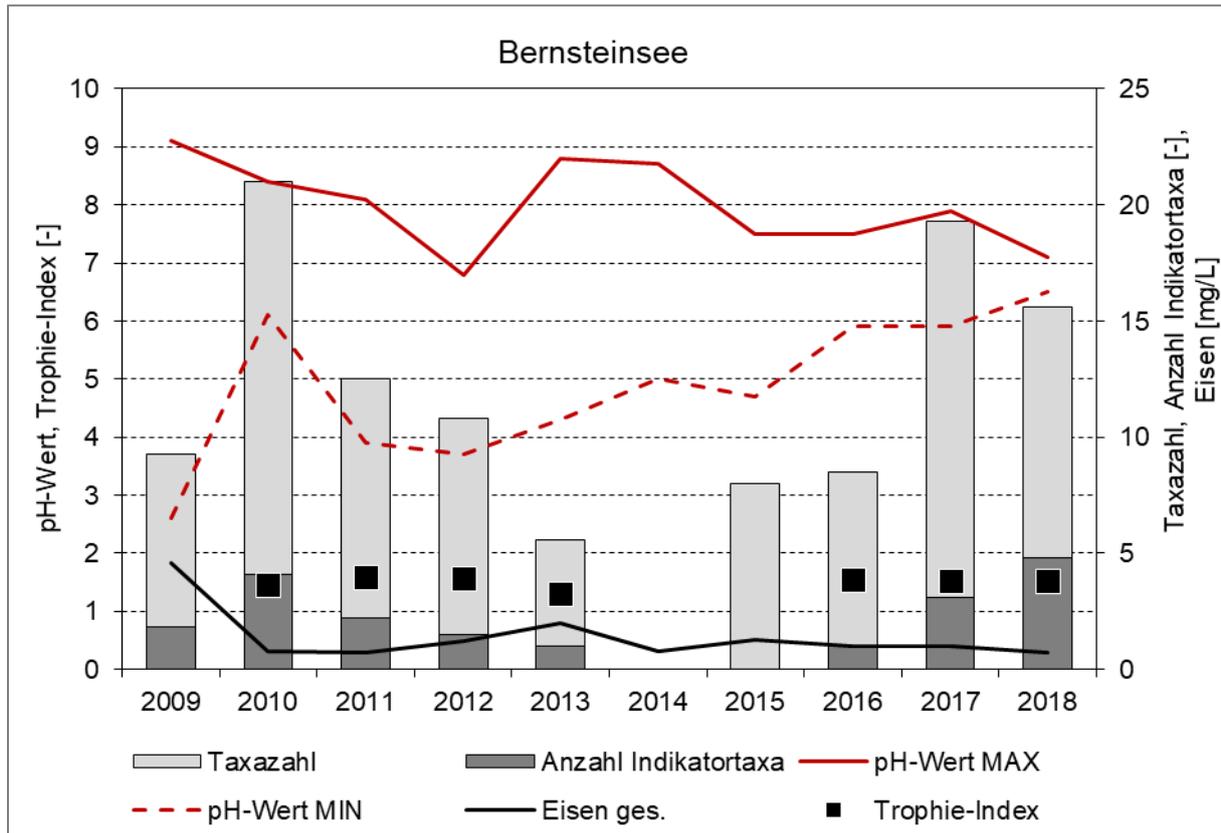


Bild 12: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Bernsteinsee.

Die Bewertung des ökologischen Potentials im Bernsteinsee konnte für die Jahre 2010 und 2018 erfolgen, siehe Tabelle 27. In diesen beiden Jahren wurde das Phytoplankton jeweils mit der Potentialklasse „gut und besser“ bewertet.

Tabelle 27: Bewertungsergebnisse PhytoSee im Bernsteinsee.

Jahr	Anzahl der Messstellen	Anzahl der Untersuchungen	PSI	Ökologische Potentialklasse	Status der Bewertung
2010	1	6	1,12	gut und besser	gesichert
2018	2	4	0,98	gut und besser	nicht gesichert

Der **Bischdorfer See** (13) wurde im Jahr 2015 initial neutralisiert, nachdem in den Vorjahren eine Versauerung erfolgte. Von 2009 bis 2015 sank der pH-Wert stetig und erreichte 2015 den Bereich von $\text{pH} < 6$, siehe Bild 13. Das Phytoplankton reagierte auf die Versauerung mit einer Abnahme der Taxazahl und mit dem Rückgang der Indikatorarten.

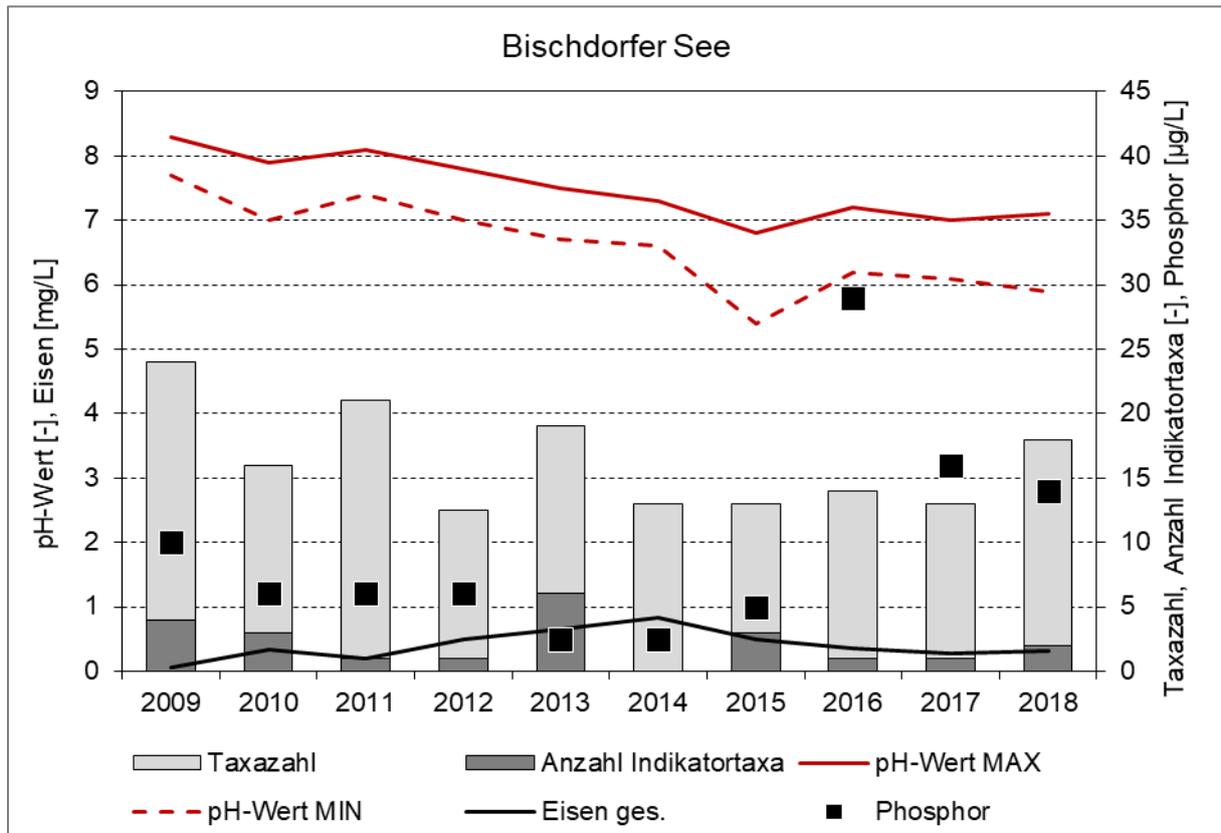


Bild 13: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Bischofsee.

Das ökologische Potential des Bischofsees (13) konnte vor der Neutralisation bewertet werden, siehe Tabelle 28. In beiden Jahren erfolgte eine Bewertung mit der Potentialklasse „gut und besser“. Im Zeitraum ab 2014 gingen Taxazahl und Anzahl der Indikatorarten deutlich zurück und veränderten sich bis 2017 nur sehr geringfügig, vgl. Bild 13. Im Jahr 2018 stieg die Artenzahl gegenüber den Vorjahren seit der Neutralisation an. Es ist anzunehmen, dass sich in den folgenden Jahren die Taxazahl und auch die Anzahl der Indikatorarten weiter erhöhen werden, so dass eine Bewertung des ökologischen Potentials fünf Jahre nach der Neutralisation möglich wird.

Tabelle 28: Bewertungsergebnisse PhytoSee im Bischofsee.

