

*Für die Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH*

Wissenschaftlich-technisches Projekt 112
„Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“
2013 – 2015

**TA04/13: Untersuchung des Einflusses
der Einlagerung von Eisenhydroxid-
schlamm in Bergbaufolgeseen auf
deren Wasserbeschaffenheit**

Bestellnummer LMBV 45047955 vom 25.04.2013
Projektnummer IWB 07/13



Einspülstelle von EHS der GWRA Rainitza am Nordwestufer des Sedlitzer Sees
(Foto: Microsoft bingmaps© 2014, Stand 2012)

Dresden, am 31. August 2014

*Für die Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH*

Wissenschaftlich-technisches Projekt 112
„Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2013 – 2015

TA04/13: Untersuchung des Einflusses der Einlagerung von Eisenhydroxidschlämmen in Bergbaufolgeseen auf deren Wasserbeschaffenheit

Auftraggeber: LMBV Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
Knappenstr. 1, 01968 Senftenberg

Bestellung: 45047955 vom 25.04.2013

Verantwortliche(r): Dipl.-Ing. Kai Mazur

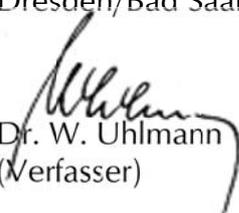
Auftragnehmer: Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann
Lungkwitzer Str.12, 01259 Dresden

BTU Brandenburgische Technische Universität
Cottbus-Senftenberg, Lehrstuhl Gewässerschutz
Postfach 101344, 03013 Cottbus

Projektnummer: 07/13

Bearbeiter: Dr. Wilfried Uhlmann
Dipl.-Hydrologe Kai Zimmermann
Dipl.-Hydrologin Susanne Theiss
M.Sc. Sebastian Bruntsch
Linda Müller (LL.B)
Dr. Björn Grüneberg (BTU Cottbus-Senftenberg)
Dr. Dieter Leßmann (BTU Cottbus-Senftenberg)

Dresden/Bad Saarow, am 31. August 2014


Dr. W. Uhlmann
(Verfasser)

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	1
Abkürzungsverzeichnis	3
Sachwortverzeichnis (Glossar)	5
Zusammenfassung	6
1 Veranlassung	11
2 Aufgabenstellung	12
3 Einleitende Bemerkungen	13
3.1 Mögliche Entsorgungswege	13
3.2 Rechtlicher Rahmen	14
4 Physikalische und chemische Kennzeichnung der Eisenschlämme	17
4.1 Kenntnisstand	17
4.2 Allgemeine Eigenschaften von Eisenhydroxidschlämmen	18
4.2.1 Systematisierung	18
4.2.2 Chemische Eigenschaften	19
4.2.2.1 Eisenverbindungen	19
4.2.2.2 Silikate	23
4.2.2.3 Organik	23
4.2.2.4 Calcit	25
4.2.2.5 Reste des Flockungsmittels	26
4.2.2.6 Flockungshilfsmittel	26
4.2.3 Vereinfachtes Phasenmodell	27
4.2.4 Physikalische Eigenschaften	29
4.3 Eigenschaften von eisenhydroxidhaltigen Gewässersedimenten	33
4.3.1 Typisierung	33
4.3.2 Charakterisierung der Feststoffe	36
4.3.3 Charakterisierung der Eluate	43
4.3.4 Empfehlungen	49
4.4 Aktuelle Untersuchungen	50
5 Bilanzierung der Gewässersedimente und Stapelräume	54
5.1 Mengen, Orte und Art der Eisensedimente	54
5.1.1 Nordraum	56
5.1.1.1 Greifenhainer Fließ	56
5.1.1.2 Vetschauer Mühlenfließ	61
5.1.1.3 Wudritz	65
5.1.1.4 Berste	71
5.1.1.5 Weitere Fließgewässer	74
5.1.1.6 Zusammenfassung	74
5.1.2 Südraum	79
5.2 Erforderliche Stapelräume	83
5.3 Verfügbare Stapelräume in den Seen unter Berücksichtigung der seespezifischen Nutzungsanforderungen	84
5.3.1 Kriterien für die Einstapelung	84
5.3.2 Südraum	85
5.3.3 Nordraum	88

6	Limnologische, chemische und biologische Kennzeichnung der in Frage kommenden Bergbaufolgeseen	91
6.1	Kriterien zur Prüfung der Eignung von Bergbaufolgeseen für die Sedimentumlagerung.....	91
6.2	Vorauswahl möglicher Bergbaufolgeseen	92
6.2.1	Südraum	92
6.2.2	Nordraum	95
6.3	Limnologische Entscheidungsstützung für die Einlagerung eisenhaltiger Gewässersedimente und eisenreicher Wässer in Bergbaufolgeseen.....	97
6.3.1	Eisenhaltige Schlämme.....	97
6.3.2	Eisenreiche Wässer	97
6.3.3	Generelle Anforderungen an Seen unter EHS-Belastung	98
6.3.4	Stabilität der thermischen Schichtung	99
6.3.5	Resuspensionstiefe und Epilimniontiefe.....	100
6.3.6	Untere Ausbreitungsgrenze für submerse Makrophyten	100
6.3.7	Einfluss der Verminderung der Wassertiefe und des Seevolumens auf die Stoffretention und auf den gewässerökologischen Charakter	102
6.3.8	Aspekt Seealter.....	102
6.3.9	Gewässerspezifische Betrachtungen zur Eignung von Seen für EHS Einlagerungen	103
6.3.10	Gewässerspezifische Betrachtungen zur Eignung von Seen für die Einbringung von eisenreichen Grundwässern.....	105
6.3.11	Wissenschaftliche Begleitung.....	105
7	Prozesse bei der Verbringung von Eisenhydroxidschlämmen in Bergbaufolgeseen.....	106
7.1	Hydrochemische Entwicklung der Seen bei der Einlagerung von eisenhaltigen Gewässersedimenten	106
7.1.1	Wasserbilanzen.....	106
7.1.1.1	Südraum.....	106
7.1.1.2	Nordraum	109
7.1.2	Hydrochemische Entwicklung der Seen	109
7.1.2.1	Südraum.....	109
7.1.2.2	Nordraum	112
7.1.3	Hydrochemische Abschätzungen für ausgewählte Fälle der Umlagerung von eisenhaltigen Gewässersedimenten	115
7.1.4	Hydrochemische Bewertung der Einlagerung von eisenhaltigen Gewässersedimenten	118
7.2	Übersicht zu den Wirkungen der Verbringung von Eisenschlämmen auf die Ökologie von Bergbaufolgeseen.....	120
7.2.1	Lebensraum See.....	120
7.2.2	Übersicht zu Auswirkungen von Trübstoffen auf Seeökosysteme.....	121
7.2.2.1	Allgemeine Auswirkungen.....	122
7.2.2.2	Primärproduzenten: Phytoplankton, Makrophyten und Periphyton	122
7.2.2.3	Zooplankton.....	124
7.2.2.4	Benthische Invertebraten	124
7.2.2.5	Fische.....	124

7.3	Fallbeispiele.....	128
7.3.1	Sedimentumlagerung aus der Schrake in den Drehnaer See	128
7.3.2	Verspülung von AEW der GWBA Schwarze Pumpe in den Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost	132
8	Mögliche Verbringungstechnologien	138
8.1	Technologische Zyklen der Gewinnung und Verwertung.....	138
8.2	Technologischer Zyklus für die Umlagerung eisenhaltiger Gewässersedimente in einen Bergbaufolgensee	140
9	Empfehlungen	144
9.1	Notwendige Untersuchungen	144
9.1.1	Methodik der Gewässeruntersuchungen.....	144
9.1.2	Methodik der Sedimentuntersuchungen.....	144
9.1.3	Kartierung	145
9.1.4	Limnologische Untersuchungen	146
9.2	Notwendige technologische Entwicklungen	147
10	Quellenverzeichnis	149
10.1	Gesetze, Richtlinien, Regelwerke	149
10.2	Studien, Gutachten und sonstiges	150
10.3	Literatur	154

Abkürzungsverzeichnis

AEW	alkalisches Eisenhydroxidwasser (pumpfähige Suspension mit einem Feststoffgehalt < 2 Masse-% im Ergebnis der Grubenwasserreinigung)
AG	Arbeitsgemeinschaft
AVV	Abfallverzeichnis-Verordnung
BB.....	Brandenburg
BBergG.....	Bundesberggesetz
BBodSchG.....	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BFS	Bergbaufolgensee
BNatSchG.....	Bundesnaturschutzgesetz
BTU	Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg
Chl a	Chlorophyll a
DepV	Deponieverordnung
DIN	Deutsche Industrienorm
DP	Drehpunkt (Kolpen)
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef
EC	Europäische Kommission
EDX.....	Energiedispersives Elementescanning bei der Rasterelektronenmikroskopie
EHS	Eisenhydroxidschlamm (durch unterschiedliche Prozesse verfestigter Schlamm mit Feststoffgehalten i. d. R. > 10 Masse-%)
EG	Europäische Gemeinschaft
EN	Europäische Norm

EU	Europäische Union
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FHM.....	Flockungshilfsmittel
FM	Flockungsmittel
GG.....	Grundgesetz
GR.....	Glührückstand
GrwV	Grundwasserverordnung
GWBA	Grubenwasserbehandlungsanlage (Sprachgebrauch VEM)
GWRA	Grubenwasserreinigungsanlage (Sprachgebrauch LMBV)
HDHc.....	High Density Hydrogen carbonat
HMWB	heavily modified water bodies (erheblich veränderte Wasserkörper)
IAA.....	Industrielle Absetzanlage
i.A.a.	in Anlehnung an
i.V.m.	in Verbindung mit
IWB.....	Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden
KrwG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
LAGA.....	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser und Abwasser
LMBV.....	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Senftenberg
LUGV.....	Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (Brandenburg)
MZB.....	Makrozoobenthos
NMS	Nordmarkscheide
NOMS.....	Nordostmarkscheide
NSG.....	Naturschutzgebiet
NWB	natural water body (natürliches Gewässer)
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OWB.....	Obere Wasserbehörde
OWK.....	Oberflächenwasserkörper
REM	Rasterelektronenmikroskopie
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
RL.....	Restloch
Sal	Salinität
SB.....	Speicherbecken
SIW.....	Schlammgehaltswert
SOBA	Sächsisches Oberbergamt
SP.....	Spree
SSp.....	Schlamm Spiegel
TEM.....	Transmissionselektronenmikroskopie
TF 1/2	Teilfeld 1/2
TP	Gesamt-Phosphor
TR.....	Trockenrückstand
TS.....	Trockensubstanz
UQN	Umweltqualitätsnorm
UWB	Untere Wasserbehörde
v. a.....	vor allem
VEM.....	Vattenfall Europe Mining AG
WBA	Wasserbehandlungsanlage

WG	Wassergehalt
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WRS	Westrandschlauch

Sachwortverzeichnis (Glossar)

Epipelagial	im Bereich des Epilimnions liegender Bereich des Pelagials
Clay-Organic-Bacteria Aggregates	Ansammlungen von durch Bakterien besiedelten Tonmineralen oder Metallhydroxiden mit anheftendem organischen Kohlenstoff
Microbial Loop	mikrobieller Umweg / mikrobielle Schleife. Verbindungsweg im pelagischen Stoffkreislauf, der von der Abgabe gelöster organischer Stoffe durch Phytoplankter über deren Aufnahme durch Bakterien und bakterivore Protozoen zu metazoischen Planktern führt.
Root Plaque	Wurzeloberfläche bedeckender Belag
Black Disk Sighting Range	Sichtbarkeitsbereich einer schwarzen Scheibe
Shear Stress	Schubspannung / Scherspannung
Seiche	periodische Schaukelbewegung horizontaler Wasserschichten in Form stehender Wellen
Effective Fetch	effektive Windstreichlänge

Zusammenfassung

- (1) Im Sanierungsbergbau der LMBV fallen beträchtliche Mengen an Eisen-schlamm und eisenhaltigen Sedimenten an. Die Schlamm bzw. Sedimente entstehen bei der Gewässerberäumung (Typ 1), in naturräumlichen Wasser-behandlungsanlagen (Typ 2), in technischen Wasserbehandlungsanlagen für Flusswasser (Typ 3) oder für Grundwasser (Typ 4) sowie bei der chemischen In-lake-Wasserbehandlung (Typ 5). Schätzungen auf der Grundlage aktueller Daten zur Eisenbelastung ergeben, dass allein bei der Beräumung der Fließ-gewässer im Sanierungsbergbau der LMBV mittelfristig bis 66.000 t/a eisen-haltige Gewässersedimente behandelt werden müssen. Hinzu kommen zukünftig noch eisenreiche Grund- und Oberflächenwässer aus hydraulischen Abfangmaßnahmen.
- (2) Die Schlamm bzw. Sedimente unterscheiden sich entsprechend der Ent-stehungsart und dem Gesteinort in ihrer Zusammensetzung. Wesentliche Bestandteile sind Eisenverbindungen. Unter neutralen Bedingungen dominieren Eisenhydroxide. In sauren Gewässern treten Schwertmannit und Jarosit als saure Eisenverbindungen auf. Die Schlamm bzw. Sedimente in Fließ-gewässern und in naturräumlichen Wasserbehandlungsanlagen sind mit natür-lichen organischen Stoffen vermengt. Bei der Beräumung von Fließgewässern werden in der Regel auch beträchtliche Mengen klastischen Materials mit erfasst. Beim Einsatz alkalischer Flockungsmittel enthalten die Eisensedimente neugebildete Karbonate infolge prozessbegleitender Entcarbonisierungsreak-tionen. Neben den genannten makroskopischen Hauptbestandteilen enthalten die Eisenverbindungen spezifische Metalle und Halbmetalle. Für die geo-chemischen Verhältnisse des Braunkohlenbergbaus der Lausitz sind vor allem Zink, Nickel und Arsen relevant.
- (3) Nach aktuellen Erhebungen fallen in den Fließgewässern und in Absetzanlagen des Nordraumes derzeit im Mittel etwa 1.200 Tonnen pro Jahr reines Eisen an. Unter Berücksichtigung der gewässer- und anlagenspezifischen Zusammen-setzung fallen damit jährlich je nach Entwässerungstechnologie eisenhaltige Gewässersedimente in einer Menge zwischen 26.000 Tonnen bei maschineller Entwässerung und 43.000 Tonnen aus Trockenbeeten an. Bei Verspülung in Bergbaufolgeseen ist mit einem Sedimentvolumen von ca. 72.000 Kubikmeter jährlich zu rechnen.
- (4) Im Südraum der LMBV fallen bei Umsetzung des Barrierenkonzeptes mit der Fassung des eisenhaltigen Grundwassers vor dem Zustrom zur Kleinen Spree und zur Spree für die Eisenschlamm entweder ca. 143.000 m³ Stapelraum in Bergbaufolgeseen oder ca. 33.000 Tonnen zur Deponierung an.
- (5) Ein wesentliches Merkmal der Eisensedimente ist ihre schlechte Entwässer-barkeit. Ein Eisenhydroxidschlamm erreicht durch gravitative Setzung unter Wasser über lange Zeiträume lediglich einen Trockenrückstand von etwa 4 bis 6 Masse-%. Durch natürliche Entwässerung in Trockenbeeten werden Trocken-rückstände für die Eisenschlamm zwischen 12 und 18 Masse-% erreicht. Durch technische Verfahren der Schlammbehandlung, wie Geotubes, Band-oder Kammerfilterpressen, werden unter Einsatz von Flockungshilfsmitteln für

die Eisenschlämme Trockenrückstände zwischen 20 und 30 Masse-% erreicht. Mineralische Anteile erhöhen den Trockenrückstand.

- (6) Die wesentlichen chemischen Prozesse, denen eisenhaltige Schlämme bei einer Einlagerung in Bergbaufolgeseen unterliegen, sind die Elution löslicher Bestandteile (v. a. Sulfat) im Zuge dererspülung, die Freisetzung gebundener Stoffe (Halbmetalle und Schwermetalle) bei reduktiver Lösung der Eisenverbindungen infolge hoher Anteile leicht abbaubarer Organika oder die Freisetzung gebundener Stoffe (Halbmetalle und Schwermetalle) bei saurer Lösung der Eisenverbindungen im Falle einer Wiederversauerung.
- (7) Der hohe Wassergehalt der Eisenschlämme und eisenhaltigen Gewässersedimente bedingt hohe Transportkosten und erfordert beträchtliche Stapelräume. Die geringe Scherfestigkeit und die thixotropen Eigenschaften erfordern zudem spezielle Ablagerungsbedingungen. Der erforderliche Deponieraum steht langfristig nicht zur Verfügung.
- (8) Durch eine technologische Selektion am Gesteungsort können die Mengen der umzulagernden eisenhaltigen Gewässersedimente substantiell verringert und deren Eigenschaften verbessert werden. Durch eine prophylaktische Kalkung der kalkfreien Gewässersedimente beim Einbau in einen Bergbaufolgensee wird deren chemische Stabilität langfristig gewährleistet.
- (9) Für die Schlammbehandlung kommen die Ablagerung auf Fremddeponien, die Errichtung von Monodeponien im Rahmen des Sanierungsbergbaus, eine Mitverkipfung in den Tagebauen des aktiven Braunkohlenbergbaus, eine Umlagerung in Bergbaufolgeseen und eine stoffliche Nutzung in Frage. Die Wirtschaftlichkeit der Schlammbehandlung steigt in der genannten Reihenfolge. Eine stoffliche Nutzung stellt hohe Anforderungen an die Sortenreinheit und ist deshalb in der Regel nur eine Option für die Wasserbehandlung. Für eisenreiche Wässer besteht darüber hinaus die Möglichkeit, diese entweder direkt oder nach chemischer Behandlung in Bergbaufolgeseen einzuleiten.
- (10) Die bei der Gewässerberäumung anfallenden eisenhaltigen Gewässersedimente sind Baggergut und hinsichtlich möglicher kulturtechnischer und baustofflicher Nutzungen nach der LAGA M20 TR Boden zu bewerten. Die thixotropen Eigenschaften, der hohe Organikgehalt und hohe Sulfatkonzentrationen im Eluat führen zu ungünstigen Zuordnungswerten. Stellenweise sind die in der These (2) genannten Halbmetalle und Schwermetalle der Grund für ungünstige Zuordnungswerte.
- (11) Die Umlagerung von Gewässersedimenten aus bergbaubeeinflussten Fließgewässern in einen Bergbaufolgensee sollte nach dem Wasserrecht § 32 Abs. 1 Satz 2 WHG für die überwiegenden Mengen genehmigungsfähig sein. Für die Teilmenge der sauren und stärker metallhaltigen Schwertmannschlämme wird eine Deponierung empfohlen. Die Ermittlung einer bevorzugten Variante für den Umgang mit eisenhaltigen Schlämmen und Wässern muss in einem Abwägungsprozess erfolgen, der wirtschaftliche und ökologische Aspekte gegenüberstellt. Die Einlagerung in Bergbaufolgeseen ist eine der zu prüfenden Optionen.

- (12) Bevorzugte Lösungen für die Schlammbehandlung im Sanierungsbergbau sind der Verbleib der Eisenverbindungen bei der In-lake-Wasserbehandlung in den Bergbaufolgeseen gemäß der These (13), das Verspülen von Dünnschlämmen aus Wasserbehandlungsanlagen in Bergbaufolgeseen gemäß der These (14) und das Umlagern von Gewässersedimenten aus Fließgewässern in Bergbaufolgeseen gemäß der These (15).
- (13) Im Lausitzer Sanierungsbergbau gibt es bereits zahlreiche Beispiele für eine erfolgreiche chemische In-lake-Wasserbehandlung von sauren Bergbaufolgeseen, z. B. die Restlöcher Burghammer, Koschen und Scheibe im Südraum sowie der Lichtenauer, Schlabendorfer und Drehaer See im Nordraum. In allen Fällen wurden die Eisenverbindungen in den Seen ausgefällt und sind dort verblieben. Zu keinem Zeitpunkt wurden Verschmutzungen der Uferbereiche mit Eisenverbindungen infolge des In-lake-Verfahrens beobachtet. Auch eine Wiederversauerung in Einzelfällen hat keine nachteiligen chemischen Wirkungen hervorgerufen, die auf die ausgefallenen Eisensedimente zurückzuführen wären.
- (14) Verspülungen von eisenhydroxidhaltigen Dünnschlämmen aus der Grubenwasserbehandlung erfolgen aktuell durch die VEM aus der GWBA Schwarze Pumpe in den Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost sowie durch die LMBV aus der GWBA Raitz in den Sedlitzer See und aus der GWRA Pößnitz in den Wildschweinteich. Früher wurden Eisenschlämme aus der GWRA Burgneudorf in den Bergbaufolgensee Burghammer, aus der GWRA Lichtenfeld in die Bergbaufolgeseen RL 130 bzw. RL 131-N verspült. Da die Eisenschlämme aus der Grubenwasserbehandlung Karbonate im Überschuss enthalten, führt die Verspülung zu einer Teilkompensation der Versauerung und in einigen Fällen sogar zu einer Neutralisation der Seen. Der hohe Wassergehalt der Schlämme beschleunigt im Einzelfall auch die Flutung.
- (15) Im Zuge der Renaturierung der Schrage wurden in den Jahren 2006 bis 2007 etwa 36.000 Kubikmeter Gewässersedimente in den Drehaer See umgelagert. Die Eigenschaften der Gewässersedimente entsprachen nach LAGA M20 TR Boden den Zuordnungswerten Z0. Zu keiner Zeit während und nach der Umlagerung der Gewässersedimente wurde durch das Monitoring eine Veränderung der Wasserbeschaffenheit im Drehaer See festgestellt, die auf die Umlagerung der Gewässersedimente zurückzuführen gewesen wäre.
- (16) Die stofflichen Auswirkungen können durch eine Vorbehandlung und durch eine entsprechende Ablagerungstechnologie minimiert werden. Zu den Möglichkeiten einer Vorbehandlung gehören die stoffliche Separation, Entwässerung, Lagerung zur Rotte und ggf. chemische Konditionierung durch Kalkung.
- (17) Zur Minimierung nachteiliger Auswirkungen auf die Ökologie und auf Nutzungsmöglichkeiten der Einlagerungsgewässer müssen die vorgesehenen Seen bestimmte morphometrische Kriterien erfüllen. Die Einlagerung sollte nur in die grundnahen Bereiche tiefer Bergbaufolgeseen erfolgen, die im Sommer eine stabile thermische Schichtung aufweisen. Die Einbringung sollte außerdem nur bis deutlich unterhalb der Epilimniontiefe, der Mindesttiefe zur Aufrechterhaltung der thermischen Schichtung, der Resuspensionstiefe und der unteren Ausbreitungsgrenze submerser Makrophyten erfolgen. Damit werden Spülkegel

an der Oberfläche sicher vermieden und Trübungen verringert. Die mit der Sedimenteinträgerung verbundene Verminderung der Wassertiefe und damit insbesondere des Hypolimnion-Volumens führt zu Veränderungen des Stoffumsatzes und der Retentionsprozesse und damit des gewässerökologischen Charakters, auch wenn der Seetyp (geschichteter See) als solcher erhalten bleibt und die genannten Mindestanforderungen eingehalten werden. Die Einbringung in Seen mit ausgehten ökologisch wertvollen Flachwasserbereichen sollte vermieden werden.

- (18) In aktuell gefluteten und jüngeren Bergbaufolgeseen werden die ökologischen Einflüsse durch die Sedimenteinträgerung als geringer eingeschätzt, als in älteren Seen mit fest etablierten limnischen Biozönosen. Daher kommen bei Erfüllung der in der These (17) genannten Bedingungen in erster Linie diese Seen für eine Einlagerung in Frage.
- (19) Eine konkrete Eignung für die Einbringung von Eisenschlämmen entsprechend der aufgestellten limnologischen Kriterien der Thesen (17) und (18) ist insbesondere für die Bergbaufolgeseen Greifenhain und Spreetal-Nordost sowie Scheibe und Lohsa II gegeben. Vor der Einbringung ist der Ist-Zustand der biologischen Besiedlung der Seen durch Untersuchungen der Teillebensräume zu dokumentieren und naturschutzfachlich zu bewerten. Dabei sind Phytoplankton, Zooplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische hinsichtlich vorkommender Arten und Biomasse bzw. Abundanzen zu berücksichtigen. Die Phase der Einbringung ist durch ein Monitoring zu begleiten.
- (20) Zur Aufnahme eisen(II)reicher Wässer aus Abfangmaßnahmen eignen sich bevorzugt Seen mit einem großen Volumen und/oder kurzen Verweilzeiten, wo die Einspülung zu geringen Veränderungen der Stoffkonzentrationen führt. Zur Abwehr des Versauerungseinflusses sowie zur Beschleunigung der Eisenoxidation und -ausfällung muss das eingeleitete Wasser eine chemische Vorbehandlung oder eine In-lake-Wasserbehandlung erfahren. Hierdurch kommt es zwar zu einer Verstärkung der durch die In-lake-Behandlung verursachten Trübung, die ökologischen Beeinträchtigungen sind jedoch als gering einzuschätzen. Die Tiefe der Seen muss aber so groß sein, dass es im Zuge der Einleitung zu keiner Veränderung des Seetyps kommt und die Oberfläche des Hauptablagungsbereichs deutlich unter der Resuspensionstiefe bleibt.
- (21) Im Vergleich zu einer Einlagerung von Eisenhydroxidschlämmen, die durch technologische Vorkehrungen nahezu ohne Einfluss auf die Trübung der Gewässer ausgeführt werden kann, erhöht die Einleitung eisenreicher Wässer in das Epilimnion von Bergbaufolgeseen aufgrund der chemischen Reaktionen (Oxidationen und Hydrolyse) sowie physikalischen Prozesse (Sedimentation) die Trübung. Die Auswirkungen können gemindert werden, wenn die Einleitung eisenreicher Wässer in abgegrenzte Teilräume der Seen oder in das Hypolimnion erfolgt. Bei letzterem ist durch geeignete Maßnahmen, wie eine Tiefenwasserbelüftung, für ausreichend Sauerstoff zu sorgen.
- (22) Die Eisenhydroxidschlämme konsolidieren am Seegrund physikalisch und chemisch. Ein Aufwirbeln von Schlammflocken bei Stürmen und starkem Wellengang sowie ihre Verdriftung in Ufer- und Strandbereiche finden erfahrungsgemäß nicht statt. Selbst bei ufernaher Einspülung von sortenreinen

Eisenhydroxidschlämme aus der Grubenwasserbehandlung in Bergbaufolgeseen, wie zum Beispiel den Sedlitzer See, wurde eine Resuspension bislang nicht beobachtet.

- (23) Der Stoffaustausch zwischen Sediment (Schlamm) und Freiwasser findet nach der anfänglichen Elution nur noch durch Diffusion über die Sedimentoberfläche statt. Ein relevanter Grundwasseraustausch wird durch die Ablagerung der Gewässersedimente im Tiefenwasser und in zentralen Seebereichen und die in der Regel deutlich geringere Durchlässigkeit der Ablagerungen gegenüber dem Grundwasserleiter stark eingeschränkt. Eine saure Rücklösung der Eisensedimente ist erst bei $\text{pH} < 3$ relevant. Solche niedrigen pH-Werte treten nur selten auf. Ein hoher Karbonatanteil in den Sedimenten beugt einer sauren Rücklösung der Metalle und ihrem Austrag ins Freiwasser vor.
- (24) Der Stoffeintrag in Gewässer infolge einer reduktiven Zersetzung der Eisenhydroxide und die Rücklösung der an ihnen gebundenen Schadstoffe werden durch einen natürlichen Prozess weitgehend verhindert, dem sogenannten „kleinen Eisenkreislauf“ an der Grenzfläche zwischen dem Sediment und dem Freiwasser. Dabei bildet sich eine oxische Barriere auf der Sedimentoberfläche. Günstige und zugleich notwendige Voraussetzungen hierfür sind Seen mit einer ganzjährig guten Sauerstoffversorgung des Hypolimnions.
- (25) Durch eine technologische Selektion am Gesteinort können die Mengen der umzulagernden eisenhaltigen Gewässersedimente substantiell verringert und deren Eigenschaften verbessert werden. Durch eine prophylaktische Kalkung der kalkfreien Gewässersedimente beim Einbau in einen Bergbaufolgesee wird deren chemische Stabilität langfristig gewährleistet.
- (26) Der Greifenhainer See ist auf der Grundlage der chemischen und limnologischen Bedingungen der am besten geeignete Bergbaufolgesee zur Aufnahme der eisenhaltigen Gewässersedimente. Er hat eine große Tiefe, ist neutral und befindet sich noch in der Frühphase seiner Entwicklung. Zudem weist er keine Versauerungsexposition auf und muss chemisch nicht behandelt werden. Sein Stapelvolumen ist mit über 200 Mio. m^3 zur Aufnahme der langfristig anfallenden eisenhydroxidhaltigen Gewässersedimente im Sanierungsbergbau praktisch unbegrenzt. Der Greifenhainer See kann durch seine zentrale Lage im Gebiet des Sanierungsbergbaus ggf. auch die eisenhaltigen Gewässersedimente aus dem Südraum der LMBV mit aufnehmen.

1 Veranlassung

Infolge des Aufganges bergbaubeeinflusster Grundwässer im Lausitzer Revier kommt es regional zu deren Übertritt in die Fließgewässer. Dabei werden bereichsweise große Eisenfrachten in die Fließgewässer eingetragen, die zu den bekannten Verockerungserscheinungen führen, siehe dazu die Eisenstudien [IWB 2010a] und [IWB 2012] für den Südraum sowie [IWB 2010b] und [IWB 2013b] für den Nordraum. Gegenwärtig werden verschiedene Maßnahmen (u. a. Wasserbehandlung, Grabenberäumung) geprüft, geplant oder bereits durchgeführt, um der bergbaubürtigen Eisenbelastung der Fließgewässer zu begegnen. Beim Großteil der Maßnahmen fallen eisenhydroxidhaltige Sedimente und Schlämme (EHS) an. Als eine Option ihrer Verbringung wird die Einlagerung in Bergbaufolgeseen gesehen. In Abhängigkeit von ihrer Herkunft bzw. Entstehung unterscheiden sich die Schlämme bezüglich ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften. Ziel dieser Bearbeitung ist es daher, zu untersuchen und abzuschätzen, welchen Einfluss die Einlagerung von eisenhaltigen Schlämmen auf die Gewässergüteentwicklung von Bergbaufolgeseen ausübt und unter welchen Bedingungen eine Minimierung nachteiliger Auswirkungen auf die Gewässerchemie und die Gewässerbiozönosen zu erreichen ist.

2 Aufgabenstellung

In der Studie sind die grundsätzlichen beschaffenheitsrelevanten Prozesse und Auswirkungen einer EHS-Einlagerung in Bergbaufolgeseen darzustellen. Dabei sind die folgenden in der Bearbeitungsgrundlage [GWZ 2013] beschriebenen Typen von EHS zu berücksichtigen:

- 1) EHS, der bei der Beräumung von Fließgewässern anfällt,
- 2) EHS aus Absetzanlagen (ohne Zugabe von Neutralisationsmitteln),
- 3) EHS aus Wasserbehandlungsanlagen bei Aufbereitung von Flusswasser und
- 4) EHS aus Wasserbehandlungsanlagen bei Aufbereitung von Grundwasser.

Der Einfluss der EHS-Verbringung auf die Gewässerbeschaffenheitsentwicklung von Bergbaufolgeseen ist typ- und objektkonkret für alle Restlöcher zu spezifizieren, die gegenwärtig als potenzielle Verbringungsstandorte in der Diskussion stehen (RL Burghammer, RL Spreetal NO, RL Gräbendorf, RL 14/15, RL C, RL 1, u. a.).

Für wichtige EHS-Quellen sind Vorzugsvarianten bezüglich des potenziellen Verbringungsstandortes auszuweisen (z. B. RL Burghammer vs. RL Spreetal NO).

Die beschaffenheitsrelevante Wirkung der Einlagerung von EHS aus externen Quellen in Bergbaufolgeseen ist exemplarisch mit der Ausfällung und Sedimentation von EHS bei der In-lake-Behandlung zu vergleichen.

Es sind an einem oder mehreren Beispielen die Grundlagen für ein technisches Konzept zur Verbringung von EHS in Bergbaufolgeseen darzustellen, welches ggf. auch eine Wiederaufschlammung und Vorkonditionierung des einzutragenden EHS berücksichtigt.

In Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl Gewässerschutz der BTU Cottbus-Senftenberg sind die Folgen einer EHS-Einlagerung auf die Gewässerbiozönose in den Bergbaufolgeseen abzuschätzen.

Weiterer Untersuchungs- und Planungsbedarf, beispielsweise in Bezug auf die Charakterisierung der Schlämme, Auswirkungen auf die Umwelt (Naturschutz) oder die technische Umsetzung, ist aufzuzeigen.

Für die Bearbeitung der beschriebenen Aufgaben sind die im Rahmen des Projektes „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ entwickelten Gewässergütemodelle zu verwenden und ggf. anzupassen.

Dem AN obliegt als Fachgutachter für die „Eisenbelastung von Fließgewässern“ die konkrete Auswahl der zu berücksichtigenden Restlöcher und der sinnvoll zu prüfenden Szenarien. Entsprechende Vorschläge sind bereits mit dem Angebot zu unterbreiten.

Informationen zu den anfallenden EHS-Mengen und deren Eigenschaften sind den Bearbeitungsgrundlagen zu entnehmen.

3 Einleitende Bemerkungen

Die Aufgabenstellung sieht schwerpunktmäßig Untersuchungen zur Verbringung von Eisensedimenten und Eisenhydroxidschlämmen, die aus unterschiedlichen Quellen im Sanierungsbergbau der LMBV anfallen, in Bergbaufolgeseen vor. Dabei sind die unterschiedlichen Eigenschaften der Eisensedimente bzw. Eisenschlämme, die unterschiedliche Hydrochemie der Bergbaufolgeseen und die möglichen Verbringungstechnologien zu berücksichtigen. Die Wechselwirkungen der abgelagerten Eisenschlämme mit dem Grundwasser werden hier nicht betrachtet. Dazu ist von der LMBV eine gesonderte Bearbeitung im Projekt 112 vorgesehen.

Zu den gewässerökologischen Auswirkungen der Einbringung von eisenhaltigen Sedimenten in Bergbaufolgeseen liegen keine unmittelbaren Untersuchungsergebnisse vor, die für die vorliegende Studie hätten herangezogen werden können. Die limnologischen Betrachtungen zur Minimierung der biozönotischen Störungen durch die Einlagerung basieren daher auf aus diversen Untersuchungen bekannten Auswirkungen von Trübstoffen auf einzelne Tier- und Pflanzengruppen. Diese bilden die Grundlage für gewässerinterne lebensraumspezifische Betrachtungen, die eine Störungsdifferenzierung in Abhängigkeit von der Seemorphometrie und die Festlegung von Entscheidungskriterien erlauben.

3.1 Mögliche Entsorgungswege

Als mögliche Entsorgungswege für die Eisenschlämme, die im Sanierungsbergbau der LMBV an unterschiedlichen Stellen und durch unterschiedliche Prozesse anfallen, wurden bislang diskutiert:

- (1) die Ablagerung auf einer Fremddeponie,
- (2) die Errichtung einer Monodeponie unter Bergrecht,
- (3) die Mitverkipfung im Braunkohlenbergbau,
- (4) das Umlagern in einen Bergbaufolgeseen und
- (5) eine stoffliche Verwertung.

Die Wirtschaftlichkeit steigt in der Reihenfolge der Aufzählung. Die Vorzugsvariante wäre eine stoffliche Verwertung. Nach gegenwärtigem Entwicklungsstand besteht jedoch kein Bedarf an den Eisenschlämmen in den anfallenden Mengen. Insbesondere sind die eisenhaltigen Sedimente aus der Gewässerunterhaltung unterschiedlich stark mit Fremdstoffen durchsetzt und schon deshalb überwiegend für eine stoffliche Verwertung nicht geeignet. Das vorliegende Gutachten betrachtet aufgabengemäß schwerpunktmäßig die Variante (4) „das Umlagern der eisenhaltigen Gewässersedimente und Eisenhydroxidschlämme in Bergbaufolgeseen“, die aus wirtschaftlicher Sicht die günstigste Option von den ersten vier Varianten darstellt.

Darüberhinaus besteht in bestimmten Fällen eine weitere Option, die die Entstehung eisenhaltiger Sedimente in den Fließgewässern vermeidet, indem die eisenhaltigen Rohwässer in einen Bergbaufolgensee eingeleitet werden. Hier kann, ggf. flankiert durch chemische Maßnahmen, das Eisen in gleicher Weise auf dem Seegrund sedimentieren, wie das natürlicherweise aus der Umgebung in die Seen eingebrachte Eisen.

3.2 Rechtlicher Rahmen

Die Problematik der eisenhaltigen Gewässersedimente, die durch den Sanierungsbergbau verursacht werden, berührt unterschiedliche Rechtsbereiche, wie z. B. das Bergrecht, das Abfallrecht, das Bodenschutzrecht, das Wasserrecht, aber auch das Immissionsschutzrecht oder das Naturschutzrecht. Daher bedarf diese einer, auf den Einzelfall bezogenen Prüfung der ineinander greifenden Rechtsgebiete, die auf jeden Fall durch Juristen erfolgen muss. In diesem Gutachten werden die besonders betroffenen Rechtsbereiche allein im Hinblick auf ihre Rahmenbedingungen und Grenzwerte beleuchtet. Diese können auch der fachgutachterlichen Bewertung zugrunde gelegt werden.

Bergrecht

Es ist Zweck des Bergrechtes, die Wiedernutzbarmachung der vom Bergbau in Anspruch genommenen Flächen sicherzustellen. Die Erdoberfläche muss unter Beachtung des öffentlichen Interesses ordnungsgemäß gestaltet werden. Unter den Begriff des öffentlichen Interesses fallen auch alle umweltrechtlichen Belange. Diese Anforderungen sowie die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Entsorgung, z. B. die Verwertung und/oder Beseitigung eisenhaltiger Gewässersedimente, wirken sich auf die Betriebsplanzulassung der Bergbehörden aus.

Der § 22a ABergV i.V.m. § 2 Abs. 2 Nr. 7 KrWG welcher die besonderen Anforderungen an die Entsorgung bergbaulicher Abfälle regelt, findet auf die Entsorgung der eisenhaltigen Gewässersedimente keine Anwendung. Diese gelten nicht als Abfälle, die unmittelbar beim Aufsuchen, Gewinnen, Aufbereiten sowie bei der Lagerung von Bodenschätzen anfallen, da der Begriff der „Unmittelbarkeit“ eng auszulegen ist. Die Voraussetzungen eines zeitlichen und räumlichen Bezuges zwischen der bergbaulichen Tätigkeit und dem anfallenden Abfall bestehen demnach nicht.

Abfallrecht

Besteht der Zweck der Unterbringung des Baggergutes darin, dieses zu beseitigen, so ist das Baggergut Abfall. Die Rechtsgrundlagen stellen in diesem Fall die abfallrechtlichen Regelungen, insbesondere das KrWG und der entsprechenden Rechtsverordnungen dar. Ziel des abfallrechtlichen Regelungsregimes ist es, den Schutz von Mensch und Umwelt sicherzustellen und einen schonenden Umgang mit den natürlichen Primärressourcen zu fördern. Die eisenhaltigen Gewässersedimente lassen sich nach der AVV folgenden Abfallschlüssel zuordnen (Tabelle 1):

Tabelle 1: Mögliche Einordnung der Eisenschlämme nach AVV [AVV 2001]

Abfallschlüssel	Abfallbezeichnung
17 05 05	Baggergut, das gefährliche Stoffe enthält
17 05 06	Baggergut mit Ausnahme desjenigen, das unter 17 05 05 fällt
19 02 05	Schlämme aus der physikalischen-chemischen Behandlung, die gefährliche Stoffe enthalten
19 02 06	Schlämme aus der physikalischen-chemischen Behandlung, mit Ausnahme derjenigen, die unter 19 02 05 fällt

Die Einstufung sowie die Anforderungen an die Gewässersedimente ergeben sich neben den abfallrechtlichen Normen auch aus den betroffenen umweltrechtlichen Regelungen, z. B. § 12 BBodSchV i.V.m. Anl. 2 BBodSchV. Zusätzlich dienen besonders in der Praxis die Zuordnungswerte der LAGA M20 als Anhaltspunkt für die Einordnung der stofflichen Verwertung von mineralischen Abfällen, hier der eisenhaltigen Gewässersedimente. Diese entfalten jedoch keine rechtliche Bindungswirkung mangels Rechtsnormqualität.

Bodenschutzrecht

Je nach Schadstoffgehalt können die Gewässersedimente an Land einer Verwertung oder - bei hohen Schadstoffgehalten - einer Beseitigung zugeführt werden. Dabei ist besonders das bodenschutzrechtliche Regelungsregime zu beachten. Handelt es sich um schadstoffarme Gewässersedimente, so können diese unter Beachtung der Maßnahmenwerte der Anl. 2 BBodSchV auch zu landwirtschaftlichen Zwecken genutzt werden. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass sich die entsprechenden Vorsorgewerte auf 70% der angegebenen Werte in der Landwirtschaft reduzieren.

Sollen die Gewässersedimente einer anderen Verwertungsart (Verfüllung z. B. von Tagebaurestlöchern) zugeführt werden, so dürfen dabei grundsätzlich auch nur die Gewässersedimente eingesetzt werden, die die Vorsorgewerte der Anl. 2 der BBodSchV erfüllen. Erfüllen die Gewässersedimente diese Anforderungen nicht, so sind sie zu beseitigen. Dabei ist bei der Deponierung an Land neben dem Abfallrecht ergänzend das Bodenschutzrecht zu beachten.

Wasserrecht

Darüber hinaus gibt es die Möglichkeit, Gewässersedimente im Sinne einer Beseitigung in ein Gewässer zu verbringen, wobei abfallrechtliche Vorschriften durch die Anwendung der §§ 2 Abs. 2 Nr. 9 und Nr. 12 KrWG keine Anwendung finden. Nach dem geltenden Wasserrecht dürfen gem. § 32 Abs. 1 S. 2 WHG Sedimente in ein oberirdisches Gewässer nur dann eingebracht werden, wenn sie zuvor einem Gewässer entnommen worden sind. Das stellt eine Ausnahme vom grundsätzlichen Verbot des Einbringens fester Stoffe in ein Gewässer nach § 32 Abs. 1 S. 1 WHG dar. Der Begriff des Sedimentes nach § 32 Abs. 1 S. 2 sollte dabei auf den Begriff des „Baggergutes“ erweitert werden, denn bei der Beräumung von Gewässern fallen neben Sedimenten auch andere Massen wie z. B. Böden aus dem Umfeld und dem Uferbereich des Gewässers an. Unter diesen Begriff fallen auch die eisenhaltigen Fließgewässersedimente. Das Einbringen der Gewässersedimente kann dabei im gleichen, aber auch in einem anderen Gewässer erfolgen.