Jahr	Anzahl der Messstellen	Anzahl der Untersuchungen	PSI	Ökologische Potentialklasse	Status der Bewertung
2009	1	1	0,94	gut und besser	orientierende Einstufung
2013	1	1	0,5	gut und besser	orientierende Einstufung

Im **Drehnaer See** (15) wird seit der Initialneutralisation im Dezember 2013 ein- bis zweimal jährlich eine Nachsorgebehandlung durchgeführt. Zwischen 2014 und 2016 wurde die Anlage um einen High-Density-Hydrogencarbonat-Reaktor ergänzt, der durch den Eintrag von CO₂ zusätzlich die Pufferkapazität des Gewässers erhöht. Dabei stieg der pH-Wert nach der Initialneutralisation aus dem Bereich pH < 3 ab 2016 dauerhaft in den neutralen Bereich an, siehe Bild 14. Die Eisenkonzentration verringerte sich durch die Initialneutralisation von ca. 30 mg/L auf ca. 1 mg/L. Ebenso gingen die Ammonium-, die Aluminium- und die Mangankonzentration deutlich zurück.

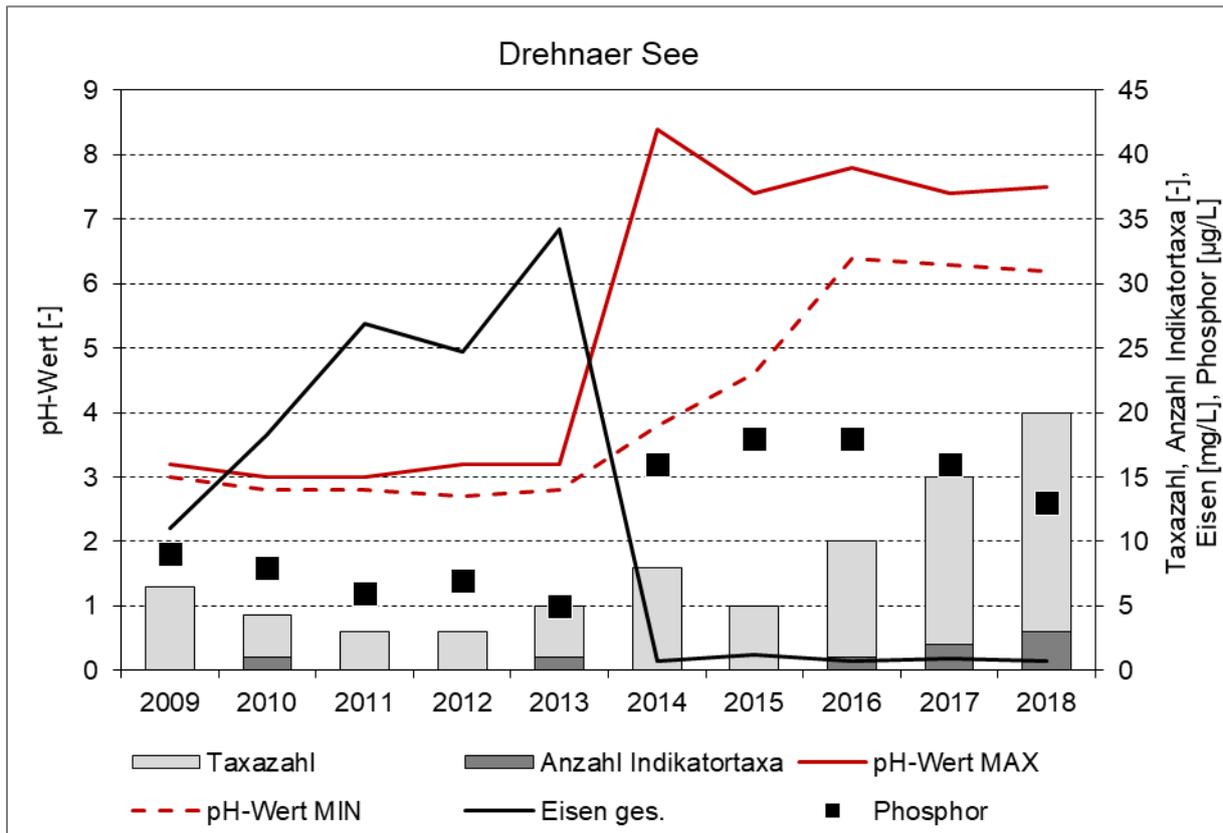


Bild 14: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Drehnaer See.

Bis zur Neutralisation des Drehnaer Sees war die Biozönose des Phytoplanktons von den charakteristischen Arten saurer Seen *Ochromonas* sp. und *Chlamydomonas* sp. dominiert. Die Anzahl der Indikatorarten für den Seetyp 13k und die Gesamtartenzahl stiegen ab 2016 stetig an. Im Jahr 2019 konnte das ökologische Potential des Phytoplanktons erstmals bewertet werden, da genug Indikatorarten vorkamen, siehe Tabelle 29. Das Phytoplankton wurde orientierend mit der Potentialklasse „gut und besser“ eingestuft. Es wurde lediglich eine Untersuchung im Sommer durchgeführt.

Tabelle 29: Bewertungsergebnisse PhytoSee im Drehnaer See.

Jahr	Anzahl der Messstellen	Anzahl der Untersuchungen	PSI	Ökologische Potentialklasse	Status der Bewertung
2019	1	1	0,61	gut und besser	orientierende Einstufung

Der **Schlabendorfer See** (16) wurde im August 2013 erstmalig neutralisiert. Aufgrund des permanent hohen Säureeintrags sind seitdem kontinuierliche Nachsorgebehandlungen erforderlich, vgl. Tabelle 24. Die sehr hohe Eisenbelastung wurde infolge der Neutralisation von ca. 130 auf ca. 1 mg/L gesenkt, siehe Bild 15. Das Phytoplankton wurde seit 2012 einmal jährlich (August bis Oktober) untersucht. Die Artenzahl des Phytoplanktons nahm seit der Initialneutralisation sehr langsam zu, war jedoch im Jahr 2018 mit insgesamt sieben Arten gering.

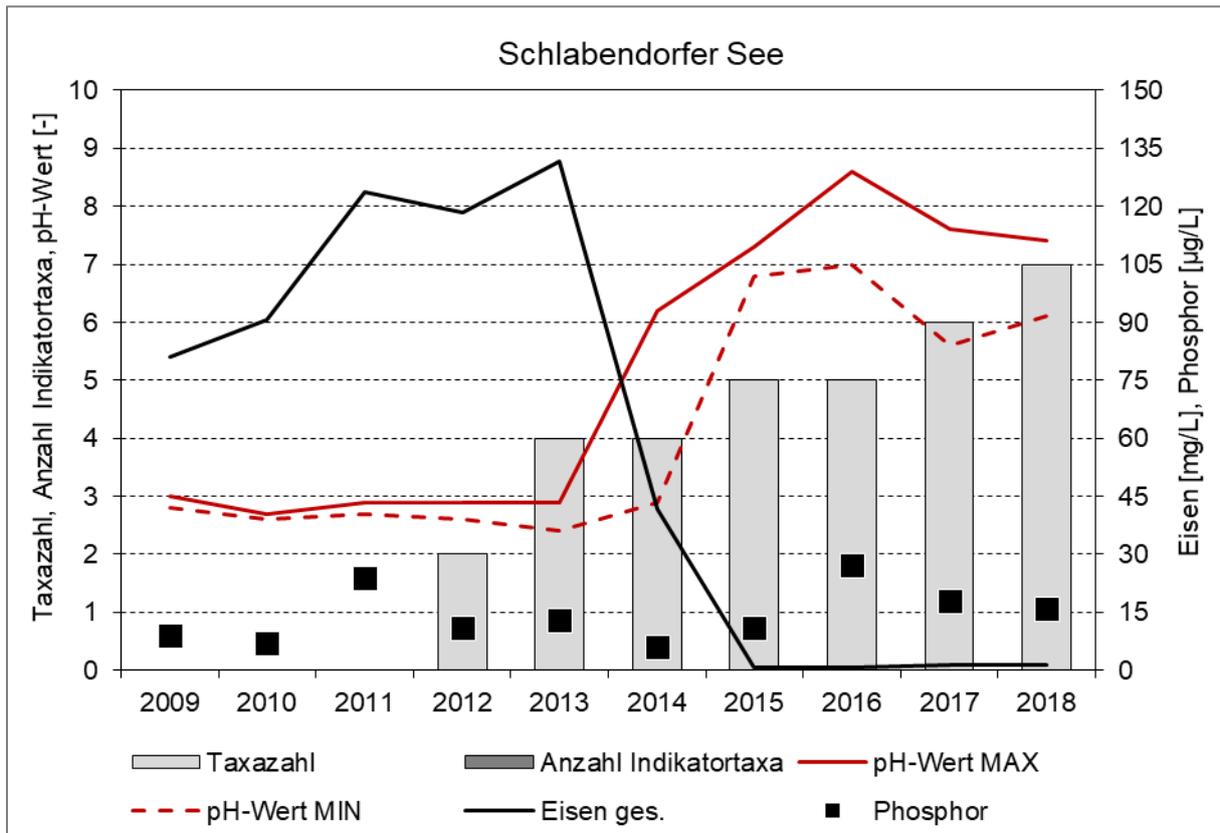


Bild 15: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Schlabendorfer See.

Die Artengemeinschaft des Phytoplanktons im Schlabendorfer See war in den Jahren seit der Initialneutralisation vorrangig geprägt von charakteristischen Arten saurer Seen wie *Peridinium umbonatum* (Dinophyceae), *Cryptomonas* sp. (Cryptophyceae) und *Chlamydomonas* (Chlorophyceae). Weiterhin war auch die Cyanobakterie *Pseudanabaena* sp. (Cyanophyceae) eine stetige Phytoplanktonart im Schlabendorfer See. Auch wenn die gemessenen pH-Werte (vier Termine pro Jahr) im neutralen Bereich liegen, entspricht die Phytoplanktongemeinschaft eher sauren Milieubedingungen. Eine Bewertung des Phytoplanktons war bis zum Jahr 2018 nicht möglich, da keine Indikatorarten des Seetyps 13k auftraten.

Im Jahr 2012 wurde der **Lichtenauer See** (17) mittels eines Inlake-Verfahrens und dem Eintrag von CO₂ neutralisiert. Nachsorgebehandlungen finden in Abständen von ein bis zwei Jahren statt. Auch im Lichtenauer See sanken erwartungsgemäß die Eisenkonzentrationen infolge der Neutralisation, siehe Bild 16. Der niedrigste pH-Wert lag nach der Neutralisation zunächst beständig bei pH > 6, sank im Jahr 2017 jedoch in den Bereich pH < 6. Die Phosphorkonzentration im Epilimnion stieg nach der Neutralisation bis 2016 auf 20 µg/L an und ging in den beiden Folgejahren auf 10 µg/L zurück. Das Phytoplankton des Lichtenauer Sees wurde einmal jährlich an zwei Messstellen untersucht. Die Probenahmen fanden jeweils im August oder im September statt. Die Anzahl der Indikatorarten für den Seetyp 13k bewegte sich seit der Initialneutralisation zwischen 0 und 2. Seit 2015 zeigte sich ein Anstieg der Gesamttaxazahl auf über 10 Arten, blieb bis 2018 im Vergleich zu anderen neutralen Seen jedoch gering.

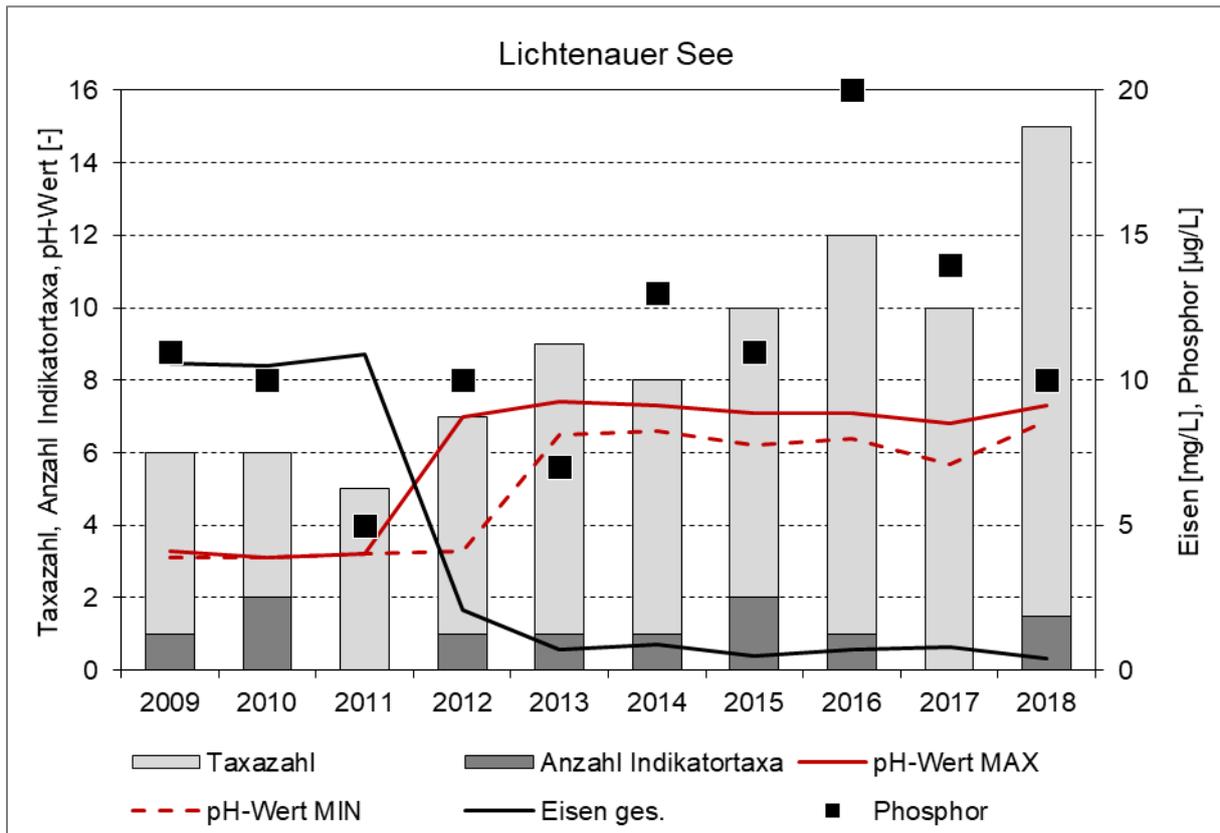


Bild 16: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Lichtenauer See.

Bis zur Initialneutralisation war die Artengemeinschaft von den typischen Arten saurer Seen *Ochromonas* sp. und *Chlamydomonas* sp. dominiert. Infolge der Neutralisation stieg die Artenzahl auf über 10 an. Nach 2015 traten dennoch häufig *Peridinium umbonatum* und *Ochromonas* sp. auf, die beide typische Vertreter saurer Seen sind. Als weitere hinsichtlich der Biomasse dominante Arten bzw. Gruppen wurden Pennales, Chrysoflagellaten, Centrales und Chlorophyceae identifiziert. Hier wirkt sich vermutlich die im Vergleich zur EG-WRRL-Methodik zu geringe Bestimmungstiefe dahingehend aus, dass einzelne Indikatorarten nicht erfasst wurden. Bis zum Jahr 2018 war eine Bewertung des Phytoplanktons im Lichtenauer See nicht möglich, da die für die Bewertung erforderliche Mindestanzahl von Indikatortaxa für den Seetyp 13k nicht erreicht wurde.

6.3.3 Einzugsgebiet der Schwarzen Elster

Im **Partwitzer See** (27) wurde ab November 2016 die Initialneutralisation durchgeführt. Bis zur Neutralisation lagen die pH-Werte im Bereich von $\text{pH} \approx 3$. Durch die Neutralisation stieg der pH-Wert erwartungsgemäß deutlich an. Im Jahr 2018 lag auch der niedrigste pH-Wert im neutralen Bereich, siehe Bild 17. Die hohe Eisenkonzentration konnte durch die Neutralisation von ca. 40 auf unter 1 mg/L verringert werden. Die Phosphorkonzentration im Epilimnion ging nach der Neutralisation etwas zurück und lag im Jahr 2018 bei 11 µg/L. Die pH-neutralen Bedingungen führten im Jahr 2018 zu einem sprunghaften Anstieg der Artenzahl des Phytoplanktons von drei Arten im Vorjahr auf nunmehr acht Arten. Auch die Anzahl der Indikatorarten für den Seetyp 13k nahm etwas zu.