Voraussetzung für das Einbringen der Gewässersedimente in ein Gewässer ist, dass diese nicht gefährlich sind. Beurteilungsmaßstab für die Wassergefährlichkeit ist das Wasserrecht. Nach § 3 Nr. 10 WHG liegt eine schädliche Gewässerveränderung vor, wenn das Wohl der Allgemeinheit beeinträchtigt wird oder gegen andere wasserrechtliche Vorschriften verstoßen wird. Hierbei sind besonders auch die Umweltziele der WRRL zu beachten.

Nach § 55 Abs. 3 WHG dürfen flüssige Stoffe, die kein Abwasser sind (d. h. flüssige Abfälle) mit Abwasser entsorgt werden, wenn dies umweltverträglicher ist als die Entsorgung (Beseitigung) des Abfalles und wasserwirtschaftliche Belange nicht entgegenstehen. Dabei kann eine Entsorgung auch in Gewässern erfolgen.

Auch bei der Deponierung sind wasserrechtliche Regelungen zu beachten. So darf die Ablagerung von Abfällen nicht zu einer Beeinträchtigung des Grundwassers und anderer Oberflächengewässer führen.

Wenn die Gefahr der Grundwasserbetroffenheit besteht, findet die Anl. 2 GrwV Anwendung. Die Anlage 2 GrwV legt Schwellenwerte fest, bei deren Überschreitung der Grundwasserkörper als gefährdet gilt.

Das Beräumen der Gewässersedimente sorgt für eine generelle Zustandsverbesserung im Ausgangsgewässer. Dies entspricht dem Zweck der Maßnahme. Bei der Sedimentumlagerung muss für das Zielgewässer das Verschlechterungsverbot beachtet werden. Eine nachteilige Veränderung des ökologischen und chemischen Zustandes des Zielgewässers ist zu vermeiden. Nach aktueller Lesart (Präferenz der Status-quo-Theorie in der Diskussion um das Verschlechterungsverbot, siehe [DGFZ 2013]) ist davon auszugehen, dass bereits geringfügige Verschlechterungen eines Gewässers eine solche Veränderung darstellen können. Gemäß der modifizierten Status-quo-Theorie [DGFZ 2013] kann eine Relevanzschwelle berücksichtigt werden, die derzeit jedoch noch nicht verbindlich definiert ist. Gegebenenfalls können die Ausnahmen des § 32 Abs. 1 WHG in Anspruch genommen werden.

4 Physikalische und chemische Kennzeichnung der Eisenschlämme

4.1 Kenntnisstand

Die Eisenschlämme im Braunkohlenbergbau und im Sanierungsbergbau wurden in unterschiedlichen Zusammenhängen bereits physikalisch und chemisch untersucht. Untersuchungsgegenstand waren bevorzugt die Schlämme aus Grubenwasserbehandlungsanlagen. Vorrangige Zielstellung dieser Untersuchungen waren die Kennzeichnung der Umwelteigenschaften der Schlämme im Zusammenhang mit der bislang bevorzugten Verspülung in Bergbaufolgeseen (Spreetal-Nordost, Sedlitz, Meuro) unter bergrechtlichen Rahmenbedingungen sowie die chemischen Eigenschaften der Schlämme im Zusammenhang mit möglichen stofflichen Verwertungen.

Der aktuelle Wissensstand zu den physikalischen und chemischen Eigenschaften von Eisenschlämmen aus Grubenwasserreinigungsanlagen ist in der Dissertation von [Gröschke 2006] und in [Uhlmann u.a. 2007] veröffentlicht. Zahlreiche interne Studien zu dieser Thematik für die LAUBAG bzw. für die VEM sind nicht veröffentlicht: eine erste Basisarbeit zu den chemischen Eigenschaften des AEW/EHS der GWRA Schwarze Pumpe [IWB 2002b], eine Studie zu den chemischen Eigenschaften der EHS weiterer GWBA [IWB 2002c], eine Studie zu den Nutzungsmöglichkeiten der EHS [IWB 2002a], weiterführende Studien zum Setzungs- und Alterungsverhalten der EHS [IWB 2003], [IWB 2004] und [IWB 2005] sowie eine Untersuchung zum EHS der neu errichteten GWBA Tzschelln [IWB 2006]. Wesentliche Methoden und Ergebnisse dieser Arbeiten sind in die oben genannten Quellen eingegangen und damit öffentlich. Erkenntnisse aus diesen Untersuchungen sind außerdem in die Begutachtungen zu den Bergbaufolgeseen Spreetal-Nordost Sedlitz (beide in [BTU 2009]), und Meuro [BTU 2010] eingeflossen.

In den genannten Arbeiten wurden jeweils „sortenreine“ Schlämme aus Grubenwasserreinigungs- bzw. Grubenwasserbehandlungsanlagen untersucht. Die aktuelle Problematik der LMBV unterscheidet sich jedoch dadurch, dass in den Herkunftsräumen des Sanierungsbergbaus überwiegend keine sortenreinen Schlämme anfallen. Im Folgenden wird allgemein von Eisenschlämmen bzw. eisenhaltigen Schlämmen gesprochen. Dabei handelt es sich stellenweise auch nur um anteilig eisenhaltige Schlämme, insbesondere bei der Gewässerunterhaltung. Der Begriff Eisenhydroxidschlamm wird nur dann verwendet, wenn es sich explizit um einen solchen Schlamm handelt. In den Fließgewässern können unter sauren Bedingungen auch Schwertmannitschlämme anfallen (Abschnitt 4.2.2.1). Im Einzelfall wird darauf verwiesen. Von der VEM wird alkalisches Eisenhydroxidwasser (kurz: AEW) vom Eisenhydroxidschlamm (kurz: EHS) unterschieden. Mit AEW wird das in den Grubenwasserbehandlungsanlagen primär abgezogene, stark eisenhaltige Schlammwasser bezeichnet, das in der Regel zwischen 0,5 und 2,0 Masse-% Feststoffanteile im Trockenrückstand enthält und sowohl technisch als auch genehmigungsrechtlich als Wasser behandelt werden kann.

4.2 Allgemeine Eigenschaften von Eisenhydroxidschlämmen

4.2.1 Systematisierung

Nach der **Herkunft** lassen sich im Sanierungsbergbau in inhaltlicher Erweiterung zur Studie [GWZ 2013] folgende fünf Schlammtypen unterscheiden:

- [1] Eisenschlämme aus der Gewässerberäumung, ggf. unter Anwendung von Flockungshilfsmitteln,
- [2] Eisenschlämme aus naturräumlichen Absetzanlagen ohne Zugabe von Flockungsmitteln,
- [3] Eisenschlämme aus Wasserbehandlungsanlagen bei der Aufbereitung von Flusswasser wahlweise ohne/mit Flockungsmitteln und Flockungshilfsmitteln,
- [4] Eisenschlämme aus Wasserbehandlungsanlagen bei der Aufbereitung von Grundwasser üblicherweise mit Flockungsmitteln und Flockungshilfsmitteln sowie
- [5] Eisenschlämme bei der In-lake-Wasserbehandlung mit alkalischen Flockungsmitteln.

Die Sedimente aus der Beräumung von Fließgewässern können sich chemisch und physikalisch signifikant unterscheiden. In Bereichen, wo das Oberflächengewässer aufgrund der Eisenhydrolyse stark versauert ($\text{pH} < 4,5$), bilden sich in der Regel saure Schlämme (Schwertmannit) anstelle von neutralen bis schwach alkalischen Eisenhydroxidschlämmen (vgl. Abschnitt 4.2.2.1). Es ist deshalb sinnvoll, die Eisenschlämme aus der Gewässerberäumung mindestens als Untertypen: [1a] neutrale Eisenhydroxidschlämme und [1b] saure Eisenschlämme, zu unterscheiden.

Die wesentlichen makroskopischen **Hauptbestandteile** der in Frage kommenden Eisenschlämme bzw. eisenhaltigen Schlämme sind:

- Mineralähnliche Eisenverbindungen: Eisenhydroxid, Eisenoxidhydrat, Eisenoxid, Schwertmannit und/oder Jarosit,
- Silikate (unlösliche klastische mineralische Bestandteile) in den Kornfraktionen Sand, Schluff und/oder Ton bzw. mineralogisch als Quarz, Feldspäte, Glimmer und Tonminerale,
- Organik, die funktional nach Abtrennbarkeit und biologischer Abbaubarkeit als feine Organik (Algen, Detritus, Pollen) und grobe Organik (Makrophyten, Totholz) unterschieden werden kann,
- Calcit überwiegend als Produkt der Entcarbonisierung, das bei der Dosierung alkalischer Flockungsmittel regelmäßig in unterschiedlichen Anteilen entsteht,
- Reste der Flockungsmittel, meist grobkörnige schlechtlösliche Bestandteile, sowie
- Flockungshilfsmittel, überwiegend als organische Polymere.

Die Eisenschlämme nach Herkunft unterscheiden sich in ihren wesentlichen Eigenschaften und Bestandteilen gemäß der Tabelle 2.

Tabelle 2: Klassifizierung der Eisenschlämme nach Herkunft und Hauptbestandteilen

Relevante Bestandteile		Typ 1	Typ 2	Typ 3	Typ 4	Typ 5
		Fließgewässerberäumung	Absetzanlagen	Aufbereitung von Flusswasser	Aufbereitung von Grundwasser	In-lake-Verfahren
		Ohne/Mit FHM	Ohne FM/FHM	Ohne/Mit FM/FHM	Mit FM/FHM	Mit FM
Eisenverbindungen		■	■	■	■	■
Silikate		■	□	□	*	*
Organik ¹⁾	Fein	▣	▣	▣	*	*
	Grob	▣	□	□	*	---
Calcit		*	*	□	▣	□
Reste FM		*	*	□	□	□
FHM		--- / *	---	--- / *	*	---

Erläuterung:

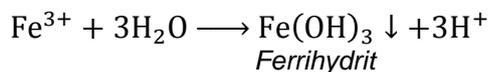
- dominant, viel
- ▣ relevant
- untergeordnet, gering
- * nicht relevant
- kein

1) Funktionale Unterscheidung nach Abtrennbarkeit und Abbaubarkeit, siehe Abschnitt 4.2.2.3.

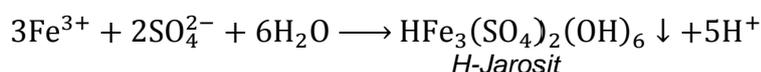
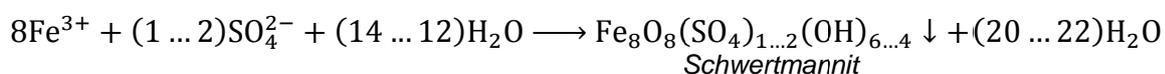
4.2.2 Chemische Eigenschaften

4.2.2.1 Eisenverbindungen

Unter schwach sauren bis alkalischen Bedingungen bildet sich bei der Belüftung und Oxidation eisenreicher Wässer gewöhnlich ein wasserreiches Eisen(III)hydroxid $\text{Fe}(\text{OH})_3$, das sich mineralogisch überwiegend als Ferrihydrit kennzeichnen lässt:



Bei niedrigen pH-Werten und hohen Sulfatkonzentrationen bilden sich verschiedene **Eisen(oxi)hydroxisulfate**. Im Zusammenhang mit Bergbauwässern ist vor allem die Bildung von Schwertmannit und Jarosit bekannt geworden, vgl. dazu [Arnold & Uhlmann 2002] und [Uhlmann & Arnold 2003]:



Saure Schwertmannitschlämme finden sich in zahlreichen Fließgewässern der Lausitz. Die Bildung von Schwertmannit findet bevorzugt im pH-Bereich von $\text{pH} \approx 4,5$ bis $2,8$ und die Bildung von Jarosit bevorzugt im pH-Bereich unter $\text{pH} < 2,8$ statt. Die Bildungsbereiche von Ferrihydrit, Schwertmannit und Jarosit sind in einem pH-Eh-Diagramm des Eisens in Bild 1 schematisch dargestellt.

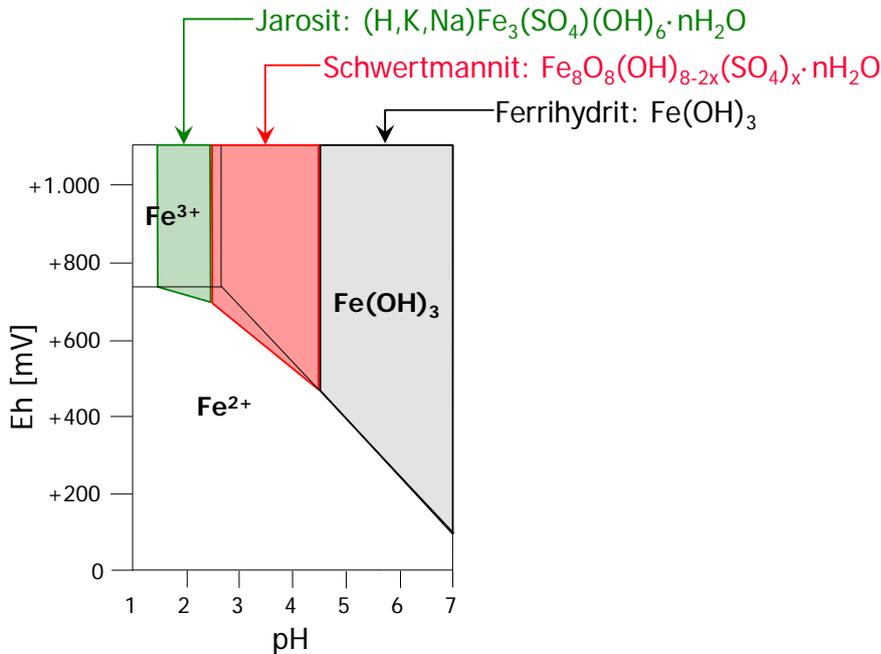


Bild 1: Stabilitätsfelder des Eisens im pH-pe-Diagramm und Stabilitätsbereiche der Eisenminerale Ferrihydrit, Schwertmannit und H-Jarosit (schematisch)

Die Eisenhydroxide stellen sich als kryptokristalline (amorphe) Matrix dar, die aus kugelförmigen Teilchen mit einem Durchmesser von ca. 3 nm besteht (Bild 2 rechts). Mittels RFA lassen sich die Eisenverbindungen eines frisch ausgefällten Eisen-schlammes in einer GWBA mineralogisch zu mehr als 90 % als Eisenhydroxid (Ferrihydrit) und zu weniger als 10 % als Eisenoxidhydrat (Hämatit) nachweisen. In Spuren ($< 1\%$) wurde auch Eisenoxid (Magnetit) nachgewiesen [Uhlmann u.a. 2007].

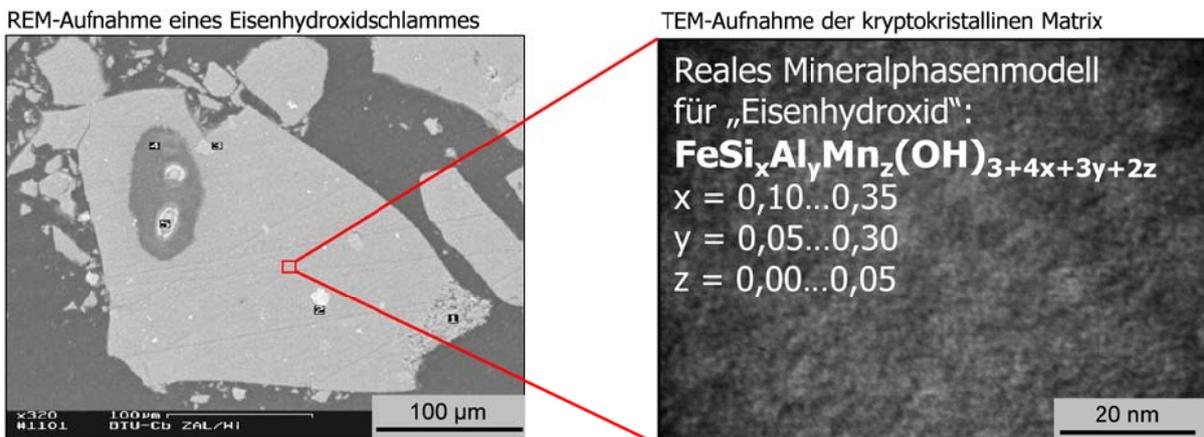
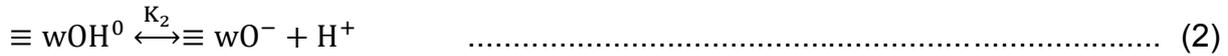
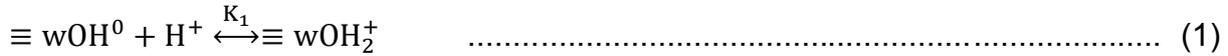


Bild 2: REM/TEM-Aufnahme eines Eisenhydroxidschlammes aus der Grubenwasserbehandlung, Quelle: [Uhlmann u.a. 2007]

Eine wesentliche chemische Eigenschaft der Eisenhydroxidschlämme ist die Oberflächenkomplexierung. Sie beruht auf der Eigenschaft von Eisenhydroxiden zur Protonierung und zur Deprotonierung der außenständigen Hydroxidgruppen.



Die entsprechenden Gleichgewichtskonstanten K_1 und K_2 in den Reaktionen (1) und (2) werden als intrinsische Dissoziationskonstanten bezeichnet. An den protonierten bzw. deprotonierten Oberflächengruppen können sich entsprechende Gegenionen austauschbar anlagern, wie zum Beispiel Sulfat, Calcium und Magnesium:



Das gilt in vergleichbarer Weise auch für kationische Metalle, wie Zink, Nickel, Kobalt und für anionische Halbmetalle, wie Arsen bzw. Arsenat.

Die Oberflächenkomplexierung ordnet sich den Gesetzmäßigkeiten der Gleichgewichtsthermodynamik unter. Die theoretischen Grundlagen der Oberflächenkomplexierung sind in [Dzombak & Morel 1990], [Stumm & Morgan 1996] und [Cornell & Schwertmann 2003] beschrieben. Das mathematische Modell für die Oberflächenkomplexierung ist in PHREEQC [Parkhurst & Appelo 1999] enthalten.

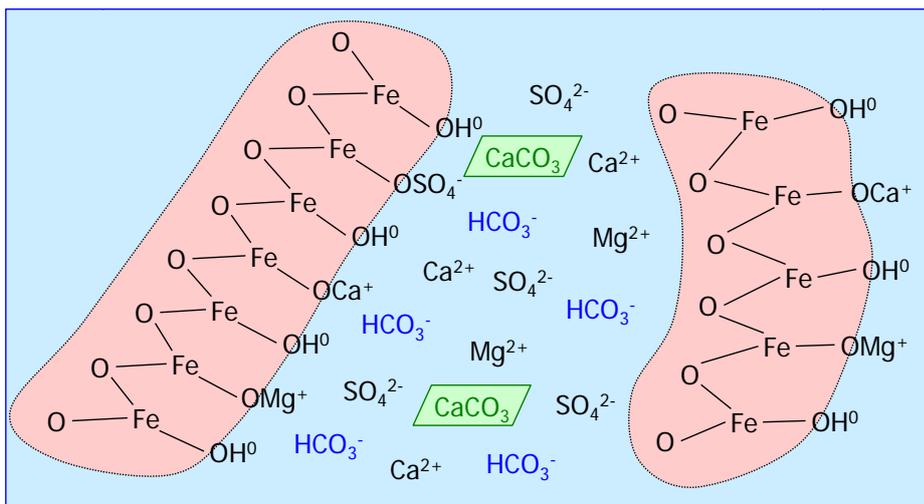


Bild 3: Synoptische Darstellung eines neutralen Eisenhydroxidschlammes mit Oberflächenkomplexierung und Calcit

Die Matrix der Eisenhydroxide enthält zahlreiche Additive. Typischerweise lassen sich in den Schlammungen aus Grubenwasserreinigungsanlagen Silizium, Aluminium, Mangan, Calcium, Magnesium, Schwefel, Phosphor, Zink, Nickel, Kobalt und Arsen als Additive nachweisen. Die Additive können gittergebunden oder oberflächenkomplexiert vorliegen. Gittergebunden sind gewöhnlich Silizium, Aluminium und

Mangan. Die chemische Summenformel für die Eisenhydroxide wäre deshalb korrekterweise als $\text{FeSi}_x\text{Al}_y\text{Mn}_z(\text{OH})_{3+4z+3y+2z}$ zu schreiben (siehe Bild 2 rechts). Die Spannbreiten der in frischen Eisenhydroxidschlämmen der LMBV und der VEM nachgewiesenen gittergebundenen Additive sind in Bild 2 rechts genannt. Fast ausschließlich oberflächenkomplexiert sind in der Regel Sulfat, Calcium und Magnesium. Die anderen zuvor genannten Komponenten sind teils gittergebunden und teils oberflächenkomplexiert. Die analytische Unterscheidung zwischen gittergebundenen und oberflächenkomplexierten Anteilen kann durch Eluatanalysen getroffen werden.

Der wesentliche Unterschied zwischen den gittergebundenen und den oberflächenkomplexierten Additiven besteht in ihrer Löslichkeit. Die gittergebundenen Komponenten werden nur im Zuge der chemischen Auflösung der Eisenhydroxide freigesetzt. Eisenhydroxide können sich unter zwei Bedingungen auflösen: Eisenhydroxide sind im stark sauren Milieu löslich oder im anaeroben Milieu mikrobiologisch reduzierbar.

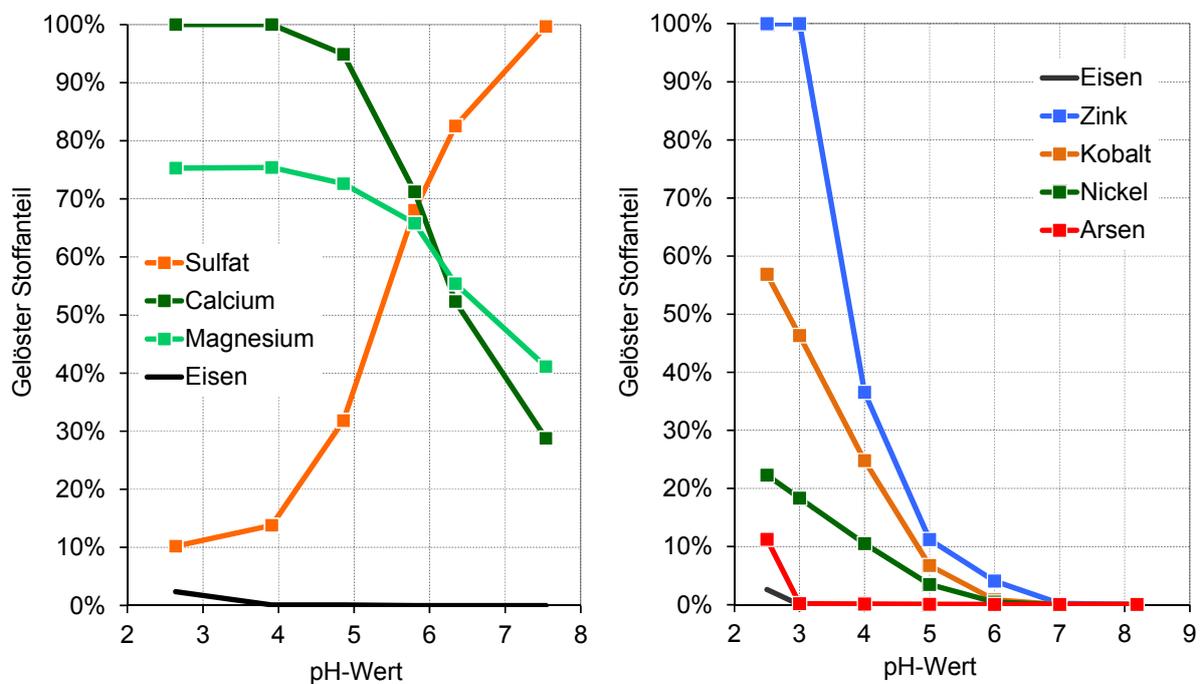


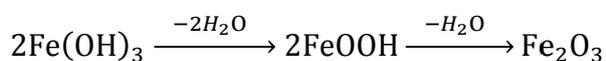
Bild 4: pH-abhängige Löslichkeit der oberflächenkomplexierten Ionen eines Frischschlammes der GWRA Kringelsdorf (links) und der Metalle eines Altschlammes der GWBA Schwarze Pumpe, Quellen: [IWB 2004] und [IWB 2002a]

Das Bild 4 links zeigt den pH-abhängigen Anteil der gelösten Makroionen im Porenwasser eines Eisenhydroxidschlammes aus der Grubenwasserbehandlungsanlage Kringelsdorf (VEM). Die gegenläufige Löslichkeit bzw. Bindung des Sulfats und der Kationen Calcium und Magnesium ergibt sich aus den Gesetzmäßigkeiten der Oberflächenkomplexierung. Vergleichend ist gezeigt, dass der EHS bei $\text{pH} < 3$ chemisch anteilig aufgelöst wird. Das Bild 4 rechts zeigt die pH-abhängige Löslichkeit relevanter Metalle und Halbmetalle am Beispiel eines Schlammes aus der GWBA Schwarze Pumpe (VEM). Vergleichbare Befunde liegen auch zu den Schlämmen aus anderen Grubenwasserreinigungsanlagen der LMBV und aus Grubenwasserreinigungsanlagen der VEM vor. Das Bild 4 rechts zeigt, dass die oberflächenkomplexiert gebundenen zweiwertigen Metallkationen bei $\text{pH} < 5$ in relevanten Anteilen desorbiert werden. Arsen wird dagegen erst mit der Auflösung des Eisen-

hydroxids selbst freigesetzt. Das Oxoanion Arsenat ist sehr fest mit den Eisenhydroxiden verbunden. Vergleichbares gilt auch für das Oxoanion Phosphat und für weitere spezifische Oxoanionen, sofern sie im Zusammenhang mit den Eisensedimenten überhaupt vorkommen.

Das Eisenhydroxid hat mit der Oberflächenkomplexierung eine spezifische chemische Eigenschaft. Sie ist vor allem für die Bindung kationischer Metalle relevant und ist bei niedrigen pH-Werten reversibel. Besonders fest und nahezu irreversibel werden vom Oberflächenkomplex der Eisenhydroxide so genannte Oxoanionen gebunden. Dazu zählen vor allem Phosphat und Arsenat.

Die Eisenschlämme unterliegen in den Ablagerungsräumen der chemischen Alterung. Aus Eisenhydroxiden (Ferrihydrit) bilden sich durch Abspaltung von Wasser Eisenoxidhydrate und später auch Eisenoxide (Hämatit, Goethit):



Damit werden die Eisenablagerungen kompakter und chemisch stabiler. Dieser Prozess verläuft jedoch sehr langsam und ist für die vorliegenden Betrachtungen nicht relevant.

4.2.2.2 Silikate

Bei der Beräumung von Fließgewässern werden klastische Sedimente als Ton, Schluff und Sand mit erfasst. Häufig sind die klastischen Sedimente mit den Eisenschlammern vermischt oder verzahnt. Eine stoffliche Trennung unmittelbar während der Gewässerberäumung ist nicht möglich. Das kann nur in nachfolgenden technologischen Separationsstufen erfolgen (Abschnitt 8.1).

4.2.2.3 Organik

Die betrachteten Eisenschlämme sind unterschiedlich stark mit organischen Stoffen befrachtet. Die organischen Bestandteile sollen nach ihrer Abtrennbarkeit und ihrer biologischen Abbaubarkeit funktional in drei Gruppen unterschieden werden:

- gelöste bzw. an Eisenhydroxide adsorbierte Organik,
- feine Organik (z. B. Algen, Detritus, Pollen, z.T. Laub) und
- grobe Organik (Makrophyten, Schwemmholz, Wurzeln, z.T. Laub).

Die niedrigsten organischen Gehalte finden sich in den Eisenschlammern von Grubenwasserbehandlungsanlagen. Wobei hier die Schlämme aus Grubenwässern, die per Rohrleitung aus den Brunnen direkt der Anlage zugeführt werden, nahezu frei von organischen Inhaltsstoffen sind (z. B. GWBA Tzschelln). Grubenwasserbehandlungsanlagen, denen das Sumpfungswasser in offenen Grubenwasserableitern zugeführt werden, enthalten durch Einträge auf dem Fließweg deutlich höhere organische Stoffgehalte (z. B. GWBA Kringelsdorf und GWBA Schwarze Pumpe). Mit erhöhten Gehalten organischer Stoffe ist auch in Wasserbehandlungsanlagen zu rechnen, die Flusswasser aufbereiten. Weitere organische Stoffe werden in die Eisenschlämme in den offenen Absetzräumen eingetragen. In Bergbaufolgeseen (z. B. Spreetal-Nordost) sind das überwiegend Algen und Pollen sowie in trockenen Absetzbecken (z. B. Kringelsdorf) überwiegend Makrophyten und Laub. Die höchsten organischen

Gehalte finden sich in den Sedimenten der Fließgewässer und ggf. in den Sedimenten kleiner Bergbaufolgeseen mit hoher Primärproduktion.

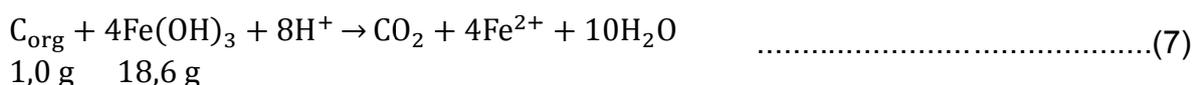
Die feinen organischen Bestandteile können im Sinne der Betrachtung unter aeroben Bedingungen überwiegend als biologisch leicht abbaubar mit einer Halbwertszeit von deutlich < 1 Jahr angenommen werden. Die groben organischen Bestandteile werden im Sinne der Betrachtung als biologisch schwer abbaubar mit einer Halbwertszeit deutlich > 1 Jahr angenommen. Ihr Störpotenzial besteht zum einen in der Technologie. Bei der Verspülung solcher Schlämme ist mit einem Aufschwimmen organischer Bestandteile zu rechnen. Zum anderen wird beim Abbau Sauerstoff verbraucht, was während Schichtungsperioden zu einer Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasserkörper eines Sees führen kann.

Der aerobe Abbau der feinen organischen Bestandteile bis zur vollständigen Mineralisierung erfolgt mit Luftsauerstoff nach folgender vereinfachter stöchiometrischer Gleichung:



Unter aeroben Bedingungen ist der Sauerstoff für den Abbau in der Regel nicht limitierend. Limitierend ist der Zutritt von Sauerstoff in den Reaktionsraum, der in den wassergesättigten Sedimenten ausschließlich durch molekulare Diffusion erfolgen kann. Dieser Transport ist sehr gering. Selbst in Fließgewässern findet sich wenige Millimeter unter der oxidierten Sedimentoberfläche ein anoxisches Sediment mit einem faulschlammähnlichen Habitus.

Unter anaeroben Bedingungen steht für die Respiration der organischen Substanz das dreiwertige Eisen als Oxidationsmittel zur Verfügung:



Die Gleichung (7) zeigt, dass mit einem Milligramm organischen Kohlenstoff theoretisch bis 10 Milligramm Eisen(III) bzw. 19 Milligramm Eisen(III)hydroxid reduziert werden können. In den eisenhydroxidhaltigen Sedimenten ist im Unterschied zu den sonst typischen mineralisch-organogenen Gewässersedimenten damit ein relevantes Oxidationsmittel in der Festphase enthalten.

Der anaerobe Abbau organischer Substanz in eisenhaltigen Sedimenten stellt sich als Verfärbung dar, die in entsprechend organikreichen Eisensedimenten den Habitus eines Faulschlammes annimmt. In den Porenwässern solcher Sedimente werden auch erhöhte Eisen(II)konzentrationen gemessen. Über die festen Bindungsformen des Eisens in solchen Sedimenten liegen bislang keine Untersuchungen vor.

Der anaerobe Abbau der Organik erfolgt wesentlich langsamer als der aerobe Abbau. Eine vollständige reduktive Rücklösung des Eisens wird jedoch nicht erfolgen, da an der Kontaktfläche zum Sauerstoff (Wasser oder Luft) eine sofortige Oxidation des Eisens und Ausfällung als Eisenhydroxid erfolgt (Bild 5).

Ein erheblicher Anteil der organischen Substanz wird unter anoxischen Bedingungen als gelöste Kohlenstoffverbindungen (DOC) an Eisenhydroxide adsorbiert. Diese Assoziation von Eisenhydroxid und Organik verhindert bzw. verlangsamt einerseits die Alterung der Eisenhydroxide zu Oxiden (siehe Abschnitt 4.2.2.1), und andererseits wird die mikrobielle Zersetzung der Organik unterbunden.

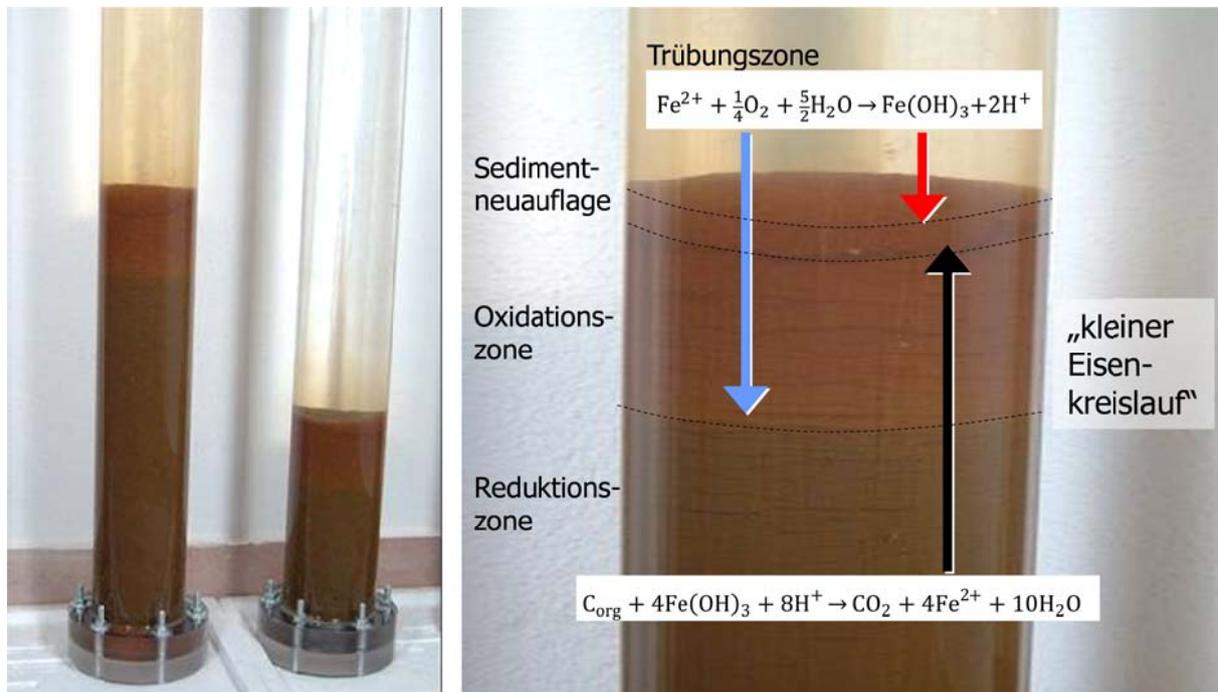


Bild 5: Sogenannter „Kleiner Eisenkreislauf“ an der Grenzfläche zwischen anaerobem Sediment und aerobem Gewässer

4.2.2.4 Calcit

Calcit tritt überwiegend nur in Eisenschlamm auf, die im Zusammenhang mit dem Einsatz von alkalischen Neutralisationsmitteln bei der Wasserbehandlung erzeugt wurden. Das Sättigungsgleichgewicht für Calcit wird in der Regel bei $\text{pH} \approx 8,5$ erreicht. Das ist auch der optimale Prozesswert für die Eisenoxidation und Eisenfällung. Bereits geringe Überschreitungen des Prozess-pH-Wertes führen lokal und temporär zur Calcit ausfällung. In GWRA und GWBA, in denen kohlenstoffreiches Grundwasser behandelt wird, ist der Calcitgehalt am höchsten. Bei In-lake-Verfahren mit Calciumhydroxid, Calciumoxid oder Natronlauge, die zu lokal stark erhöhten pH-Werten führen, ist die Calcit ausfällung meist kohlenstofflimitiert. Im Zuge der Ausfällung werden auch Teile des Calcits zurückgelöst. Der Eisenschlamm in Grubenwasserreinigungsanlagen enthält bis zu 20 Masse-% Calcit. Der Calcit ist im EHS feindispers enthalten und damit gut löslich. Der Calcitgehalt im EHS ist nicht nachteilig, er konditioniert den Schlamm, indem er ihm eine größere Dichte und eine chemische Pufferung verleiht. Calcithaltige Eisenschlämme sind sogar zur Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen von Interesse.

Die Säurekapazität des Schlammwassers wird im See spontan wirksam. Das im EHS enthaltene Calciumkarbonat steht im chemischen Gleichgewicht mit dem Schlammwasser. Beim Kontakt mit dem sauren und gegenüber Calcit untersättigten Seewasser wird Calciumkarbonat gelöst. Aufgrund der lokalen Einmischung und der kurzen Kontaktzeiten geht jedoch nur ein Teil des Calciumkarbonats in Lösung.

4.2.2.5 *Reste des Flockungsmittels*

Die handelsüblichen festen Flockungsmittel, wie Kalksteinmehl oder Kalkhydrat, werden aus Naturstoffen (Kalkstein) hergestellt und sind deshalb natürlicherweise nicht absolut sortenrein. Der Fremdstoffanteil im Kalkstein kann bis 5 % betragen. Es handelt sich dabei überwiegend um tonige, schluffige und sandige silikatische Bestandteile. Im Branntkalk bzw. Kalkhydrat kommen glasige und zementartige Bestandteile dazu, die beim Kalkbrennen entstehen. Diese Fremdbestandteile sind überwiegend unlöslich und von anderen klastischen Bestandteilen nur mit dem Mikroskop zu unterscheiden. Als Reste des Flockungsmittels bleibt im Schlamm in der Regel auch das schlecht lösliche Überkorn des Flockungsmittels erhalten.

4.2.2.6 *Flockungshilfsmittel*

Im Braunkohlenbergbau der Lausitz kommen derzeit überwiegend zwei Sorten von Flockungshilfsmitteln zur Anwendung: Flockungshilfsmittel in Grubenwasserbehandlungsanlagen zur primären Eisenflockung sowie Flockungshilfsmittel zur Eindickung von Eisenschlämmen.

Das Flockungshilfsmittel **Koaret PA 3230** (CAS-Nr. 25085-02-3) von der Fa. BK Giuliani GmbH findet Anwendung in den Grubenwasserbehandlungsanlagen der Vattenfall Europe Mining AG (Kringelsdorf, Tzschelln und Schwarze Pumpe) und der LMBV (GWRA Rainitz). Koaret PA 3230 ist ein synthetischer Polyelektrolyt mit hohem Molekulargewicht auf der Basis von Polyacrylamid und Polyacrylat. Koaret PA 3230 hat eine hohe anionische Ladungsdichte. Es ist vollständig in Wasser löslich und ergibt Lösungen von hoher Viskosität. Es erfüllt die Anforderungen der DIN 19622 zur Aufbereitung von Trinkwasser. Das FHM Koaret PA 3230 wird als Granulat mit einer Schüttdichte von 0,8 t/m³ bereitgestellt. Aus dem Granulat werden Stammlösungen mit 0,25 % bis 0,60 % Feststoffgehalt hergestellt. In der Wasseraufbereitung kommen Betriebslösungen von 0,05 % bis 0,30 % zum Einsatz. Der bevorzugte Einsatzbereich liegt bei pH > 8.

Das Flockungshilfsmittel **Heppix OT** (CAS-Nr. 9012-76-4) von der Fa. BioLog Biotechnologie und Logistik GmbH kommt derzeit für die Schlammeindickung in der GWRA Vetschau und an der Ragower Kahnfahrt zum Einsatz. Heppix OT ist ein nicht wassergefährdendes, biologisch abbaubares, natürliches, hoch kationisches Polymer mit 82 % bis 90 % Ladungsträgern. Es handelt sich um Polyaminoglucose (Chitosan), die in 1%iger Essigsäurelösung gelöst ist. Das Mittel wird als 1%ige Stammlösung bereitgestellt. Aus der Stammlösung werden Betriebslösungen mit 0,05 % bis 0,5 % Wirkstoffgehalt hergestellt. Der bevorzugte Einsatzbereich liegt bei pH < 7.

Bei der Grubenwasserbehandlung in der Lausitz werden Flockungshilfsmittel meist in Dosierungen zwischen 0,1 bis 0,5 g/m³ eingesetzt. Ein strenger kausaler stöchiometrischer Bezug zwischen FHM-Dosierung und Eisenkonzentration besteht nicht. Um die gewünschte Flockungswirkung zu erreichen, muss eine bestimmte Raum-dichte der Flockungshilfsmittel erreicht werden. Die optimale Dosierung wird gewöhnlich experimentell bestimmt. Die Flockungshilfsmittel gehen überwiegend in das Sediment über. Ihr Anteil im Sediment ist von der Eisenkonzentration des Ausgangswassers und von der Dosierung der Flockungshilfsmittel abhängig. Typische Dosierungen der FHM und Eisenkonzentrationen sind in der Tabelle 3 angegeben.

Bei der Beckenberäumung der GWRA Vetschau und der Gewässerberäumung der Wudritz wurde von der Fa. Heppe das Flockungshilfsmittel Heppix OT in Dosierungen mit etwa $0,5 \text{ g/m}^3$ eingesetzt. Die Eisenkonzentration der abgepumpten Suspension wurde nicht ermittelt.