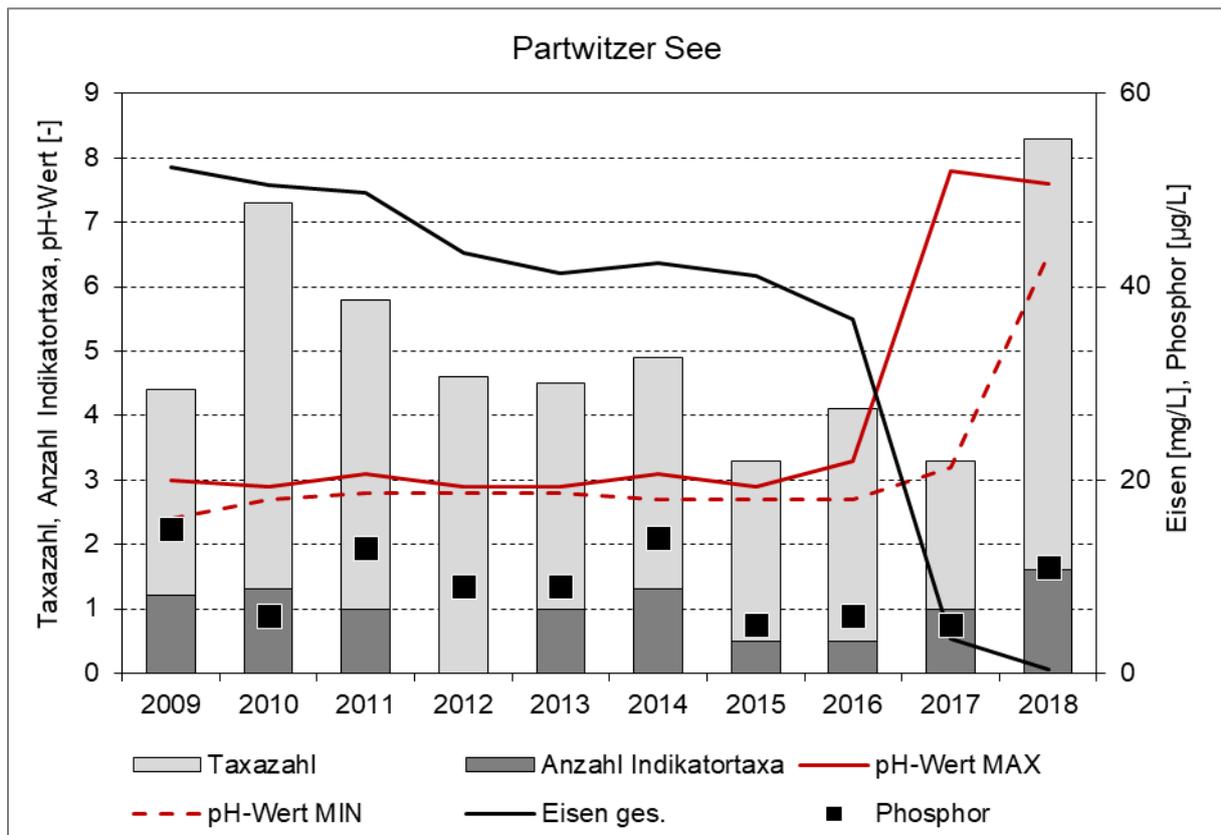


Bild 17: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Partwitzer See.

Wird die Nachsorgebehandlung im Partwitzer See fortgeführt und verbleiben dadurch die pH-Werte im neutralen Bereich, ist in den Jahren nach 2018 ein weiterer Anstieg der Artenzahlen und auch die Zunahme der Indikatorarten für den Seetyp 13k zu erwarten. Bis zum Jahr 2018 war im Partwitzer See keine Bewertung des Phytoplanktons möglich, da die erforderliche Anzahl an Indikatorarttaxa für eine Bewertung nicht erreicht wurde.

Im Mai 2013 wurde die Initialneutralisierung des **Geierswalder Sees** (18) durchgeführt. Seitdem fanden zweimal jährlich Nachsorgebehandlungen statt. Ab 2014 lagen die pH-Werte im Bereich $\text{pH} > 6$, so dass sich in den Folgejahren eine für neutrale Seen typische Artengemeinschaft etablieren konnte, was sich anhand der steigenden Anzahl der Indikatorarten zeigt, siehe Bild 18. Die Trophie lag im oligotrophen Bereich und ging zwischen 2013 und 2018 geringfügig zurück. Im Jahr 2019 konnte das ökologische Potential des Phytoplanktons im Geierswalder See erstmalig bewertet werden, siehe Tabelle 30.

Das ökologische Potential des Phytoplanktons im Geierswalder See wurde 2019 mit der Potentialklasse „gut und besser“ bewertet. Das Bewertungsergebnis war nicht gesichert, da nur vier Untersuchungen stattfanden.

Tabelle 30: Bewertungsergebnisse PhytoSee im Geierswalder See.

Jahr	Anzahl der Messstellen	Anzahl der Untersuchungen	PSI	Ökologische Potentialklasse	Status der Bewertung
2019	1	4	0,86	gut und besser	nicht gesichert

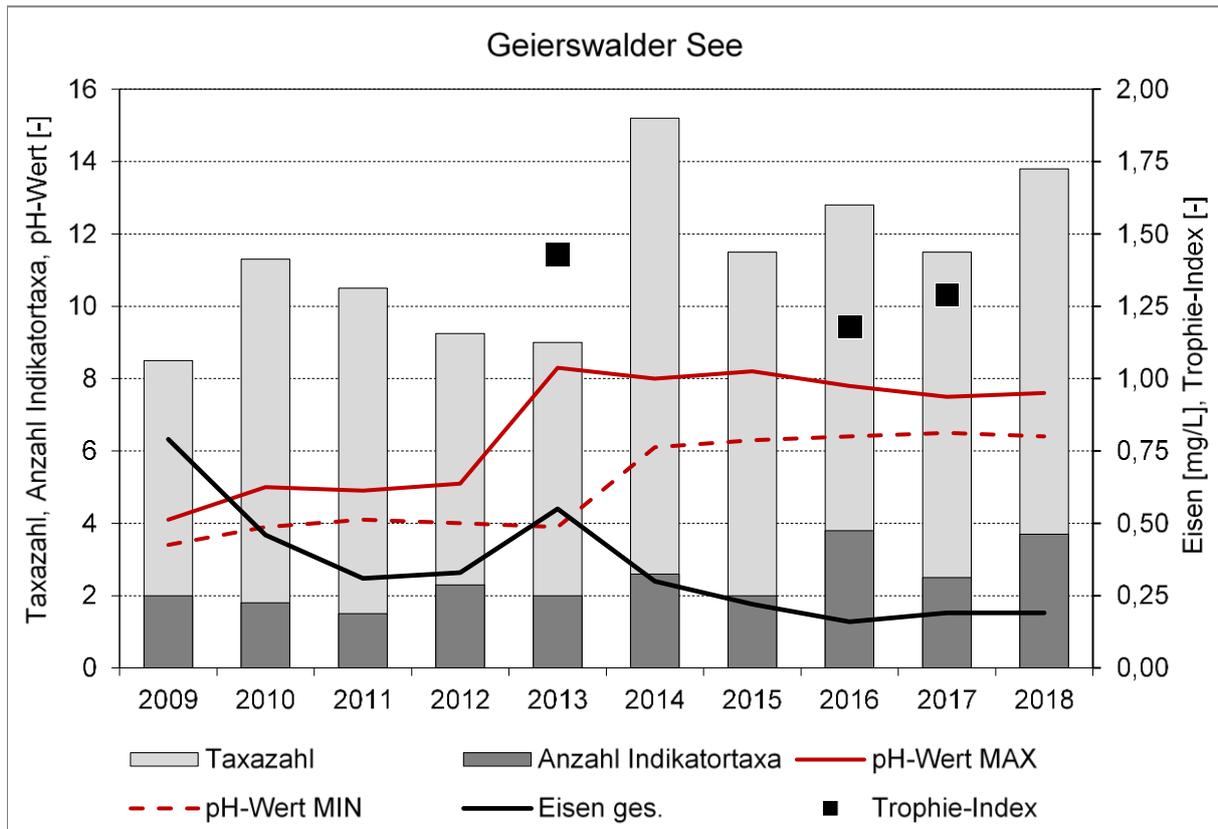


Bild 18: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Geierswalder See.

6.3.4 Fazit

Infolge der Neutralisation kommt es in Bergbaufolgeseen mit neutralem Zielzustand zu einer typspezifischen Entwicklung der Artengemeinschaft und erwartungsgemäß auch zu einer deutlichen Zunahme der Diversität des Phytoplanktons. In den bereits bewertbaren Seen wurde das ökologische Potential des Phytoplanktons mit „gut und besser“ bewertet. Durch die Neutralisation sanken die zum Teil sehr hohen Eisenkonzentrationen drastisch. Der trophische Zustand der betrachteten Bergbaufolgeseen lag, soweit bewertbar, im Bereich der seetypspezifischen Referenztrophie.

Auf regionaler Ebene betrachtet, hat die Neutralisation von Bergbaufolgeseen vorteilhafte Wirkungen auf die im Gewässersystem nachfolgenden Oberflächenwasserkörper. Die zum Schutz von Fließgewässern festgelegten Ausleitparameter für Eisen, Ammonium und den pH-Wert können eingehalten werden, so dass die neutralisierten Bergbaufolgeseen in das bestehende Gewässernetz integriert werden können.

6.4 Einspülung von Eisenhydroxidschlamm

6.4.1 Überblick

Der anfallende EHS aus der Gewässerberäumung, aus Absetzbecken und aus GWRA bzw. GWBA macht die Deponierung der Schlämme zu einem permanenten Aufgabengebiet im Umgang mit den Folgen des Braunkohlenbergbaus. In Tabelle 31 sind die Informationen zu den aktuellen EHS-Einspülungen in die untersuchten Bergbaufolgeseen zusammengestellt.

Tabelle 31: Übersicht Bergbaufolgeseen mit EHS-Einspülung.