Tabelle 3: Spezifischer Einsatz von Flockungshilfsmitteln

Anlage	Mittlere Eisenkonzentration	FHM	Spezifische FHM-Dosierung		Datenquelle
	mg/L		Bezogen auf das Wasservolumen in g/m^3	Bezogen auf die Eisenkonzentration in mg/g	
GWBA Schwarze Pumpe	41	Koaret PA 3230 T	0,17	4,3	VEM Mittelwerte 2013
GWBA Tzschelln	280	Koaret PA 3230	0,42	1,5	VEM Mittelwerte 2013
WBA Vetschau		Heppix OT (Chitosan)	~ 0,50	k.A.	Heppe BioLog
Wudritz		Heppix OT (Chitosan)	~ 0,50	k.A.	Heppe BioLog

4.2.3 Vereinfachtes Phasenmodell

Für die Massen- und Volumenermittlung eines Schlammes ist von Bedeutung, dass der Schlamm in den Gewässern eine Mischphase darstellt, die nur zum Teil aus den Eisenhydroxidverbindungen besteht. Beim Quellenmonitoring der Eisenbelastung im Nordraum der LMBV, siehe Abschnitt 5.1.1, wird nur die Eisenfracht ermittelt, die in die Gewässer eingetragen wird. In den Gewässern wird das Eisen jedoch mit anderen Ablagerungen vermischt. Bei der Ermittlung der Massen und Volumina ist deshalb die Zusammensetzung des Sedimentes zu berücksichtigen. Die eisenhydroxidhaltigen Gewässersedimente können zu diesem Zweck zu einem Phasenmodell abstrahiert werden, das aus folgenden sechs relevanten Phasen bestehen kann (Bild 6):

- (1) Wasser
- (2) Lösliche Salze
- (3) Eisenhydroxid (oder im Sonderfall: Schwertmannit)
- (4) Karbonat
- (5) Organik
- (6) Minerale (überwiegend Silikate)

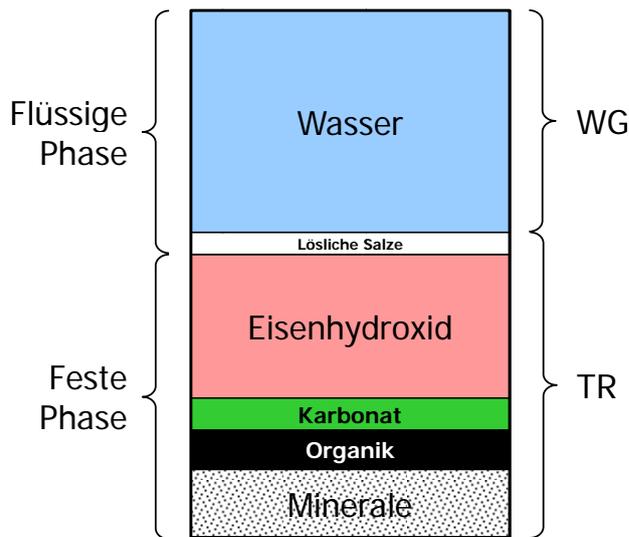


Bild 6: Vereinfachtes Phasenmodell für die Eisensedimente

Gewöhnlich werden bei den Untersuchungen von Sedimenten nach der LAGA M20 TR Boden zu wenige physikalische und chemische Kennwerte erfasst, die geeignet wären, die mineralischen Hauptphasenbestandteile der Schlämme zu charakterisieren. Das liegt darin begründet, dass die TR Boden auf „normale mineralische Böden“ abzielt. Eisen gehört nicht zum Untersuchungsspektrum der TR Boden. Das Ziel muss darin bestehen, mit einem Minimum zusätzlicher Untersuchungen auch die Eisensedimente auskömmlich zu charakterisieren (siehe Abschnitt 4.3.4).

Unter die Minerale sind die nichtlöslichen Bestandteile der Flockungsmittel zu subsumieren. Der lösliche Salzgehalt ist im Originalschlamm Bestandteil der Wasserphase. Er geht aber bei der Analytik in den Trockenrückstand über. Das ist bei den Berechnungen zu den Phasenanteilen zu berücksichtigen, siehe [Uhlmann u.a. 2007]. Da die mineralischen Anteile der Schlämme in der Regel analytisch und mineralogisch nicht bestimmt werden, wird in erster Näherung angenommen, dass es sich hierbei überwiegend um klastische Anteile (Quarz, Feldspäte, Glimmer und Tonminerale) handelt. Der mineralische Anteil der Schlämme kann dann näherungsweise auf der Grundlage der Analysenergebnisse aus der Differenz der anderen fünf Phasenanteile berechnet werden (Tabelle 4).

Näherungsweise gilt:

$$WG + TR = 1 \quad \dots\dots\dots (8)$$

mit WG Wassergehalt
TR..... Trockenrückstand

Die Phasenanteile lassen sich durch übliche Messgrößen und einfache molekulare Umrechnungsfaktoren wie folgt bestimmen (Tabelle 4):

Tabelle 4: Vereinfachtes Phasenmodell für die Eisenschlämme

Nr.	Phase	Massenanteil im Schlamm	
1	Wasser	$M_w = WG$	
2	Lösliche Salze	$M_{Sal} = WG \cdot Sal$	
3	Eisenhydroxid	$M_{Fe(OH)_3} = (1 - WG) \cdot m_{Fe(OH)_3}$	$m_{Fe(OH)_3} \approx m_{Fe} \cdot 1,91$
4	Karbonat	$M_{Karb} = (1 - WG) \cdot m_{Karb}$	$m_{Karb} \approx m_{TIC} \cdot 8,34$
5	Organik	$M_{Org} = (1 - WG) \cdot m_{Org}$	$m_{Org} \approx m_{TOC} \cdot 2,50$
6	Minerale	$M_{Min} = (1 - WG) \cdot m_{Min}$	$m_{Min} \approx$ $1 - m_{Fe(OH)_3} - m_{Karb} - m_{Org}$

mit M_{\dots}Massenanteil der Phase i im Schlamm
 WG Wassergehalt
 Sal Salinität
 m_{\dots}Massenanteil der Phase i im Feststoff (Trockenrückstand)

4.2.4 Physikalische Eigenschaften

Ein wesentlicher Nachteil der Eisenhydroxidschlämme besteht in ihrer schlechten Entwässerbarkeit und ihren thixotropen Eigenschaften. Durch Untersuchungen wurde erkannt, dass Eisenhydroxidschlämme unter Wasser durch gravitative Setzung über längere Zeit lediglich Trockenrückstände von 4 bis 8 Masse-% bilden.

Die Konsolidierung von Schlämmen kann durch unterschiedliche Parameter beschrieben werden. Aus der Grubenwasserbehandlung ist der Parameter „Schlamm-inhaltswert“ (SIW) gebräuchlich. Der Schlamm-inhaltswert ist das Volumen eines Schlammes nach einer definierten Absetzzeit im Verhältnis zu seinem Ausgangsvolumen. Dieser Wert spielt in Grubenwasserreinigungsanlagen eine Rolle. Er setzt das Schlammvolumen aus der Schlammberäumung in den Absetzbecken ins Verhältnis zum potentiellen Schlammvolumen in den Stapelräumen. Der Schlamm-inhaltswert ist jedoch keine feststehende technologische Größe, sondern wesentlich von der Technologie der Schlammberäumung, d. h. den Ausgangsdaten des Frischschlammes, abhängig.

Robuster sind dagegen die langfristig erzielbaren physikalischen Kennwerte der Schlämme in den Stapelräumen, die als Trockenrückstand (TR) oder als Schlamm-dichte ausgewiesen werden können. Entsprechende Untersuchungen wurden für die VEM durchgeführt: [IWB 2003], [IWB 2004] und [IWB 2005]. Dabei wurde die Schlammsetzung über einen längeren Zeitraum beobachtet und aus der Veränderung des Schlammspiegels bzw. Schlamm-inhaltswertes auf die Veränderung der bodenphysikalischen Kennwerte Trockenrückstand und Dichte geschlossen (Bild 7). Die Untersuchungen am Beispiel der GWBA Tzschelln (VEM) zeigen, dass die Schlammkonsolidierung auch nach 2,5 Jahren Versuchszeit noch nicht abgeschlossen ist. Auf der logarithmischen Zeitskala ist weiter ein anhaltender Trend der Schlammkonsolidierung zu erkennen. Die Erfahrungen besagen, dass die Konsolidierung der Eisenschlämme in den Naturräumen über sehr lange Zeit anhält. Da die

Veränderungen nur auf der logarithmischen Zeitskala sinnvoll darstellbar sind, liegen entsprechende quantitative Nachweise nicht vor.

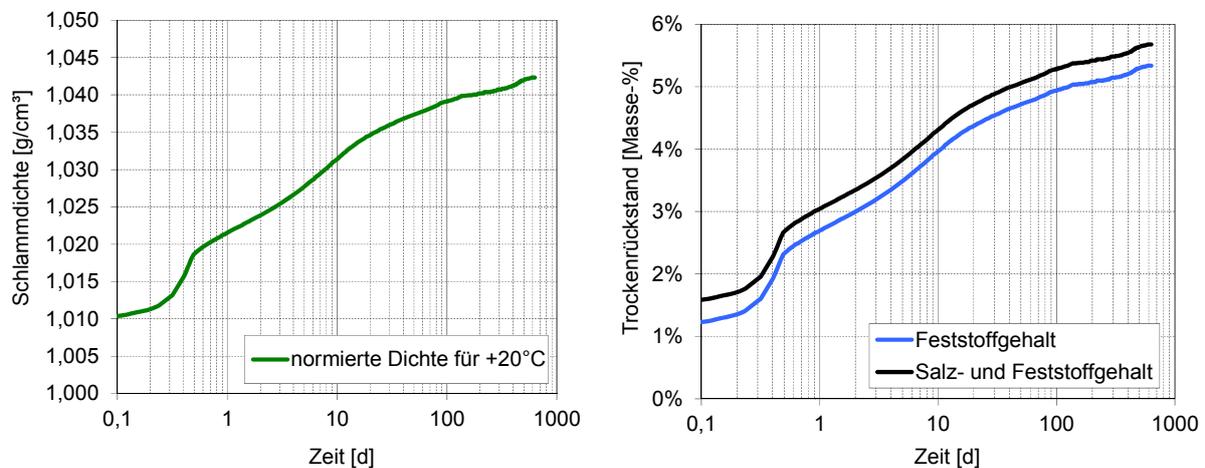


Bild 7: Konsolidierung des karbonathaltigen Schlammes aus der GWBA Tzschelln in einem Säulenversuch anhand der zeitlichen Entwicklung der Schlamm-dichte (links) und des Trockenrückstandes (rechts), aus [IWB 2005]

Allgemein gilt, je höher der Karbonatanteil in den Schlämmen ist, desto größer sind die erreichbaren Trockenrückstände und Dichten. Gleiches ist auf Schlämme übertragbar, die relevante mineralische Anteile enthalten. Diese Aussage bezieht sich jeweils auf den Mischschlamm. Für die vorliegenden Betrachtungen ist jedoch von Bedeutung, welche Raumdichten für den Eisenschlamm unabhängig von den Fremdbestandteilen erreicht werden können. Hierbei sind zu unterscheiden:

- (1) Eisenschlämme, die sich im Wasser gravitativ absetzen, z. B. in einem Bergbaufolgensee im Ergebnis einer chemischen Wasserbehandlung, in einem naturräumlichen oder technischen Absetzbecken ohne Anwendung von Flockungshilfsmitteln.
- (2) Eisenschlämme, die in Trockenbeete eingespült werden und hier dem Einfluss der Sickerströmung (Saugspannung) unterliegen.
- (3) Eisenschlämme, die in Trockenbeete eingespült werden und in Ergänzung zu (2) einem relevanten Einfluss der Trocknung durch Sonnenstrahlung und Wind unterliegen.
- (4) Eisenschlämme, die durch Flockungshilfsmittel eingedickt werden.
- (5) Eisenschlämme, die anlagentechnisch mit unterschiedlichen Technologien entwässert und ggf. zusätzlich getrocknet werden.

Die aus eigenen Untersuchungen, aus den Untersuchungen Dritter sowie aus Herstellerinformationen abgeleiteten Angaben zu den entstehungs- und prozessabhängigen Trockenrückständen typischer Chargen von Eisenhydroxidschlämmen sind in der Tabelle 5 zusammengefasst. Die Angaben mancher Hersteller und Anwender von maschinellen Entwässerungsverfahren zu den erreichbaren Trockenrückständen müssen für Eisenschlämme jedoch als zu hoch eingeschätzt werden, da stofflich meist nicht differenziert wird sowie der Erfahrungsbereich der Eisenschlämme neu und regional begrenzt ist.

Tabelle 5: Trockenrückstände für reine Eisenschlämme im Braunkohlenbergbau

Prozess bzw. Technologie		Trockenrückstand		Quellen
		Spanne	Mittlerer Planungswert	
Frischschlamm in Grubenwasser- reinigungsanlagen		0,5 M% - 2,0 M%	1 M%	Messwerte für LMBV und VEM
Gravitatives Absetzen unter dem Wasserspiegel		3 M% - 6 %M	5 M%	Studien für die VEM
Trockenbeete	Versickerung	12 M% - 18 M%	15 M%	Absetzbecken Lorenzgraben
	Starke Exposition gegenüber Sonne und Wind	15 M% - 25 M%	20 M%	Studien für die VEM
Flockung und Filtration		25 M% - 35 M%	30 M%	Geotubes an der Wudritz, Flockung mit Heppix OT
Maschinelle Entwässerung	Bandfilter- pressen	20 M% - 25 M%	23 M%	Herstellerangaben PUS Lauta
	Schnecken- presse	25 M%	25 M%	Laboruntersuchungen Huber SE
	Dekanter/ Zentrifugen	25 M%	25 M%	
	Kammerfilter pressen	≤ 40 M%	35 M%	Herstellerangaben PUS Lauta
	Thermische Trocknung zum Granulat oder Pulver	≥ 80 M%	80 M%	Herstellerangaben PUS Lauta

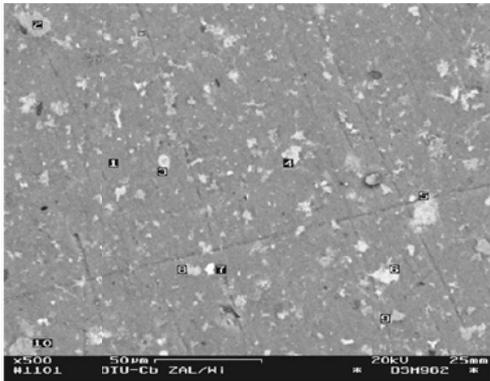
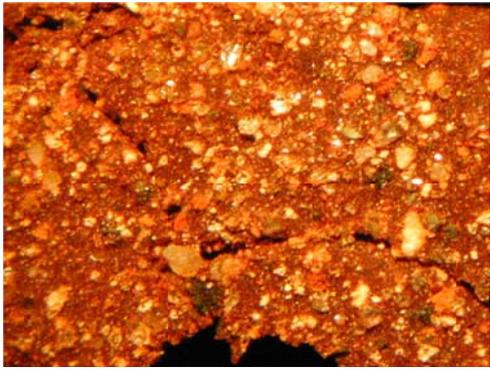
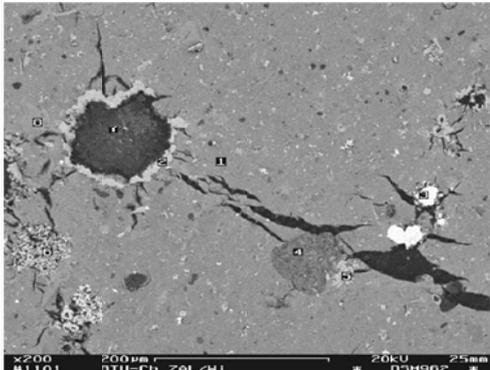
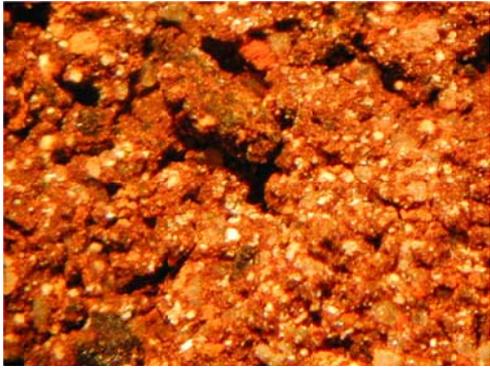
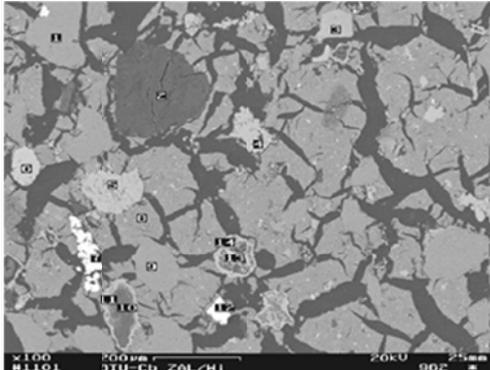
Üblicherweise werden der Trockenrückstand und die Dichte der Eisenschlämme im Ablagerungsraum (Fließgewässer) nicht gemessen, was aufgrund der natürlichen Heterogenität der Gewässersedimente auch keine triviale Aufgabe ist. Der Trockenrückstand und die Dichte sind jedoch fundamentale physikalische Parameter für die Schlammbehandlung. An den Laborproben wird als Bezugsbasis für die chemischen Analysen der Trockenrückstand gemessen. Diese Werte entsprechen jedoch nicht den natürlichen Lagerungsbedingungen der Schlämme, sie stehen für die durch Vakuumfiltration vorbehandelten Laborproben. Es wird eine Verbesserung der Datenbasis zur Lagerungsdichte der Sedimente im Zuge systematischer Gewässerkartierungen empfohlen (vgl. Abschnitt 9.1.3).

Unsere Beobachtungen in der Praxis und Laboruntersuchungen zeigen, dass die groben Flockenstrukturen in schonend resuspendierten Eisenhydroxidschlämmen weitgehend erhalten bleiben und sich diese Schlämme deshalb vergleichsweise schnell wieder absetzen. Ein vergleichbar verzögertes Absetzverhalten, wie bei der Primärausfällung des Eisenhydroxids ohne Einsatz von Flockungshilfsmitteln in Gewässern, findet nach einer Resuspension im Verbringungsraum nicht statt.

Die Schlämme erreichen durch Eigenverdichtung (Bild 7) und durch Vermischung mit klastischem Material in den Bergbaufolgeseen sehr schnell Lagerungsdichten, die einer Resuspension entgegenwirken. Untersuchungen an verspülten Eisenhydroxidschlämmen im Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost haben gezeigt (Tabelle 6), dass

sich die Eisenhydroxidschlämme während der Einspülung und der Ablagerung mit klastischem Material vermischen. Je älter der Eisenhydroxidschlamm war und je tiefer er unter dem Schlamm Spiegel lag, desto höher war der Fremdanteil an Sanden und Schluffen. Die Vermischung mit klastischem Material erklärt sich aus Böschungsbewegungen und Materialumlagerungen, die in einem Bergbaufolgensee unter Wasser permanent stattfinden.

Tabelle 6: Mikroskopische und rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen getrockneter Eisenschlämme aus dem Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost im Jahr 2003, Quelle: [IWB 2005]

Kennzeichnung der Sedimentproben	Optische Mikroskopie	Rasterelektronenmikroskopie
1) 36 m 2) 5 m 3) 1 a 4) TR = 2,6 M% 5) EH ≈ 86%		
1) 38 m 2) 7 m 3) 2...3 a 4) TR = 10,4 M% 5) EH ≈ 45%		
1) 40 m 2) 9 m 3) 4...5 a 4) TR = 13,4 M% 5) EH ≈ 38%		

- 1) Entnahmetiefe unter dem Wasserspiegel
- 2) Entnahmetiefe unter dem Schlamm Spiegel
- 3) Ablagerungszeit in Jahren
- 4) Trockenrückstand in Masse-%
- 5) Eisenhydroxidgehalt in % vom Trockenrückstand

Eisenhydroxid kann nur im unmittelbaren Strandbereich unter der Einwirkung des Wellenschlags bewegt werden. Durch die Wellenbewegung werden die Flocken jedoch vom Wasser aufgenommen und in die tieferen Seebereiche verfrachtet. Diese Prozesse sind vergleichbar mit den Prozessen an Meeresstränden, in deren Wellenschlagbereichen sich ebenfalls keine feinen (hier tonigen und organischen) Partikel ablagern. Selbst eine oberflächennahe Einspülung in den Bergbaufolgeseen würde bei entsprechender Entfernung vom Uferbereich nicht zu einer Verschlammung der Strände führen. Die Schlammkegel, die sich im Bereich wasserspiegelnahe Einspülstellen in der Vergangenheit gebildet hatten, erwiesen sich als stabil (siehe Abschnitt 7.3.2).

4.3 Eigenschaften von eisenhydroxidhaltigen Gewässersedimenten

4.3.1 Typisierung

Für die vorliegende Studie waren die Untersuchungsergebnisse von Gewässersedimenten aus den Fließgewässern im Nordraum der LMBV durch die LWU Bad Liebenwerda sowie durch das IWB im Rahmen eines Sondermonitorings [IWB 2013a] verfügbar. Des Weiteren stehen die Befunde früherer Untersuchungen im Rahmen der Gewässerberäumung und Renaturierung der Schrage zur Verfügung [IMB 2006]. Das Kennwertespektrum der Untersuchungen zur Schrage ist jedoch auf den Nachweis von spezifischen Schadstoffen nach LAGA M20 TR Boden beschränkt. Ein mineralogisches Phasenmodell im Sinne von Abschnitt 4.2.3 lässt sich hieraus nicht ableiten. Die Untersuchungen nach der LAGA M20 TR Boden lassen nicht einmal einen Rückschluss auf den Eisengehalt zu.

Die chemischen Untersuchungen der Gewässersedimente dienen der Bewertung hinsichtlich ihrer Nutzung, Deponierung bzw. Behandlung. Aus der Darstellung des Trockenrückstandes versus dem Eisengehalt im Trockenrückstand in Bild 8 lassen sich drei wesentliche Gruppen der untersuchten Gewässersedimente unterscheiden:

- (1) **Gruppe I** (schwarz): Dominant mineralische und/oder organische Sedimente mit Eisengehalten deutlich unter 100.000 ppm,
- (2) **Gruppe II** (blau): Mischsedimente mit Eisengehalten zwischen 100.000 und 300.000 ppm sowie
- (3) **Gruppe III** (rot): Nahezu sortenreine Eisensedimente mit Eisengehalten über 300.000 ppm.

Alle chemischen Zusammenhänge werden im Folgenden nach diesen drei Gruppen differenziert. Von den allgemeinen Zusammenhängen abweichende Werte werden mit dem Kürzel der Probennahmestelle versehen und gesondert interpretiert.

Für die dominant mineralischen Sedimente werden Trockenrückstände überwiegend > 40 % gemessen. Geringe Trockenrückstände bei gleichzeitig niedrigen Eisengehalten deuten auf dominant organische Sedimente wie im Falle von BMGr_P2 und Db_P3 in Bild 8. Diese Gewässersedimente enthalten nur sehr wenig Eisen und sind nur gering vom Bergbau beeinflusst. Die eisenhaltigen Mischsedimente der Gruppe II und die dominant eisenhaltigen Gewässersedimente der Gruppe III haben Trocken-

rückstände regelmäßig unter 25 %. Der Trockenrückstand der dominant eisenhaltigen Gewässersedimente (Gruppe III) liegt im Mittel deutlich niedriger und erfasst im Wesentlichen eine Spanne von 3 % bis 12 %. Diese Sedimente sind im originalen Lagerungszustand überwiegend nicht stichfest.

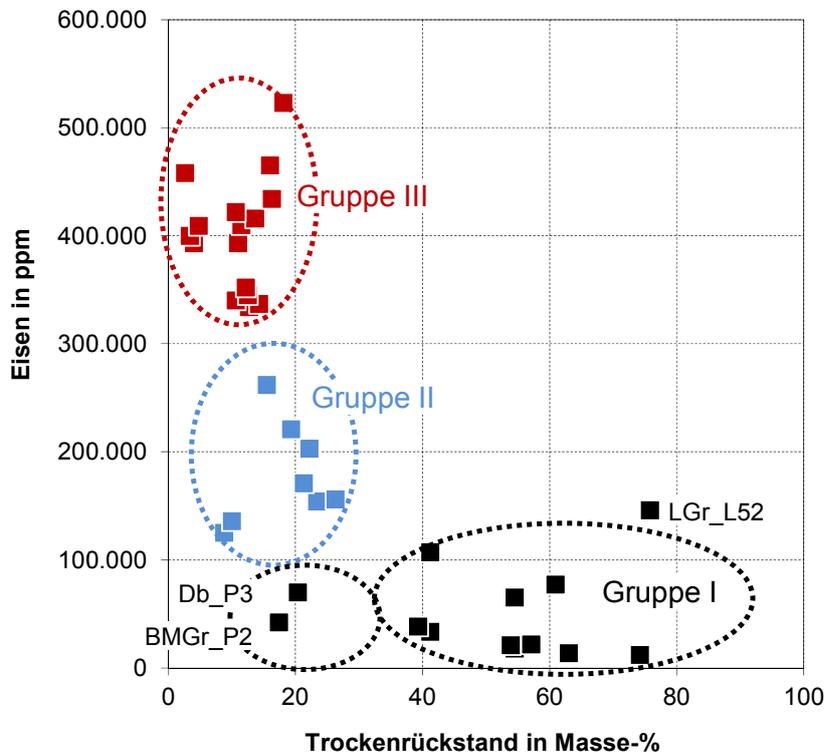


Bild 8: Mustererkennung der Gewässersedimente anhand des Trockenrückstandes und Eisengehaltes im Feststoff

Die vorliegenden Untersuchungen beziehen sich nicht auf die Gewässersedimente der Gruppe I. Diese fallen regelmäßig bei der Gewässerunterhaltung an. Diese Gruppe wird jedoch zum Vergleich mitgeführt, um die chemische Spezifik der Eisensedimente herauszuarbeiten.

Ein deutlich abweichendes Merkmal von Gewässersedimenten im Vergleich zu gewöhnlichem Bodenaushub, für den die LAGA M20 TR Boden vorzugsweise anzuwenden ist, ist ein hoher Anteil organischer Stoffe. Er liegt in den Gruppen II und III zwischen 7 % und 17 % (siehe Bild 9) und ist damit sehr hoch. Er unterscheidet diese Sedimente auch von den Eisenschlämmen in GWRA und den Eisensedimenten, die sich primär infolge der In-lake-Wasserbehandlung bilden. Diese Eisenschlämme und Eisenablagerungen sind erfahrungsgemäß arm an TOC. Der darstellbare Zusammenhang zwischen dem Eisengehalt und dem TOC in den Gewässersedimenten hat keine stoffliche Kausalität (Bild 10). Der Zusammenhang entsteht durch die physikalischen Sedimentationsbedingungen, die für Eisen und für den organischen Detritus in den Fließgewässern ähnlich sind.

In den Gewässersedimenten werden im Unterschied zu den Eisenschlämmen in GWRA und den Eisensedimenten, die sich primär infolge der In-lake-Wasserbehandlung bilden, keine Karbonate gefunden.

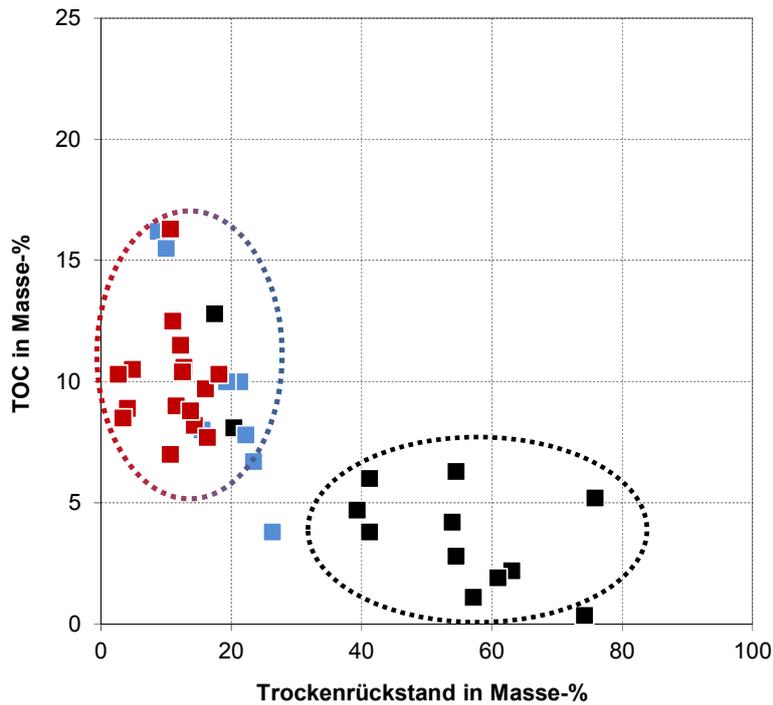


Bild 9: Pseudokausaler Zusammenhang zwischen Trockenrückstand und TOC in den untersuchten Gewässersedimenten im Nordraum

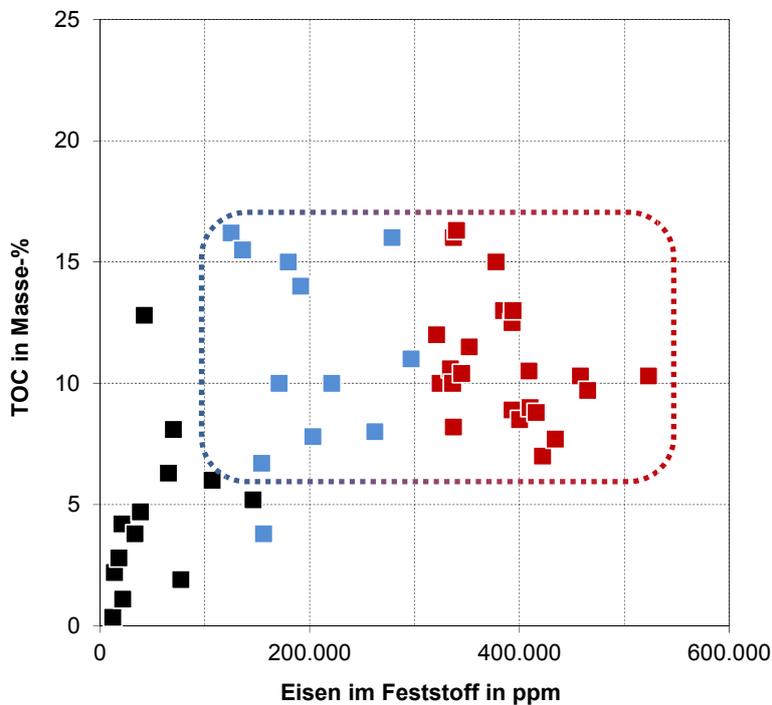


Bild 10: Pseudokausaler Zusammenhang zwischen Eisengehalt und TOC in den untersuchten Gewässersedimenten im Nordraum

4.3.2 Charakterisierung der Feststoffe

Die Charakterisierung der Sedimentgruppen nach den maßgeblichen Phasen und Bestandteilen erfolgte im Abschnitt 4.3.1. Hier soll der weitere Stoffbestand besprochen werden. Als relevante Makrokomponente wird in den eisenhaltigen Mischsedimente (Gruppe II) und in den dominant eisenhaltigen Gewässersedimenten (Gruppe III) **Sulfat** gemessen. Das Sulfat ist jedoch überwiegend Bestandteil der Wasserphase der Gewässersedimente und nur in ausgewählten Fällen an den sauren Eisensulfatmineralen der Gewässersedimente gebunden (vgl. Abschnitt 4.2.2.1). Andere Sulfatverbindungen sind für die untersuchten Gewässersedimente nicht relevant. Eisenablagerungen stehen überwiegend im Zusammenhang mit sulfatreichen Wässern. Ein Teil des am Feststoff gemessenen Schwefelgehaltes ist ein Artefakt und geht auf die Versuchsbedingungen (Probentrocknung) zurück. In einem typischen Gewässersediment der Gruppe III mit 5 % Trockenrückstand und einer Sulfatkonzentration des Porenwassers von 500 mg/L ergibt sich allein durch den Phasenübergang im Ergebnis des Trocknungsprozesses ein Schwefelgehalt am Feststoff von über 3.000 ppm.

Der Artefakt, der insbesondere bei Eisenschlammern mit geringen Trockenrückständen ins Gewicht fällt, muss durch ein spezielles Untersuchungsprogramm ermittelt und rechnerisch korrigiert werden. Die Methoden hierfür wurden im Zuge der Untersuchungen zu den Eisenschlammern von Grubenwasserbehandlungsanlagen in [IWB 2003], [IWB 2004] und [IWB 2005] entwickelt.

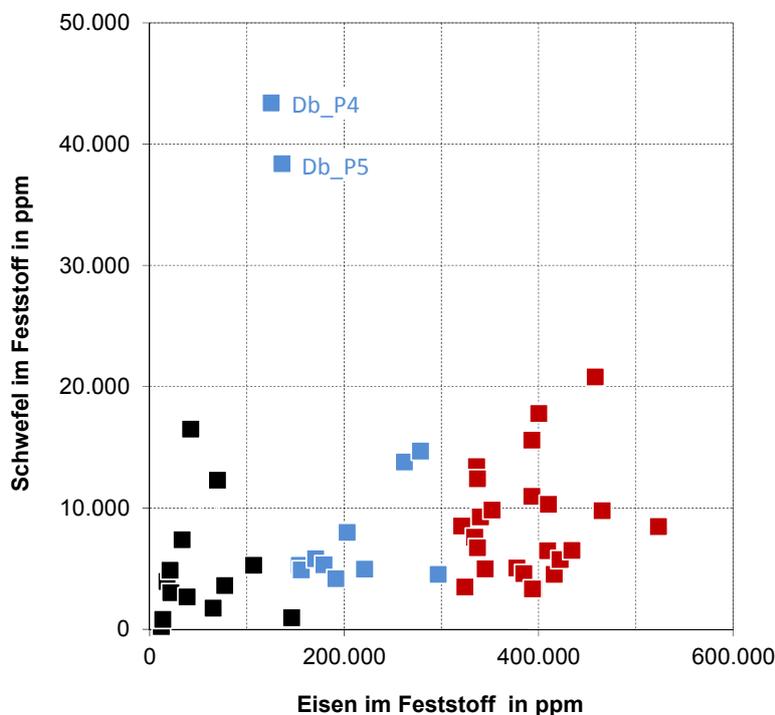


Bild 11: Zusammenhang zwischen Eisen- und Schwefelgehalt im Feststoff der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum

Für die Schlämme Db_P4 und Db_P5 in Bild 11 wird vermutet, dass es sich um saure Schwertmannitschlämme mit hohen Sulfatgehalten handelt. Saure sulfatreiche Eisenschlämme wurden nach anderen Indizien auch im Greifenhainer Fließ und im Reudener Hauptgraben gefunden (Abschnitt 4.3.3).

In relevanten Gehalten wird **Phosphor** in den untersuchten Gewässersedimenten nachgewiesen. Je höher der Eisengehalt der Sedimente ist, desto höher ist auch der Phosphorgehalt (Bild 12). Phosphor ist praktisch nur an der Festphase gebunden. Die Befunde sind deshalb weitgehend frei von Artefakten. Die Befunde belegen die hohe Affinität des Phosphors zum Eisen. Die Spreizung der Phosphorgehalte für definierte Eisengehalte resultiert aus der Spezifik der Einzugsgebiete. Besonders hohe Phosphorgehalte werden in den Sedimenten von Einzugsgebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und entsprechenden nährstoffreichen Stoffeinträgen gemessen, zum Beispiel im Lorenzgraben (LGr_09) und im Unterlauf des Eichower Fließes (EiF_1 und EiF_2). Eine gedachte umhüllende Gerade in Bild 12 zeigt ein Verhältnis von max. 3 % Phosphor bezogen auf das Eisen im Massenverhältnis.

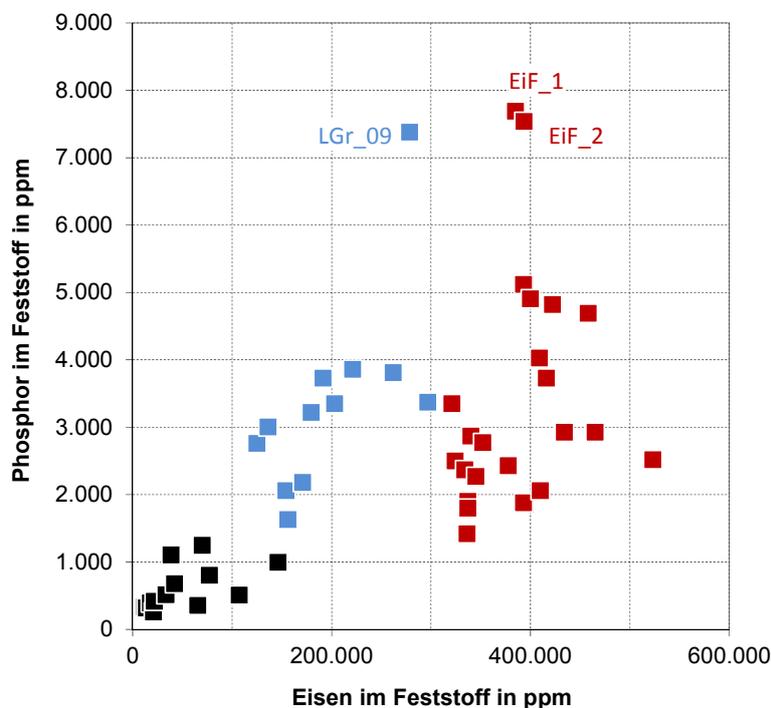


Bild 12: Zusammenhang zwischen Eisen- und Phosphorgehalt im Feststoff der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum

Im Folgenden werden die Messwerte zu den Feststoffeigenschaften der Gewässersedimente mit den entsprechenden Zuordnungswerten der LAGA M20 TR Boden verglichen. Bei systematischer Unterschreitung der Zuordnungswerte ist die grundsätzliche Unbedenklichkeit für die vorgesehenen Nutzungen gegeben. Dominant eisenhaltige Gewässersedimente (Gruppe II) und die Eisensedimente (Gruppe III) werden aufgrund ihrer hohen Bindungseigenschaften mit dem Zuordnungswert Z0 für Ton verglichen.

Die eisenhaltigen Gewässersedimente ordnen sich formal nicht der LAGA M20 TR Boden unter, deren Zweckbestimmung in der Bewertung möglicher Nutzungen von Bodenaushub besteht. Die eisenhaltigen Gewässersedimente sind aufgrund ihrer bodenphysikalischen Eigenschaften für Bodennutzungen, als Baustoff oder als Verfüllstoff überwiegend nicht geeignet. Der Vergleich mit der LAGA M20 TR Boden erfolgt zur Einschätzung der Gefährlichkeit einzelner Stoffgehalte.

In der Tabelle 7 sind aus den verfügbaren Daten zu Sedimentuntersuchungen in den Fließgewässern des Nordraumes die statistischen Kennzahlen für die physikalischen und makrochemischen Eigenschaften zusammengestellt. Zuordnungswerte der LAGA M20 gibt es nur für den TOC. Die Diskrepanz in der Anzahl der Messwerte ist dadurch begründet, dass nicht für alle Proben die originalen Trockenrückstände bestimmt wurden.

Tabelle 7: Statistische Kennzeichnung der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum: Physikalische und allgemeine chemische Kennwerte von Makrokomponenten

Schlamm- typ	Statistische Kennzahl		Trocken rückstand in M%	Eisen in ppm	TOC in M%	Schwefel in ppm	Phosphor in ppm
		Z0*			1,0		
		Z1			1,5		
		Z2			5,0		
Gruppe I: Mineralisch/ organisches Sediment	Anzahl		13	13	13	13	13
	Minimum		17,4	12.000	0,4	230	260
	10Perz		24,2	15.000	1,3	860	320
	Mittel		50,3	51.000	4,6	4.900	610
	Median		54,5	38.000	4,2	3.600	510
	90Perz		72,0	101.000	7,7	11.300	1.080
	Maximum		75,8	146.000	12,8	16.500	1.250
	Stabw		17,9	40.000	3,3	4.700	330
Gruppe II: eisenhaltiges Misch- sediment	Anzahl		8	12	12	12	12
	Minimum		8,8	125.000	3,8	4.200	1.600
	10Perz		9,6	138.000	6,8	4.600	2.070
	Mittel		18,4	198.000	11,2	12.800	3.363
	Median		20,3	185.000	10,5	5.600	3.285
	90Perz		24,3	277.000	16,0	36.000	3.855
	Maximum		26,3	297.000	16,2	43.000	7.380
	Stabw		6,3	56.000	4,1	13.600	1.457
Gruppe III: Eisen- sediment	Anzahl		16	23	23	23	23
	Minimum		2,7	321.000	7,0	3.300	1.400
	10Perz		3,7	334.000	8,3	4.500	1.900
	Mittel		10,9	387.000	10,8	9.000	3.400
	Median		11,9	393.000	10,3	8.500	2.900
	90Perz		16,2	453.000	14,6	15.200	5.100
	Maximum		18,1	523.000	16,3	20.800	7.700
	Stabw		4,8	52.000	2,5	4.600	1.700

Gewässersedimente enthalten natürlicherweise hohe organische Anteile. Die hohen Gehalte an TOC der untersuchten Gewässersedimente in den Fließgewässern des Nordraumes in der Tabelle 7 entsprechen nicht einmal den Zuordnungswerten der DepV für die DK III. Eine Überschreitung des Zuordnungswertes ist jedoch mit Zustimmung der zuständigen Behörde bei Baggergut (Abfallschlüssel 170506 nach AVV) unter anderem zulässig, wenn die Überschreitungen ausschließlich auf natürliche Bestandteile des Baggergutes zurückgehen. Das ist hier ausnahmslos der Fall.

In der Tabelle 8 und Tabelle 9 sind die statistischen Kennzahlen der verfügbaren Daten zu den Sedimentuntersuchungen in Fließgewässern für relevante Metalle und Halbmetalle zusammengestellt.

Tabelle 8: Statistische Kennzeichnung der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum: Schwermetalle im Feststoff

Schlamm- typ	Statistische Kennzahl		Arsen in ppm	Blei in ppm	Cadmium in ppm	Chrom-ges. in ppm
		Z0*	15	140	1,0	120
		Z1	45		3,0	
		Z2	150			
Gruppe I: Mineralisch/ organisches Sediment	Anzahl		13	13	13	13
	Minimum		1,1	2,1	0,10	0,7
	10Perz		2,5	2,2	0,10	0,9
	Mittel		7,1	6,5	0,19	6,7
	Median		4,6	3,9	0,11	4,1
	90Perz		14,9	15,5	0,38	15,5
	Maximum		22,6	16,8	0,51	16,2
	Stabw		6,5	5,4	0,13	6,0
Gruppe II: eisenhaltiges Misch- sediment	Anzahl		12	12	12	12
	Minimum		14,3	9,9	0,34	3,1
	10Perz		23,1	10,3	0,44	13,8
	Mittel		52,6	18,0	0,76	23,3
	Median		36,4	12,3	0,58	19,6
	90Perz		105	31,6	1,48	37,1
	Maximum		141	37,0	1,76	52,0
	Stabw		40,0	10,0	0,46	13,3
Gruppe III: Eisen- sediment	Anzahl		23	23	23	23
	Minimum		4,9	< 0,5	0,16	< 0,5
	10Perz		20,8	< 0,5	0,21	1,7
	Mittel		71,5	8,5	0,53	10,0
	Median		70,8	5,0	0,45	6,2
	90Perz		134	22,1	0,96	24,3
	Maximum		143	23,1	1,48	26,6
	Stabw		43,1	8,4	0,34	8,8

Infolge der spezifisch hohen Bindungsaffinität wird auch Arsen durch Eisen gebunden (siehe Abschnitt 4.2.2). Das äußert sich in Arsengehalten der eisenhaltigen Gewässersedimente der Gruppen II und III, die formal Z2 zuzuordnen sind (Tabelle 8). Blei, Cadmium und Chrom sind als Schadstoffe in den Gewässern des Braunkohlenbergbaus nicht relevant. Das wird durch entsprechend niedrige Befunde unterstrichen, auf deren Darstellung hier verzichtet wird.