Nr.	See-bezeichnung	EHS-Typ	Flutungs-ende	Beginn der Maßnahme	Ende der Maßnahme	Weitere Maßnahmen
<i>Einzugsgebiet Spree</i>						
15	Drehnaer See	Gewässerberäumung (Schrake)	2012	2006	2007	Neutralisation ab 2013
<i>Einzugsgebiet Schwarze Elster</i>						
23	Spreetaler See	aus der GWBA Schwarze Pumpe	offen	1998	Bis dato	---
29	Sedlitzer See	aus der GWRA Rainitz	offen	1998	Bis dato	Neutralisation ab 2020

6.4.2 Einzugsgebiet der Spree

In den **Drehnaer See** (15) wurden in den Jahren 2006 und 2007 EHS-Schlämme aus der Schrake eingebracht, LMBV (2017a). Dabei wurde der EHS mittels einer Spülkanone am Ufer oberflächennah in den Drehnaer See eingespült. Änderungen der Wasserbeschaffenheit konnten dabei nicht festgestellt werden. Eine Zunahme der Trübung im Wasser ließ sich jedoch bei der Einbringung von EHS am Ufer nicht verhindern. Im Jahr 2013 erfolgte die Initialneutralisation des Drehnaer Sees. Seitdem werden ein- bis zweimal jährlich Nachsorgebehandlungen mit Kalk und CO₂ durchgeführt. Eine Bewertung des Phytoplanktons mit PhytoSee war erstmalig 2019 möglich und ergab als orientierende Einstufung (nur eine Untersuchung im Jahr) die Potentialklasse „gut und besser“, vgl. Tabelle 29. Langfristige nachteilige Auswirkungen der EHS-Einspülung auf die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton zeigten sich anhand der ausgewerteten Daten nicht.

6.4.3 Einzugsgebiet der Schwarzen Elster

Auch im **Spreetaler See** (23) und im **Sedlitzer See** (29) werden EHS-Einspülungen vorgenommen. Beide Seen sind derzeit noch in Flutung. Die EHS-Einspülung aus der GWRA Rainitz bzw. aus der GWBA Schwarze Pumpe begann bereits in den 1990er Jahren. Der Schlamm bildet eine mehr oder weniger ebene Schicht in den tiefsten Bereichen der Seen und hatte bislang zu keinen nachteiligen Auswirkungen geführt. Das Bindungsvermögen des EHS und die hohe Pufferkapazität wirkten sich vorteilhaft auf die Trophie und auf die Neutralisation der Gewässer aus, LMBV (2018). Die Einspülung von EHS in den Sedlitzer See lag zwischen 2015 und 2019 bei durchschnittlich 2,7 Mio. m³/a. In den Spreetaler See wurden zwischen 2015 und 2019 durchschnittlich 1,3 Mio. m³/a eingebracht.

Der **Spreetaler See** (23) wird seit 1998 geflutet. Gleichzeitig wird seitdem EHS aus der GWBA Schwarze Pumpe eingespült. Die pH-Werte lagen im Untersuchungszeitraum im sauren Bereich zwischen pH ≈ 3 und pH ≈ 4, siehe Bild 19. Die Eisenkonzentration veränderte sich im Untersuchungszeitraum nur geringfügig und lag zwischen 5 und 9 mg/L. Die Konzentration von Phosphor sank seit 2015 unter die Bestimmungsgrenze von 10 µg/L. Das Phytoplankton wurde einmal jährlich untersucht. Die Biozönose war aufgrund der niedrigen pH-Werte artenarm. Die Artengemeinschaft wurde saisonal dominiert von den für saure Seen typischen Arten *Scourfieldia cordiformis*, *Ochromonas* sp. und *Peridinium* sp.

Anhand der vorliegenden Daten können keine Einflüsse der EHS-Einspülung auf das Phytoplankton im Sedlitzer See und im Spreetaler See identifiziert werden.

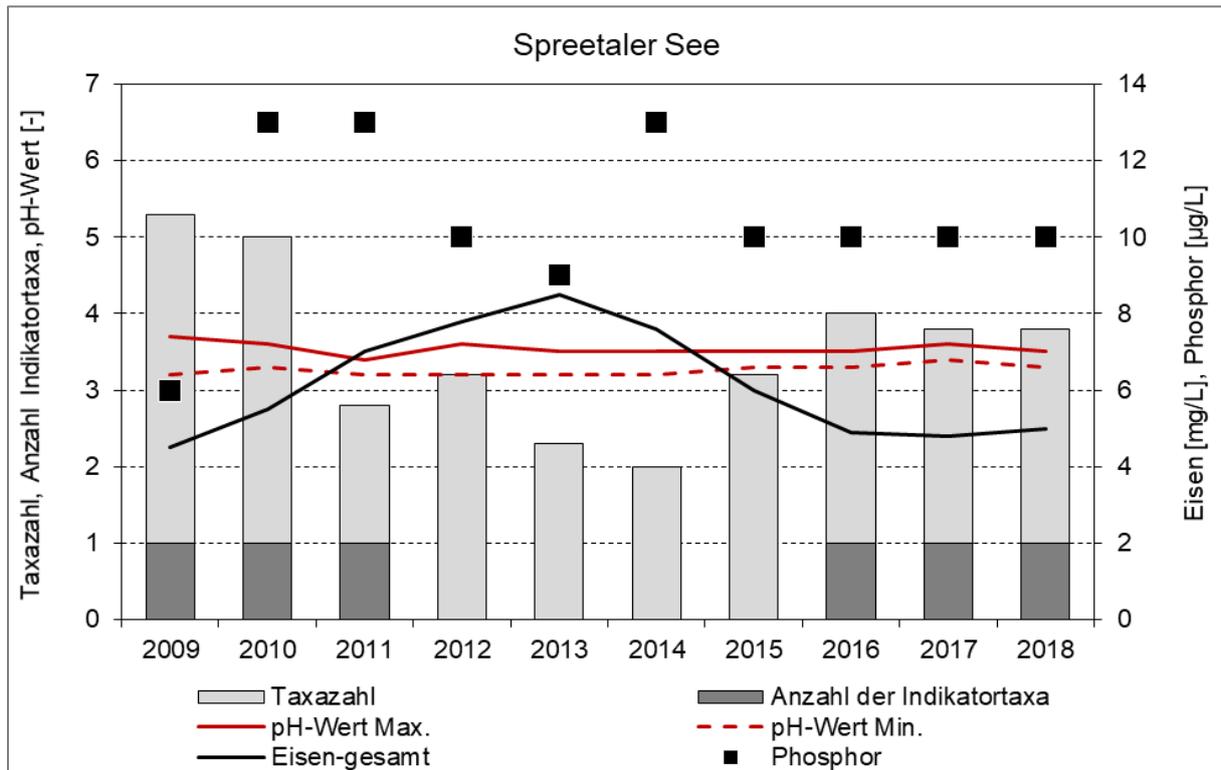


Bild 19: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Spreetaler See.

Im **Sedlitzer See** (Flutung seit 2005) lagen die pH-Werte im Untersuchungszeitraum im sauren Bereich um $\text{pH} \approx 3$, siehe Bild 20. Zwischen 2009 und 2018 hatte sich die Eisenkonzentration im See nahezu verdoppelt. Sie lag 2018 bei knapp 20 mg/L. Die Phosphorkonzentration im Epilimnion nahm im Untersuchungszeitraum geringfügig zu und lag im Jahr 2018 bei 12 µg/L. Das Phytoplankton wurde in den Jahren 2013, 2015 und 2017 jeweils zu einem Termin untersucht. Erwartungsgemäß war die Biozönose artenarm und es kamen ausschließlich charakteristische Arten saurer Seen wie *Ochromonas* sp. und *Chlamydomonas* sp. vor. Die Besiedlung im Sedlitzer See zeigte keine Unterschiede zur Besiedlung anderer Bergbaufolgeseen der Lausitz mit vergleichbaren pH-Werten, die ebenfalls in Flutung sind. Nachteilige Auswirkungen der EHS-Einspülung auf die Biozönose des Phytoplanktons wurden anhand der vorliegenden Daten nicht festgestellt.