Von den Metallen in der Tabelle 9 sind Zink und Nickel mit dem Pyrit im Braunkohlenbergbau geochemisch assoziiert. Im Mittel liegen die Feststoffgehalte der Metalle im Bereich von Z0, die Maximalwerte sind jedoch Z1 zuzuordnen. Kupfer und Quecksilber sind im Braunkohlenbergbau generell nicht relevant.

Tabelle 9: Statistische Kennzeichnung der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum: Schwermetalle im Feststoff

Schlamm- typ	Statistische Kennzahl		Kupfer in ppm	Zink in ppm	Nickel in ppm	Quecksilber in ppm
		Z0*	80	300	100	1,0
		Z1		450	150	
		Z2				
Gruppe I: Mineralisch/ organisches Sediment	Anzahl		13	13	13	13
	Minimum		1,9	17	3	0,05
	10Perz		2,2	19	3	0,05
	Mittel		9,1	60	17	0,10
	Median		4,4	34	7	0,08
	90Perz		25,6	134	44	0,18
	Maximum		26,0	197	69	0,24
	Stabw		9,6	57	20	0,06
Gruppe II: eisenhaltiges Misch- sediment	Anzahl		12	12	12	12
	Minimum		10,3	32	11	0,07
	10Perz		12,7	94	24	0,09
	Mittel		26,4	187	43	0,17
	Median		24,1	158	34	0,16
	90Perz		44,6	305	89	0,24
	Maximum		60,3	412	104	0,27
	Stabw		14,3	100	28	0,06
Gruppe III: Eisen- sediment	Anzahl		23	23	23	23
	Minimum		1,3	23	1	0,05
	10Perz		3,2	36	5	0,05
	Mittel		14,7	99	25	0,17
	Median		11,6	81	13	0,17
	90Perz		25,3	192	71	0,29
	Maximum		72,1	199	79	0,36
	Stabw		15,8	61	26	0,10

Eine räumliche Analyse der Daten zeigt, dass die Belastung der Gewässersedimente mit Halb- und Schwermetallen zwischen den Flussgebieten signifikant unterschiedlich ist. Die hohen Zink- und Nickelgehalte für eisenhaltige Mischsedimente der Gruppe II in der Tabelle 9 sind auf zwei Befunde in der Dobra zurückzuführen (Bild 13). Der Vergleich der Arsen-, Zink- und Nickelgehalte in den Eisensedimenten der Gruppe III in den Einzugsgebieten des Greifenhainer Fließes, des Eichower Fließes, des Neuen Vetschauer Mühlenfließes und der Wudritz in der Tabelle 11 bestätigt die lokalen Unterschiede. Die Eisensedimente im Greifenhainer Fließ haben zum Beispiel systematisch höhere Arsengehalte, während die Eisensedimente im Vetschauer Mühlenfließ systematisch höhere Nickelwerte aufweisen. Die Fallzahl der Untersuchungen ist jedoch vergleichsweise gering und die erste Interpretation damit statistisch nicht signifikant.

Tabelle 10: Statistische Kennzeichnung ausgewählter Schwermetalle in den Gewässersedimenten der Gruppe III, differenziert nach Flussgebieten

Fluss- gebiet	Statistische Kennzahl		Arsen in ppm	Zink in ppm	Nickel in ppm
		Z0*	15	300	100
		Z1	45	450	150
		Z2	150		
Greifen- hainer Fließ	Anzahl		8	8	8
	Minimum		82	35	4
	Mittel		120	66	12
	Maximum		143	121	27
Eichower Fließ	Anzahl		3	3	3
	Minimum		54	23	6
	Mittel		66	103	8
	Maximum		80	199	10
Vetschauer Mühlenfließ	Anzahl		9	9	9
	Minimum		5	42	1
	Mittel		44	137	46
	Maximum		79	197	79
Wudritz	Anzahl		2	2	2
	Minimum		28	50	10
	Mittel		35	93	16
	Maximum		41	136	24

Der Arsengehalt der eisenhaltigen Sedimente zeigt eine vergleichbare Affinität zum Eisen (Bild 14), wie Phosphor (Bild 12). Es wird vermutet, dass erhöhte Arsengehalte insbesondere an saure Schwertmannitschlämme gebunden sind. Die verfügbaren Daten gestatten diesbezüglich jedoch keine vertiefende Aussage.

Wesentliche Schlussfolgerungen aus der bisherigen Datenanalyse sind, dass die Untersuchungen zur Beschaffenheit der Gewässersedimente in den Flussgebieten räumlich verdichtet werden müssen und dass ggf. von der Beschaffenheit der Gewässersedimente abhängige, unterschiedliche Entsorgungswege in Betracht gezogen werden müssen.

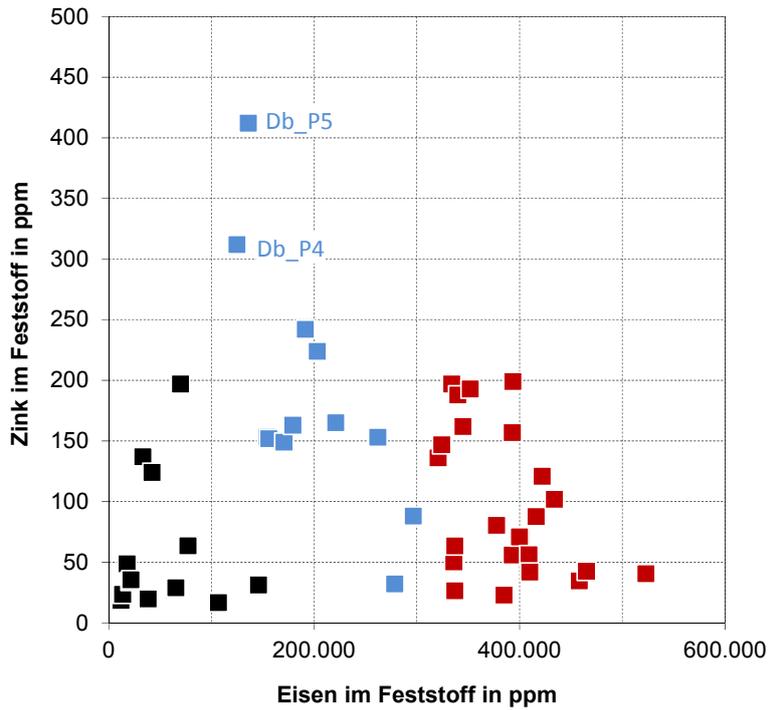


Bild 13: Zusammenhang zwischen Eisen- und Zinkgehalt im Feststoff der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum

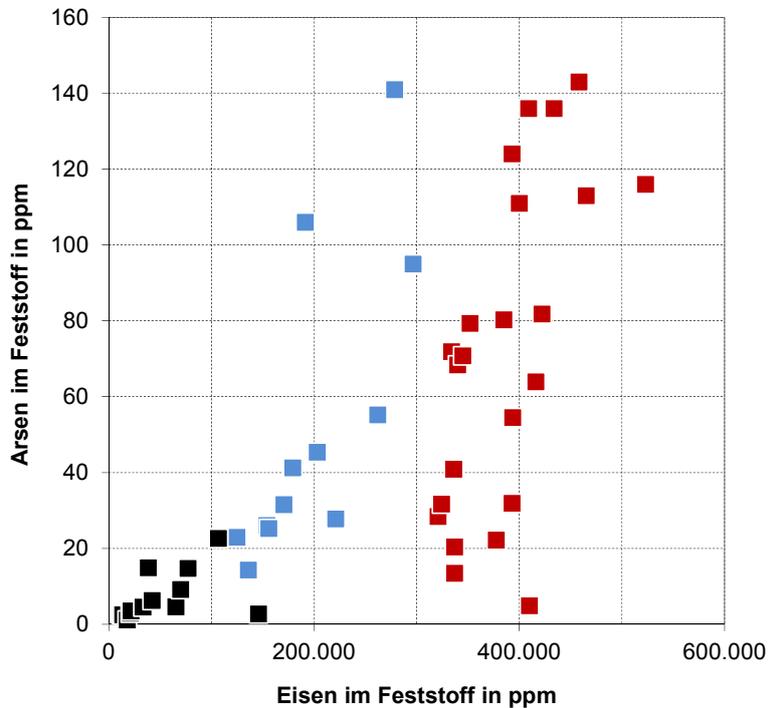


Bild 14: Zusammenhang zwischen Eisen- und Arsengehalt im Feststoff der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum

4.3.3 Charakterisierung der Eluate

Die Wirkungen der umgelagerten Fließgewässersedimente auf die Wasserbeschaffenheit von Bergbaufolgeseen werden vor allem durch die Löslichkeit beim unmittelbaren Einbau bestimmt. Ein erstes Maß hierfür ist der lösliche Stoffgehalt, der durch die Eluatuntersuchungen ermittelt wird. Er kennzeichnet sowohl das Porenwasser der Gewässersedimente, die von den Mineraloberflächen desorbierbaren Stoffe als auch die leichtlöslichen Minerale. Zwischen diesen Anteilen kann durch die Methodik der üblichen Eluattests nicht unterschieden werden. Die Befunde der Eluattests sind für die praktische Bewertung jedoch ausreichend genau, weil die Bedingungen der Elution etwa den Bedingungen des Einbaus in die Gewässer entsprechen.

Die Eluate nach LAGA M20 TR Boden zeigen vergleichsweise hohe elektrische Leitfähigkeiten (Bild 15) und enthalten erhöhte Sulfatkonzentrationen (Bild 16). Der pH-Wert der Eluate der Eisenschlämme der Gruppe III liegt teilweise im sauren Bereich (Bild 17). Die Sulfatkonzentration, die elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert sind die Parameter der LAGA M20, wo die Zuordnungswerte in zahlreichen Fällen in eisenreichen und stark wasserhaltigen Sedimenten in den bergbaubeeinflussten Fließgewässern nicht eingehalten werden können.

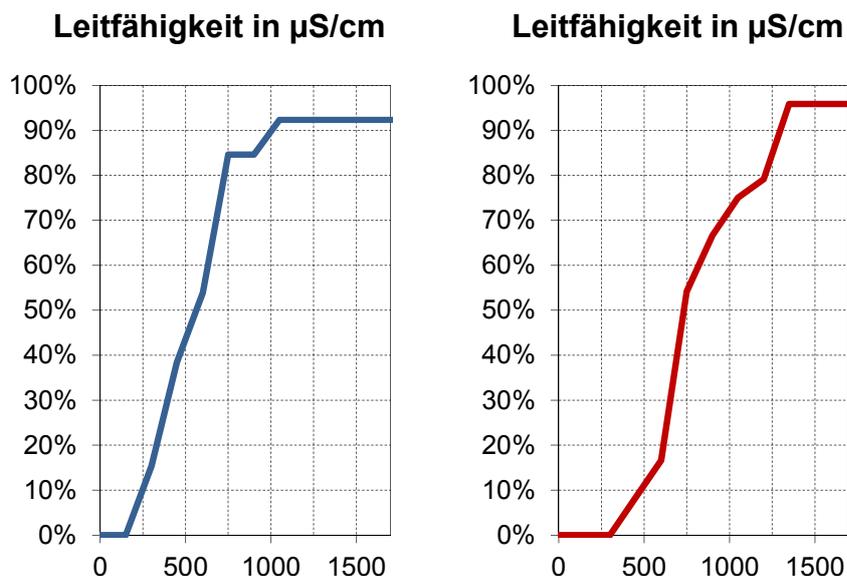


Bild 15: Dauerlinien der elektrischen Leitfähigkeit im Eluat der eisenhaltigen Mischsedimente der Gruppe II (n=8, links - blau) und der Eisensedimente der Gruppe III (n=23, rechts - rot)

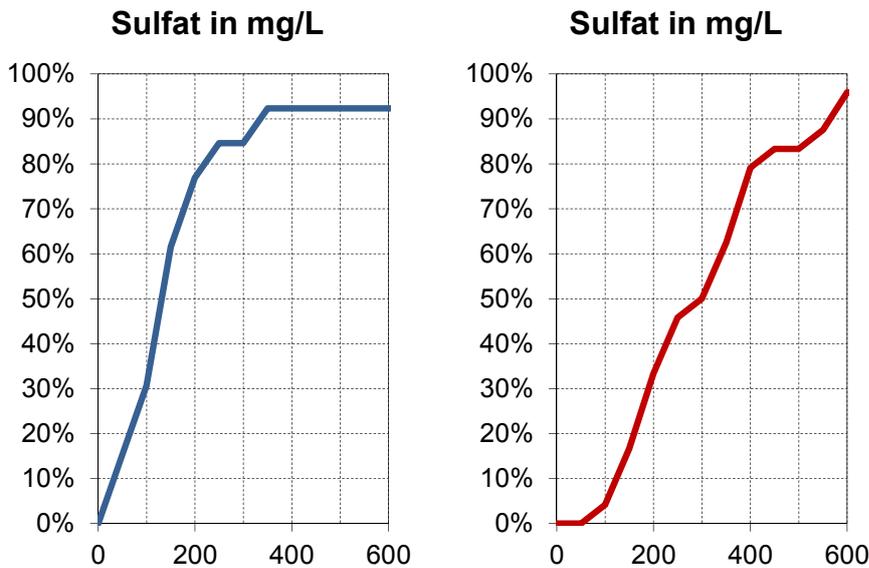


Bild 16: Dauerlinien der Sulfatkonzentration im Eluat der eisenhaltigen Mischsedimente der Gruppe II (n=8, links - blau) und der Eisensedimente der Gruppe III (n=23, rechts - rot)

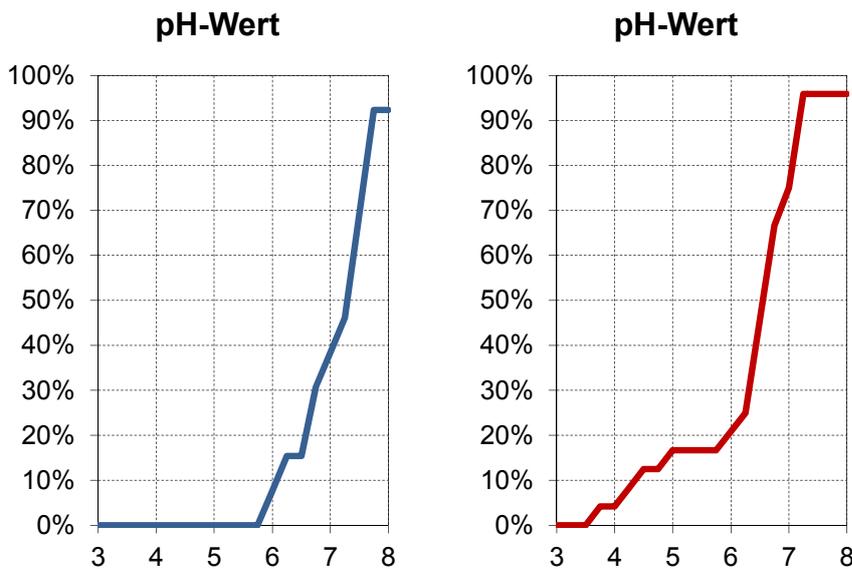


Bild 17: Dauerlinien des pH-Wertes im Eluat der eisenhaltigen Mischsedimente der Gruppe II (n=8, links - blau) und der Eisensedimente der Gruppe III (n=23, rechts - rot)

Hohe Sulfatkonzentrationen und niedrige pH-Werte im Eluat deuten auf saure Eisenschlämme in Form von Schwertmannit hin (Bild 18, vgl. Abschnitt 4.2.2.1). Dass in den Eluaten des sauren Schwertmannits vergleichsweise hohe pH-Werte gemessen werden, liegt daran, dass bei den Eluattests der Redoxzustand nicht kontrolliert und gesondert eingestellt wird. Bei sehr hohen Eisen(II)-Konzentrationen im Porenwasser dieser Schlämme reichen Sauerstoff und die Zeit nicht zur Indikation der sauren Schlämme. Das belegen die sehr hohen Eisen(II)konzentrationen just in den Eluaten mit den höchsten Sulfatkonzentrationen (Bild 19). Die Versuchsbedingungen für die Eluatuntersuchungen eisenreicher und insbesondere saurer Gewässersedimente müssen methodisch geprüft und spezifisch angewendet werden (Abschnitt 9.1).

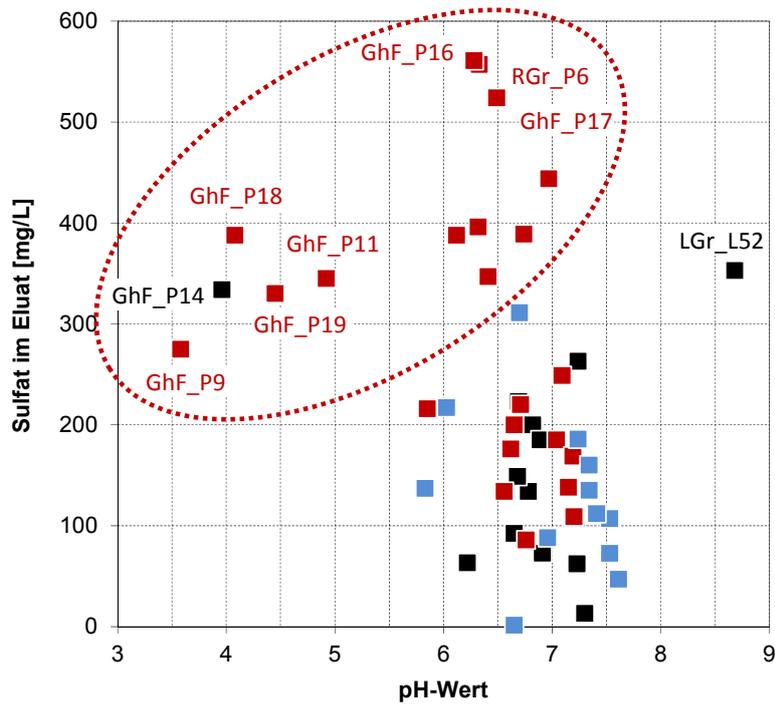


Bild 18: Zusammenhang zwischen pH- Wert und Sulfatkonzentration im Eluat der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum. Die Markierung kennzeichnet die vermuteten sauren Eisensedimente.

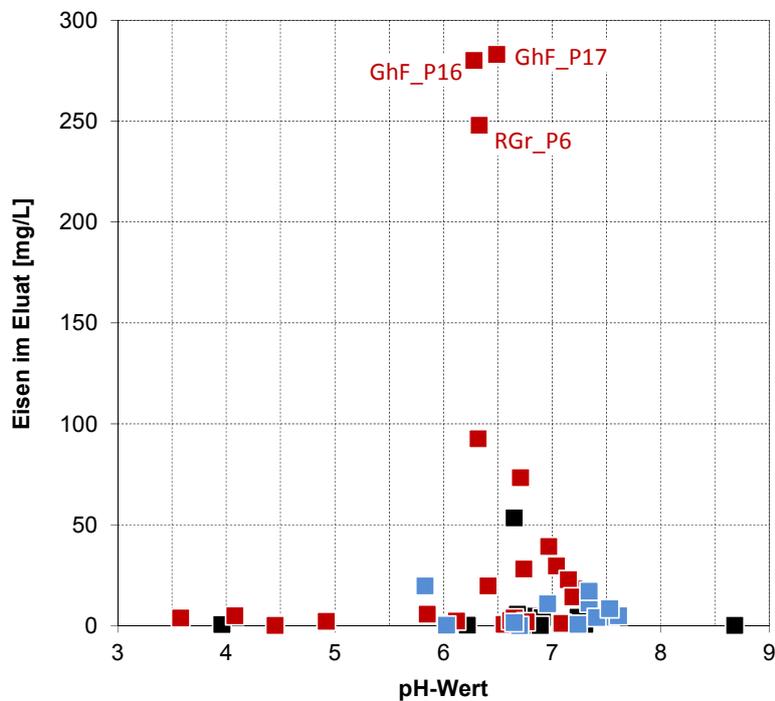


Bild 19: Zusammenhang zwischen pH- Wert und Eisenkonzentration im Eluat der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum

Die Probennahmestellen mit den vermuteten sauren Gewässersedimenten stimmen mit den Erkenntnissen zur Hydrochemie der Fließgewässer sehr gut überein. Das betrifft den Reudener Hauptgraben (RGr P6) sowie den Ober- und Mittellauf des Greifenhainer Fließes (GhF) mit den Beprobungsstellen P9, P11, P16, P17, P18 und P19.

Im Lorenzgraben wurden Gewässersedimente untersucht, die durch die chemische Neutralisation mit Natronlauge beeinflusst waren und deshalb einen vergleichsweise hohen pH-Wert aufweisen (LGr_52 in Bild 18). Dieser pH-Wert ist für die Gewässersedimente im Nordraum ansonsten untypisch.

Im Folgenden werden die Messwerte im Eluat der Gewässersedimente mit den entsprechenden Zuordnungswerten der LAGA M20 TR Boden verglichen. Bei systematischer Unterschreitung der Zuordnungswerte ist die grundsätzliche Unbedenklichkeit für die vorgesehenen Nutzungen gegeben. Die Eluatwerte der LAGA M20 TR Boden zielt insbesondere auf die Stoffauswaschung und den Stoffeintrag ins Grundwasser. Beim Einbau von Gewässersedimenten in ein Gewässer wird damit der Stoffeintrag in das Gewässer gekennzeichnet.

In der Tabelle 7 sind die statistischen Kennzahlen der verfügbaren Daten zu Sedimentuntersuchungen in den Fließgewässern für makrochemische Kennwerte zusammengestellt. Der pH-Wert in den Eluaten der Gewässersedimente liegt überwiegend im Bereich der Zuordnungswerte der LAGA M20 TR Boden. Niedrigere pH-Werte für Eisensedimente der Gruppe III sind auf saure Schwertmannitschlämme zurückzuführen, die sich aufgrund der vorliegenden Daten aber nicht eindeutig identifizieren ließen. Aufgrund ihrer spezifischen Entstehung liegen die Sulfatkonzentrationen in den Eluaten der mineralisch/organischen Sedimente der Gruppe I und der eisenhaltigen Mischsedimente der Gruppe II über den Zuordnungswerten Z1.2 sowie in den Eisensedimenten der Gruppe III überwiegend über den Zuordnungswerten Z2.

Tabelle 11: Statistische Kennzeichnung der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum: Allgemeine chemische Eluatkennwerte

Schlamm- typ	Statistische Kennzahl		pH-Wert	Elektrische Leitfähigkeit in $\mu\text{S}/\text{cm}$	Sulfat in mg/L
			Z0*	250	20
			Z1.1	250	20
			Z1.2	1.500	50
			Z2	2.000	200
Gruppe I: Mineralisch/ organisches Sediment	Anzahl		13	13	13
	Minimum		4,0	87	13
	10Perz		6,3	220	62
	Mittel		6,8	460	165
	Median		6,8	410	150
	90Perz		7,3	810	320
	Maximum		8,7	1020	350
	Stabw		1,0	260	110
Gruppe II: eisenhaltiges Misch- sediment	Anzahl		12	12	12
	Minimum		5,8	300	2
	10Perz		6,1	30	50
	Mittel		7,0	550	130
	Median		7,3	560	120
	90Perz		7,5	740	210
	Maximum		7,6	940	310
	Stabw		0,6	200	80
Gruppe III: Eisen- sediment	Anzahl		23	23	23
	Minimum		3,6	380	90
	10Perz		4,5	510	140
	Mittel		6,2	820	300
	Median		6,6	750	280
	90Perz		7,1	1.300	510
	Maximum		7,2	1.330	560
	Stabw		1,0	280	140

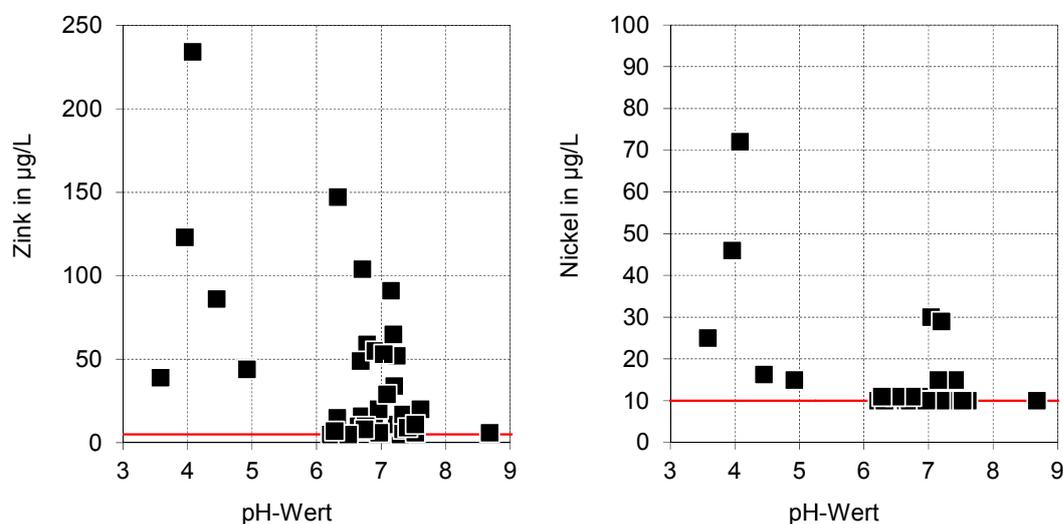


Bild 20: Abhängigkeit der eluierbaren Metallgehalte vom pH-Wert der Eluate

Tabelle 12: Statistische Kennzeichnung der untersuchten Gewässersedimente im Nordraum: Halbmetalle und Schwermetalle im Eluat

Schlamm- typ	Statistische Kennzahl		Arsen in µg/L	Blei in µg/L	Cadmium in µg/L	Chrom-ges. in µg/L
		Z0*	14	40	1,5	12,5
		Z1.1	14	40	1,5	12,5
		Z1.2	20	80	3	25
		Z2	60	120	6	60
Gruppe I: Mineralisch/ organisches Sediment	Anzahl		13	13	13	13
	Minimum					
	10Perz					
	Mittel		< 10	< 20	< 1,0	< 10
	Median					
	90Perz					
	Maximum		< 10	< 20	< 1,0	< 10
Stabw						
Gruppe II: eisenhaltiges Misch- sediment	Anzahl		12	8	10	8
	Minimum					
	10Perz					
	Mittel		< 10	< 20	< 1,0	< 10
	Median					
	90Perz					
	Maximum		< 10	< 20	< 1,0	< 10
Stabw						
Gruppe III: Eisen- sediment	Anzahl		23	16	18	16
	Minimum		< 10			
	10Perz		< 10			
	Mittel		11	< 20	< 1,0	< 10
	Median		< 10			
	90Perz		< 10			
	Maximum		24	< 20	< 1,0	< 10
Stabw						

Tabelle 13: Statistische Kennzeichnung der untersuchten Gewässersedimente: Schwermetalle im Feststoff

Schlamm- typ	Statistische Kennzahl		Kupfer in µg/L	Zink in µg/L	Nickel in µg/L	Quecksilber in µg/L
		Z0*	20	150	15	0,5
		Z1.1	20	150	15	0,5
		Z1.2	60	200	20	1,0
		Z2	100	600	70	2,0
Gruppe I: Mineralisch/ organisches Sediment	Anzahl		13	13	13	13
	Minimum		< 5	< 5	< 10	
	10Perz		< 5	< 5	< 10	
	Mittel		5,5	31	13	< 0,1
	Median		< 5	12	< 10	
	90Perz		6,6	58	11	
	Maximum		9,0	123	46	< 0,1
	Stabw		1,2	35	10	
Gruppe II: eisenhaltiges Misch- sediment	Anzahl		8	10	8	8
	Minimum		< 5	6	10	
	10Perz		< 5	8	10	
	Mittel		7,9	13	11	< 0,1
	Median		5,5	11	10	
	90Perz		12,0	20	12	
	Maximum		19,0	20	15	< 0,1
	Stabw		4,8	5	2	
Gruppe III: Eisen- sediment	Anzahl		18	17	16	16
	Minimum		< 5	< 5	< 10	
	10Perz		< 5	7	< 10	
	Mittel		6,8	57	18	< 0,1
	Median		< 5	39	11	
	90Perz		10,0	121	30	
	Maximum		16,0	234	72	< 0,1
	Stabw		2,9	61	16	

Die durch saure und reduktive Auflösung der Eisenverbindungen potentiell mobilisierbaren Stoffe werden mit den normierten Nachweisen nicht erfasst. Sie müssen durch spezielle Langzeitversuche bestimmt werden (siehe dazu Abschnitt 9.1.1).

4.3.4 Empfehlungen

Die Untersuchung von Gewässersedimenten orientiert sich überwiegend an geltenden gesetzlichen und fachtechnischen Regeln. Auf Gewässersedimente (Baggergut) wird die LAGA 20M TR Boden angewendet. Die TR Boden beinhaltet Untersuchungen zum Feststoff und zum Eluat. Damit sollen vor allem das Schadstoffpotential bewertet und mögliche Nutzung dargestellt werden. Im Sinne der Aufgabenstellung für dieses Projekt sind diese Untersuchungen jedoch unvollständig. Zur umfassenden fachlichen Bewertung, insbesondere zur Ableitung eines konsistenten Phasenmodells werden gemäß Abschnitt 9.1 in der Tabelle 64, spezielle Untersuchungen empfohlen, die auf die Eisenhydroxidschlämme künftig einheitlich angewendet werden sollten.

4.4 Aktuelle Untersuchungen

Aus aktuellem Anlass wurden weitere eisenhaltige Sedimentproben untersucht, wobei Wert auf die Eisensedimente gelegt wurde an Stellen, wo aktuell eine Gewässerberäumung oder spezielle Entsorgungswege erforderlich sind (Tabelle 14). Diese Sedimente wurden gemäß den Empfehlungen in der Tabelle 64 (Abschnitt 9.1) untersucht. An den Sedimenten wurden unter Anderem methodische Untersuchungen zum chemischen Sauerstoffbedarf durchgeführt.

Tabelle 14: Stellen aktueller Sedimentuntersuchungen

Lfd. Nr.	Codierung der Messstelle	Beschreibung	Datum
1	GhF80	Greifenhainer Fließ oberhalb der Einmündung des NBF	10.07.2014
2	NFB10	Mdg. des Buchholzer Fließes in das Greifenhainer Fließ	10.07.2014
3	LaF30	Sammelabfluss aus dem Niedermoor Briesen	10.07.2014
4	LaF10	Mdg. Laasower Fließ in das Greifenhainer Fließ	10.07.2014
5	EiF10	Mdg. Eichower Fließ in das Greifenhainer Fließ	08.07.2014
6	10.200	Vetschauer Mühlenfließ an der GWRA	10.07.2014
7	B60	Berste oberhalb Borcheltsbusch	10.07.2014
8	3080	Kleine Spree in Spreewitz	10.07.2014
9	40.549	Plessa-Dolsthaidaer-Binnengraben	17.07.2014
10	GWRA1	Absetzbecken GWRA Vetschau	10.07.2014
11	LoGr01	Absetzbecken 1 am Lorenzgraben	08.07.2014
12	LoGr02	Absetzbecken 2 am Lorenzgraben	08.07.2014

Die Proben stammen überwiegend aus dem Nordraum (lfd. Nr. 1 bis 7 und 10 bis 12), eine Probe aus dem Südraum (lfd. Nr. 8) und eine weitere Probe aus dem Gebiet der Schwarzen Elster (lfd. Nr. 9). Die Proben im Nordraum wurden aus eisenbelasteten Fließgewässern (lfd. Nr. 1 bis 7) und aus Absetzbecken (lfd. Nr. 10 bis 12) entnommen. Die Probe 12 (LoGr02) stellt eine Besonderheit dar. Hier handelt es sich um den Fund einer stark verfestigten Eisenschicht in den Absetzbecken am Lorenzgraben.

Die physikalischen Kennwerte Wassergehalt, Trockenrückstand (als Summe des Glühverlustes und des Glührückstandes) sowie Glühverlust und Glührückstand sind in Bild 21 dargestellt. Der Trockenrückstand der untersuchten Eisensedimentchargen liegt zwischen 6 Masse-% (Berste Be60) und über 50 Masse-% (Kleine Spree KS3080). Die Probe aus der Kleinen Spree stellt eine Ausnahme unter den untersuchten Eisenchargen dar. Ansonsten liegen die Trockenrückstände der Sedimentproben aus den Fließgewässern bei maximal 20 Masse-%. Vor Ort kann nach Augenschein der Eisengehalt nur sehr bedingt eingeschätzt werden.

Aus den Befunden zur chemischen Zusammensetzung der Sedimentproben wurden nach den Ansätzen in Abschnitt 4.2.3 ein Phasenmodell berechnet, wobei für die Proben in den Absetzbecken am Lorenzgraben (lfd. Nr. 11 und 12) zusätzlich die Minerale Braunstein (MnO_2) und Brucit $Mg(OH)_2$ als Festphasen berücksichtigt werden mussten. Der Bilanzfehler des Phasenmodells beträgt für alle Proben weniger als 12 % und ist überwiegend positiv. Zur Vergleichszwecken wurde das Phasenmodell auf 100 % normiert (Bild 22).

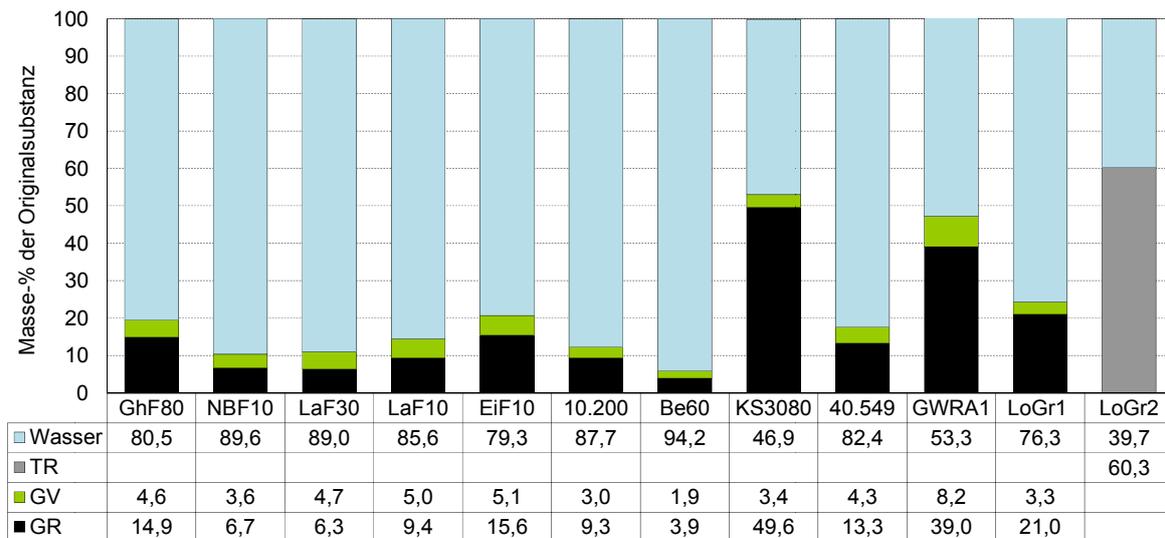


Bild 21: Wassergehalt, Trockenrückstand, Glühverlust und Glührückstand der untersuchten Eisensedimente

Das normierte Phasenmodell in Bild 22 zeigt, das im Trockenrückstand aller Sedimentproben neben den Eisenverbindungen immer relevante Anteile an klastischem Material (SiO_2 nicht säurelöslich) und Organik (als CH_2O ausgewiesen) enthalten sind. In den Sedimentproben aus den Fließgewässern liegt der klastische Anteil zwischen 4 % (Laasower Fließ – LaF30) und 74 % (Kleine Spree – KS3080) sowie der organische Anteil zwischen 10 % (Greifenhainer Fließ – GhF80) und 36 % (Laasower Fließ - LaF30). Der Anteil an Eisenhydroxid (als $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ausgewiesen) liegt letztlich in einer sehr weiten Spanne zwischen 16 % (Kleine Spree – KS3080) und 67 % (Plessa-Dolsthaidaeer-Binnengraben - 40.549).

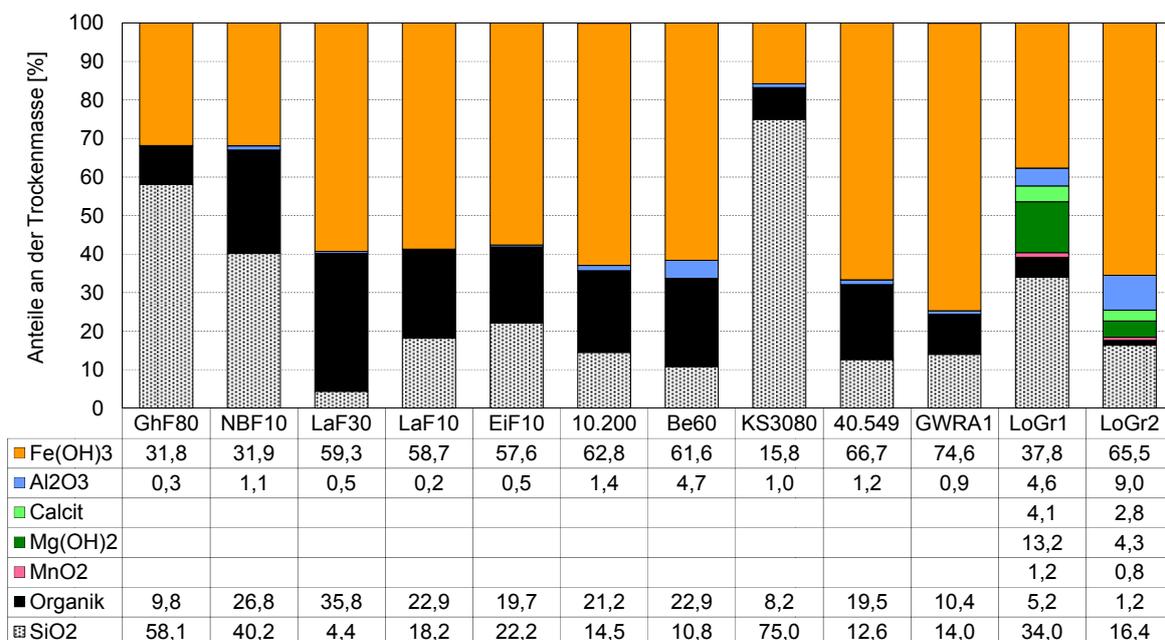
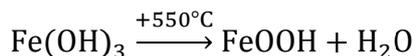
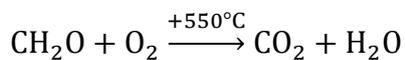


Bild 22: Normiertes Phasenmodell der untersuchten Eisensedimente

Der Zusammenhang zwischen Trockenrückstand und klastischen Anteilen ist unscharf, weil die Sedimentproben in der Regel nicht ungestört gewonnen werden können. Die mit Flockungshilfsmitteln ausgefällten und gealterten Schlämme im Absetzbecken an der GWRA Vetschau (GWRA1) haben inzwischen einen Trockenrückstand von 47 Masse-% erreicht. Der Trockenrückstand der gealterten Schlämme in den Absetzbecken am Lorengraben (LoGr1) erreicht ohne Einsatz von Flockungshilfsmitteln etwa 24 Masse-%. Die chemischen Untersuchungen ergeben, dass sich die verfestigte Schlammschicht in den Absetzbecken am Lorenzgraben (LoGr2) mit einem Trockenrückstand von ca. 60 % unter dem Einfluss überschüssiger Natronlauge gebildet hat. Das hat zur Ausfällung von Calcit und Brucit geführt.

Die stöchiometrische Verbrennung organischer Stoffe führt zu einem Massenverlust von ca. 2,5 Gramm pro Gramm TOC. Die Dehydratation von Eisenhydroxid bewirkt einen Massenverlust von ca. 0,3 Gramm pro Gramm Eisen:



In den meisten Proben geht der überwiegende Teil des ermittelten Glühverlustes auf die Verbrennung der Organik zurück (Bild 23 oben). Ein geringerer Teil des Glühverlustes geht auf die Entwässerung der Eisenhydroxide zurück. Durch die thermoanalytischen Untersuchungen in [IWB 2005] ist bekannt, dass die Dehydratation der Eisenhydroxide in einem weiten Temperaturband stetig erfolgt. Zwischen der Trocknung bei +105°C (Trockenrückstand) und dem Glühen bei +550°C (Glührückstand) geht auch ein Teil des Hydratwassers des Eisenhydroxides verloren. Die „Unterbestimmung“ des Glühverlustes durch die Verbrennung des TOC (Bild 23 oben) kann folglich mit der Dehydratation der Eisenhydroxide (Bild 23 unten) erklärt werden. Die Addition der aus den Elementgehalten des TOC und des Eisens berechneten theoretischen Werte führt überwiegend zu einer Überbestimmung des Glühverlustes. Das deutet darauf, dass ein Teil des Eisens in den Eisenschlämmen bereits als Eisenoxidhydrat FeOOH vorliegt und beim Glühen nicht mehr dehydriert werden muss. Die Oxidhydratverbindung des Eisens ist chemisch stabiler, als die Hydroxidverbindung.

Der an der Originalsubstanz ermittelte CSB korreliert sehr gut mit dem TOC-Gehalt der Sedimentproben (Bild 24). Das heißt, weitere relevante Zehrkomponenten sind in den Gewässersedimenten nicht enthalten. Relevante Anteile an Eisen(II)-verbindungen sind folglich nicht anzunehmen. Eine Unterscheidung zwischen leicht und schwer abbaubaren organischen Stoffen durch einen Vergleich der Befunde zwischen dem CSV-Mn und CSB ist aus methodischen Gründen nicht gelungen. Die Methode des CSV-Mn erwies sich für die eisenhaltigen Gewässersedimente als nicht reproduzierbar.

Die aktuellen Untersuchungen belegen, dass in den Fließgewässern praktisch keine reinen Eisensedimente vorliegen und gewonnen werden können. Trotz spezieller Auswahl der Probennahmestellen ist ein relevanter klastischer Anteil enthalten. Des Weiteren enthalten die Gewässersedimente immer auch einen relevanten Anteil an organischen Stoffen.