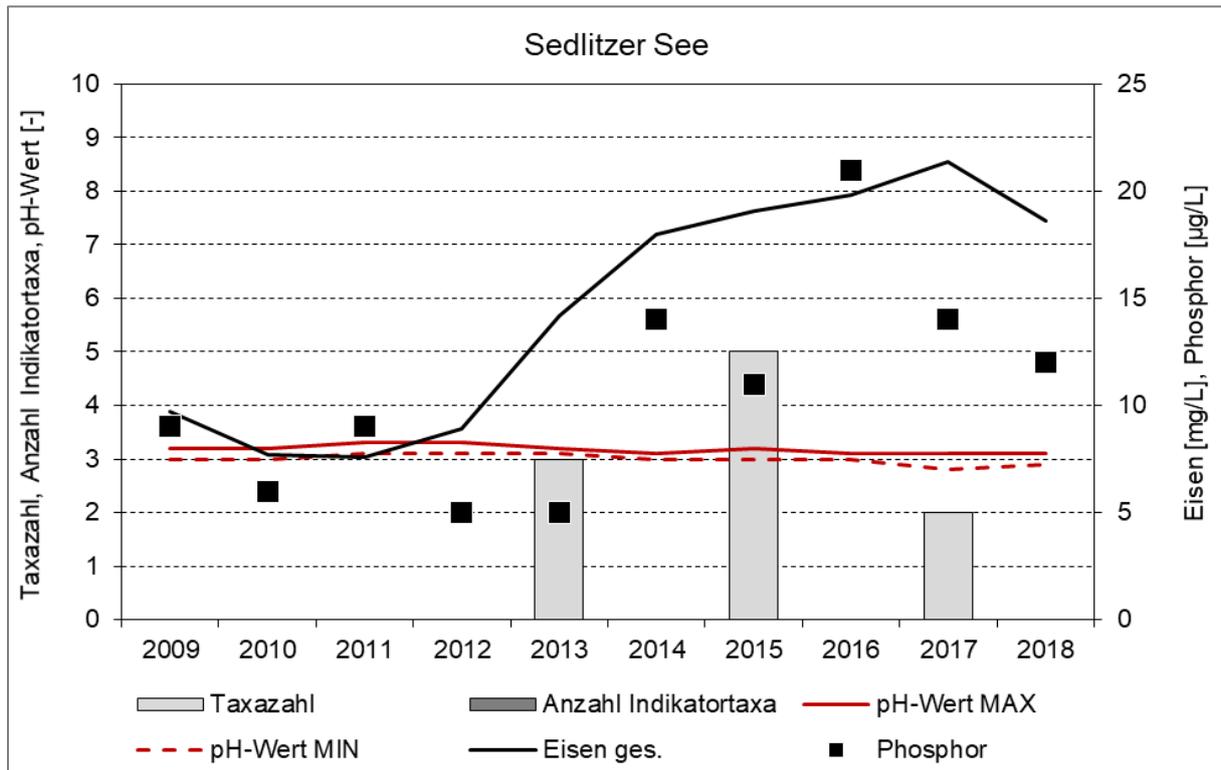


Bild 20: Entwicklung von pH-Wert und ausgewählten Kenngrößen im Sedlitzer See.

6.4.4 Fazit

In einem Bergbaufolgesee kann sich die EHS-Einspülung vorteilhaft auf den pH-Wert und die Pufferkapazität auswirken und somit auch indirekt auf die Phytoplanktonbesiedlung und deren Bewertung. Die Auswirkung auf den trophischen Status eines Bergbaufolgesees konnte anhand der vorliegenden Daten nicht nachgewiesen werden. Aufgrund der Bindung von Phosphor durch das eingeleitete EHS wird einer Eutrophierung und Phosphorrücklösung aus dem Sediment tendenziell entgegengewirkt. Die in diesem Rahmen zu betrachtenden Seen befinden sich beide derzeit gleichzeitig in Flutung und werden lediglich einmal jährlich hinsichtlich des Phytoplanktons untersucht.

Während der EHS-Einspülung können sich vorübergehend die Wassertrübung und der Schwebstoffanteil erhöhen, was sich nachteilig auf alle biologischen Qualitätskomponenten auswirken kann. Mit dem Spreetaler und Sedlitzer See handelt es sich konkret um sehr großvolumige Seen, so dass diese Effekte räumlich begrenzt bleiben und für den gesamten See keine langfristigen Auswirkungen haben. Werden über lange Dauer große Mengen EHS eingespült, können sich die Gewässertiefe und das Seevolumen verringern. Unter ungünstigen Bedingungen kann es zu Veränderungen im Schichtungsverhalten kommen. Daher sollte die EHS-Einspülung bevorzugt in tiefen und großvolumigen Seen vorgenommen werden, wie das im EHS-Konzept der LMBV auch vorgesehen ist, LMBV (2014b).

Durch die EHS-Einspülung ergeben sich nach derzeitigem Kenntnisstand keine nachteiligen Auswirkungen. EHS fallen bei Gewässerberäumungen und in Wasserbehandlungsanlagen an. Die Eisenbelastung wird in den behandelten Oberflächengewässern drastisch gesenkt, so dass auf künftigen Fließstrecken kein Eisenhydroxid auf der Gewässersohle mehr ausfallen kann (Verockerung). Bei der Gewässerberäumung werden natürliche Substrate vom überlagerten Eisenhydroxid befreit und dadurch für eine Vielzahl von Besiedlern wieder ökologisch nutzbar.

7 Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials

Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials werden dann erforderlich, wenn das „gute ökologische Potential“ nicht erreicht wird oder eine Tendenz zur Verschlechterung in die „mäßige“ Potentialklasse besteht.

Im Abschnitt 5.2.2 wurde beschrieben, dass im Jahr 2018 im Einzugsgebiet der Spree das „gute ökologische Potential“ des Phytoplanktons im Silbersee (3) und im Mortkasee (4), den beiden Teilbecken des Speichersystems Lohsa I, nicht erreicht wurde. Die Bewertung ergab jeweils die ökologische Potentialklasse „unbefriedigend“ und war hinsichtlich des Datenumfangs gesichert, siehe Tabelle 32. Beide Seen wurden in den Jahren 2009, 2010, 2014 und 2017 jeweils mit der Potentialklasse „gut und besser“ bewertet. Der Speicher Lohsa I steht unter der Aufsicht der LTV.

Tabelle 32: Vergleichende Bewertung Phytoplankton 2017 und 2018 in Lohsa I.

Gewässer	Jahr	PSI	ÖPK	Metrik Biomasse	Klasse	Metrik Algenklassen	Klasse	PTSI	Klasse
Mortkasee	2017	1,94	gut und besser	2,96	mäßig	1,67	gut	0,86	sehr gut
Mortkasee	2018	3,66	unbefriedigend	4,87	schlecht	2,53	mäßig	3,18	mäßig
Silbersee	2017	2,36	gut und besser	3,16	mäßig	2,67	mäßig	1,00	sehr gut
Silbersee	2018	3,88	unbefriedigend	4,94	schlecht	3,21	mäßig	3,16	mäßig

Von den drei bewertungsrelevanten Einzelmetriks „Biomasse“, „Algenklassen“ und „Phytoplankton-Taxa-See-Index“ war die Verschlechterung des Metriks „Biomasse“ von der mäßigen Einstufung im Jahr 2017 auf eine schlechte Einstufung im Jahr 2018 am deutlichsten. Das mittlere Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons im Mortkasee stieg zwischen 2017 und 2018 um den Faktor vier an. Ebenfalls deutlich gestiegen waren die Phosphorkonzentrationen (das Saisonmittel im Epilimnion). Hier zeigte sich ein deutlicher Trend zur Eutrophierung. Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Potentials im Silbersee und im Mortkasee werden derzeit von der LTV erarbeitet. Diese sollten nach der Lokalisierung und Quantifizierung der Nährstoffquellen deren Beseitigung umfassen.

Im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster erreichte der Grünwalder Lauch Ostfeld (39) bei der Bewertung des Phytoplanktons nicht das „gute“ ökologische Potential, sondern erhielt eine „mäßige“ orientierende Einstufung, vgl. Abschnitt 5.2.3. Die Besiedlung des Sees ist infolge des sauren pH-Wertes artenarm und von der Dominanz einzelner Taxa geprägt. Der Bergbaufolgensee wurde jeweils nur einmal jährlich untersucht, was zu niedrigen Diversitätswerten führt, da das Phytoplankton auch in sauren Seen einer jährlichen Sukzession unterliegt, Leßmann et al. (2017). Die Untersuchung des Phytoplanktons nach der Methodik der EG-WRRL mit sechs Untersuchungen in einem Jahr und somit belastbaren Ergebnissen ist vor der Ableitung von Maßnahmen unabdingbar. Sollte das ökologische Potential weiterhin den guten Zustand verfehlen, sind genauere Analysen zur Ursache dieser Abweichung vom Bewirtschaftungsziel erforderlich. Weiterhin könnten der Grundwasserzustrom und die dadurch entstehenden hohen Eisenkonzentrationen im Hypolimnion während der Sommermonate ebenfalls eine Ursache für die Verfehlung des guten ökologischen Potentials sein.

Nach Auswertung der vorliegenden Daten für das Phytoplankton sind im Untersuchungsgebiet aktuell keine weiteren Maßnahmen für die Verbesserung des ökologischen Potentials des Phytoplanktons erforderlich. Das gute ökologische Potential kann erhalten werden, wenn die Eutrophierung, der Eintrag von Schadstoffen und die Wiederversauerung neutraler Seen durch geeignete Maßnahmen verhindert werden, vgl. Abschnitt 3.4.

8 Anforderungen an das Monitoring

Das Monitoring der Bergbaufolgeseen sollte hinsichtlich seines Untersuchungsumfanges sowie der Anzahl der Untersuchungen so gestaltet werden, dass gesicherte Aussagen zum ökologischen Potential der Bergbaufolgeseen gewonnen werden können, siehe Bild 21.

Für das Phytoplankton als wichtigste biologische Qualitätskomponente in Seen sollten zukünftig, vor allem für Seen mit mehrjährig stabilen hydrologischen und hydrochemischen Gegebenheiten, die Anforderungen an die Untersuchungsanzahl und die Bestimmungstiefe entsprechend den Anforderungen des PhytoSee-Verfahrens realisiert werden. So können Trends und Entwicklungen, die möglicherweise zum Verfehlen des guten ökologischen Potentials führen, frühzeitig erkannt werden. Als Mindestanforderung in allen anderen Bergbaufolgeseen, die als Oberflächenwasserkörper klassifiziert sind bzw. absehbar werden, sollten mindestens vier Untersuchungen des Phytoplanktons nach der Methodik von Nixdorf et al. (2010) alle ein bis drei Jahre realisiert werden, gemäß OGewV (2016). Dabei beinhaltet die Untersuchungsvorschrift neben der biologischen Probennahme auch die Erfassung von Tiefenprofilen sowie die Analyse relevanter chemischer Kenngrößen. Wie sich in der vorliegenden Bearbeitung zeigte, ist die Anpassung der Bestimmungstiefe bei der Analyse des Phytoplanktons an die Anforderungen des PhytoSee-Verfahrens von zentraler Bedeutung für die Aussagekraft der Bewertung.

Weiterhin sollten für das Monitoring der Seewasserbeschaffenheit mehrmals jährlich Tiefenprofile und Analysen der ACP sowie weiterer relevanter Kenngrößen durchgeführt werden.

Für die weiteren biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten/Phytobenthos und Makrozoobenthos sollte die Untersuchung nach der Methodik der EG-WRRL circa 10 Jahre nach der Herstellung des Sees beginnen. Für Fische gibt es aktuell noch kein Bewertungsverfahren für künstliche Standgewässer.

Auch die flussgebietspezifischen Schadstoffe sollten frühzeitig in das Monitoring einbezogen werden, da auch sie bewertungsrelevant für das ökologische Potential sind.

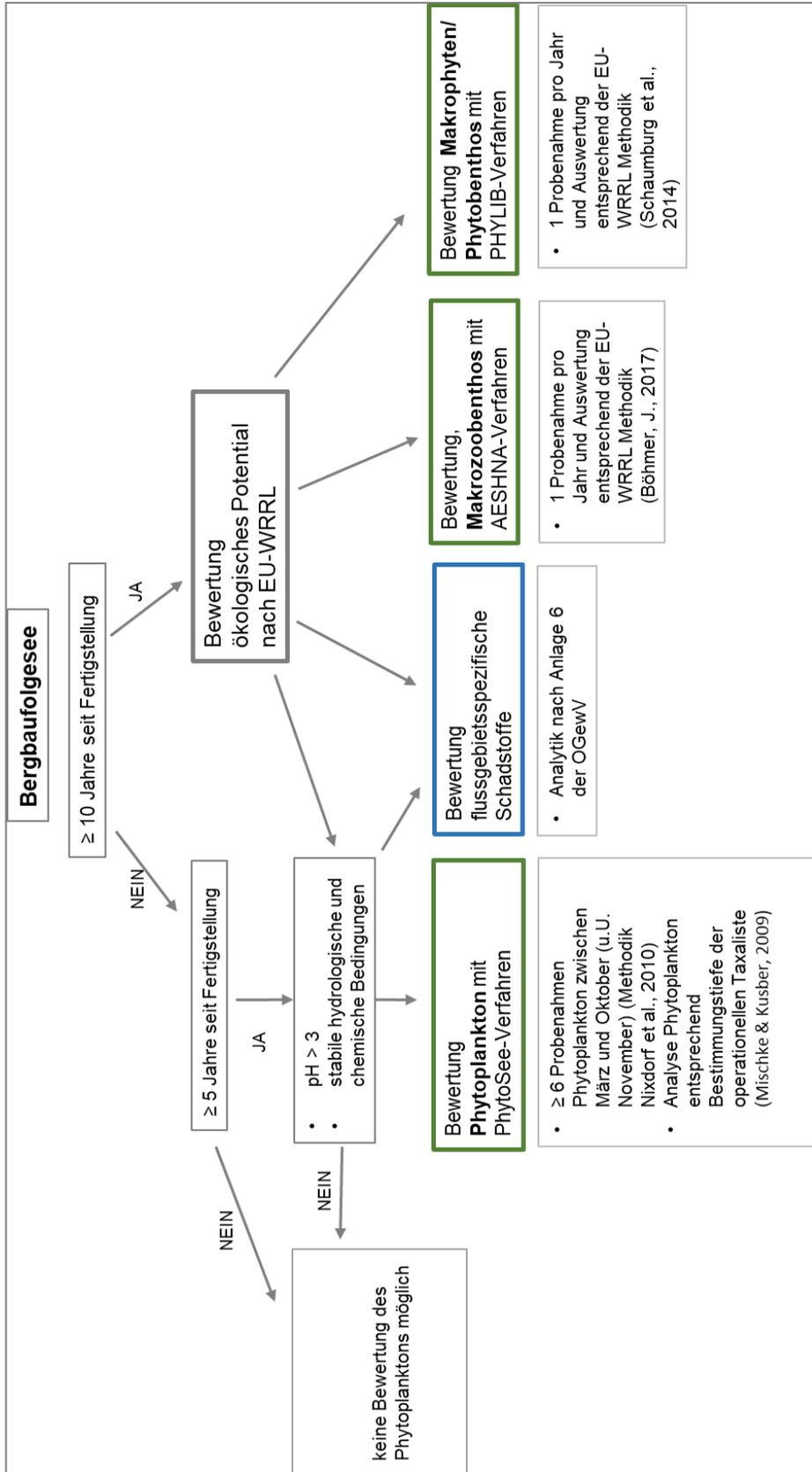


Bild 21: Anforderungen an ein zukünftiges Monitoring zur Bewertung des ökologischen Potentials.

9 Quellenverzeichnis

Benthaus et al. (2020): Benthaus, F.-C., Totsche, O. und Luckner, L.: In-lake Neutralization of East German Lignite Pit Lakes: Technical History and New Approaches from LMBV, Mine Water and the Environment 39: (2020) 603-617. Springer Verlag GmbH Germany.

Gröschke (2007): Gröschke, A.: Eisenhaltige Schlämme aus Grubenwasserreinigungsanlagen des Lausitzer Braunkohlereviere. Dissertation, Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Cottbus, April 2007. Online verfügbar unter <https://opus4.kobv.de/opus4-btu/frontdoor/index/index/docId/147> [Zugriff am 17.05.2021].

Hynes (1972): Hynes, H. B. N.: The ecology of running waters. Liverpool University Press, 1972, 555 p.

LAWA (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. ISBN 3-88961-225-3, Kulturbuchverlag, Berlin, 74 S., 1999.

LAWA (2001): Tagebaurestseen - Anforderungen an die Wasserqualität, Kulturbuchverlag GmbH Berlin, 16 S., 2001.

LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. Hrsg. LAWA – Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser. 34 S. zzgl. Access-Auswertetool. (Autoren: Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U.).

LAWA (2017): Bewertung des ökologischen Potentials - Seen. RaKon VI. Fortschreibung des Produktdatenblatts 2.6.1. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-AO), Ständiger Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer". Stand 26.10.2017.

LBGR (2018): Uhlmann, W., Zimmermann, K., Claus, T., Gerstgraser, C. & Giebler, S. (2018): eines strategischen Hintergrundpapiers zu den bergbaubedingten Stoffeinträgen in den Flusseinzugsgebieten Spree und Schwarze Elster. – Teil 1: Grundlagenermittlung. - Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann und Gerstgraser Ingenieurbüro für Renaturierung im Auftrag des LBGR, Dresden/Cottbus, 23.11.2018. https://lbgr.brandenburg.de/media_fast/4055/20181204_Abschlussbericht_StratHGP_LP1.pdf [Zugriff am 17.05.2021].

LBGR (2020): Uhlmann, W., Zimmermann, K., Claus, T., Schmidt, K., Seher, W., Gerstgraser, C. und Giebler, S.: Erarbeitung eines strategischen Hintergrundpapiers zu den bergbaubedingten Stoffeinträgen in den Flusseinzugsgebieten Spree und Schwarze Elster. Teil 2: Zustandsanalyse und Handlungsschwerpunkte. – Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann und Gerstgraser Ingenieurbüro für Renaturierung im Auftrag des LBGR, Dresden/Cottbus, 30.06.2020. <https://lbgr.brandenburg.de/sixcms/detail.php/959965> [Zugriff am 17.05.2021].

Leßmann & Nixdorf (2009): Leßmann, D. und Nixdorf, B.: Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potentials von sauren Bergbauseen anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton. Im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 85 S., Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 2009. https://www.wasser.sachsen.de/download/BTU_Abschlussbericht_oeKPotsaureBBSeen.pdf [Zugriff am 17.05.2021].