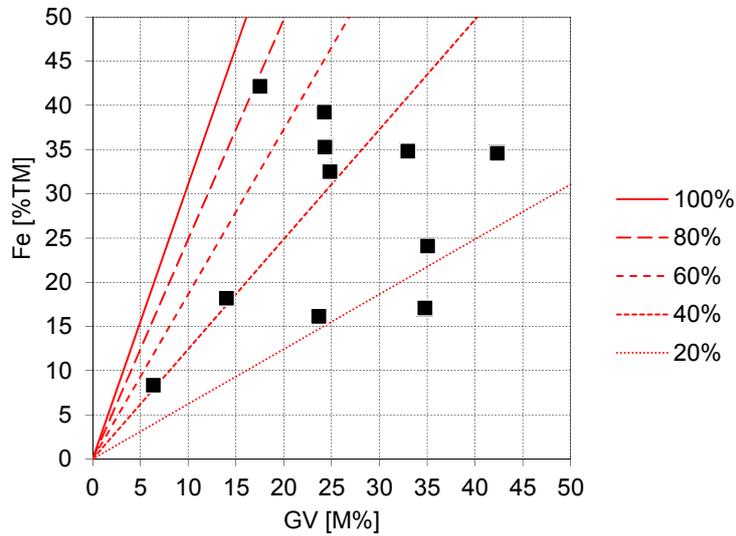
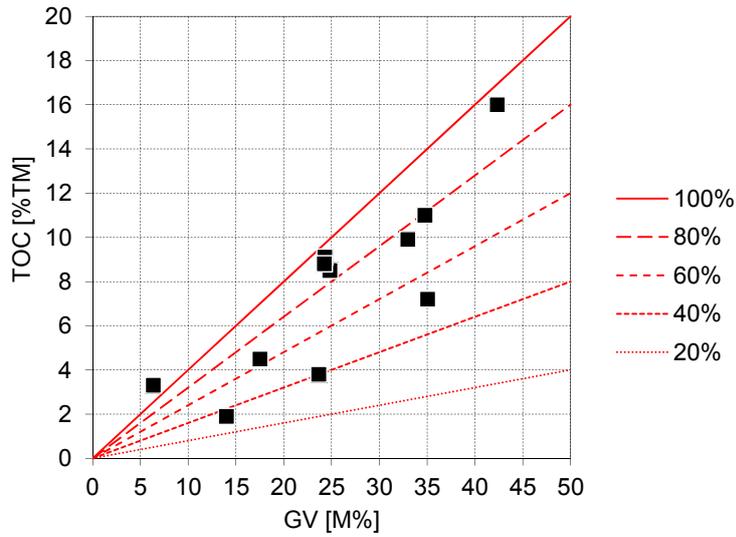


Bild 23: Verhältnis des Glühverlustes zum Gehalt an Organik und Eisenhydroxid

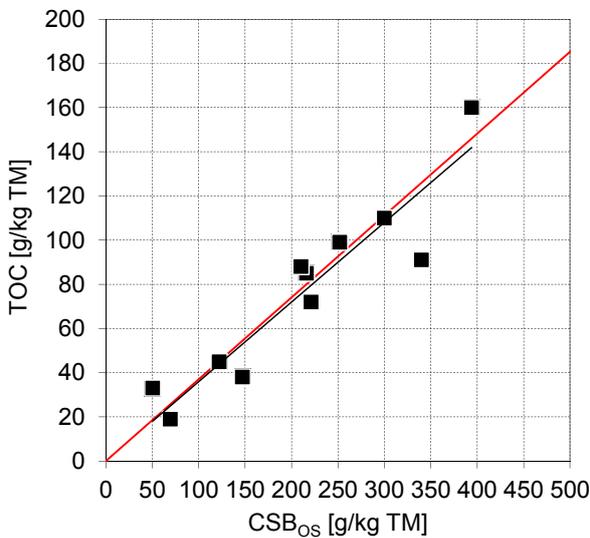


Bild 24: Zusammenhang zwischen CSB und TOC in den Gewässersedimenten

5 Bilanzierung der Gewässersedimente und Stapelräume

5.1 Mengen, Orte und Art der Eisensedimente

Aus den Informationen zu den Quellstärken des Eisens in den untersuchten Einzugsgebieten werden nachfolgend die Sedimentmengen an Eisenhydroxid geschätzt, mit denen nach gegenwärtigem Kenntnisstand auf lange Sicht gerechnet werden muss. Die Erhebung ist notwendigerweise unvollständig, da der Grundwasserwiederanstieg im Nordraum noch nicht überall abgeschlossen ist und nicht alle Fließgewässer in der gleichen Detailliertheit untersucht wurden. Eine wichtige Informationsquelle für die Eisenbelastung der Fließgewässer im Nordraum der LMBV ist das erweiterte Quellenmonitoring, das im Rahmen der fachgutachterlichen Tätigkeit des Instituts für Wasser und Boden Dr. Uhlmann im Auftrag der LMBV derzeit durchgeführt wird [IWB 2014a].

Eine typische Konstellation für ein Fließgewässer und für die entsprechende Konzeption des Quellenmonitorings im Nordraum ist in Bild 25 dargestellt. In der Regel werden durch die Messstellen des Quellenmonitorings die relevanten Eintragsbereiche des Eisens in die Fließgewässer erfasst. Die Gesamtfracht des Eisens im Fließgewässer vor der Einmündung in den Südumfluter bzw. in die Hauptspree erfolgt an den Gütemessstellen des LUGV. Diese Daten stehen für das Kalenderjahr 2013 noch nicht zur Verfügung.

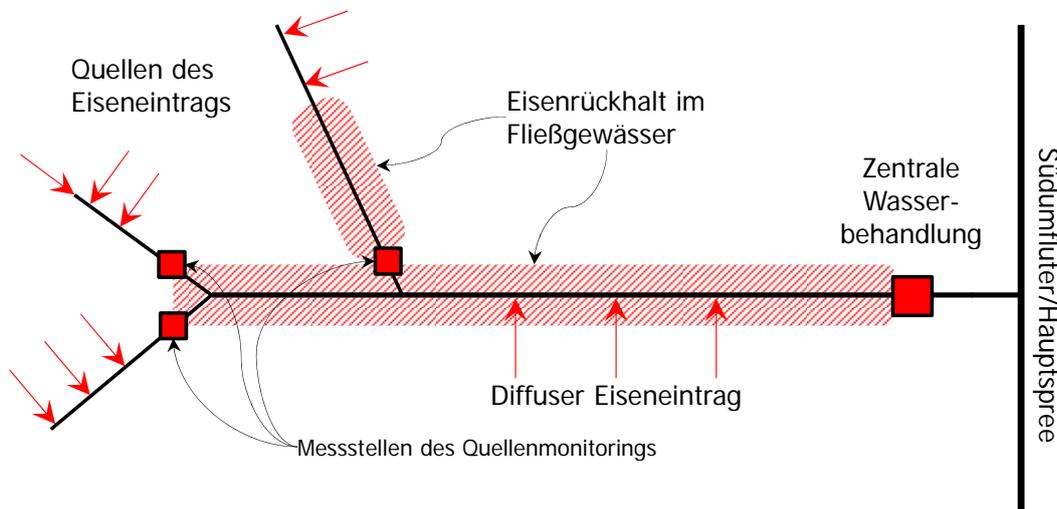


Bild 25: Typische Konstellation der Eisenbelastung eines Fließgewässers II. Ordnung und des Quellenmonitorings im Nordraum der LMBV

Am Standort einer vorgesehenen Wasserbehandlungsanlage lässt sich für die Eisenfracht im Fließgewässer folgende allgemeine Bilanz aufstellen:

$$M_{WBA} = \sum_i M_{\text{Quellen}(i)} + M_{\text{diff}} - M_{\text{sed}} \quad \dots\dots\dots (9)$$

mit M_{WBA}Eisenfracht am Standort der Wasserbehandlungsanlage

M_{Quellen} Eisenfracht aus verschiedenen Quellgebieten

M_{diff} Weitere, nicht erfasste diffuse Eisenquellen im Einzugsgebiet

M_{sed} Rückhalt des Eisens durch Sedimentation im Einzugsgebiet

Die Quellstärken bestimmen sich aus den Ergebnissen der monatlichen Durchflussmessungen und Beprobungen:

$$M_{\text{Quellen}}(i) = Q(i) \cdot C(i) \quad \dots\dots\dots (10)$$

mit $Q(i)$Durchfluss an der Messstelle i

$C(i)$Eisenkonzentration an der Messstelle i

Damit kann der Schlammanfall in der geplanten Wasserbehandlungsanlage ermittelt werden. Die Messstellen des Quellenmonitorings wurden überwiegend so gelegt, dass die maßgeblichen Eiseneinträge in das Fließgewässer quantitativ erfasst werden, d. h. die unbekanntesten Eiseneinträge möglichst minimal sind. Das kann aber nicht in jedem Fall gewährleistet werden. Im Zuge der laufenden Untersuchungen wurde festgestellt, dass weitere Fließgewässerabschnitte, vor allem im Vetschauer Mühlenfließ, relevante Eiseneinträge erfahren, die durch das Quellenmonitoring derzeit explizit nicht erfasst werden.

Zur Massenermittlung für die Gewässerberäumung ist die Differenzgröße aus der Gleichung (9) von Bedeutung:

$$M_{\text{sed}} = \sum_i M_{\text{Quellen}}(i) + M_{\text{diff}} - M_{\text{WBA}} \quad \dots\dots\dots (11)$$

Sie kennzeichnet den Stoffstrom des Eisens, der im Gewässer zurückgehalten wird und in den überwiegenden Fällen periodisch beräumt werden muss. Die Unschärfe der Massenermittlung für die in den Fließgewässern sedimentierten Eisenhydroxidschlamm ergibt sich aus der Unkenntnis weiterer diffuser Eiseneinträge M_{diff} im Einzugsgebiet.

In jedem Flusseinzugsgebiet kann nach dieser Vorgehensweise eine Eisenfracht ausgewiesen werden, die für eine vorhandene bzw. geplante Wasserbehandlungsanlage und für die Gewässerberäumung relevant ist. Zur Bewertung werden bevorzugt die Daten des Quellenmonitorings [IWB 2014a] und bei Bedarf weitere Informationsquellen verwendet. Das Quellenmonitoring wird monatlich durchgeführt. Zu den meisten Messstellen liegt eine zweijährige Datenreihe vor. Da das Quellenmonitoring gleichzeitig der örtlichen Erkundung dient, hat sich der Messstellenumfang schrittweise erweitert. Messstellen, für die kürzere Datenreihen vorliegen, sind entsprechend gekennzeichnet. Zur Ermittlung des Schlammanfalls werden die Jahresmittelwerte für Eisen-gesamt an den Messstellen verwendet. Jahreszeitliche Aspekte spielen für die Schlammbehandlung keine Rolle.

5.1.1 Nordraum

5.1.1.1 Greifenhainer Fließ

Die wesentlichen Eisenquellen im Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes sind nach aktuellem Kenntnisstand [IWB 2013b]:

- (1) Der Illmersdorfer Graben (IIG10)
- (2) Das Grundwasser im Zwickelbereich zwischen dem Neuen Buchholzer Fließ und dem Greifenhainer Fließ (GhF80+NBF10-IIG10)
- (3) Die Niedermoore im Einzugsgebiet des Laasower Fließes (LaF30+LaF40)
- (4) Der Graben bei Wiesendorf (ohne)
- (5) Das Eichower Fließ mit den Luchwiesen (EiF21)

Weitere relevante Eisenquellen im Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes sind derzeit nicht bekannt. Die genannten Messstellen liegen unterschiedlich quellnah. Ihre Repräsentanz für die tatsächliche Quellstärke wird in der Tabelle 15 durch Schätzung des erfassten Anteils der Eisenfracht berücksichtigt. Der Eiseneintrag im Zwickelbereich des Neuen Buchholzer Fließes und des Greifenhainer Fließes ist einer direkten Messung nicht zugänglich. Er wird durch Differenzbetrachtungen zwischen den unbeeinflussten und beeinflussten Fließgewässerabschnitten ermittelt. Aus den Daten des erweiterten Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a] lassen sich folgende aktuelle Quellstärken der Eiseneinträge in das Greifenhainer Fließ ableiten (Tabelle 15).

Tabelle 15: Relevante Eisenquellen im Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes (Daten des Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a])

Quelle	Bezugs- mess- stelle	Durchfluss	Eisenfracht	Erfasster Anteil der Eisenfracht, geschätzt	Mittlere Eisenfracht
		MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]	MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]		kg/d
		L/s	kg/d		
Illmersdorfer Graben	IIG10	40 ± 16 [0 ... 40]	40 ± 50 [0 ... 50]	100%	30
Grundwasser im Zwickel zwischen NBF und GhF	GhF80 +NBF10 -IIG10	180 ± 100 [50 ... 340]	350 ± 250 [180 ... 390]	90%	370
Niedermoor bei Briesen	LaF30 +LaF40	13 ± 4 [8 ... 17]	180 ± 120 [70 ... 320]	100%	180
Graben von Wiesendorf		meist 0	gering		0
Luchwiesen	EiF21	50 ± 30 [20 ... 80]	520 ± 290 [215 ... 780]	90%	570
Weitere Quellen					unbekannt
Summe der Quellen					1.150

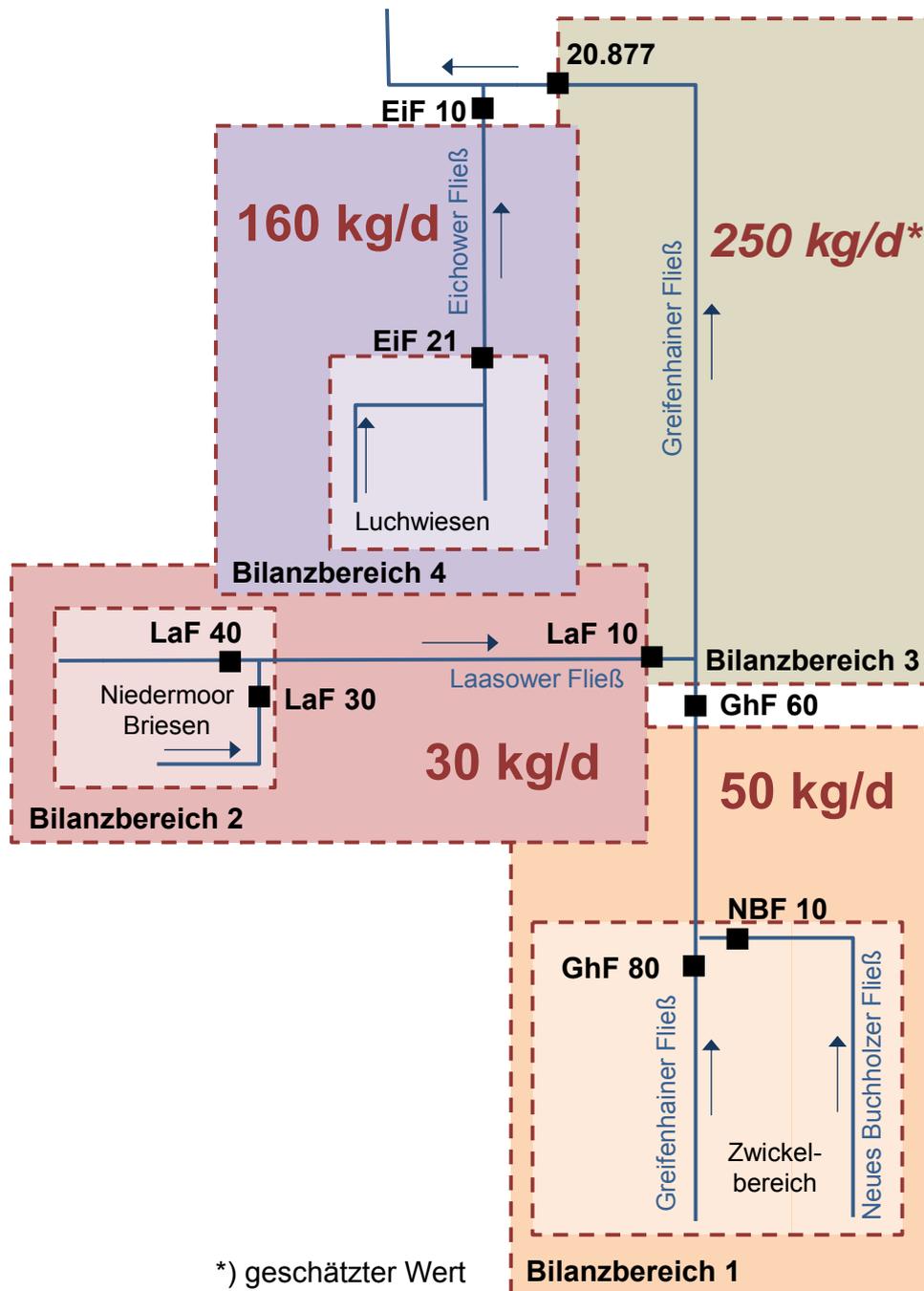
Die Summe der jahreszeitlich gemittelten Einträge in das Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes beträgt nach aktuellem Kenntnisstand etwa 1.150 kg/d Eisen. Durch einen Vergleich der Eisenfrachten zwischen benachbarten Messstellen kann der Eisenrückhalt im Einzugsgebiet bzw. in Teilbereichen des Einzugsgebietes des Greifenhainer Fließes geschätzt werden (Tabelle 16). Die visuelle Darstellung der Bilanzbereiche, die Lage der Bezugsmessstellen und der mittlere Eisenrückhalt im Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes erfolgt in Bild 26.

Tabelle 16: Bilanzierung des aktuellen Eisenrückhalts im Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes (Daten des Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a])

Bilanzbereich	Quelle	Bezugsmessstelle	Durchfluss	Eisenfracht	Mittlerer Eisenrückhalt im EZG	Chemische Indikation der Schlämme
			MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]	MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]		
			L/s	kg/d	kg/d	
1	Zufluss Zwickelbereich	GhF80 +NBF10	$\frac{190 \pm 130}{[50 \dots 340]}$	$\frac{440 \pm 380}{[220 \dots 470]}$		
	Oberes Einzugsgebiet	GhF60	$\frac{190 \pm 105}{[60 \dots 320]}$	$\frac{390 \pm 205}{[180 \dots 670]}$	50	Sauer
2	Niedermoor bei Briesen	LaF40* +LaF30*	$\frac{13 \pm 4}{[8 \dots 17]}$ *)	$\frac{180 \pm 120}{[70 \dots 320]}$ *)		
	Laasower Fließ	LaF10	$\frac{13 \pm 15}{[0 \dots 38]}$	$\frac{150 \pm 170}{[2 \dots 370]}$	30	Sauer
3	Rückhalt im mittleren Abschnitt des GhF	20.877			(250)	Neutral
4	Luchwiesen	EiF21	$\frac{50 \pm 30}{[20 \dots 85]}$	$\frac{520 \pm 290}{[215 \dots 780]}$	(50)	Neutral
	Eichower Fließ	EiF10	$\frac{70 \pm 40}{[25 \dots 140]}$	$\frac{360 \pm 330}{[30 \dots 840]}$	160	Neutral
	Eingang WBA (KW Vetschau)	EiF10	$\frac{70 \pm 40}{[30 \dots 140]}$	$\frac{360 \pm 330}{[30 \dots 840]}$	(360)	Neutral

*) verkürzter Messzeitraum
(30) geschätzte Werte

Von der Restbilanz des Greifenhainer Fließes wird angenommen, dass aktuell ca. 50 % der Eisenfracht im Fließgewässer verbleiben und ca. 50 % in den Südumfluter verfrachtet werden. Diese Annahme ist nach Vorliegen der Monitoringdaten des LUGV für das Jahr 2013 zu prüfen. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass nach erfolgreicher Installation aller Abwehrmaßnahmen nur noch ein geringer Eisenexport in den Südumfluter erfolgt.



*) geschätzter Wert

Bild 26: Schematische Darstellung der relevanten Quellgebiete, der Bilanzbereiche und des mittleren Eisenrückhaltes in den Fließgewässern im Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes

Eine Schätzung der jährlichen Sedimentmengen im Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes nach Chargen erfolgt in der Tabelle 17 für den aktuellen Zustand und in der Tabelle 19 für alternative Ausbaustände. Die in den Luchwiesen zurückgehaltenen Eisenhydroxidsedimente (6. Zeile in Tabelle 16) müssen nicht beräumt werden. Auf den Luchwiesen liegt ein Naturschutzgebiet.

Tabelle 17: Ermittlung der aktuell jährlich zu beräumenden Sedimentmengen im Einzugsgebiet des Greifenhainer Fließes nach Chargen

Kennwert	Maßeinheit	Organikreiche Schlämme aus der Gewässerunterhaltung Typ 1a	Saure Schlämme aus der Gewässerunterhaltung Typ 1b
		Eichower Fließ Unterlauf Greifenhainer Fließ	Oberlauf Greifenhainer Fließ Laasower Fließ
Eisenfracht	kg/d	EiF: 160 GhF: 250	GhF: 50 LaF: 30
	t/a	150	30
Trockenrückstand gem. Tabelle 5 *)	M%	15	15
Eisengehalt im TR	ppm	150.000	400.000
Sedimentmenge	t/a	7.000	500

*) bezogen auf den Eisengehalt

Für das Eisen, das im Grundwasser der Wüstenhainer Rinne im Zwickelbereich des GhF/NBF enthalten ist, bieten sich nach [IWB 2013b] drei Lösungen an:

1. die Nutzung der ehem. GWRA Wüstenhain als naturräumliches Absetzbecken,
2. die Einleitung in den Gräbendorfer See sowie
3. die Überleitung in das Laasower Fließ und nachfolgend in das Eichower Fließ.

Für die WBA am Eichower Fließ sind nach [IWB 2013b] drei Ausbaustufen anzunehmen:

- (a) die Behandlung des Wassers ausschließlich aus dem Eichower Fließ,
- (b) die Umbindung des Laasower Fließes in das Eichower Fließ und
- (c) die Überleitung des Grundwassers aus dem Zwickelbereich Neues Buchholzer Fließ und Greifenhainer Fließ über das Laasower in das Eichower Fließ.

Die erste Ausbaustufe (a) der WBA am Eichower Fließ wurde im Mai 2014 provisorisch in Betrieb genommen. Konservativ wird davon ausgegangen, dass die Eisenfrachten der zusätzlichen Quellen bis zur WBA am Eichower Fließ transportiert werden. Die Maßnahme „2. Einleitung in den Gräbendorfer See“ und die dritte Ausbaustufe der WBA am Eichower Fließ (c) sind Alternativen und schließen sich gegenseitig aus. Damit ergeben sich folgende planerische Varianten:

- (1) Überleitung des Grundwassers aus dem Zwickelbereich GhF/NBF und des Laasower Fließes in das Eichower Fließ
- (2a) Überleitung des Laasower Fließes in das Eichower und Nutzung der GWRA Wüstenhain für die Behandlung des eisenbelasteten Grundwassers aus dem Zwickelbereich GhF/NBF
- (2b) Überleitung des Laasower Fließes in das Eichower Fließ und Überleitung des Grundwassers aus dem Zwickelbereich GhF/NBF in den Gräbendorfer See

Tabelle 18: Bilanzierung der Eisenfracht und des Eisenrückhaltes im Greifenhainer Fließ

Quelle des Eiseneintrags	Vorgesehener Rückhalt	Mittlere Eisenfracht	Geschätzter Anteil des Eisenrückhaltes	Eisenhydroxid-sediment
		[kg/d]		[m ³ /a]
Illmersdorfer Graben	Im GhF im Zuge der Gewässerberäumung	100	50%	2.000
Grundwasser im Zwickel GhF/NBF	Gräbendorfer See	250	90%	5.000
Laasower Fließ	Überleitung in das Eichower Fließ	350	100%	21.000
Eichower Fließ	WBA am Unterlauf des Eichower Fließes	700	100%	

Für den Eisenhydroxidschlamm der WBA am Eichower Fließ kommen folgende Varianten in Betracht (Abschnitt 8):

- eine wechselseitige Beräumung des Dünnschlammes aus den Absetzbecken und das Abpumpen über eine Rohrleitung in einen geeigneten Stapelraum,
- die Zwischenlagerung des Schlammes in Trockenbeeten mit deren periodischer Beräumung oder
- eine maschinelle Entwässerung, z. B. mittels Bandfilterpressen oder Geotubes.

Die erste Variante kommt für die WBA am Eichower Fließ praktisch nicht in Betracht, weil ein geeigneter Verbringungsraum, der mit einer Rohrleitung erreichbar wäre, in der Umgebung nicht verfügbar ist.

Tabelle 19: Ermittlung der jährlichen Mengen der eisenhaltigen Gewässersedimente für die WBA am Eichower Fließ für verschiedene Ausbauvarianten nach Chargen

Kennwert	Maßeinheit	In-lake-Wasserbehandlung Typ 5	Naturräumliche Absetzanlagen Typ 2	Kalkhaltige Schlämme aus der Wasserbehandlung Typ 3	
		Grundwasser aus Zwickel GhF/NBF		WBA am Eichower Fließ mit Alternativen der Schlammbehandlung	
		Einleitung in den Gräbendorfer See	Nutzung der WBA Wüstenhain	Trockenbeete	Maschinell konditioniert
Eisenfracht	kg/d	440 ¹⁾		(b) 360+180 (c) 360+180+390	(b) 360+180 (c) 360+180+390
	t/a	135		(b) 200 (c) 340	(b) 200 (c) 340
Trockenrückstand gem. Tabelle 5*)	M%	5	10	15	25
Eisengehalt im TR	ppm	400.000	150.000	300.000	300.000
Sedimentmenge	t/a	7.000	9.000	(b) 4.500 (c) 8.500	(b) 2.700 (c) 4.500

*) bezogen auf den Eisengehalt im Ablagerungsraum

1) ergibt sich aus der Fracht an der Messstelle GhF60 zzgl. des Eisenrückhaltes im Oberstrom

Die Installation der zweiten und dritten Ausbaustufen der WBA am Eichower Fließ oder die Installation der Maßnahme für das Grundwasser im Zwickelbereich GhF/NBF verringert die Menge der zu beräumenden Gewässersedimente substantiell. Insbesondere verringern sich die Eisensedimente im Greifenhainer Fließ, was dem primären Zweck der Maßnahmen entspricht. Ein Teil der Eiseneinträge, zum Beispiel aus dem Illmersdorfer Graben oder der Schlupf aus einer flussnahen Grundwasserfassung, können nicht gefasst werden. Konservativ wird von etwa **1.000 bis 2.000 t/a** dauerhaft zu beräumender Gewässersedimente des Typs 1a im Greifenhainer Fließ ausgegangen. Sie werden vor allem im Oberlauf anfallen.

Aufgrund der Durchleitung des sauren Wassers aus dem Laasower Fließ (zweite Ausbaustufe der WBA am Eichower Fließ (b) und ggf. des säuregenerierenden Grundwassers aus dem Zwickelbereich des GhF/NBF, dritte Ausbaustufe der WBA am Eichower Fließ (c), ist mit einer drastischen Veränderung der Hydrochemie im Eichower Fließ zu rechnen. Das Wasser versauert und es ist die Bildung von sauren Schwertmannitschlamm des Typs 1b anzunehmen. Aufgrund des sauren Charakters des Wassers ist jedoch mit deutlich geringeren Ausfällungen im Fließgewässer selbst zu rechnen und mit einem entsprechend höheren Eingang des Eisens in die Wasserbehandlungsanlage am Eichower Fließ.

5.1.1.2 Vetschauer Mühlenfließ

Die wesentlichen Eisenquellen im Einzugsgebiet des Neuen Vetschauer Mühlenfließes sind nach derzeitigem Kenntnisstand aus [IWB 2013b] und [IWB 2014a]:

- (1) Ein Niedermoor nordwestlich von Altdöbern (SaG20 und GrND10)
- (2) Die Skeitzteiche (SkT10)
- (3) Das Niedermoor bei Ranzow (NMR10)
- (4) Der Buchwäldchener Feldgraben (BwFGr10)
- (5) Die Torfwiesen bei Jeschen (TJ10)
- (6) Die Torfwiesen im Bereich des Reptener Teichgrabens (RTGr10)
- (7) Die Torfwiesen im Bereich des Reudener Hauptgrabens (RHGr10)

Die genannten Messstellen liegen unterschiedlich quellnah. Als weitere, nicht identifizierte und nicht direkt messbare Eisenquellen im Einzugsgebiet des Neuen Vetschauer Mühlenfließes werden diffuse Grundwasserzutritte direkt zum Neuen Vetschauer Mühlenfließ im Bereich Niederung zwischen den Ortslagen Missen und Repten vermutet. In der Tabelle 20 werden die Anteile der Eisenfracht geschätzt, die stromoberhalb der Messstellen bereits in den Fließten der Teileinzugsgebiete zurückgehalten werden. Aus den Daten des erweiterten Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a] lassen sich folgende aktuelle Quellstärken der Eiseneinträge in das Neue Vetschauer Mühlenfließ ableiten (Tabelle 20).

Tabelle 20: Relevante Eisenquellen im Einzugsgebiet des Neuen Vetschauer Mühlenfließes (Daten des Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a])

Quelle	Bezugs- mess- stelle	Durchfluss	Eisenfracht	Erfasster Anteil der Eisenfracht, geschätzt	Mittlere Eisenfracht
		MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]	MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]		kg/d
		L/s	kg/d		
Niedermoor nordwestlich Altdöbern	SaG20 +GrND10	70 ± 20 [50 ... 80]	90 ± 60 [20 ... 150]	100%	90
Skeitzteiche	SKT10	8 ± 4 [3 ... 13]	20 ± 10 [8 ... 25]	50%	40
Niedermoore Ranzow	NMR10	3 ± 8 [0 ... 3]	20 ± 30 [0 ... 20]	100%	20
Buch- wäldchener Feldgraben	BwFGr10	60 ± 40 [20 ... 120]	80 ± 45 [40 ... 140]	50%	160
Torfwiesen Jeschen 1)	TJ10	10 ± 5 [1 ... 20]	100 ± 50 [5 ... 150]	70%	140
Niedermoore Repten	RTGr10	15 ± 12 [2 ... 32]	20 ± 25 [3 ... 40]	50%	40
Niedermoore Reuden	RHGr10	110 ± 40 [76 ... 150]	330 ± 220 [90 ... 580]	80%	400
Weitere Quellen 2)	VMF30				> 70
	VMF20 -VMF30 -TJ10				> 150
Summe der Quellen					> 1.000

1) Zustand nach der Grabenberäumung im März 2014

2) siehe Tabelle 21

Die Summe der jahreszeitlich gemittelten Eiseneinträge im Einzugsgebiet des Neuen Vetschauer Mühlenfließes ist nach aktuellem Kenntnisstand mit mehr als 1.000 kg/d Eisen anzunehmen. Der Vergleich der Eisenfrachten an den benachbarten Messstellen im Neuen Vetschauer Mühlenfließ zeigt (Tabelle 21), dass weitere diffuse Zutritte zum Vetschauer Mühlenfließ stattfinden. Die Eisenfracht erhöht sich in Fließrichtung. Die ermittelten Differenzen sind jedoch nur Nettobeträge, die die diffusen Zutritte abzüglich des rückgehaltenen Eisens darstellen. Die tatsächlichen Zutritte und der tatsächliche Eisenrückhalt im Neuen Vetschauer Mühlenfließ lassen sich hieraus nicht ableiten. Hierfür muss eine Größenordnung geschätzt werden.

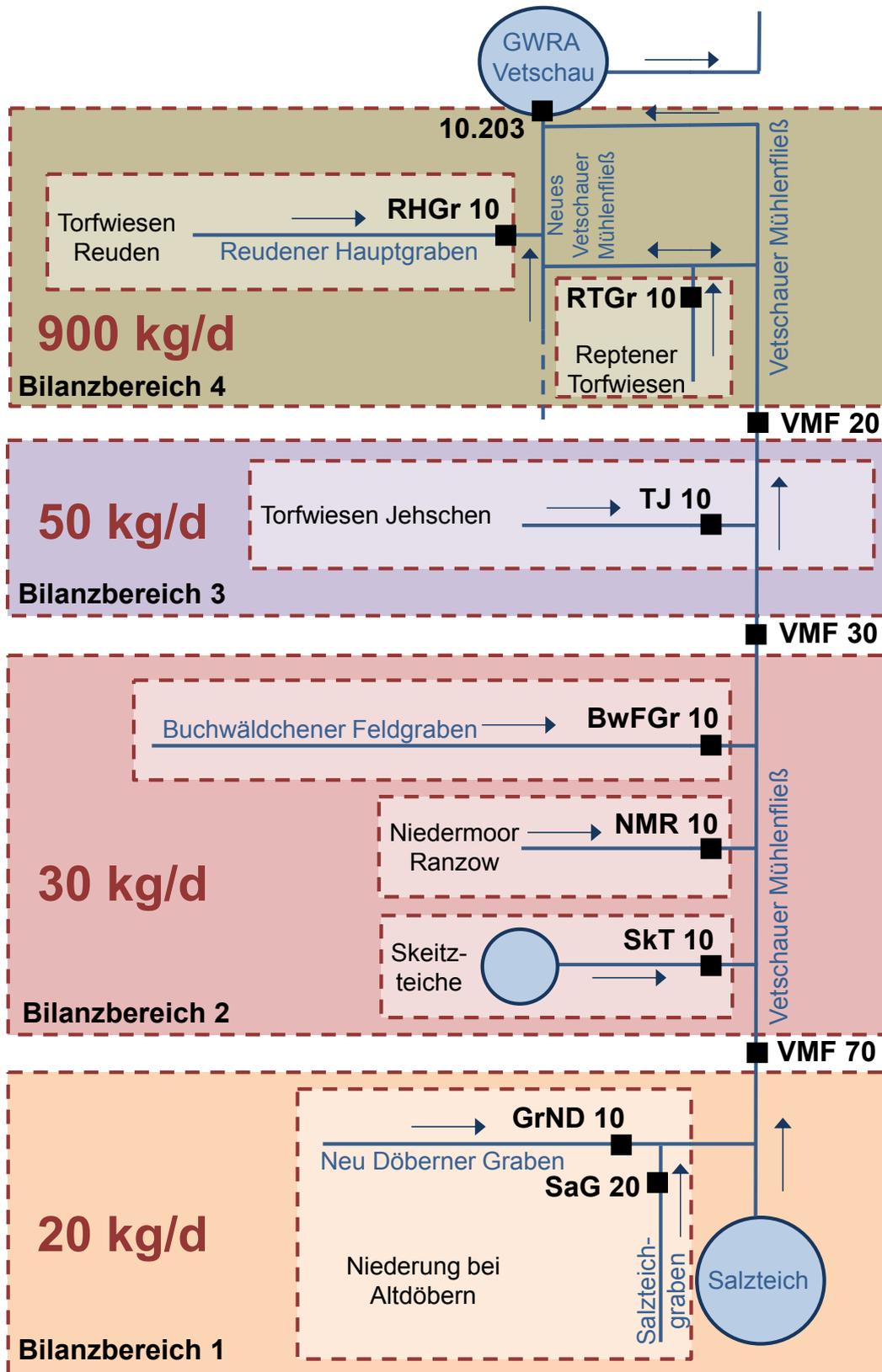


Bild 27: Schematische Darstellung der relevanten Quellgebiete, der Bilanzbereiche und des mittleren Eisenrückhaltes in den Fließgewässern im Einzugsgebiet des Vetschauer Mühlenfließes

Tabelle 21: Bilanzierung des aktuellen Eisenrückhalts im Einzugsgebiet des Neuen Vetschauer Mühlenfließes (Daten des Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a])

Bilanzbereich	Quelle	Bezugsmessstelle	Durchfluss	Eisenfracht	Mittlerer Eisenrückhalt im EZG	Chemische Indikation der Schlämme
			MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]	MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]		
			L/s	kg/d	kg/d	
1	Niederung nördlich Altdöbern	SaG20 +GrND10	$\frac{65 \pm 20}{[50 \dots 75]}$	$\frac{90 \pm 60}{[20 \dots 150]}$		
	Vetschauer Mühlenfließ	VMF70*	≈ 200	≈ 70	20	neutral
2	Zustrom westliche Quellen	SkT10 +NMR10 +BwFGr10	$\frac{50 \pm 20}{[30 \dots 65]}$	$\frac{90 \pm 20}{[45 \dots 90]}$		
	Diffuser Zustrom	VMF30 -VMF70 -SkT10 -NMR10 -BwFGr10	$\frac{40 \pm 35}{[5 \dots 70]}$	$\frac{130 \pm 90}{[40 \dots 230]}$		
	Vetschauer Mühlenfließ	VMF30	$\frac{340 \pm 150}{[250 \dots 430]}$	$\frac{260 \pm 150}{[140 \dots 410]}$	30	neutral
3	Torfwiesen Jehschen	TJ10**)	$\frac{10 \pm 5}{[1 \dots 20]}$	$\frac{100 \pm 50}{[5 \dots 150]}$		
	Diffuser Zustrom	VMF20 -VMF30 -TJ10	$\frac{30 \pm 40}{[0 \dots 60]}$	$\frac{100 \pm 320}{[0 \dots 240]}$		
	Vetschauer Mühlenfließ	VMF20	$\frac{420 \pm 180}{[240 \dots 660]}$	$\frac{410 \pm 360}{[125 \dots 850]}$	50	neutral
4	Zustrom Torfwiesen	RTGr10 +RHGr10	$\frac{560 \pm 230}{[330 \dots 860]}$	$\frac{830 \pm 530}{[380 \dots 1300]}$		
	Zustrom GWRA Vetschau	10.203	$\frac{360 \pm 40}{[360 \dots 410]}$	$\frac{310 \pm 100}{[180 \dots 420]}$	900	neutral

*) aktuell liegen für diese Messstelle nur drei Messungen vor

**) Messwerte nach der Gewässerberäumung im März 2014

Kürzlich wurden alle dafür vorgesehenen Fließe in die WBA Vetschau eingebunden. Derzeit beträgt die Rückhalteleistung der WBA Vetschau ohne den Einsatz von Flockungsmitteln und Flockungshilfsmitteln etwa 70 %. Im Zuge einer Erstberäumung wurden aus dem ersten Teilbecken ca. 80.000 m³ Schlammwasser entnommen und im Nebenschluss zur WBA unter Verwendung des Flockungshilfsmittels Heppix OT eingedickt.

Für die WBA Vetschau besteht neben der praktizierten Verfahrensweise die Möglichkeit, den Schlamm ohne weitere Vorbehandlung mittels Rohrleitung in den Bischofsee zu verbringen. Alle anderen möglichen Verbringungen sind an den Transport mit LKW gebunden und setzen eine Schlammvorbehandlung am Standort der WBA Vetschau voraus.

Tabelle 22: Ermittlung der jährlichen Mengen der eisenhaltigen Gewässersedimente im Einzugsgebiet des Neuen Vetschauer Mühlenfließes nach Chargen

Kennwert	Maß- einheit	Organikreiche Schlämme aus der Gewässer unterhaltung Typ 1a	Schlämme aus der Wasserbehandlung Typ 3		
		Vetschauer Mühlenfließ	WBA Vetschau		
		Vorgetrocknetes Gewässer- sediment	(1) Pumpfähiger Schlamm	(2) Trocken beete	(3) maschinell entwässert
Eisen- fracht	kg/d	Σ 1.000 (Tabelle 21)	310 (Eingang WBA)		
	t/a	365	120		
Trocken- rückstand gem. Tabelle 5*)	M%	15	1	15	25
Eisengehalt im TR	ppm	150.000	300.000	300.000	300.000
Sedimentmenge	t/a	16.500	40.000	3.000	1.600

*) bezogen auf den Eisengehalt im Verbringungsraum

5.1.1.3 Wudritz

Relevante Eisenquellen im Einzugsgebiet der Wudritz sind nach aktuellem Kenntnisstand [IWB 2014a]:

- (1) Das Sickerwasser aus dem Schlabendorfer See (LGr20, C1; ZL1)
- (2) Der Lorenzgraben zwischen LGr20 und LGr09
- (3) Das Niedermoor bei Garrenchen (NG1)
- (4) Das Niedermoor westlich von Willmersdorf (NW05)
- (5) Das Niedermoor bei Alteno (AG10)

Bis auf die zweite liegen alle Messstelle sehr quellnah und quantifizieren damit die jeweilige Quellstärke praktisch vollständig. Der Eiseneintrag in den Lorenzgraben im Abschnitt nördlich des Schlabendorfer Sees bis nach Eggisdorf kann aus der Differenz der Frachten des Lorenzgraben LGr09 und des Sickerwassers aus dem Schlabendorfer See (LGr20+C1+ZL1) ermittelt werden. Dabei ist der anteilige Eisenrückhalt im Lorenzgraben auf diesem Abschnitt in Rechnung zu stellen. Die Bilanzierungen zeigen, dass der Eisenrückhalt im Lorenzgraben größer ist, als der nicht direkt messbare diffuse Stoffeintrag im gleichen Fließgewässerabschnitt. Für den diffusen Eiseneintrag auf diesem Abschnitt des Lorenzgrabens wird ein Wert von etwa 50 kg/d geschätzt.

Weiter nördlich von Willmersdorf-Stöbritz wurden keine weiteren relevanten Eisenquellen für die Wudritz identifiziert. Aufgrund des angestiegenen Grundwasserspiegels in der Kippe Schlabendorf-Nord erfährt der Hindenberger See (RL A) derzeit Zufluss eisenreichen Kippenwassers [IWB 2014b]. Das hat zunächst nur Folgen für die Wasserbeschaffenheit des Sees. Hier treten während der Zirkulationsphasen periodisch erhöhte Eisenkonzentrationen auf, die zu Trübungen führen. Bereits seit 2011 mussten aufgrund einer überschüssigen Bilanz etwa 400 bis 500 m³/d Wasser aus dem Hindenberger See in die Wudritz abgepumpt werden. Der derzeitige geohydraulische Zustand entspricht nahezu dem stationären, nachbergbaulichen Zustand des Sees. In Abhängigkeit von der weiteren Entwicklung der Eisenkonzentration entwickelt sich der Ablauf des Hindenberger See ggf. zu einer zusätzlichen Eisenquelle für die Wudritz. Da der Hindenberger See jedoch bereits vielfältig genutzt wird, ist die LMBV bemüht, die Wasserbeschaffenheit im Hindenberger See im Zuge der notwendigen geotechnischen Sanierungsmaßnahmen günstig zu beeinflussen, den Eisenzustrom zum See zu mindern und den Eisenrückhalt im See zu verbessern.

Aus den Daten des erweiterten Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a] lassen sich folgende aktuelle Quellstärken der Eiseneinträge in die Wudritz ableiten (Tabelle 23 und Bild 28).