Leßmann et al. (2017): Leßmann, D., Riedmüller, U., Ulm, M., Nixdorf, B. und Hoehn, E.: Weiterentwicklung des Verfahrens zur Bewertung von sauren Tagebauseen anhand des Phytoplanktons gemäß den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 1.15. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2015. 86 S., Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, 2017.

LMBV (2012): Grünewald, U., Fleischhammel, P., Schapp, A., Schoenheinz, D., Ender, R., Schümborg, S., Uhlmann, W., Seiler, und Zimmermann, K.: „Perspektive See“ Zum Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Lausitzer Bergbaufolgeseen, Abschlussbericht Projektzeitraum 2008-2012. BTU Cottbus und Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Cottbus/Dresden, Dezember 2012. <https://www.lmbv.de/index.php/quete-von-lmbv-seen.html?pdf=480> [Zugriff am 17.05.2021].

LMBV (2014a): Uhlmann, W., Zimmermann, K. Theiss, S., Brunsch, S., Müller, L. Grünberg, B. und Leßmann, D.: Wissenschaftlich-technisches Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2013-2015, TA04: Untersuchung des Einflusses der Einlagerung von Eisenhydroxid-schlämmen in Bergbaufolgeseen auf deren Wasserbeschaffenheit. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann und Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus-Senftenberg im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Dresden, 31.08.2014. https://www.lmbv.de/files/LMBV/Dokumente/Wassermanagement/Verockerung%20der%20Spree/LMBV_Gutachten_zur_EHS_Einlagerung_in_BFS_2014.pdf [Zugriff am 17.05.2021].

LMBV (2014b): EHS-Konzept der LMBV: Umgang der LMBV mit den Eisenhydroxid-schlämmen (EHS) im Sanierungsbereich Lausitz. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Senftenberg, 14.09.2014. <https://www.lmbv.de/files/LMBV/Dokumente/Wassermanagement/Verockerung%20der%20Spree/LMBV-Konzept-EHS.pdf> [Zugriff am 17.05.2021].

LMBV (2017a): Uhlmann, W. Seiler, D. Theiss, S., und Zimmermann, K.: Wissenschaftlich-technisches Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2013-2015, TA04-2: Einleitung von Eisenhydroxidschlamm in saure und in neutralisierte Tagebauseen mit aciditätsreichem Grundwasserzustrom. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Dresden, 30.11.2017.

LMBV (2017b): Inlake-Neutralisation von Bergbaufolgeseen im Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlerevier. Aktueller Stand und Bewertung der technischen Entwicklung 12/2017. <https://www.lmbv.de/index.php/Wasserbeschaffenheit.html?file=files/LMBV/Dokumente/Wassermanagement/Forschung%20zu%20Seen/LMBV%20In-Lake-Behandlungen%202017-12-01.pdf> [Zugriff am 17.05.2021].

LMBV (2018): Uhlmann, W., Theiss, S., Grünberg, J. und Leßmann, D.: Wissenschaftlich-technisches Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2016-2018, TA04-3: Untersuchung des Einflusses der Einlagerung von Eisenhydroxidschlämmen in Tagebauseen auf deren Wasserbeschaffenheit. Weitere Charakterisierung von Eisenhydroxid-schlämmen und Untersuchung ihres Langzeitverhaltens bei Einleitung in Bergbaufolgeseen. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann und Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Dresden/Cottbus, 30.09.2018.

LMBV (2020a): Wasserwirtschaftlicher Jahresbericht der LMBV mbH im Zeitraum vom 01. Januar bis 31. Dezember 2019. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Senftenberg, 2020. https://www.lmbv.de/files/LMBV/Dokumente/Wassermanagement/Wasserjahresberichte/20200421%20Wawi_JB_2019_mit_Anlagen.pdf [Zugriff am 17.05.2021].

LMBV (2020b): Uhlmann, W., Seiler, D., Mix, S., und Claus, Th.: Wissenschaftlich-technisches Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2016-2018, TA04-4: Untersuchung des Einflusses der Einlagerung von Eisenhydroxidschlämmen in Tagebauseen auf deren Wasserbeschaffenheit. Einleitung von EHS/AEW in das Speicherbecken Lohsa II und den Spreetaler See. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Dresden, 22.12.2020.

Mischke & Kusber (2009): Mischke, U. und Kusber, W.-H. (2009): Harmonisierte Phytoplankton-Taxaliste für die Bewertung von Seen und Flüssen nach EU-WRRL. Stand 25.05.2009. <http://www.gewaesser-bewertung.de> [Zugriff am 17.05.2021].

Mischke et al. (2017): Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. (2017): Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall". Stand 15. Dezember 2017. <http://www.gewaesser-bewertung.de> [Zugriff am 17.05.2021].

Mischke et al. (2020a): Mischke, U., Böhmer, J. und Riedmüller, U. (2020): Auswertungsprogramm PhytoSee Version 7.1 zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) für die ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen in Deutschland gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Stand 08.06.2020. <http://www.gewaesser-bewertung.de> [Zugriff am 17.05.2021].

Mischke et al. (2020b): Mischke, U., Kasten J., Dürselen C.-D., Täuscher L., Riedmüller U., Tworeck A., Oschwald L., Hoehn E. und Kusber W.-H. (2020): Taxaliste Phytoplankton (HTL_2020) in Ergänzung zur Bundestaxaliste für die EU-WRRL-Bewertungsverfahren PhytoSee und PhytoFluss. <http://www.gewaesser-bewertung.de> [Zugriff am 17.05.2021].

Nixdorf et al. (2010): Nixdorf, B., Hoehn, E., Riedmüller, U., Mischke U. und I. Schönfelder (2010): III-4.3.1 Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In: Handbuch Angewandte Limnologie – 27. Erg.-Lfg. 2/10 1. S. 1-24.

OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist. https://www.gesetze-im-internet.de/ogewv_2016/BJNR137310016.html [Zugriff am 17.05.2021].

Riedmüller et al. (2013): Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D. und Hoehn, E. (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe. https://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=151#%3Cstrong%3ESteckbriefe%20der%20Seetypen%3C/strong%3E [Zugriff am 17.05.2021].

Uhlmann & Horn (2001): Uhlmann, D. und W. Horn: Hydrobiologie der Binnengewässer. Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler (UTB 2206). Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 2001, 528 S.

UBA (2016): Übersicht zur ökologischen Situation ausgewählter Tagebauseen des Braunkohlebergbaus in Deutschland, Umweltbundesamt, UBA-TEXTE 68/2016.

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/texte_68_2016_uebersicht_zur_oekologischen_situation_ausgewaehlter_tagebauseen.pdf

WHG (2009): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 19. Juni 2020, BGBl. I S. 1408). https://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/BJNR258510009.html

10 Steckbriefe zu den Bergbaufolgeseen

Fluss- gebiet	Nr.	Bergbaufolgesee	Restlochbezeichnung	Seitenanzahl Steckbrief
Spree	1	Olbasee	---	4
	2	Bärwalder See	RL Bärwalde	3
	3	Silbersee	RL Friedersdorf	4
	4	Mortkasee	RL Mortka	4
	5	Dreiweiberner See	RL Dreiweibern	3
	6	Speicherbecken Lohsa II	RL Lohsa	3
	7	Scheibe-See	RL Scheibe	3
	8	Bernsteinsee	RL Burghammer	3
	9	Halbendorfer See	RL Halbendorf	4
	10	Altdöberner See	RL Greifenhain	3
	11	Gräbendorfer See	RL Gräbendorf	3
	12	Klinger See	SRS Jänschwalde	3
	13	Bischdorfer See	RL 23	3
	14	Schönfelder See	RL 4	3
	15	Drehnaer See	RL 12	3
	16	Schlabendorfer See	RL 14/15	3
	17	Lichtenauer See	RL F	3
	18	Stoßdorfer See	RL C	3
Schwarze Elster	19	Knappensee	RL Werminghoff	4
	20	Graureiher See	RL D/F	3
	21	Heide VI	RL Heide VI	3
	22	Erika-See	RL Laubusch	3
	23	Spreetaler See	RL Spreetal Nordost	3
	24	Sabrodter See	RL Nordrandschlauch	3
	25	Blunoer Südsee	RL Nordschlauch	3
	26	Neuwieser See	RL Spreetal-Bluno	3
	27	Partwitzer See	RL Skado	3
	28	Geierswalder See	RL Koschen	3
	29	Sedlitzer See	RL Sedlitz	3
	30	Senftenberger See	RL Niemtsch	3
	31	Großräschener See	RL Meuro	3
	32	Meuroer See	RL Westmarkscheide	3
	33	Kabelbaggerteich	RL Kabelbaggerteich	3
	34	Drochower See	RL 6	3
	35	Heye Nordfeld-Hauptbecken	RL 1/2/3/5	4
	36	Bergheider See	RL Klettwitz-N	3
	37	Heidesee	RL 131-N	3
	38	Kleinleipischer See	RL 131-S	3
	39	Grünwalder Lauch Ostfeld	RL 117	4