Tabelle 23: Relevante Eisenquellen im Einzugsgebiet der Wudritz (Daten des Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a])

Quelle	Bezugs- mess- stelle	Durchfluss	Eisenfracht	Erfasster Anteil der Eisenfracht, geschätzt	Mittlere Eisenfracht
		MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]	MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]		kg/d
		L/s	kg/d		
Sicker- wasser aus Schlaben- dorfer See	LGr20	20 ± 26 [5 ... 36]	190 ± 270 [40 ... 370]	100%	190
	C1	13 ± 9 [5 ... 25]	100 ± 80 [12 ... 200]	100%	100
	ZL1	50 ± 9 [39 ... 58]	510 ± 120 [340 ... 610]	100%	510
Summe Sicker- wasser	LGr20 +C1 +ZL1	80 ± 35 [65 ... 120]	800 ± 380 [630 ... 1090]	100%	800
Niedermoor Garrenchen	NG01	5 ± 7 [0 ... 12]	70 ± 40 [30 ... 110]	100%	70
Niedermoor westlich von Willmersdorf	NW05	5 ± 7 [0 ... 12]	10 ± 12 [1 ... 26]	100%	10
Niedermoor bei Alteno	AG10	4 ± 2 [2 ... 7]	35 ± 15 [20 ... 50]	100%	35
Weitere Quellen					unbekannt
Summe der Quellen					> 1.000

Die Summe der jahreszeitlich gemittelten Eiseneinträge im oberen Einzugsgebiet der Wudritz beträgt nach aktuellem Kenntnisstand mehr als 1.000 kg/d Eisen. Der Eisenrückhalt im Einzugsgebiet der Wudritz kann anhand der Messwerte zur Wudritz aus dem laufenden Monitoring, z. B. [IWB 2013d] und [IWB 2013e], geschätzt werden. Danach beträgt der mittlere Eiseneintrag der Wudritz in die Hauptspree zuletzt etwa 500 kg/d. Damit werden etwa 500 kg/d Eisen im Einzugsgebiet der Wudritz zurückgehalten. Die Abschätzung des aktuellen Eisenrückhaltes im Lorenzgraben erfolgt in Tabelle 24 und Bild 28. Im Oberstrom des Lorenzgrabens und der Wudritz fallen saure Schlämme des Typs 1b an. Durch Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet wird das Wasser in der Wudritz bei Willmersdorf-Stöbritz neutral, so dass dann überwiegend Schlämme des Typs 1a anfallen.

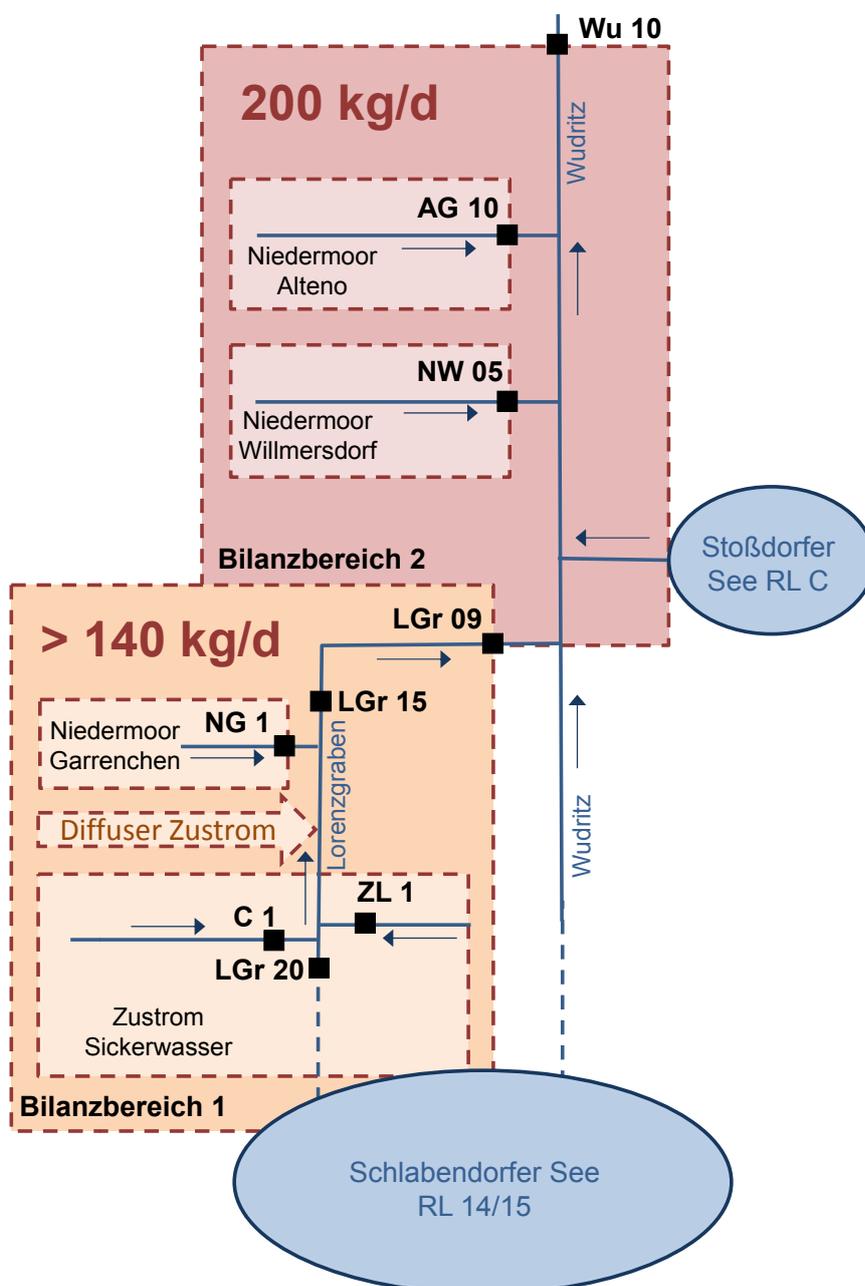


Bild 28: Schematische Darstellung der relevanten Quellgebiete, der Bilanzbereiche und des mittleren Eisenrückhaltes in den Fließgewässern im Einzugsgebiet der Wudritz

Tabelle 24: Bilanzierung des aktuellen Eisenrückhalts im Einzugsgebiet der Wudritz (Daten des Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a])

Bilanzbereich	Quelle	Bezugsmessstelle	Durchfluss	Eisenfracht	Mittlerer Eisenrückhalt im EZG	Chemische Indikation der Schlämme
			MW ± StAbw	MW ± StAbw		
			[Perz10 ... Perz90]	[Perz10 ... Perz90]		
			L/s	kg/d		
1	Zustrom Sickerwasser (RL14/15)	LGr20 +C1 +ZL1 +NG1	80 ± 20 [65 ... 105]	740 ± 120 [630 ... 870]		
	Lorenzgraben	LGr09	80 ± 20 [50 ... 100]	600 ± 260 [315 ... 830]		
2	Westliche Niedermoore	NW05 +AG10	10 ± 5 [5 ... 15]	50 ± 15 [30 ... 60]		
	Wudritz	Wu 10	240 ± 60 [170 ... 310]	450 ± 280 [210 ... 870]		

Derzeit läuft im Schlabendorfer See ein In-lake-Verfahren zur chemischen Neutralisation. Sobald der Schlabendorfer See neutralisiert ist, soll der Wasserspiegel von derzeit etwa +60,6 m NHN dauerhaft auf mindestens +59,5 m NHN abgesenkt werden. Die Ausleitung erfolgt bevorzugt in den Lorenzgraben und nachfolgend in die Wudritz. In [GWZ & IWB 2013] wurde eingeschätzt, dass dadurch die Zuflüsse zu den Schweißgräben LGr20, C1 und ZL1 und zum Lorenzgraben (LGr09) etwa halbiert werden können. Folglich würde sich die Eisenfracht in der Wudritz auf etwa 550 kg/d verringern.

Aufgrund der höheren Durchflüsse würde sich jedoch der Eisenrückhalt im Einzugsgebiet der Wudritz deutlich verringern. Der Eisenaustrag in die Hauptspreet würde keine adäquate Verringerung erfahren. Die LMBV ist angehalten, das Eisen aus der Hauptspreet fernzuhalten. Die abschließende Lösung für den Eisenrückhalt ist noch nicht gefunden. Als technisch mögliche Optionen stehen zur Diskussion:

- (1) die Nutzung eines abstromigen Bergbaufolgesees im Gebiet Schlabendorf-Nord (bevorzugt Restloch C) kombiniert mit einer In-lake-Wasserbehandlung,
- (2) naturräumliche Verfahren der Wasserbehandlung im hydraulischen Nebenschluss zur Wudritz,
- (3) eine technische Wasserbehandlungsanlage an einem nicht näher spezifizierten Standort an der Wudritz oder
- (4) die Fassung des eisenreichen Grundwassers vor dem Eintritt in die Fließgewässer (Lorenzgraben) und seine Rückleitung in den Schlabendorfer See [IHC 2014].

Entsprechend der Optionen unterscheiden sich sowohl die Mengen, die Zusammensetzung als auch die Verbringung des Schlammes (Tabelle 25). Das Wasser in der Wudritz bis vor Einmischung des Terpter Grabens ist aktuell säuregenerierend und bleibt voraussichtlich säuregenerierend. Bei der Wasserbehandlung muss in jedem Fall ein Neutralisationsmittel zugeführt werden. Damit ist insbesondere die Anwendung geeigneter naturräumlicher Verfahren sehr aufwändig und risikobehaftet.

Tabelle 25: Varianten der Schlammbehandlung für die Alternativen der Wasserbehandlung an der Wudritz

Wasserbehandlung der Wudritz	Mechanismus der Schlamm-Bildung	Entsorgungsweg	Besonderheiten
(1) Behandlung in einem abstromigen Bergbaufolgesee	Sedimentation	→ Bergbaufolgesee	Vermischung mit feiner autochthoner Biomasse
(2) naturräumliche Wasserbehandlung	Sedimentation und Versickerung	Periodische Beräumung des Schlammes mit Erdbautechnik → Fremddeponie → Monodeponie	Hoher Anteil grober organischer Stoffe
(3) WBA an der Wudritz	Sedimentation	Rückpumpen des Dünnschlammes in den Schlabendorfer See per Rohrleitung: → Bergbaufolgesee	Vermischung mit feiner autochthoner Biomasse Überschusskalk aus der In-lake-Wasserbehandlung
	Maschinelle Eindickung	LKW-Transport des Dickschlammes in einen alternativen Ablagerungsraum: → Fremddeponie → Monodeponie → Bergbaufolgesee	Überschusskalk aus der Wasserbehandlung
(4) Rückleitung in den Schlabendorfer See	Sedimentation	Rückpumpen des gefassten Wassers in den Schlabendorfer See per Rohrleitung: → Bergbaufolgesee	Vermischung mit feiner autochthoner Biomasse Überschusskalk aus der In-lake-Wasserbehandlung

Der Schlabendorfer See unterliegt dauerhaft dem Einfluss des Kippengrundwassers. Das ist durch die nachbergbauliche geohydraulische Situation bedingt. Die Beschaffenheit der Grundwasserzuströme wurde aus den verfügbaren und standort-relevanten Messdaten des montanhydrologischen Monitorings der LMBV abgeleitet. Von besonderer Relevanz waren hierbei die seenahen Gütemessstellen des Kippengrundwassers im Anstrom zum Schlabendorfer See. Der Eiseneintrag in den Schlabendorfer See beträgt bei einem mittleren stationären Zufluss aus der Kippe von 150 L/s und einer gewogenen Eisenkonzentration von etwa 960 mg/L bzw. eine Eisenfracht von rund 12.700 kg/d. Dieses Eisen hat sich bislang im zunehmenden Wasservolumen des Schlabendorfer Sees und im Sediment akkumuliert und wurde anteilig mit dem abströmenden Grundwasser ausgebracht. Auch unter sauren Bedingungen fällt Eisen im Schlabendorfer See aus, wenn auch nur teilweise.

Da eine naturräumliche Wasserbehandlung im Nebenschluss zur Wudritz im Bereich zwischen Egsdorf und Willmersdorf-Stöbritz (2) platziert werden kann, wird in diesem Fall weiterhin ein Teil des Eisens im stromoberen Fließgewässer ausfallen und hier beräumt werden müssen. Die wirtschaftlichste Lösung der Schlammbehandlung für eine technische Wasserbehandlungsanlage ist die Verspülung des Schlammes in den Schlabendorfer See. Hinsichtlich der Schlammverbringung sind die Optionen (1) und (4) praktisch gleich. Die Option (1) unterscheidet sich von den Optionen (3) und (4) dadurch, dass der Schlamm in einen anderen Bergbaufolgesee eingestapelt wird.

Tabelle 26: Ermittlung der jährlichen Mengen der eisenhaltigen Gewässersedimente im Einzugsgebiet der Wudritz nach Lösungsvarianten und Chargen

Kennwert	Maßeinheit	Eisenausfällung durch In-lake-Neutralisation	Organikreicher EHS aus naturräumlicher Wasserbehandlung	Organikreicher EHS aus der Gewässerberäumung	EHS aus Wasserbehandlungsanlagen
		Typ 5	Typ 2	Typ 1b	Typ 4
Variante (1) Nutzung eines abstromigen Bergbaufolgesees					
Eisenfracht	kg/d	12.700 ¹⁾ 600 ²⁾		> 140 ³⁾	
	t/a	4.600 220		> 50	
Trockenrückstand *)	M%	5		15	
Eisengehalt im TR	ppm	400.000		150.000	
Sedimentmenge	t/a	230.000 11.000		> 2.500	
Variante (2) naturräumliche Wasserbehandlung					
Eisenfracht	kg/d	12.700 ¹⁾	600 ⁵⁾	> 140 ⁵⁾	
	t/a	4.600	220	> 50	
Trockenrückstand *)	M%	5	10	15	
Eisengehalt im TR	ppm	400.000	150.000	150.000	
Sedimentmenge	t/a	230.000	15.000	> 2.500	
Variante (3) Wasserbehandlungsanlage am Lorenzgraben					
Eisenfracht	kg/d	12.700 ¹⁾			> 740
	t/a	4.600			> 270
Trockenrückstand *)	M%	5			5
Eisengehalt im TR	ppm	400.000			400.000
Sedimentmenge	t/a	230.000			> 13.500
Variante (4) Fassung und Rückleitung des Grundwassers zum RL 14/15					
Eisenfracht	kg/d	12.700 ¹⁾ > 740 ⁴⁾			
	t/a	4.600 > 270			
Trockenrückstand *)	M%	5			
Eisengehalt im TR	ppm	400.000			
Sedimentmenge	t/a	230.000 > 13.500			

*) bezogen auf den Eisengehalt
2) Zustrom zum Lorenzgraben
4) Rückführung in das RL 14/15

1) Eiseneintrag in den Schlabendorfer See (RL 14/15)
3) Eisenrückhalt im Einzugsgebiet
5) Aufteilung in Abhängigkeit von der Lage zu den Quellen

Nach aktueller Lesart wird voraussichtlich die Variante (4) „Fassung und Rückleitung des Grundwassers zum RL 14/15“ als Lösung für die Eisenbelastung der Wudritz favorisiert. In diesem Fall sind im Lorenzgraben nur geringe Schlammengen zu beräumen. Der Eisenschlamm verbleibt dann im Schlabendorfer See.

Wenn für die Wudritz ein tragfähiges Gesamtkonzept gefunden ist, dann ist die Behandlung der Abflüsse aus den Niedermooren bei Willmersdorf-Stöbritz (4) und bei Alteno (5) nicht erforderlich. Die mittleren Eisenfrachten sind hier mit 10 bzw. 35 kg/d gering. Das natürliche Selbstreinigungsvermögen einer neutralen und eisenarmen Wudritz kompensiert diese Eiseneinträge.

5.1.1.4 Berste

Relevante Eisenquellen im oberen Einzugsgebiet der Berste sind [IWB 2014a]:

- (1) Das Weißacker Moor (B80)
- (2) Das Niedermoor südlich vom Horstteich (B71)
- (3) Die Niederung der Bornsdorfer Teiche (EWG10)
- (4) Der Bornsdorfer Kohlegraben (BKG20)
- (5) Niederung südlich von Luckau über den Ständergraben (StG20)

Die ersten beiden Messstellen liegen quellnah und quantifizieren damit die Quellstärke nahezu vollständig. Die drei letztgenannten Messstellen liegen weiter entfernt von den eigentlichen Quellen, die jeweils im Einzelnen noch nicht identifiziert und lokalisiert sind. Im jeweiligen Teileinzugsgebiet hat damit bereits ein Eisenrückhalt stattgefunden. Nördlich von Luckau sind keine relevanten Eiseneinträge in die Berste bekannt. Aus den Daten des erweiterten Quellenmonitorings lassen sich folgende Quellstärken für die identifizierten Eiseneinträge in die Berste ableiten (Tabelle 27).

Tabelle 27: Relevante aktuelle Eisenquellen im Einzugsgebiet der Berste (Daten des Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a])

Quelle	Bezugs- mess- stelle	Durchfluss	Eisenfracht	Erfasster Anteil der Eisenfracht, geschätzt	Mittlere Eisenfracht
		MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]	MW ± StAbw [Perz10 ... Perz90]		kg/d
		L/s	kg/d		
Weißacker Moor	B80	17 ± 7 [10 ... 26]	60 ± 20 [38 ... 84]	100%	60
Niedermoor südlich Horstteich	B71	14 ± 6 [9 ... 21]	90 ± 46 [45 ... 130]	100%	90
Niederung Bornsdorfer Teiche	EWG10	42 ± 36 [12 ... 87]	30 ± 24 [3 ... 64]	50%	60
Bornsdorfer Kohlegraben	BKG20	145 ± 65 [64 ... 220]	70 ± 48 [20 ... 120]	50%	140
Ständer- graben	StG20	32 ± 34 [0 ... 72]	20 ± 30 [0 ... 60]	50%	40
Weitere Quellen					unbekannt
Summe der Quellen					> 400

Die Summe der jahreszeitlich gemittelten Eiseneinträge im oberen Einzugsgebiet der Berste ist nach aktuellem Kenntnisstand mit mehr als 400 kg/d Eisen anzunehmen. Durch einen Vergleich der Eisenfrachten zwischen benachbarten Messstellen wird in der Tabelle 28 der Eisenrückhalt im Einzugsgebiet bzw. in Teilbereichen des Einzugsgebietes der Berste geschätzt.

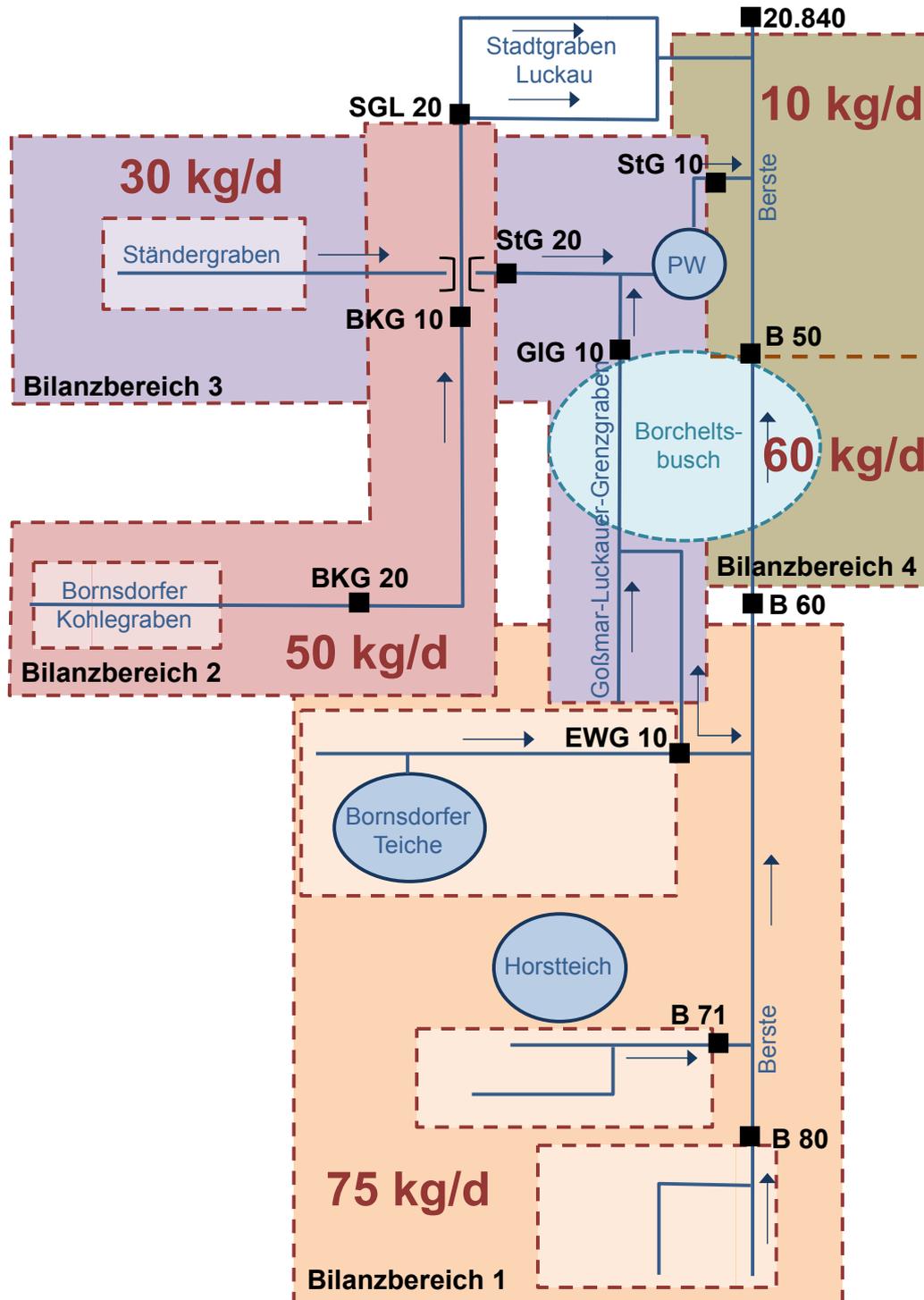


Bild 29: Schematische Darstellung der relevanten Quellgebiete, der Bilanzbereiche und des mittleren Eisenrückhaltes in den Fließgewässern im oberen Einzugsgebiet der Berste

Tabelle 28: Bilanzierung des aktuellen Eisenrückhalts im Einzugsgebiet der Berste (Daten des Quellenmonitorings im Nordraum [IWB 2014a])

Bilanzbereich	Bilanzabschnitt	Bezugs-Mess-stelle	Durchfluss	Eisenfracht	Eisenrückhalt im EZG	Chemische Indikation der Schlämme
			MW ± StAbw	MW ± StAbw		
			[Perz10 ... Perz90]	[Perz10 ... Perz90]		
			L/s	kg/d	kg/d	
1	Oberlauf Berste	B80 +B71 +EWG	70 ± 40 [30 ... 140]	175 ± 70 [100 ... 260]		
		B60	70 ± 50 [20 ... 140]	110 ± 100 [10 ... 230]	75	Sauer
4	Berste im Bereich des Borcheltsbuschs	B50	120 ± 90 [30 ... 250]	50 ± 65 [2 ... 150]	60	Neutral
	Unterlauf Berste	B50 +StG10 +SGL20	300 ± 240 [90 ... 560]	90 ± 80 [10 ... 190]		
20.840		540 ± 50 [120 ... 1.120]	80 ± 130 [15 ... 280]	10	Neutral	
2	Einzugsgebiet Bornsdorfer Kohlegraben	BKG 20	145 ± 65 [65 ... 220]	70 ± 50 [20 ... 120]		
		SGL20	145 ± 80 [55 ... 235]	30 ± 30 [10 ... 70]	50	Neutral
3	Einzugsgebiet Ständergraben	StG20 +GIG10	80 ± 55 [20 ... 140]	40 ± 30 [5 ... 80]		
		StG10	60 ± 150 [0 ... 145]	10 ± 15 [0 ... 20]	30	Neutral

Der Eisenaustrag der Berste in die Spree ist vergleichsweise gering, da das Eisen im Einzugsgebiet der Berste überwiegend zurückgehalten wird. Der Eisenrückhalt im oberen Einzugsgebiet der Berste südlich von Luckau kann nach aktueller Datenlage im jahreszeitlichen Mittel mit etwa 225 kg/d geschätzt werden (Tabelle 28). Von diesen Eisenschlämmen weist nahezu ein Drittel eine saure Indikation auf. Das eisenreiche und saure Wasser im Oberlauf der Berste, das aus dem Weißacker Moor und dem Niedermoor südlich vom Horstteich stammt, bildet im Gewässer saure Schwertmannitschlämme. Die Bildung von Schwertmannitschlämmen beruht ausschließlich auf chemischen Prozessen. Die typische Flockenbildung, Gewässertrübung und Sedimentation, wie bei neutralen Eisenhydroxidschlämmen, sind daran praktisch nicht beteiligt. Der Vorteil besteht darin, dass die sauren Schwertmannitschlämme deutlich kompakter sind (Trockenrückstände um 40 Masse-%) und deshalb eine häufige Gewässerberäumung aus hydraulischer Sicht nicht erforderlich ist. Von den neutralen eisenhaltigen Gewässersedimenten im Einzugsgebiet der Berste ist anzunehmen, dass sie vor allem sehr organikreich sind.

Eine zentrale Wasserbehandlung an der Berste ist derzeit nicht geplant. Die Quellen (1) Weißacker Moor und (2) Niedermoor südlich vom Horstteich sind Kandidaten für eine naturräumliche Quellenbehandlung. Die anderen Quellen sind durch den Altbergbau ohne Rechtsnachfolger und durch die Landwirtschaft verursacht. Hier sind zunächst die Verantwortlichkeiten für den Eisenrückhalt zu klären.

Eine Schätzung der jährlichen Sedimentmengen im Einzugsgebiet der Berste nach Chargen erfolgt in der Tabelle 29.

Tabelle 29: Ermittlung der jährlichen Schlamm Massen im Einzugsgebiet der Berste nach Chargen

Kennwert	Maßeinheit	Organikreiche Schlämme aus der Gewässer- unterhaltung Typ 1a	Saure Schlämme aus der Gewässer- unterhaltung Typ 1b
Eisenfracht	kg/d	150	75
	t/a	55	30
Trockenrückstand gem. Tabelle 5*)	M%	15	15
Eisengehalt im TR	ppm	150.000	400.000
Sedimentmenge	t/a	2.500	500

*) bezogen auf den Eisengehalt

5.1.1.5 Weitere Fließgewässer

Das Göritzer Mühlenfließ, die Kleptna und die Schrake/Dobra werden im Rahmen des Quellenmonitorings derzeit nicht überwacht, weil sie keine Schwerpunkte des Eiseneintrags in den Südumfluter und in die Hauptsprea darstellen. Für diese Fließgewässer kann lediglich eine Schätzung der Eisenfrachten erfolgen. Eiseneinträge sind sowohl im Oberlauf der Schrake als auch in das Göritzer Mühlenfließ bekannt. Für die genannten Fließgewässer kommt lediglich eine periodische Beräumung in Frage. Dabei werden überwiegend Eisensedimente des Typs 1a und ggf. des Typs 1b anfallen.

5.1.1.6 Zusammenfassung

Für den Nordraum der LMBV lassen sich nach Typen folgende Sedimentmengen als reines Eisen (Tabelle 30) oder als Sediment nach einer definierten Entwässerungstechnologie (Tabelle 31) abschätzen. Die Sedimentmengen sind von den Beräumungstechnologien und von den Verbringungsorten abhängig (Bild 30). Zur Behandlung der Eisenfrachten einzelner Fließgewässer bestehen derzeit noch planerische Alternativen, so zum Beispiel zum Greifenhainer Fließ und zur Wudritz. Zur Bemessung der erforderlichen Stapelräume in Bergbaufolgeseen wird aus Kostengründen als technische Lösung die Sedimententwässerung in Trockenbeeten bevorzugt. Dieser Ansatz stellt gleichzeitig den ungünstigsten Ansatz für die Bemessung der erforderlichen Stapelräume dar. Bzgl. der Eisen- und Schadstofffrachten ist diese Betrachtungsweise bilanzneutral. Für eine Deponierung wird aus Kostengründen (Transport und Deponierungskosten) die Entwässerung in Geotubes oder die maschinelle Entwässerung empfohlen.

Tabelle 30: Zusammenfassung der Mengenschätzung zur Beräumung der Fließgewässer im Nordraum der LMBV in Jahrestonnagen als reines Eisen

Fließ- gewässer	Variante	Gestehungsort bzw. -art	Eisen [t/a]					
			Typ 1a	Typ 1b	Typ 2	Typ 3	Typ 4	Typ 5
			Gewässerberäumung		Natur- räumliche Absetz- anlagen	WBA		In-lake- Behand- lung
neutral	sauer	Fließ- gewässer	Grund- wasser					
Greifenhainer Fließ	1	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Laasower Fließ und Grundwasser aus Zwickel GhF/NBF				340		
	2a	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Eichower und Laasower Fließ				200		
		Nutzung der WBA Wüstenhain für Grundwasser aus Zwickel GhF/NBF			135			
	2b	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Eichower und Laasower Fließ				200		
		Überleitung in den Gräbendorfer See						135
Max.			30		135	340		135
Vetschauer Mühlenfließ	1	WBA Vetschau: Verspülen in Bergbaufolgese						120
	2	WBA Vetschau: Entwässerung vor Ort				120		
	Max.					120		120
		Gewässerberäumung oh. GWRA Vetschau	365					
Wudritz	4	In-lake in RL 14/15, Grundwasserfassung und Rückleitung in RL 14/15						4.640 100
Berste		Gewässerberäumung	55	30				
Schrake		Gewässerberäumung	30	30				
Sonstige		Gewässerberäumung	30	15				
Summen			510	75	135	460		

Kursiv: geschätzte Werte

fett: bemessungsrelevante Werte

Die Abschätzungen in der Tabelle 31 zeigen, dass im Nordraum der LMBV max. 42.000 Jahrestonnen Sedimente der Typen 1a, 2 und 3 für die Deponierung unter Verwendung von Trockenbeeten oder max. 26.000 Jahrestonnen der Typen 1a, 1b, 2 und 3 für die Deponierung bei maschineller Entwässerung zu entsorgen sind. Dahinter verbergen sich etwa 1.200 Tonnen reines Eisen (Tabelle 30). Etwa 1.250 Jahrestonnen des Sediments vom Typ 1b sind ausschließlich zur Deponierung vorzusehen (Tabelle 31). Eine sehr große Sedimentmenge fällt bei der In-lake-Wasserbehandlung im Schlabendorfer See an und verbleibt dort.

Die angegebenen Sedimentmengen gelten für die aktuellen mittleren Stoffströme des Eisens in den Fließgewässern. Die bereits langjährig abgelagerten und bislang nicht beräumten Sedimente können die anfallenden Mengen in den ersten Jahren der Gewässerberäumung deutlich erhöhen.

Tabelle 31: Zusammenfassung der Mengenschätzung zur Beräumung der Fließgewässer im Nordraum der LMBV in Jahrestonnagen als eisenhaltiges Sediment in Abhängigkeit von der Entwässerungstechnologie am Entstehungsort

Fließ- gewässer	Variante	Gestehungsort bzw. -art	Behandlung der Eisen- sedimente	Eisenhaltige Sedimente [t/a]								
				Typ 1a	Typ 1b	Typ 2	Typ 3	Typ 4	Typ 5			
				Gewässerberäumung neutral	Gewässerberäumung sauer	Natur- räumliche Absetz- anlagen	Fließ- gewässer	WBA Grund- wasser	In-lake- Behand- lung			
Greifenhainer Fließ	Var. 1	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Laasower Fließ und Grundwasser aus Zwickel GhF/NBF	Trockenbeete				15.000					
	Var. 2a	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Eichower und Laasower Fließ	Masch. Entwässerung				9.000					
		Trockenbeete				9.000						
		Masch. Entwässerung				5.300						
Mühlentfließ	Var. 2b	Nutzung der WBA Wüstenhain für Grundwasser aus Zwickel GhF/NBF	Trockenbeete			6.000						
		Masch. Entwässerung			3.600							
	Var. 1	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Eichower und Laasower Fließ	Trockenbeete				9.000					
		Masch. Entwässerung				5.300						
Vetschauer Mühlentfließ	Var. 2	Überleitung in den Gräbendorfer See	Verbleib im See (Gräbendorfer See)							6.800		
			Masch. Entwässerung									
	Var. 1	WBA Vetschau	Verspülen in Bergbaufolgensee (Bischdorfer See)								6.000	
			Masch. Entwässerung									
Wudritz	Gewässerberäumung oh. GWRA Vetschau	In lake in RL 14/15, Grundwasserfassung und Rückleitung in RL 14/15	Trockenbeete				16.200					
			Masch. Entwässerung				9.700					
	Var. 4	In lake in RL 14/15, Grundwasserfassung und Rückleitung in RL 14/15	Verbleib im See (Schlabendorfer See)								≥ 240.000	
			Masch. Entwässerung									
Berste	Gewässerberäumung	Gewässerberäumung	Trockenbeete				2.500		500			
			Masch. Entwässerung				1.500					
			Trockenbeete				1.500			500		
Sonstige	Gewässerberäumung	Gewässerberäumung	Masch. Entwässerung				750					
			Trockenbeete				1.500		250			
			Masch. Entwässerung				750					
Min. Summe für Deponierung (bei maschineller Entwässerung)							11.700					
Max. Summe für Deponierung (bei Trockenbeeten)							21.700					
								3.600				
								6.000				
									1.250			
										14.300		
										24.000		

Kursiv: geschätzte Werte

Neben der Betrachtung der Sedimentmengen, die im Entstehungsraum anfallen und deponierfähig sind (Tabelle 31), muss auch die Sedimentmenge abgeschätzt werden, die für eine Umlagerung im Sinne einer Resuspendierung oder Direktverspülung in einen Bergbaufolgensee geeignet ist (Tabelle 32). Bei der Verbringung der Sedimente in einen Bergbaufolgensee erhöhen sich die benötigten Stapelräume im Vergleich zur Deponierung, da für die Verspülung ein pumpfähiger Dünnschlamm erzeugt werden muss. Die verschiedenen Varianten zur Erzeugung der Eisensedimente und deren Eigenschaften in Abhängigkeit von der Entnahme und Behandlung sowie von der Verbringung der Sedimente ist in Bild 30 zusammengefasst.

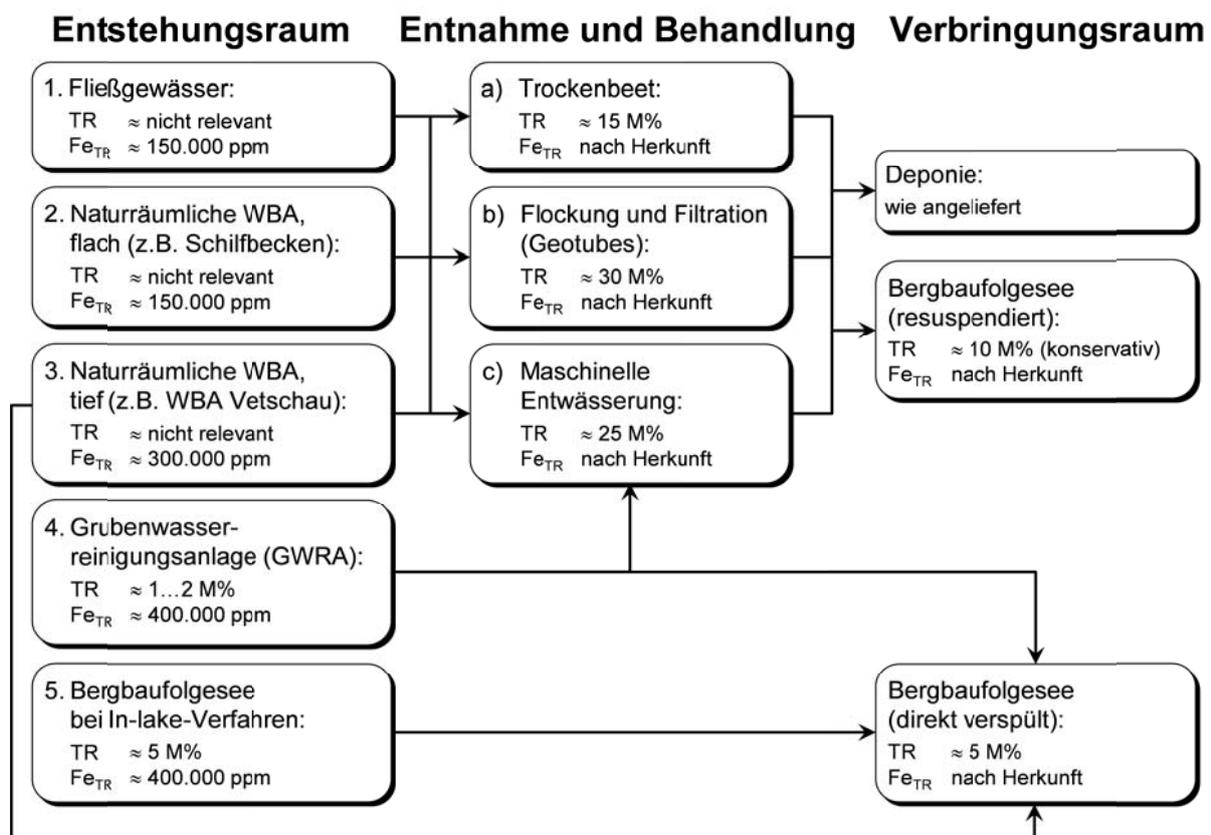


Bild 30: Mittlere Trockenrückstände und Eisengehalte der Sedimente in Abhängigkeit vom Entstehungsort, der Entnahme und Behandlung sowie der Art der Verbringung.

Die Abschätzungen in der Tabelle 32 zeigen, dass im Nordraum der LMBV insgesamt etwa 72.000 Tonnen verdünntes Eisensediment der Typen 1a, 2 und 3 bei Resuspendierung in Tagebaufolgeseen anfallen. Bei der direkten Verspülung des Dünnschlammes in die Bergbaufolgeseen summiert sich die Sedimentmenge (Typ 5) auf etwa 360.000 Tonnen pro Jahr.

Tabelle 32: Zusammenfassung der Mengenschätzung zur Beräumung der Fließgewässer im Nordraum der LMBV in Jahrestonnagen als eisenhaltiges Sediment in Abhängigkeit vom Ablagerungsraum

Fließ- gewässer	Variante	Gestehungsort bzw. -art	Behandlung der Eisen- sedimente	Eisenhaltige Sedimente [t/a]						
				Typ 1a	Typ 1b	Typ 2	Typ 3	Typ 4	Typ 5	
				Gewässerberäumung neutral	Gewässerberäumung sauer	Natur- räumliche Absetz- anlagen	Fließ- gewässer	WBA Grund- wasser	In-lake- Behand- lung	
Greifenhainer Fließ	Var. 1	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Laasower Fließ und Grundwasser aus Zwickel GhF/NBF	Entwässerung und Resuspension				11.500			
	Var. 2a	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Eichower und Laasower Fließ	Entwässerung und Resuspension			7.000				
		Nutzung der WBA Wüstenhain für Grundwasser aus Zwickel GhF/NBF	Entwässerung und Resuspension	9.000						
Mühlenfließ	Var. 2b	WBA am Eichower Fließ mit Einbindung Eichower und Laasower Fließ	Entwässerung und Resuspension			7.000				
		Überleitung in den Gräbendorfer See	Verbleib im See (Gräbendorfer See)						7.000	
Vetschauer	Var. 1	WBA Vetschau	Verspülen in Bergbaufolgese (Bischdorfer See)							8.000
	Var. 2	WBA Vetschau	Entwässerung und Resuspension			4.000				
Wudritz		Gewässerberäumung oh. GWRA Vetschau	Entwässerung und Resuspension	24.500						
	Var. 4	In-lake in RL 14/15, Grundwasserfassung und Rückleitung in RL 14/15	Verbleib im See (Schlabendorfer See)							≥ 240.000
Berste		Gewässerberäumung	Entwässerung und Resuspension	4.000						
Schrake		Gewässerberäumung	Entwässerung und Resuspension	2.000						
Sonstige		Gewässerberäumung	Entwässerung und Resuspension	2.000						
Summe bei Umlagerung (bei direkter Verspülung)										≥ 255.000
Summe bei Umlagerung (nach Resuspensionierung)					9.000		30.000		32.500	

Kursiv: geschätzte Werte

5.1.2 Südraum

Die mittlere Gesamtfracht des Eisens in der Spree in Spremberg wurde für das Zeitfenster von Juli 2012 bis November 2013 mit etwa 8.000 kg/d geschätzt [IWB 2013f]. In diesem Bilanzierungszeitraum sind zwei extreme Hochwasserereignisse enthalten: das Julihochwasser 2012 und das Junihochwasser 2013. Die Talsperre Spremberg hält im Mittel etwa 5.500 kg/d Eisen zurück. Mit einer mittleren Emission von 2.500 mg/L werden derzeit im Ablauf der Talsperre tolerierbare Eisenkonzentrationen zwischen 0,5 und 2,0 mg/L eingehalten.

Für Durchflüsse in der Spree in Spremberg mit $< 30 \text{ m}^3/\text{s}$, was derzeit etwa $< 2 \cdot \text{MQ}$ entspricht, wird gemäß den Bilanzierungen in der zweiten Eisenstudie [IWB 2012] eine mittlere Eisenfracht von etwa 6.800 kg/d ermittelt. Bei einer Verringerung der Eisenfracht in der Spree um $6.800 \text{ kg/d} - 2.500 \text{ kg/d} = 4.300 \text{ kg/d}$ kann für alle Durchflussereignisse $< 2 \cdot \text{MQ}$ ein befriedigender Zustand in der Spree bezüglich der Eisenkonzentration vor der Talsperre Spremberg erreicht werden.

Bei einer direkten Behandlung des Wassers der Spree, zum Beispiel in einer Flusskläranlage, wäre eine Fracht von 4.300 kg/d Eisen abzureichern. Dabei ist zu berücksichtigen, dass am Bilanzprofil in Spremberg der Teil des Eisens nicht enthalten ist, der zuvor in der Spree und in der Kleinen Spree sedimentiert. Diese Fracht wird mangels konkreter Daten mit etwa 1.000 kg/d geschätzt. Unter der Annahme spezifischer Verbringungswege ergeben sich folgende jährlich zu entsorgende Sedimentmengen (Tabelle 33).

Tabelle 33: Schätzung der jährlichen Sedimentmengen im Südraum bei Aufbereitung des Flusswassers und

Kennwert	Maßeinheit	Bergbaufolgesees mit In-lake-Neutralisation	Grubenwasserreinigungsanlage	Naturräumliche Wasserbehandlung
		Typ 5	Typ 4	Typ 1 und Typ 2
Eisenfracht	kg/d	4.300	4.300	Max. 1.000 anteilig
	t/a	1.570	1.570	400
Bevorzugte Verbringung		Bergbaufolgesees	Bergbaufolgesees	Trockenbeet
Trockenrückstand gemäß Tabelle 5 *)	M%	5	5	15
Eisengehalt im TR	ppm	300.000	300.000	150.000
Sedimentmenge	t/a	105.000	105.000	18.000

*) bezogen auf den Eisengehalt

Die favorisierte Lösung für den Südraum der Eisenbelastung ist nach [IWB 2010a] und [IWB 2012] das Abfangen des eisenreichen Grundwassers vor dem Eintritt in die Fließgewässer. Das kann technologisch unterschiedlich erfolgen und hängt maßgeblich von den örtlichen Bedingungen ab. Als Prozessketten der Wasserfassung, Wasserbehandlung und Schlammbehandlung sind vorstellbar (Tabelle 34):

Tabelle 34: Möglichkeiten der Schlammbehandlung im Südraum der LMBV und Schlammtypen in Abhängigkeit von der Wasserfassung und Wasserbehandlung

Fassung des Grundwassers	Wasserbehandlung	Schlammtyp	Erläuterung	Alternative Entsorgungswege
Brunnen Rigolen	Bergbau- folgeseesee mit In-lake- Neutralisation	Typ 5		Direktes Verspülen des Grundwassers in einen Bergbaufolgeseesee
	(Zentrale) Gruben- wasser- reinigungs- anlage	Typ 4		<ul style="list-style-type: none"> ▪ Verspülen des Dünn- schlammes in einen Bergbaufolgeseesee ▪ Eindicken und Deponieren ▪ Eindicken und Verwertung
Offene Gräben	(Dezentrale) natur- räumliche Wasser- behandlungs- anlage	Typ 1	Offener Graben	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Periodische Beräumung, Entwässerung und Deponierung ▪ Entwässerung und Einspeisung in eine bestehende GWRA
		Typ 2	natur- räumliche Wasser- behandlungs- anlage	
keine	Anaerobe Untergrund- wasser- behandlung	ohne		kein

Die Untergrundwasserbehandlung wird hier nicht betrachtet, weil ihre spezifische Zielstellung darin besteht, das Eisen im Untergrund zu fixieren. Bei der Untergrundwasserbehandlung fallen folglich keine Schlämme zur Behandlung an.

Die in der Tabelle 34 aufgezeigten Lösungen für die Wasserbehandlung in Bergbaufolgeseen oder in Grubenwasserreinigungsanlagen (z. B. GWRA Burgneudorf) sind vollwertige Alternativen. Eine dezentrale Wasserbehandlung in naturräumlichen Wasserbehandlungsanlagen kann für Teilströme in Betracht gezogen werden, die aufgrund geringer Volumenströme oder einer ungünstigen Lage nur mit einem hohen Aufwand an die zentrale Wasserbehandlung anzubinden wären. Der bevorzugte Verbringungsraum für die Eisenschlämme der Wasserbehandlung in einer GWRA ist ein Bergbaufolgeseesee. Aufgrund der „Sortenreinheit“ der Eisenschlämme in der GWRA bieten sich auch Nutzungen an, die aufgrund der planerischen Unsicherheiten zur Bilanzierung der erforderlichen Stapelräume und zur Bewertung der umweltchemischen Einflüsse jedoch nicht in Betracht gezogen werden.

Die Umlagerung von **Gewässersedimente** unterscheidet sich von der Einleitung zum Beispiel von Grundwasser in die Bergbaufolgeseen durch einen kleinen Wasserstrom und einen vergleichsweise großen Feststoffstrom. Als Volumenstrom ist die Sedimentumlagerung für die Wasserbilanzen der Bergbaufolgeseen vernachlässigbar gering.

Bei Reinigung des eisenreichen Grundwassers in einer **Grubenwasserreinigungsanlage** entsteht je nach Flockungs- und Beräumungstechnologie ein pumpfähiger Dünnschlamm mit 0,5 bis 2,0 Masse-% Feststoffanteil. Im Schnitt beträgt der Volumenstrom des Dünnschlammes etwa 3 % bis maximal 5 % des Volumenstromes des behandelten Wassers.

Der Volumenstrom des **eisenbelastetem Grundwassers** in der Spreewitzer Rinne wurde gemäß [IWB 2012] mit 0,2 bis 0,3 m³/s im Bereich der Kleinen Spree und mit 0,4 bis 0,8 m³/s im Bereich der Spree ermittelt. Der zu behandelnde Volumenstrom richtet sich maßgeblich nach der Technologie der Wasserfassung. Für die einzelnen technischen Lösungen ist aufgrund der hydraulischen Besonderheiten zur Minimierung des Schlupfes mit folgenden Aufschlägen zu rechnen:

- Entnahme aus der fließenden Welle -10 %
- Grabenlösungen..... +10 %
- Rigolenlösung +20 %
- Brunnenlösung +50 %

Die Entnahme aus der fließenden Welle ist mit einem Abschlag versehen, weil bei Hochwasser eine Fassung nicht erforderlich ist.

Für den strategischen Lösungsansatz des Barrierenkonzeptes nach [IWB 2012], das die Fassung des Grundwassers vor Eintritt in die Fließgewässer und seine Zuführung zu einer Reinigung vorsieht, sind die Grenzlösungen – erstens - die vollständige Überleitung in einen oder in mehrere Bergbaufolgeseen und – zweitens - die vollständige Behandlung des gleichen Volumenstromes in einer GWRA. Für die Lösung GWRA bieten sich als technische Alternativen der Schlammbehandlung die Überleitung des Dünnschlammes in einen Bergbaufolgensee oder die Entwässerung des Schlammes mit nachfolgender Nutzung oder Deponierung an. Diese Spanne der Lösungen führt zu folgendem Mengengerüst im Südraum (Tabelle 35):

Tabelle 35: Varianten der Behandlung des eisenreichen Grundwassers im Südraum

Kriterium bzw. Kennwert	Maß- einheit	Direkte Zufuhr in einen Berg- baufolgese		Behandlung in einer GWRA			
				Dünnschlamm mit 1 M% TS		Entwässerter Schlamm mit 25 M% TS	
				min	max	min	max
Eisenbelasteter Volumenstrom	m³/s	0,6	1,1	0,6	1,1	0,6	1,1
Mit Zuschlag auf die Fassungsbedingungen (+30%)	m³/s	0,8	1,4	0,8	1,4	0,8	1,4
Mittlere Eisenkonzentration	mg/L	130	70	130	70	130	70
Anfänglicher Stoffstrom des Eisens ^{*)}	kg/d	9.000					
	t/a	3.300					
Eisengehalt im Feststoff	ppm	400.000		400.000		400.000	
Volumenstrom	m³/s	0,8	1,5	0,026		 	
Dichte Wasser bzw. Dünnschlamm	g/cm³	1,00		1,024		 	
Trockensubstanz nach Absetzen bzw. Entwässerung	M%	5,0		5,0		25	
Dichte konsolidierter Schlamm	g/cm³	1,12		1,12		1,60	
Volumenzuwachs nach Absetzen	m³/a	143.000		143.000		 	
Schlammvolumen	m³/d	 		 		55	
	m³/a	 		 		20.000	
Schlammmasse	t/d	 		 		90	
	t/a	 		 		32.800	

*) Der Stoffstrom ist überschüssig zum aktuellen Stoffstrom. Er ist aufgrund der Fassungsbedingungen mit einem Zuschlag versehen und wird sich langfristig rückläufig entwickeln.

5.2 Erforderliche Stapelräume

Für die drei Behandlungsoptionen Fremddeponie, Monodeponie und Einbau in einen Bergbaufolgensee gemäß Abschnitt 3.1 muss der erforderliche Schlammstapelraum bestimmt werden. Der erforderliche Stapelraum ist wesentlich von der Technologie der Gewinnung, von der Vorbehandlung, vom Transport und von der Art der Ablagerung (Schlammkonsolidierung) abhängig (Abschnitt 4.2.4). Bei der Möglichkeit zur direkten Verspülung eines eisenhaltigen Grund- oder Oberflächenwassers in einen Bergbaufolgensee wird der Pumpbetrieb bevorzugt. Bei der Möglichkeit der Entsorgung des Schlammes aus einer Grubenwasserreinigungsanlage in einen Bergbaufolgensee ist ebenfalls der Pumpbetrieb die technologische und wirtschaftliche Vorzugsvariante. Für diese Schlämme kann nach der Konsolidierung im Ablagerungsraum konservativ mit einem Trockenrückstand von 5 Masse-% gerechnet werden (vgl. Tabelle 5 in Abschnitt 4.2.4).

Der Transport mittels LKW setzt aufgrund der Mengen und Kosten eine Schlamm-entwässerung voraus, die je nach verwendeter Technologie zu unterschiedlichen Ergebnissen führen kann (vgl. Tabelle 5). Der Zielort für den LKW-Transport kann auch hier ein Bergbaufolgensee sein. In diesem Fall wird weniger Stapelraum in Anspruch genommen.

Der Transport auf eine Deponie setzt aus Kostengründen ebenfalls eine Vorbehandlung und Entwässerung des Eisenschlammes voraus. Je nach Technologie können zwischen 15 und 30 Masse-% Trockenrückstand erreicht werden (Tabelle 5). Funktional wird im Folgenden mit 25 % Trockensubstanz für maschinell entwässerte Eisenhydroxidschlämme gerechnet.

In der Tabelle 36 ist eine Beispielsrechnung zur Ermittlung des Stapelraumes in einem Bergbaufolgensee für die Schlämme angegeben, die aus einer Eisenfracht von 1.000 kg/d entstehen. Bei einer Verbringung auf Deponien ist unter Zugrundelegung veränderter Trockenrückstände analog der Stapelraum zu berechnen.

Tabelle 36: Beispielsrechnung für den erforderlichen Stapelraum einer abgeschiedenen Eisenfracht von 1.000 kg/d bei Umlagerung in einem Gewässer

Kenngröße	Wert	Maßeinheit	Bemerkung
Fracht als Fe	1.000	kg/d	
Schlammfracht	2.500	kg/d	TR mit $\approx 40\%$ Eisengehalt ¹⁾
Eisenschlamm	50.000	kg/d	Schlamm mit 5 M% TR ²⁾
	50	t/d	
	≈ 45	m ³ /d	Schlamm-dichte eines Schlammes mit TR ≈ 5 M% $\approx 1,12$ g/cm ³ ³⁾
	≈ 16.400	m ³ /a	
Stapelzeit	≈ 50	Jahre	
Stapelraum	820.000	m ³	Ohne weitere Konsolidierung

Bemerkungen:

- 1) Mit 40 % Massenanteil des Eisens ist dieser Schlamm nahezu „sortenrein“, was bei den Sedimenten in den Fließgewässern überwiegend nicht der Fall ist
- 2) Diese Ablagerungsdichte wird bei gravitativer Ablagerung in Bergbaufolgeseen erreicht
- 3) Die Schlamm-dichte bei 5 M% TR liegt bei etwa 1,04 g/cm³. Der Einfachheit halber wird in diesem Fall mit einer Dichte von 1,0 g/cm³ gerechnet.

Auf der Grundlage der aktuellen Daten ergibt sich für den Nordraum und für den Südraum der LMBV folgender zusammenfassender **Bedarf an Stapelräumen** in Gewässern bzw. auf Deponien (Tabelle 37).

Tabelle 37: Zusammenfassender Bedarf an Stapelräumen für die Eisensedimente in m³/a

	Dauer	Bergbaufolgesees	Deponieraum
Nordraum	1 Jahr	72.000 *)	31.000
	10 Jahre	720.000	310.000
	50 Jahre	≈ 3,6 Mio.	≈ 1,5 Mio.
	100 Jahre	≈ 7,2 Mio.	≈ 3,1 Mio.
Südraum	1 Jahr	143.000	20.000
	10 Jahre	1.430.000	200.000
	50 Jahre	≈ 7,0 Mio.	≈ 1,0 Mio.
	100 Jahre	≈ 14,0 Mio.	≈ 2,0 Mio.

*) ohne Schlabendorfer See (RL 14/15)

In den betroffenen Gebieten des Nordraumes ist der Grundwasserwiederanstieg weitgehend abgeschlossen. Mit einer deutlichen Zunahme der Eiseneinträge in die Fließgewässer im Gebiet des Sanierungsbergbaus wird nicht gerechnet.

Im Südraum ist derzeit nicht bekannt, wie hoch die Eisenbelastung des Grundwassers im südöstlichen Bereich der Spreewitzer Rinne ist und ob diese Grundwasser Anschluss an die Spree findet. Der Grundwasserspiegel ist hier vom Absenkungstrichter des Tagebaus Nochten beeinflusst.

5.3 Verfügbare Stapelräume in den Seen unter Berücksichtigung der seespezifischen Nutzungsanforderungen

5.3.1 Kriterien für die Einstapelung

Der Eisenschlamm bildet innerhalb technologisch kurzer Zeit nach der Einspülung im See einen Schlamm Spiegel mit großen Dichteunterschieden zwischen dem abgesetzten Schlamm und dem Freiwasser. Dieser Dichteunterschied verhindert eine Aufwirbelung des Schlammes infolge windinduzierter Wellenbewegungen. Praktische Erfahrungen hierzu liegen aus der Verspülung von Eisenhydroxidschlämmen in zahlreichen Fällen in der Lausitz vor (Spreetal-Nordost, Sedlitz, RL130 und weitere). Als historisches Beispiel für eine Schlammeinstapelung dient der Bergbaufolgesees Burghammer, siehe z. B. [BfTP 1973].

Ein entscheidendes Kriterium für die Nutzbarkeit von Bergbaufolgeseen für die Einstapelung von Eisensedimenten ist der zur Verfügung stehende Stapelraum. Wenn der Charakter des Bergbaufolgesees erhalten bleiben soll, kann nur eine Teilverfüllung zugelassen werden. Um die Resuspension der Eisenschlämme in der Stilllegungsphase dauerhaft sicher zu unterbinden und den grundsätzlichen limnologischen Charakter des Sees zu erhalten, wäre eine Mindestüberdeckung mit Wasser nach Abschluss der Einstapelung zu fordern. Unter Berücksichtigung des höchsten zulässigen Schlamm Spiegels würde sich der verfügbare Schlammstapel-

raum des jeweiligen Gewässers ermitteln. Entsprechend Abschnitt 6.3 ist die Mindesttiefe seespezifisch, und liegt bei etwas mehr als 10 Meter. Die folgenden Berechnungen basieren zunächst auf einer Mindesttiefe von 10 Meter. Dies wird bei der Präzisierung der Vorhaben gewässerspezifisch angepasst.

Um die Elution von Schadstoffen und ihre Freisetzung/Diffusion in den Wasserkörper zu minimieren, kann zusätzlich eine Deckelung der eisenhaltigen Gewässersedimente mit einem chemisch inerten Material erwogen werden.

5.3.2 Südraum

Im Südraum kommen unter Berücksichtigung der Spezifik der Eisenbelastung, vgl. [IWB 2012], und der Weiterverfolgung des Planes der LMBV für eine bevorzugte Fassung des stark eisenhaltigen Grundwassers vor Eintritt in die Fließgewässer die Bergbaufolgeseen Scheibe, Burghammer, Lohsa II und Spreetal-Nordost in Frage (Bild 31). Die genannten Bergbaufolgeseen liegen in unmittelbarer Nachbarschaft zu den geplanten Fassungsstandorten des eisenreichen Grundwassers in der Spreewitzer Rinne.

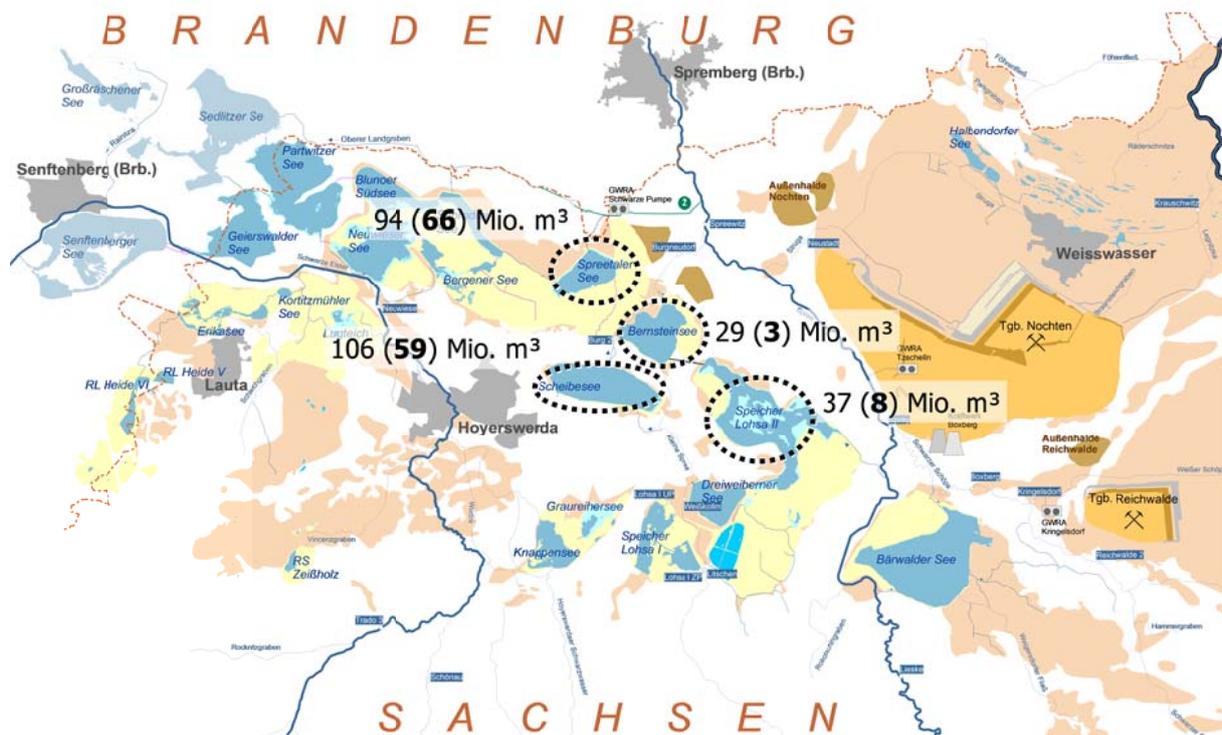


Bild 31: Lage der Bergbaufolgeseen im südraum der LMBV als potentielle Stapelräume für Eisen

Mit den vorläufigen Annahmen in Abschnitt 5.3.1 können aus den morphometrischen Daten für die in Frage kommenden Bergbaufolgeseen im Südraum folgende verfügbare Stapelräume abgeleitet werden (Tabelle 38). Die Ermittlung des Stapelraumes ist beispielhaft am Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost gezeigt (Bild 32).

Tabelle 38: Morphometrische Daten und potentielle Stapelräume in den Bergbaufolgeseen des Südraumes

Kennwert	Maß- einheit	Spreetal- Nordost	Burg- hammer	Lohsa II	Scheibe
Höchster Stauspiegel	m NHN	+108,0	+109,0	+116,4	+111,5
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	+107,0	+107,5	+109,0	+111,0
Wasservolumen bei niedrigstem Stauspiegel	Mio. m ³	94	29	37	106
Mindestüberdeckung *)	m	10	10	10	10
Höchster Zulässiger Schlamm Spiegel	m NHN	+97,0	+97,5	+99,5	+101,0
Verfügbarer Stapelraum	Mio. m³	66	3	8	59

*) vorläufiger Wert

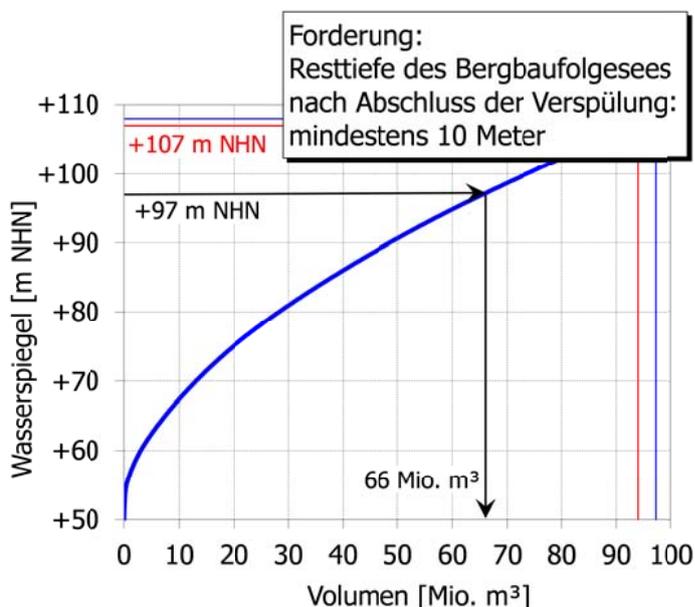


Bild 32: Ermittlung des verfügbaren Stapelraumes in einem Bergbaufolgensee am Beispiel des Spreetaler Sees

In den Bergbaufolgensee **Spreetal-Nordost** wird derzeit von der VEM Eisenschlamm aus der GWBA Schwarze Pumpe eingeleitet (Abschnitt 7.3.2). Das Wasserrecht der VEM zur Schlammeinleitung in den Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost gilt vorerst bis zum Jahr 2026. Mit der vorgesehenen Erweiterung der Abbaufelder in den Tagebauen Nochten und Welzow-Süd verlängert sich die Betriebsdauer der GWBA Schwarze Pumpe voraussichtlich um weitere 20 Jahre. Insgesamt wird für den Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost ein finales Schlammvolumen von etwa 18 Mio. m³ allein aus dem Aufkommen der VE-M bilanziert [IWB 2008]. Damit verbleibt im Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost unter Zugrundelegung einer Resttiefe von mindestens 10 Meter immer noch ein potentieller Stapelraum von etwa 50 Mio. m³ übrig. Dieser Stapelraum genügt, um alle im Südraum des Sanierungsbergbaus der LMBV anfallenden Eisensedimente der nächste 50 bis 100 Jahre sicher aufzunehmen (Tabelle 37).

Unter den genannten Bedingungen ist der verfügbare Stapelraum mit etwa 2,6 Mio. m³ im **Speicher Burghammer** deutlich geringer und zur dauerhaften und alleinigen Aufnahme der im Südraum anfallenden Eisenschlämme nicht ausreichend. Die Tabelle 39 zeigt den Spielraum für die Stapelvolumina bei geringer Veränderung des Kriteriums für die minimale Resttiefe des Gewässers im Speicher Burghammer. Der Speicher Burghammer liegt jedoch sehr günstig zu den vorgesehenen Fassungsstandorten des eisenreichen Grundwassers.

Tabelle 39: Potentielle Stapelräume im Speicher Burghammer bei veränderten Kriterien für die Mindestüberdeckung

Kennwert	Maßeinheit	Burghammer		
Höchster Stauspiegel	m NHN	+109,0		
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	+107,5		
Wasservolumen bei niedrigstem Stauspiegel	Mio. m ³	29		
Mindestüberdeckung *)	m	8	9	10
Höchster zulässiger Schlamm Spiegel	m NHN	+99,5	+98,5	+97,5
Maximal verfügbarer Stapelraum	Mio. m³	5,1	3,8	2,6

*) alternativ empfohlene Werte

Der Speicher **Lohsa II** hat eine komplizierte Morphometrie. Er besteht aus fünf tiefen Teilbecken, die durch Flachwasserbereiche miteinander verbunden sind (Tabelle 40). Beim Speicher Lohsa II ist die große Bewirtschaftungslamelle zu berücksichtigen. Die Volumenangaben des maximal verfügbaren Stapelraumes beziehen sich hier auf das untere Stauniveau von +109,5 m NHN. In der Summe ergeben sich für den Stapelraum etwa 7 Mio. m³ unter Berücksichtigung einer Mindestüberdeckung von 10 Meter. Der Stapelraum ist jedoch unterschiedlich auf die Teilbecken verteilt. Aus praktischer Sicht stehen danach nur ca. 5 Mio. m³ im Westrandschlauch, dem größtem Teilbecken, zur Verfügung. Dieser Stapelraum würde jedoch nur mittelfristig genügen.

Tabelle 40: Potentielle Stapelräume in den Teilbecken des Speichers Lohsa II

Kennwert	Maßeinheit	Teilbecken Lohsa II ¹⁾				
		NOMS	DP Kolpen	TF 1/2	WRS	NMS
Höchster Stauspiegel	m NHN	+116,4				
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	+109,5				
Wasservolumen bei niedrigstem Stauspiegel	Mio. m ³	4,8	2,8	5,0	18,9	5,4
Mindestüberdeckung *)	m	10				
Höchster zulässiger Schlamm Spiegel	m NHN	+99,5				
Maximal verfügbarer Stapelraum	Mio. m³	0,8	0,0	0,3	5,1	0,8

*) alternativ empfohlene Werte

Unter der Bedingung, dass die Eisenfrachten ggf. steigen, ist der Stapelraum ungenügend. Aufgrund der Speichernutzung kann ggf. auch hier das Kriterium für die Mindestüberdeckung in diesem Fall gelockert werden. Der Zugewinn bei einer Erhöhung des zulässigen Schlammspiegels um 1 bis 2 Meter ist jedoch relativ gering (Tabelle 41).

Tabelle 41: Potentielle Stapelräume im Westrandschlauch des Speichers Lohsa II bei veränderten Kriterien für die Mindestüberdeckung

Kennwert	Maßeinheit	Lohsa II - Westrandschlauch		
		8	9	10
Höchster Stauspiegel	m NHN	+116,4		
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	+109,5		
Wasservolumen bei niedrigstem Stauspiegel	Mio. m ³	18,9		
Mindestüberdeckung *)	m	8	9	10
Höchster zulässiger Schlammspiegel	m NHN	+101,5	+100,5	+99,5
Maximal verfügbarer Stapelraum	Mio. m³	7,1	6,1	5,1

*) alternativ empfohlene Werte

Im Tagebausee **Scheibe** steht mit ca. 59 Mio. m³ ein vergleichbar großer potentieller Stapelraum, wie im Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost, zur Verfügung. Hier kann auf lange Zeit der gesamte Eisenhydroxidschlamm, der nach derzeitiger Erkenntnis im Sanierungsbergabau anfällt, deponiert werden. (vgl. Tabelle 37 in Abschnitt 5.2). Auch eine Erhöhung der Frachten würde auf absehbare Zeit den Stapelraum nicht limitieren.

Die oben genannten Bergbaufolgeseen verhalten sich mit ihrer derzeitigen Morphometrie als schichtungsstabile dimiktische Seen. Die Seen bilden im Sommer eine stabile Temperaturschichtung mit einem warmen Epilimnion und einem kalten Hypolimnion aus und werden in der Regel zweimal jährlich (im Frühjahr und im Spätherbst) voll durchmischt. Die Herbstzirkulation kann sich in den Lausitzer Bergbaufolgeseen bis weit in die Wintermonate bis zur Bildung einer Eisbedeckung hinziehen. Der Einbau von eisenhaltigen Gewässersedimenten in die Bergbaufolgeseen bis auf ein Niveau von seespezifisch maximal 10 Meter unter dem unteren Stauziel würde den limnologischen Schichtungstyp der Seen weitgehend erhalten.

Wenn in einen Bergbaufolgensee eisenreiche Rohwässer oder Schlämme mit einem vergleichsweise hohen Wassergehalt verspült werden, entsteht ein Wasserüberschuss, der ausgeleitet werden muss. Hieraus ergeben sich ggf. Limitierungen, wenn die hydraulischen Kapazitäten der Wasserbauwerke überschritten werden.

5.3.3 Nordraum

Mit den vorläufigen Annahmen in Abschnitt 5.3.1 können aus den morphometrischen Daten für die in Frage kommenden Bergbaufolgeseen im Nordraum folgende verfügbare Stapelräume abgeleitet werden (Tabelle 42). Dabei werden individuelle Nutzungsunterschiede der Bergbaufolgeseen berücksichtigt. Die Lage der Seen ist in Bild 33 dargestellt.

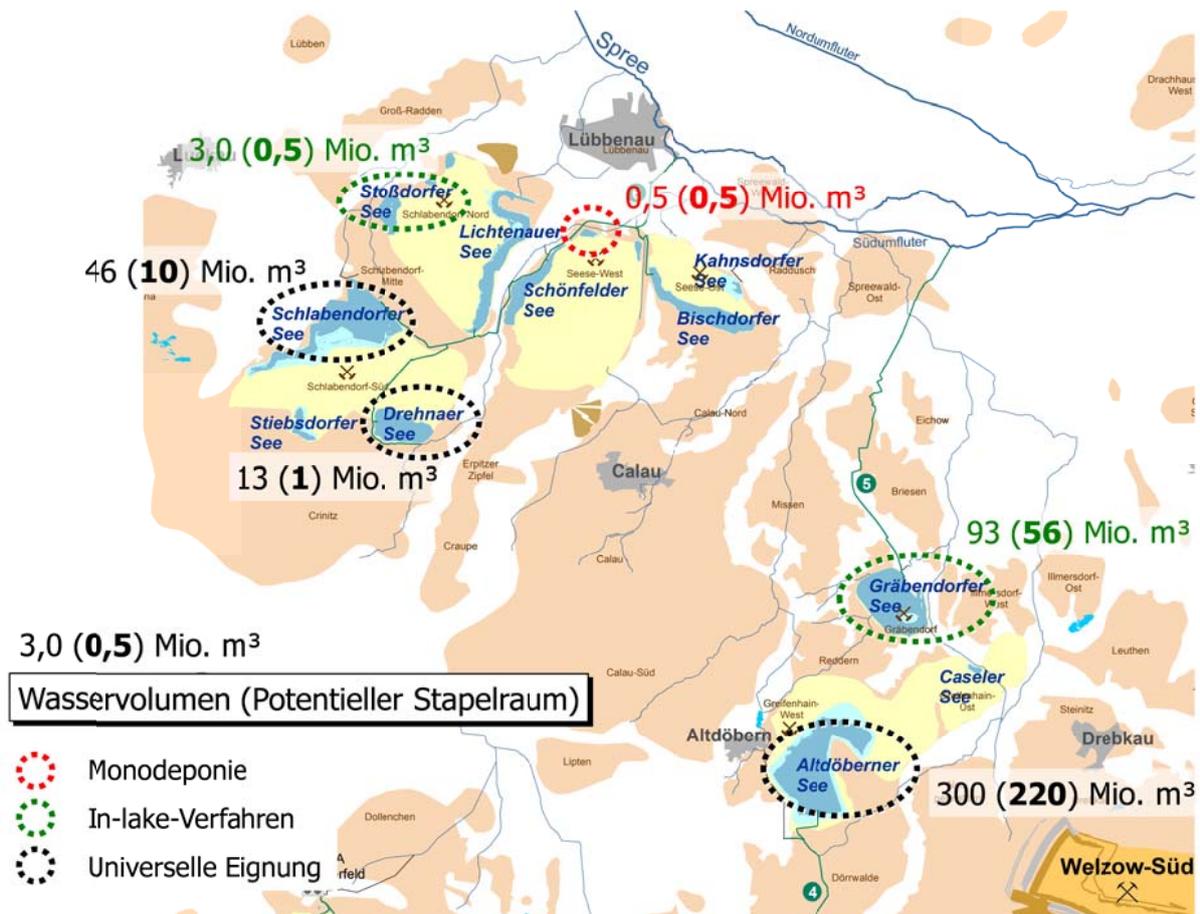


Bild 33: Lage und spezifische Nutzung der Bergbaufolgeseen im Nordraum der LMBV als potentielle Stapelräume für Eisen

Tabelle 42: Morphometrische Daten und potentielle Stapelräume in den Bergbaufolgeseen des Nordraumes auf Basis einer Mindesttiefe von 10 Meter ohne Berücksichtigung der limnologischen Anforderungen

Kennwert	Maßeinheit	Redlitzer See (RL 1)	Drehnaer See (RL 12)	Schlabendorfer See (RL 14/15)	Stoßdorfer See (RL C)	Gräbendorfer See	Greifenhainer See
Höchster Stauspiegel	m NHN	+54,4	+71,0	+60,3	+56,6	+67,5	+82,4
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	-	+71,0	+59,5	+55,6	+67,5	+82,4
Wasservolumen bei niedrigstem Stauspiegel	Mio. m ³	ca. 0,5	12,8	46,0	ca. 4,0	92,6	304
Individuelle Mindestüberdeckung *)	m	0	10,0	10,0	5,0	10,0	10,0
Höchster zulässiger Schlammspiegel	m NHN	> 54,4	+61,0	+49,5	+50,6	+57,5	+72,4
Maximal verfügbarer Stapelraum	Mio. m³	ca. 0,5	0,85	9,8	0,5	56	219

*) vorläufig empfohlener Wert

Der **Redlitzer See (RL 1)** kommt als Monodeponie in Frage. Deshalb muss hier generell keine Wasserüberdeckung gewährleistet werden. Das derzeitige Wasservolumen des Redlitzer Sees ist nicht genau bekannt. Es wurde mit 500.000 m³ geschätzt. Als Monodeponie kann jedoch aufgestapelt werden, so dass ein höherer Nutzraum erreichbar ist. Nach vorläufigen Abschätzungen ist dieser jedoch auf 1 bis 2 Mio. m³ begrenzt.

Bei einem Kriterium von 10 Meter Mindestwasserüberdeckung steht im **Drehnaer See (RL 12)** nur ein geringer Stapelraum von < 1 Mio. m³ zur Verfügung. Die Nutzung des Drehnaer Sees (RL 12) als Stapelraum für Eisensedimente setzt folglich ein verändertes Kriterium voraus.

Der **Schlabendorfer See (RL 14/15)** enthielt vor Beginn des In-lake-Verfahrens beträchtliche Eisenkonzentrationen (Abschnitt 7.1.2). Da der Schlabendorfer See eine wesentliche Rolle für die Eisenbelastung der Fließgewässer im Nordraum spielt, insbesondere für den Lorenzgraben und für die Wudritz, wurde 2013 eine In-lake-Neutralisation des Sees in Betrieb genommen. Ende 2014 wird mit einem erfolgreichen Abschluss der Erstneutralisation gerechnet. Durch das In-lake-Verfahren werden kumulativ etwa 6.400 Tonnen Eisen im See ausgefällt. Sie nehmen nach entsprechender gravitativer Konsolidierung (TR \approx 5 % und 350.000 ppm Eisen im TR) ein Volumen von etwa 370.000 m³ in Anspruch. Durch den starken Eisennachschub aus der Kippe wird eine regelmäßige Wiederholung des In-lake-Verfahrens notwendig. Dadurch ist mit weiteren Eisenausfällungen zu rechnen, die jährlich weitere etwa 250.000 m³ Stapelraum in Anspruch nehmen. Die Dauer der Wasserbehandlung des Schlabendorfer Sees kann derzeit nicht vorhergesagt werden. In der zeitlichen Perspektive von mindestens 30 bis 50 Jahren wird jedoch ein beträchtlicher Teil des verfügbaren Stapelraumes durch die eigenen Eisensedimente in Anspruch genommen werden. Weiterer Stapelraum kann nur durch eine Verringerung der Mindestüberdeckung des Schlammspiegels gewonnen werden.

Der **Stoßdorfer See (RL C)** ist ein Bergbaufolgesees des ehemaligen Tagebaus Schlabendorf-Nord. Der Stoßdorfer See wurde während des Tagebaubetriebs zeitweilig als Grubenwasserreinigungsanlage genutzt. Er befindet sich derzeit in Privatbesitz. Auf dem Stoßdorfer See liegen zahlreiche Schutzgebiete: ein NSG und ein FFH am Ostufer des Sees sowie ein SPA und ein LSG über den gesamten See. Die Nutzung des Stoßdorfer Sees würde sich für die In-lake-Wasserbehandlung der Wudritz bzw. des Lorenzgrabens anbieten, ist aber aus ökologischer Sicht nicht zu vertreten und stößt entsprechend auf erheblichen Widerstand des Naturschutzes.

Der **Gräbendorfer See** kommt ggf. für die In-lake-Wasserbehandlung des Grundwassers aus der Wüstenhainer Rinne in Betracht. Bei einer Sedimentfracht von ca. 9.000 t/a (bei TR \approx 5 % und 300.000 ppm Eisen im TR) wird ein adäquater Stapelraum von ca. 9.000 m³ pro Jahr in Anspruch genommen. Diese Größe ist im Vergleich zum theoretisch verfügbaren Stapelraum im Gräbendorfer See vernachlässigbar gering.

Der **Greifenhainer See** bietet mit über 200 Mio. m³ einen sehr großen Stapelraum für die Ablagerung von eisenhaltigen Gewässersedimenten. Neben dem großen Stapelraum spricht auch die günstige Hydrochemie für eine Nutzung des Greifenhainer Sees zur Einstapelung der Sedimente (vgl. Abschnitt 7.1.2.2).

6 Limnologische, chemische und biologische Kennzeichnung der in Frage kommenden Bergbaufolgeseen

6.1 Kriterien zur Prüfung der Eignung von Bergbaufolgeseen für die Sedimentumlagerung

An dieser Stelle soll zunächst definiert werden, nach welchen Kriterien die Eignung von Bergbaufolgeseen für eine Sedimentumlagerung geprüft werden muss. Im Folgenden wird zwischen technologischen, hydrochemischen sowie limnologischen und gewässerökologischen Prüfkriterien unterschieden. Diese werden ohne Anspruch auf Vollständigkeit im Einzelnen wie folgt untersetzt:

Technologische Kriterien:

- Der Ort bzw. die Lage, vor allem die räumliche Entfernung zwischen dem maßgeblichen Sedimentanfall und der Ablagerungsmöglichkeit.
- Die Mengen der anfallenden Sedimente.
- Die Gewinnungstechnologie.
- Der Transport.
- Die Einlagerungstechnologie.

Hydrochemische Kriterien:

- Die Beeinflussung des hydrochemischen Zustandes des Sees durch die Sedimenteinträge.
- Die Freisetzung von unerwünschten Stoffen und Schadstoffen aus den Sedimenten bei der Einlagerung.
- Mögliche Rückwirkung der Beschaffenheit des Seewassers auf die eingelagerten Gewässersedimente.

Limnologische und gewässerökologische Kriterien:

- Der gewässerökologische Charakter des Bergbaufolgesees sollte grundsätzlich erhalten bleiben. Dies beinhaltet v. a. den Schichtungstyp und die gewässertypischen Biozönosen. Das kann durch eine seespezifische Mindesttiefe gewährleistet werden.
- Die Umlagerung von Gewässersedimenten sollte weder zu einer signifikanten Verschlechterung des gewässerökologischen Zustands noch zu einer Beeinträchtigung des ökologischen Entwicklungspotentials führen.
- Neben den hydrochemischen und limnologischen Kriterien ist hierfür die Trübung wesentlich, die im Prozess der Sedimenteinträge eintritt und vor allem die Sichttiefe beeinflusst.

Daneben sollten die spezifischen Nutzungsanforderungen an das Gewässer möglichst bereits im Prozess der Sedimenteinträge nicht in Frage gestellt werden. Die Ausnahme von den vorgenannten Kriterien bildet ein Bergbaufolgesee, der als Monodeponie genutzt wird und dessen Nutzungsziele eine entsprechende Umwidmung erfahren.

Technologische Kriterien	Hydrochemische Kriterien	Limnologische und Gewässerökologische Kriterien
Ort	Hydrochemie	Mindesttiefe
Mengen		Maximaler Stapelraum
Gewinnungs- technologie	Schadstoffe	Schichtungstyp
Transport		Trübung/Sichttiefe
Einlagerungs- technologie	Wechselwirkungen Gewässer-Sediment	Ökologischer Zustand/Potential
		Nutzungsziele

Bild 34: Kriterien zur Eignungsprüfung von Bergbaufolgeseen für die Sedimentumlagerung

6.2 Vorauswahl möglicher Bergbaufolgeseen

6.2.1 Südraum

Unter Berücksichtigung der territorialen Konstellation des Südraumes, insbesondere der beabsichtigten zentralen Wasserbehandlung des eisenbelasteten Grundwassers, kommen naheliegende Bergbaufolgeseen für die Sedimentumlagerung und für die SchlammEinstapelung bevorzugt in Betracht. Die vom Gutachter in Abstimmung mit der LMBV getroffene Vorauswahl für den Südraum ist gemäß der Tabelle 43 gegeben.

Tabelle 43: Vorschläge für Stapelräume des Eisenschlammes und ihre spezifischen Nutzungen im Südraum der LMBV

Stapelraum	Vorgesehene spezifische Nutzungen	Begründung	Besonderheiten
(1.1) Bergbaufolgensee Spreetal- Nordost	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Einspülung von EHS aus der geplanten GWRA Burgneudorf ▪ Verklappung von EHS aus naturräumlichen WBA und aus der Gewässerberäumung in der Kleinen Spree 	Langjährig bestehende Nutzung als Stapelraum durch die VEM Großer Stapelraum	Wasserüberleitung vom Spreeeinzugsgebiet in das Schwarze-Elster-Einzugsgebiet

Stapelraum	Vorgesehene spezifische Nutzungen	Begründung	Besonderheiten
(1.2) Speicher Burg- hammer	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Einspülung von EHS aus der geplanten GWRA Burgneudorf ▪ Zuführung eisenbelasteten Grundwassers und nachfolgende In-lake-Wasserbehandlung ▪ Verklappung von EHS aus naturräumlichen WBA und aus der Gewässerberäumung in der Kleinen Spree 	Ehemalige Nutzung als Stapelraum durch den Braunkohlenbergbau Alternative zu Stapelraum (1.1)	Kleiner Stapelraum
(1.3) Speicher Lohsa II	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Einspülung von EHS aus der geplanten GWRA Burgneudorf ▪ Zuführung eisenbelasteten Grundwassers und nachfolgende In-lake-Wasserbehandlung 	Alternative zu Stapelraum (1.1) oder (1.2) oder (1.3)	Große Wasserspiegelschwankungen Mehrere Teilbecken mit unterschiedlich großen Stapelräumen
(1.4) Bergbaufolgesee Scheibe	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Einspülung von EHS aus der geplanten GWRA Burgneudorf ▪ Zuführung eisenbelasteten Grundwassers und nachfolgende In-lake-Wasserbehandlung ▪ Verklappung von EHS aus naturräumlichen WBA und aus der Gewässerberäumung in der Kleinen Spree 	Alternative zu Stapelraum (1.1) oder (1.2)	Begrenzte Ausleitkapazität max. 0,5 m ³ /s

In allen vier Fällen besteht die technische Möglichkeit, sowohl das zentral gefasste eisenreiche Grundwasser als auch den Eisenschlamm einer zentralen Grubenwasserbehandlungsanlage (z. B. GWRA Burgneudorf) mittels einer Rohrleitung zuzuführen. Für den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost kommt die Zuführung von eisenbelastetem Grundwasser aus wasserwirtschaftlicher Sicht nicht in Betracht, da ein vergleichsweise großer Volumenstrom aus dem Einzugsgebiet der Spree in das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster übergeleitet werden würde.

Der Nachteil einer Nutzung des Speichers Burghammer für den Eisenrückhalt wird in einem begrenzten Stapelraum gesehen (Abschnitt 5.3.2). Dieses Hindernis kann entweder durch eine befristete Nutzung des Bergbaufolgesees als Stapelraum oder durch eine Veränderung der in Abschnitt 5.3.1 definierten Limits für die Einstapelung überwunden werden. Die Ausleiterkapazität des Speichers Burghammer (7 m³/s) stellt kein Hindernis für die Einleitung eines eisenbelasteten Grundwassers dar. Aufgrund der starken Versauerungsexposition des Speichers Burghammer ist hier bereits eine schiffsgestützte In-lake-Wasserbehandlung etabliert und die dafür not-

wendige Infrastruktur vorhanden. Die schiffsgestützte In-lake-Wasserbehandlung soll ggf. durch eine landgestützte ersetzt werden.

Für den Speicher Lohsa II kommt praktisch nur der Weststrandschlauch für eine direkte Schlammeinstapelung und die Einleitung eines eisenreichen Grundwassers in Frage (Abschnitt 5.3.2). Auch hier stellt die hydraulische Kapazität des Überleitertunnels zum Speicher Burghammer (10 m³/s) kein Limit für die Einleitung eines eisenbelasteten Grundwassers dar. Für den Speicher Lohsa II ist im Einfahrbetrieb eine schiffsgestützte In-lake-Wasserbehandlung vorgesehen, so dass die notwendige Infrastruktur geschaffen wird.

Für den Bergbaufolgensee Scheibe ist zu berücksichtigen, dass derzeit hydraulische Limits für die Ausleitung in die Kleine Spree bestehen und deshalb die Einspülung eines eisenhaltigen Grundwasser mit einem mittleren Volumenstrom von > 0,5 m³/s nicht in Betracht kommt. Der Bergbaufolgensee Scheibe wurde mittels einer landgestützten In-lake-Wasserbehandlung neutralisiert. Die entsprechende Infrastruktur ist vorhanden.

Zusammenfassend kann folgende Bewertung für die Bergbaufolgeseen im Südraum der LMBV getroffen werden (Tabelle 44). Bei begrenzten Stapelräumen bietet sich auch die Möglichkeit, dass zwei Bergbaufolgeseen für die Zwecke genutzt werden, zum Beispiel die Speicher Burghammer und Lohsa II zur anteiligen Einleitung eisenreichen Grundwassers.

Tabelle 44: Eignung der Bergbaufolgeseen im Südraum als Stapelraum für Eisenhydroxid

See bzw. Stapelraum	Eisen-schlämme aus GWRA	Sedimente aus Fließgewässern	Eisenhaltiges Grundwasser	Anmerkungen
(1.1) Spreetal-Nordost	■	■	X	Wasserexport in anderes Flusseinzugsgebiet
(1.2) Burghammer	▣	▣	▣	Begrenzter Stapelraum
(1.3) Lohsa II	▣	▣	▣	Begrenzter Stapelraum
(1.4) Scheibe	■	■	□	Limitierte Ausleiterkapazität

Erläuterung der Symbole:

- gut geeignet
- ▣..... grundsätzlich geeignet, aber mit Limitationen
- mit relevanten Einschränkungen
- X ungünstig bzw. ausgeschlossen

6.2.2 Nordraum

Für den Nordraum werden vom Gutachter in Abstimmung mit der LMBV insgesamt sechs Bergbaufolgeseen als potentielle Stapelräume für Eisenschlämme in Betracht gezogen (Tabelle 45). Die vergleichsweise große Anzahl der Stapelräume ergibt sich aus den räumlichen Entfernungen zwischen den Anfallorten der Eisenschlämme und aus dem unterschiedlichen Charakter der Nutzung der einzelnen Stapelräume.

Tabelle 45: Vorschläge für Stapelräume der Eisenschlämme und ihre spezifischen Nutzungen im Nordraum der LMBV

Stapelraum	Vorgesehene spezifische Nutzungen	Begründung	Besonderheiten
(2.1) RL 1 (Redlitzer See)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Einspülung von EHS aus der WBA Vetschau 1 und WBA Vetschau 2 ▪ Einstapelung von EHS aus der Gewässerberäumung im Nordraum, bevorzugt für das Greifenhainer Fließ, das Vetschauer Mühlenfließ und die Wudritz 	Bislang keine stringente Nutzung vorgesehen	Kleiner Restraum
(2.2) RL C (Stoßdorfer See)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Absetzraum speziell nur für die Wudritz (Funktionsweise als naturräumliche Wasserbehandlungsanlage) 	Günstige Lage an der Wudritz Sehr niedrige Bau- und Betriebskosten Große Wirkung	Hoher naturschutzfachlicher Wert
(2.3) Gräben- dorfer See	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Absetzraum speziell nur für das eisenreiche Grundwasser aus der Wüstenhainer Rinne 	Günstige Lage Vergleichsweise niedrige Bau- und Betriebskosten Sehr großer Stapelraum	Hoher naturschutzfachlicher Wert
(2.4) RL 14/15 (Schlaben- dorfer See)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Umlagerung von EHS aus der Gewässerberäumung im Nordraum, bevorzugt für Wudritz, Berste und ggf. Schrake 	Großer Stapelraum	In-lake-Behandlung mit zunehmender Verminderung des Stapelraums
(2.5) RL 12 (Drehnaer See)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Umlagerung von EHS aus der Gewässerberäumung im Nordraum bevorzugt für die Wudritz, die Berste und ggf. die Schrake 	Großer Stapelraum Alternative zu (2.3)	In-lake-Behandlung
(2.6) Greifen- hainer See	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Umlagerung von EHS aus der Gewässerberäumung im Nordraum bevorzugt für das Greifenhainer Fließ und das Vetschauer Mühlenfließ 	Sehr großer Stapelraum	In Flutungsphase

Erläuterungen:

WBA Vetschau 1: ehem. GWRA Vetschau am Vetschauer Mühlenfließ, Nutzung zur Reinigung für das Vetschauer Mühlenfließ in Ausführung

WBA Vetschau 2: ehem. Fischteiche an der WBA des ehem. Kraftwerkes Vetschau, Nutzung für das Eichower Fließ vorgesehen, seit Mai 2014 im Probebetrieb

Die Nutzung des Stoßdorfer Sees (2.2) wäre ausschließlich als Rückhalteraum für die Eisenfrachten der Wudritz und die Nutzung des Gräbendorfer Sees (2.3) ausschließlich als Wasserbehandlungs- und Rückhalteraum für das in der Wüstenhainer Rinne im Zwickelbereich zwischen dem Neuen Buchholzer und dem Greifenhainer Fließ gefasste Grundwasser vorgesehen. In beiden Fällen sind weitere Stapelräume für die andernorts anfallenden Gewässersedimente aus den Fließgewässern erforderlich. Unter Berücksichtigung der räumlichen Transportentfernungen im Nordraum der LMBV ergeben sich für die Einstapelung der Eisenhydroxidschlämme folgende Präferenzen (Tabelle 46).

Tabelle 46: Eignung der Bergbaufolgeseen im Nordraum als Stapelraum entsprechend der örtlichen Nähe der Seen zu den Entstehungsorten der Sedimente

See bzw. Stapelraum	Sedimente aus Fließgewässern					Sedimente aus WBA	Sedimente aus In-lake-Verfahren
	GhF	VMF	Schr/Do	Wu	Be		
(2.1) Redlitzer See (RL 1)	□	□	■	■	□	VET, EIC	-
(2.2) Stoßdorfer See (RL C)	X	X	X	X	X	X	Wu
(2.3) Gräbendorfer See	X	X	X	X	X	X	GhF
(2.4) Schlabendorfer See (RL 14/15)	□	□	▣	▣	▣	VET, EIC	■
(2.5) Drehnaer See (RL 12)	□	□	▣	▣	▣	VET, EIC	■
(2.6) Greifenhainer See	■	■	■	■	■	VET, EIC	-

Erläuterung der Abkürzungen:

GhF Greifenhainer Fließ

VMF Vetschauer Mühlenfließ

Schr/Do Schrake und Dobra

Wu Wudritz

Be Berste

VET WBA Vetschau

EIC geplante WBA am Eichower Fließ

■ gut geeignet

▣ grundsätzlich geeignet, aber mit Limitationen

□ mit relevanten Einschränkungen

X ungünstig bzw. ausgeschlossen

6.3 Limnologische Entscheidungsstützung für die Einlagerung eisenhaltiger Gewässersedimente und eisenreicher Wässer in Bergbaufolgeseen

Die Einbringung von Trübstoffen in Seen, wie eisenhaltige Gewässersedimente und eisenreiche Wässer, die nach Belüftung durch Eisenhydroxidausfällungen zu Trübungen führen, bedeutet gemäß den Darlegungen zu den Auswirkungen von Trübung auf Seebiozönosen und einzelnen Organismengruppen in Abschnitt 7.2 immer eine Störung des Seeökosystems. Diese Störung wirkt sich jedoch in den verschiedenen Teillebensräumen eines Sees unterschiedlich stark aus. Daher sollen aus ökologischer Sicht Betrachtungen angestellt werden, wie sich die Belastungen minimieren lassen.

Die nachfolgenden Ausführungen setzen voraus, dass eine hydrochemische Beurteilung ergeben hat, dass die Einlagerung bzw. Einleitung keine signifikante Verschlechterung der chemischen Wasserbeschaffenheit bewirkt.

6.3.1 Eisenhaltige Schlämme

In Abhängigkeit von der Verbringungstechnologie kommt es bei der Einbringung von eisenhaltigen Schlämmen und eisenreichen Wässern zu unterschiedlich starker und unterschiedlich lang andauernder Trübung im Wasserkörper. Zur räumlichen Eingrenzung der Trübungsbelastung ist primär zu fordern, dass sich die Einbringung von Schlämmen auf das Hypolimnion tiefer Seen beschränken muss, da Litoral und Epipelagial (im Bereich des Epilimnions liegender Bereich des Pelagials) als besonders schutzwürdig anzusehen sind. Eine sich auf das Profundal beschränkende Einlagerung bedeutet im Vergleich der Lebensräume eines Bergbaufolgesees eine geringere Störung, da die Biozönose hier relativ artenarm ist und die von hier ausgehenden Rückwirkungen auf die anderen Lebensräume im See relativ gering sind (vgl. Abschnitt 7.2).

Ggf. ist auf die Einbringung während der Zirkulationsperioden zu verzichten, wenn die Seetiefe nicht ausreichend ist, um eine Trübungsausbreitung im gesamten See oder eine Resuspension des abgelagerten Materials ausschließen zu können. Die EHS-Zufuhr muss zudem so gestaltet werden, dass es bei Zufluss wärmeren eisenhaltigen Wassers in das kalte Hypolimnion nicht zu einem Aufstieg von Trübungswolken in das Epilimnion kommen kann.

6.3.2 Eisenreiche Wässer

Im Gegensatz dazu muss Eisen(II)-reiches Grundwasser an der Oberfläche eingeleitet werden, da Eisen(II) bereits in niedrigen Konzentrationen ($> 0,2$ bis $0,5$ mg/L) für viele Organismen (Tiere und Pflanzen) toxisch ist, sofern es nicht komplex an Huminstoffe gebunden vorliegt. Daher ist eine schnelle Oxidation und Hydrolyse des zweiwertigen Eisens zu Eisenhydroxid notwendig, um eine weitgehende Verödung des Gewässers zu vermeiden. Dies setzt pH-Werte > 7 und eine hohe Verfügbarkeit von Sauerstoff voraus, die ohne technische Maßnahmen nur an der Wasseroberfläche gegeben ist.

Die Einleitung in das Hypolimnion würde zu Sauerstoffzehrung und in der Folge zu anoxischen Bedingungen führen. Während der Zirkulationsperioden würde das Eisen(II)-reiche Wasser sich mit dem restlichen Wasserkörper vermischen, so dass die Gefahr besteht, dass im gesamten Wasserkörper kurzzeitig erhöhte toxische Eisen(II)-Konzentrationen auftreten können. Zudem hätte dies eine Trübung des gesamten Sees durch Bildung von Eisenhydroxid zur Folge. Hinzu kommt die Hydrolyse, die bei unzureichender Pufferung zur Versauerung führt. Die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion bei Einleitung eisen(II)reicher Wasser kann durch eine Tiefenwasserbelüftung verhindert werden.

Zu beachten ist zudem, dass Eisenhydroxide im Moment ihrer Bildung wesentlich schädlicher sind als nach wenigen Stunden. Gelangt Eisen(II) an die alkalische Oberfläche von Fischkiemen oder -laich, so kommt es direkt an diesen Oberflächen zu Oxidationsreaktionen von Eisen(II) zu Eisen(III) und der Bildung eines Überzugs von Eisenhydroxid, der dazu führt, dass die Sauerstoffaufnahme der Organismen über Kiemen oder auch den ganzen Körper vollständig unterbunden oder stark behindert wird. Dadurch können Fische oder andere Wassertiere ersticken.

Aus gewässerökologischer Sicht ist daher bei Einbringung eisen(II)-reicher Wässer in Bergbaufolgeseen eine Vorbehandlung (Kalkung und Belüftung) oder parallele In-lake-Wasserbehandlung (Kalkung und Belüftung) zu fordern.

6.3.3 Generelle Anforderungen an Seen unter EHS-Belastung

Unabhängig vom Ursprung der Eisenhydroxide sollten eine Reihe grundsätzlicher Punkte bei der Auswahl von Seen für eine Einlagerung aus gewässerökologischer Sicht beachtet werden. So ist zu berücksichtigen, dass die Einbringung oder Vor-Ort-Bildung von eisenhaltigen Gewässersedimenten mit einer beständigen Abnahme der Seetiefe und des Seevolumens verbunden ist, was Auswirkungen auf Nährstoffhaushalt (Trophie), Schichtungsverhalten und Resuspension von Partikeln hat. Aus limnologischer Sicht ist deshalb zu fordern, dass die Einbringung erfolgen darf nur bis maximal deutlich unterhalb

- der Epilimniontiefe,
- der Mindesttiefe zur Aufrechterhaltung der thermischen Schichtung,
- der Resuspensionstiefe und
- der unteren Ausbreitungsgrenze submerser Makrophyten (Bild 35).

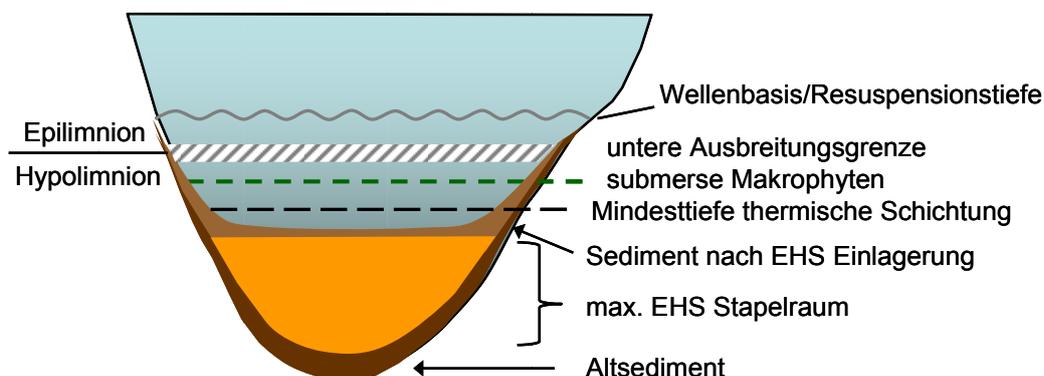


Bild 35: Tiefenlage wichtiger Grenzen in einem Bergbaufolgensee nach Beendigung einer Einlagerung eisenhaltiger Gewässersedimente

6.3.4 Stabilität der thermischen Schichtung

Für die Einlagerung eisenhaltiger Gewässersedimente kommen nur dimiktische Bergbaufolgeseen in Frage, die im Sommer thermisch stabil geschichtet sind. Der dimiktische Charakter dieser Seen muss auch nach der Beendigung der Sedimenteinträge dauerhaft gewährleistet sein. Dies bedeutet, dass nach Beendigung der Sedimenteinträge noch genügend Raum für die natürliche Sedimentakkumulation erhalten bleiben muss (Bild 35).

Die stabile thermische Schichtung ist u. a. wichtig für den Nährstoffhaushalt. Das Epilimnion geschichteter Seen verarmt im Laufe der sommerlichen Schichtungsperiode an Nährstoffen (Stickstoff und Phosphor), mit entsprechenden Auswirkungen auf das Phytoplankton und die biologisch bedingte Trübung. Geschichtete Seen wirken im Jahresmittel immer als Phosphor-Senke und haben eine höhere Phosphor-Retention und daher bei gleicher Phosphor-Flächenbelastung einen niedrigeren trophischen Zustand als Flachseen. Bei ungeschichteten (polymiktischen) Seen werden dagegen Nährstoffe aufgrund intensiver Rücklösung und der Ausdehnung der euphotischen Zone bis zum Gewässergrund sehr effizient genutzt, so dass die Phosphor-Konzentration über den Sommer ansteigt. Eine stabile thermische Schichtung kann als „Schutzmechanismus“ für den See auch in der Zukunft angesehen werden. Sollte es in Zukunft zu momentan nicht absehbaren Rücklösungen von Nährstoffen oder Metallen aus dem Sediment kommen (natürlich oder in Folge der Sedimenteinträge), akkumulieren diese Stoffe lediglich im Hypolimnion und werden im Herbst wieder ausgefällt (Beispiel Groß Glienicker See, siehe [Kleeberg u.a. 2013]).

Ob ein See im Sommer thermisch geschichtet ist, hängt von Länge, Breite und maximaler Tiefe ab, was sich anhand des Tiefengradienten (F) abschätzen lässt [LAWA 1999]:

$$F = \frac{z_{\max}}{4,785 \cdot (L_{\text{eff}} + B_{\text{eff}})^{0,28}} \dots\dots\dots (12)$$

mit L_{eff} Effektive Länge [km]
 B_{eff} Effektive Breite [km]
 z_{\max} Maximale Tiefe des Sees [m]

Seen mit $F > 1,5$ sind in der Regel im Sommer thermisch stabil geschichtet. Mit $F = 1,5$ kann also eine Mindesttiefe (z_{\min}) abgeschätzt werden, die zur Sicherstellung einer thermischen Schichtung nicht unterschritten werden sollte:

$$z_{\min} = 1,5 \cdot 4,785 \cdot (L_{\text{eff}} + B_{\text{eff}})^{0,28} \dots\dots\dots (13)$$

Bei der Anwendung dieser empirischen Gleichung ist jedoch von einer relativ großen Unsicherheit auszugehen. Entsprechend sollte ein Sicherheitsabstand zwischen z_{\min} und der Sedimentobergrenze vorgesehen werden, der zudem noch die natürliche Sedimentakkumulation nach der Sedimenteinträge einbezieht.

6.3.5 Resuspensionstiefe und Epilimniontiefe

Die stärksten Störungen gehen für Gewässerbiozöosen im Zuge der Einlagerung von eisenhaltigen Schlämmen oder eisenreicher Wässer von der Trübung des Wassers und von der Partikelsedimentation aus. Die Einbringung sollte demnach so erfolgen, dass eine Aufwirbelung des bereits abgelagerten Materials (= Resuspension) ausgeschlossen wird. Eine Resuspension findet bei Überschreitung einer kritischen Schergeschwindigkeit an der Sedimentoberfläche von 2 bis 5 cm/s statt (Bloesch, 1995), abhängig von den spezifischen Sedimenteigenschaften wie Partikelgröße, Dichte und Konsolidierung. In Standgewässern wird die Wasserbewegung vor allem durch windinduzierte Wellen verursacht.

Die Resuspensionstiefe oder Wellenbasis (D_{TA}) ist die Tiefe, ab der mit Aufwirbelung von Partikeln durch windinduzierte Wellen zu rechnen ist, was vor allem von der Windstreichlänge (EF - effective fetch) abhängt. Die Einbringungs- und Ablagerungstiefe für eisenhaltige Gewässersedimente sollte deutlich unterhalb der Resuspensionstiefe liegen, die empirisch wie folgt abgeschätzt werden kann [Hakanson & Jansson 1983]:

$$D_{TA} = \frac{45,7 \cdot EF}{EF + 21,4} \dots\dots\dots (14)$$

Die Windstreichlänge kann entweder berechnet werden ($EF = \sqrt{\text{Seefläche}}$, EF in km) oder man nutzt die gemessene maximale effektive Seelänge. Dies ist jedoch nur eine sehr grobe Annäherung. Sollte aufgrund der EHS-Einlagerungstiefe eine Resuspensionsgefährdung vermutet werden, sind gewässerspezifische Berechnungen mit komplexeren Modellen, z. B. [Hamilton & Mitchell 1996] und [Weyhenmeyer u.a. 1997], und unter Berücksichtigung konkreter Wetter- und Sedimentdaten angeraten. Bisherige Beobachtungen an Bergbaufolgeseen, in die EHS bzw. AEW aus Grubenwasserreinigungsanlagen eingelagert wurden, lassen das Auftreten von Resuspension jedoch als sehr unwahrscheinlich erscheinen (vgl. Abschnitt 7.3.2).

6.3.6 Untere Ausbreitungsgrenze für submerse Makrophyten

Submerse Makrophyten bestimmen maßgeblich den ökologischen Wert von Seen und sind daher eine der biologischen Qualitätskomponenten für die Bewertung von Seen nach der EG-WRRL. Die Einlagerung von eisenhaltigen Gewässersedimenten sollte deshalb deutlich unterhalb einer Tiefe erfolgen, die von submersen Makrophyten potentiell besiedelbar ist.

Die Wachstumsgrenze submerser Makrophyten wird durch Lichtverfügbarkeit und Druck limitiert. In den letzten Jahrzehnten wurden zahlreiche Studien erarbeitet, die eine Abschätzung der unteren Makrophytengrenze von der Sichttiefe, der TP- oder Chl a-Konzentration ermöglichen (Bild 36). Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die verfügbaren Daten v. a. in den europäischen Studien meist relativ nährstoffreiche Seen umfassen, bei denen die maximale Besiedlungsgrenze 5 bis 6 Meter Wassertiefe erreicht [Sondergaard u.a. 2010]. In einem Datensatz vorwiegend nährstoffarmer Seen [Caffrey u.a. 2007] liegt die maximale Besiedlungstiefe hingegen deutlich unter 8 Meter.

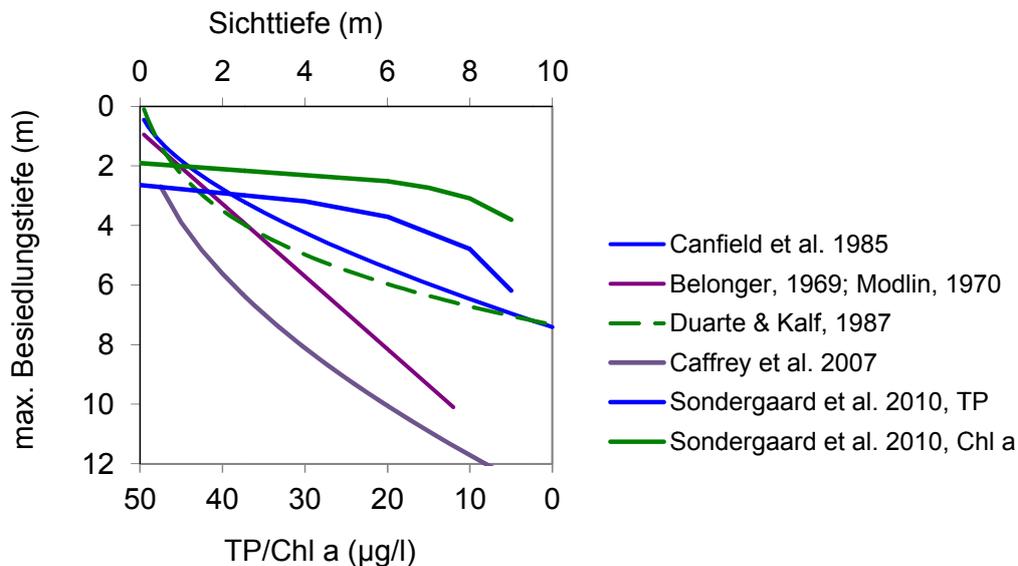


Bild 36: Untere Besiedlungsgrenze für submerser Makrophyten auf der Basis von empirischen Modellen

In nährstoffarmen Bergbaufolgeseen mit geringer natürlicher Trübung durch Phytoplankton ist, analog zu oligotrophen natürlichen Seen, mit einer Ausbreitung von Makrophyten bis in große Tiefen zu rechnen. Neuere Untersuchungen zeigen, dass für nährstoffarme natürliche wie künstliche Seen Besiedlungstiefen > 8 bis 10 Meter typisch sind (van de Weyer, pers. Mitt.). Daraus kann folgendes abgeleitet werden:

- Die meisten Bergbaufolgeseen der Lausitz haben aufgrund der niedrigen Nährstoffkonzentrationen im juvenilen Entwicklungsstadium entsprechend der Modellrechnungen eine untere Besiedlungsgrenze von > 5 bis 6 Meter.
- Entsprechend der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist der Referenzzustand für Bergbaufolgeseen der oligotrophe Zustand. Entsprechend sind Bergbaufolgeseen mit oligotrophen natürlichen Seen zu vergleichen, in denen die litorale Besiedlungsgrenze bei > 8 bis 10 Meter liegt (Tabelle 47).

Tabelle 47: Beispiele für die maximale Besiedlungstiefe submerser Makrophyten in nährstoffarmen natürlichen und künstlichen Seen

Untere Besiedlungsgrenze	Erläuterung	Autor
Natürliche Seen		
4,5 m	Referenzwert für mitteleuropäische Seen	[Poikane et al. 2014]
5 ... 8 m	Mesotrophe Seen	[Van de Weyer 2012]
> 8 ... 10 m	Oligotrophe Seen	[Van de Weyer 2012]
9,1 m (MW: 5,1)	Scharmützelsee (mesotroph, 2011)	[Rücker 2011]
8 ... 15 m	3 von 18 dänischen Seen	[Sondergaard u.a. 2010]
4,1 ... 18,9 m	Stechlinsee (oligotroph, 2008)	[Van de Weyer et al. 2009]
20 m	Stechlinsee (oligotroph, 1962)	[Van de Weyer et al. 2009]
Künstliche Seen		
10 m	Blausteinsee (oligotroph, 2011)	[Van de Weyer 2012]

6.3.7 Einfluss der Verminderung der Wassertiefe und des Seevolumens auf die Stoffretention und auf den gewässerökologischen Charakter

Die Tiefe eines Sees beeinflusst maßgeblich die Stoffumsatz- und Retentionsprozesse. Quantitativ wird dies z. B. durch empirische Eutrophierungsmodelle (Vollenweider-Typ) abgebildet, bei denen die gewogene Phosphor-Konzentration von der Wasserverweilzeit und damit vom Volumen und von der Tiefe des Gewässers abhängt. Zur Einschätzung des ökologischen Wertes eines Sees greift dies jedoch zu kurz. Tiefe Seen sind in der Regel die Seen und dem niedrigsten Trophiezustand und damit mit der „besten Wasserqualität“. Sie sind im norddeutschen Tiefland relativ selten und daher von hohem ökologischem Wert bzw. haben ein hohes ökologisches Potential im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

Aus der Sicht der Stoffretention kann naturwissenschaftlich keine klare Grenze für eine Mindesttiefe definiert werden. Auch wenn der Schichtungstyp erhalten bleibt, wird sich dadurch der gewässerökologische Charakter der Seen hinsichtlich der vorkommenden Arten und der Intensität der Stoffkreisläufe verändern.

6.3.8 Aspekt Seealter

Die nachteiligen Auswirkungen der mineralischen Trübung durch Eisenhydroxide sind in einem älteren Gewässer als deutlich gravierender einzuschätzen, als in einem jungen See, der sich vielleicht sogar noch in der Füllphase befindet (vgl. Abschnitt 7.3). In jungen Seen kann noch eine an die besonderen Bedingungen angepasste Sukzession erfolgen, ohne dass eine plötzlich auftretende Trübung zur Beeinträchtigung eines etablierten Ökosystems führt.

Eine feste Altersgrenze zwischen jungen und alten Seen ist nur schwer festzulegen. Hierbei spielt die hydrochemische Genese eine wesentliche Rolle. Seen, die von Flutungsbeginn an neutral sind, entwickeln sich innerhalb weniger Jahre zu artenreichen Gewässern mit stabilen Biozöosen, in denen die Stoffkreisläufe auch wesentlich von biologischen Prozessen mitbestimmt werden. Grob lässt sich hier eine Grenze bei rund fünf Jahren nach Ende der Hauptfüllphase setzen. In sauren Seen selbst höheren Alters dominieren dagegen meist chemische Stoffkreisläufe, an denen vor allem Bakterien und nur wenige höhere Arten beteiligt sind. Diese Seen können in ihrem Erscheinungsbild sehr unterschiedlich sein, so dass keine generellen Aussagen zu ihrer potentiellen Eignung als Einlagerungsgewässer gemacht werden können. Generell ist davon auszugehen, dass alle größeren Bergbaufolgeseen langfristig neutrale pH-Werte aufweisen werden. Dies wird durch technische Maßnahmen sichergestellt werden.

Der tatsächlich auftretende „Verlust“ dürfte auch aus naturschutzfachlicher Sicht bei jungen Seen und sauren Seen geringer sein. Im Hinblick auf das Entwicklungspotential des jungen Gewässers kann sich eine andere Bewertung ergeben.

Ein nicht zu vernachlässigender Aspekt des Seealters stellen etablierte Nutzungen bei älteren Seen vor allem für Freizeitaktivitäten dar, die durch das Auftreten von Trübung direkt oder indirekt beeinträchtigt werden könnten. So sind mehrere Bergbaufolgeseen wegen ihres klaren Wassers beliebte Tauchgewässer, in denen auch eine auf den Tiefenwasserbereich begrenzte Trübung zu erheblichen Einschränkungen bei der Ausübung des Sports führen würde.

6.3.9 Gewässerspezifische Betrachtungen zur Eignung von Seen für EHS Einlagerungen

Seen, die für eine nähere Prüfung ihrer Eignung zur Einlagerung von eisenhaltigen Schlamm in Betracht kommen, müssen gemäß den Ausführungen in den vorangegangenen Abschnitten eine Reihe von Kriterien hinsichtlich ihrer Morphologie, ihrer hydrochemischen Beschaffenheit und dem Stand ihrer biologischen Entwicklung erfüllen. Hinzu kommt die Beachtung von Nutzungsaspekten.

Primäre Auswahlkriterien liefert die Morphometrie des Seebeckens. Da EHS-Einlagerungen nur in hypolimnische Tiefenbereiche in Frage kommen und die sommerliche thermische Schichtung auch nach mehreren Jahren Nutzung als EHS-Einlagerungsraum bei abnehmender maximaler Seetiefe erhalten bleiben muss, beschränkt sich die Auswahl der Seen im Nordraum auf die Bergbaufolgeseen Schlabendorf, Gräbendorf und Greifenhain und im Südraum auf Scheibe, Spreetal-Nordost und Lohsa II. Dies verdeutlicht insbesondere die Differenz zwischen der maximalen Tiefe und der Mindesttiefe für die Aufrechterhaltung der sommerlichen thermischen Schichtung (Tabelle 48). Je größer die Differenz ist, umso mächtiger ist die im Hypolimnion verfügbare Stapelhöhe.

Der Schlabendorfer See wird durch eine In-lake-Behandlung neutralisiert, wobei der Einsatz eines Bekalkungsschiffs längerfristig notwendig sein wird. Hierbei entstehen erhebliche Mengen Eisenhydroxid, so dass diese seeinternen Maßnahmen bereits einen großen Teil des dort verfügbaren Stapelraums in Anspruch nehmen werden (vgl. Abschnitt 5.3.3).

Bei den morphometrischen Betrachtungen ist außerdem zu berücksichtigen, ob die Seen größere Flachwasserbereiche aufweisen, die für die Besiedlung durch Makrophyten geeignet sind und eine hohe Biodiversität aufweisen, die durch EHS-Einlagerungen potentiell gefährdet werden könnten. Einen Hinweis hierauf gibt die Differenz zwischen mittlerer Tiefe und theoretischer Epilimniontiefe (Tabelle 48). Bei Seen mit negativen oder sehr kleinen Werten ist mit besonderer Sorgfalt zu prüfen, wie auch unter ungünstigen Bedingungen Eisenhydroxidablagerungen in Flachwasserbereichen zu vermeiden sind. In dieser Hinsicht sind die Bergbaufolgeseen Greifenhain, Gräbendorf, Scheibe und Spreetal-Nordost am ehesten geeignet.

Bei den Speicherbecken Burghammer und Lohsa II ist die Speicherbewirtschaftung zu beachten. Während die Speicherlamelle in Burghammer nur 1,5 Meter beträgt, sind für Lohsa II Wasserstandsschwankungen bis 6,9 Meter vorgesehen. Die großen Wasserstandsschwankungen führen zu erheblichen Veränderungen der morphometrischen Kennwerte zwischen maximalem und minimalem Stauziel. Als morphometrische Auswahlkriterien sind die Werte jeweils für das untere Stauziel gemäß der Tabelle 48 heranzuziehen.

Als wesentliches gewässerökologisches Kriterium ist auch das Seealter anzusehen. Hieraus ergibt sich eine besondere Eignung der sich noch in der Füllphase befindenen Bergbaufolgeseen Greifenhain und Spreetal-Nordost.

Tabelle 48: Morphometrische Datengrundlage zur Auswahl potentiell geeigneter Bergbaufolgeseen für die Einlagerung von Eisensedimenten

See	Fläche	Volumen	max. Tiefe (Zmax)	mittl. Tiefe (Zmean)	theor. Tiefe Epi limnion (Zepi)	Resuspensions-tiefe	Tiefen- gradient F	Mindest- tiefe der Schichtung (Zmin)	Diff. Zmax - Zmin	Diff. Zmean - Zepi	Flutungs- ende
	Mio m ²	Mio m ³	m	m	m	m	-	m	m	m	Jahr
Nordraum											
Redlitzer See (RL 1)	0,1	0,3	5,8	3,2	4,3		1,3	6,5	-0,7	-1,1	
Stroßdorfer See (RL C)	1,0	3,3	11,0	3,3	6,2	2,0	1,8	9,2	1,8	-2,9	
Schlabendorf See (RL 14/15)	6,4	56,2	31,0	8,8	9,0	4,8	3,4	13,5	17,5	-0,2	2012
Drehnaer See (RL 12)	2,3	15,1	18,0	6,4	7,0	3,0	2,6	10,5	7,5	-0,5	2012
Gräbendorfer See	4,2	92,5	42,5	21,9	7,4	4,0	5,8	11,0	31,5	14,5	2007
TBS Greifenhain	9,7	329	70,0	33,8	8,8	5,8	7,9	13,3	56,7	25,0	2021
Südraum											
TBS Scheibe	7,1	116	48,5	16,4	8,3	5,1	5,9	12,4	36,1	8,1	2007
TBS Spreetal-Nordost	3,1	97,0	50,6	30,9	7,3	3,5	6,9	11,0	39,6	23,6	2015
SB Lohsa II - Max	10,8	97,4	53,6	9,0	8,3	6,1	6,4	12,5	41,1	0,7	
SB Lohsa II - Min	6,5		46,7		7,0	4,9	6,6	10,5	36,2		
SB Burghammer - Max	4,8	35,0	21,4	7,3	8,2	4,3	1,1	12,3	9,1	-0,9	2009
SB Burghammer - Min	4,3		19,9		8,1	4,1	2,5	12,1	7,8		2009

Anmerkungen:

- Lohsa II und Burghammer werden als Speicher betrieben; die Kriterien wurden daher für den maximalen und minimalen Wasserstand berechnet
- Für den Schlabendorfer See (RL14/15), Lohsa II und Burghammer sind in-lake-Behandlungen langfristig vorgesehen, die mit entsprechenden Trübungen verbunden sind.
- Für alle Seen gilt eine potentielle maximale Ausbreitungstiefe submerser Makrophyten von > 8...10 Meter.

6.3.10 Gewässerspezifische Betrachtungen zur Eignung von Seen für die Einbringung von eisenreichen Grundwässern

Gemäß der in Abschnitt 6.3.2 dargelegten Anforderungen an Seen, in die Eisen(II)-reiches Wasser eingeleitet werden soll, kommen hierfür nur Bergbaufolgeseen in Frage, für die langfristig eine In-lake-Behandlung vorgesehen ist oder eingerichtet werden kann. Demensprechend wäre insbesondere Lohsa II geeignet (Tabelle 48), bietet jedoch vergleichsweise wenig Stapelraum.

6.3.11 Wissenschaftliche Begleitung

Vor der endgültigen Entscheidung für die Einbringung von eisenhaltigen Schlämmen oder eisenreichen Wässern in einen der Seen ist im Rahmen eines objektspezifischen limnologischen Gutachtens der Ist-Zustand zu dokumentieren (siehe auch Abschnitt 9.1). Dabei ist auch die biologische Besiedlung der Teillebensräume unter Einbeziehung der Artenzusammensetzung und Biomasse bzw. Abundanz von Phytoplankton, Zooplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fischen zu erfassen und naturschutzfachlich zu bewerten.

Die Phase der Einbringung ist durch ein Monitoring zu begleiten, das unerwartete Fehlentwicklungen erfassen kann, um ggf. rechtzeitig Gegenmaßnahmen einleiten zu können.

7 Prozesse bei der Verbringung von Eisenhydroxidschlamm in Bergbaufolgeseen

Nach gegenwärtiger Sicht sind in der zeitlichen Abfolge der Ablagerung von Eisen-schlamm in Bergbaufolgeseen drei wesentliche Prozesse zu unterscheiden:

- die Elution der Schlamm unmittelbar bei dererspülung bzw. Verklappung,
- mittelfristig die diffusiven Austauschprozesse an der Grenzfläche zwischen den abgelagerten Schlamm und dem Freiwasser sowie
- langfristig die Prozesse im Schlamm selbst, wie der Abbau der organischen Substanz, die partielle Reduktion und damit Mobilisierung des Eisens einschließlich der gebundenen „Schadstoffe“ sowie deren Abdrift im Grundwasserstrom.

7.1 Hydrochemische Entwicklung der Seen bei der Einlagerung von eisenhaltigen Gewässersedimenten

Als wesentliche Unterscheidungsmerkmale für die Verbringung von eisenhaltigen Gewässersedimenten sind vor allem die spezifischen Eintragungsmengen in Bezug auf das Seevolumen, die Hydrochemie der Seen, die Austauschrate der Seen und die Seetiefe. Die Betrachtungen zu den Auswirkungen der eisenhaltigen Gewässersedimente auf die Gewässer werden mit stationären nachbergbaulichen Wasserbilanzen angestellt.

7.1.1 Wasserbilanzen

7.1.1.1 Südraum

Die stationären Wasserbilanzen für die in Betracht gezogenen Bergbaufolgeseen sind nach Maßgabe der Verfügbarkeit entsprechender Daten in den nachfolgenden Tabellen dargestellt. Die Daten stammen aus unterschiedlichen Quellen, überwiegend jedoch aus Modellierungen der LMBV, und haben eine unterschiedliche Aktualität. Für die Bergbaufolgeseen im Südraum sind Speicherlamellen vorgesehen.

Der Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost hat nach vorliegenden Erkenntnissen nur einen geringen Grundwasseraustausch (Tabelle 49). Derzeit ist noch nicht bekannt, in welchem Maße Wasser aus dem Überlaufgefluter und aus der Kleinen Spree eingeleitet wird.

Aufgrund eines starken Grundwasseraustausches, der Flutung aus der Kleinen Spree und der Bewirtschaftung des Speichers Lohsa II hat der Speicher Burghammer eine außergewöhnlich kurze Verweilzeit (Tabelle 50).

Die Volumenströme, die das WBaIMo Spree - Schwarze Elster in der aktuellen Ländervariante für die Flutung des Speichers Burghammer und des Speichers Lohsa II ausweist, genügen den Ansprüchen der Wasserbewirtschaftung des gesamten Einzugsgebietes. Sie beinhalten keine bilanzneutralen Durchleitungen aus der Spree in den Speicher Lohsa II und Burghammer zum Zwecke der Wassergütebewirtschaftung. Solche Betrachtungen wurden in [IWB 2014c] angestellt. Die Werte für die Volumenströme wurden in einer zweiten Spalte der Tabelle 50 und Tabelle 51 aufgenommen.

Tabelle 49: Stationäre nachbergbauliche Wasserbilanz für den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost

Kennwert	Maßeinheit	Spreetal-Nordost		Datenherkunft
		Ohne Bewirtschaftung	Mit Bewirtschaftung	
Höchster Stauspiegel	m NHN	+108,0		
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	+107,0		
Wasservolumen bei niedrigstem Stauspiegel	Mio. m ³	94		
Summe der Zuflüsse	m ³ /s	0,12	k.A.	Gutachten BTU 2010 zur Erweiterten Restlochekette
Grundwasser	m ³ /s	0,06	0,06	
AEW	m ³ /s	0,06	0,06	
Überlaufgefäuder	m ³ /s	-	k.A.	
Kleine Spree	m ³ /s	-	k.A.	
Mittlere Verweilzeit des Seewassers	a	> 25	k.A.	

k.A. – keine Angabe

Tabelle 50: Stationäre nachbergbauliche Wasserbilanz für den Speicher Burghammer

Kennwert	Maßeinheit	Speicher Burghammer		Datenherkunft
		Ohne Bewirtschaftung	Mit Bewirtschaftung	
Höchster Stauspiegel	m NHN	+109,0		
Mittlerer Stauspiegel ¹⁾	m NHN	+108,5		
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	+107,5		
Wasservolumen bei mittlerem Stauspiegel	Mio. m ³	34,3		
Summe der Zuflüsse	m ³ /s	≈ 1,59	≈ 3,09	LMBV, aktuelle Bearbeitungen: WBaIMo 2018-2027
Grundwasser	m ³ /s	0,49		
Kleine Spree	m ³ /s	0,88		
Speicher Lohsa II	m ³ /s	0,22 ¹⁾	1,72 ²⁾	
Mittlere Verweilzeit des Seewassers	a	0,7	0,4	

1) Ergebnis WBaIMo 2018-2027

2) mit Bewirtschaftung des Speichers Lohsa II

Tabelle 51: Stationäre nachbergbauliche Wasserbilanz für den Bergbaufolgensee Scheibe

Kennwert	Maß- einheit	Scheibe	Datenherkunft
Höchster Stauspiegel	m NHN	+111,5	
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	+111,0	
Wasservolumen bei niedrigstem Stauspiegel	Mio. m ³	106	
Summe der Zuflüsse:	m ³ /s	1,7	Gutachten BTU 2006 zum Bergbaufolgensee Scheibe
Grundwasser	m ³ /s	0,3	
Schwarzer Graben	m ³ /s	0,4	
Kleine Spree	m ³ /s	1,0	
Mittlere Verweilzeit des Seewassers	a	> 2	

Tabelle 52: Stationäre nachbergbauliche Wasserbilanz für den Speicher Lohsa II

Kennwert	Maß- einheit	Speicher Lohsa II		Datenherkunft
		Ohne Bewirt- schaftung	Mit Bewirt- schaftung	
Höchster Stauspiegel	m NHN	+116,4		
Mittlerer Stauspiegel ¹⁾	m NHN	+114,8		
Niedrigster Stauspiegel	m NHN	+109,5		
Wasservolumen bei mittlerem Stauspiegel	Mio. m ³	80,9		
Summe der Zuflüsse	m ³ /s	≈ 1,06	≈ 2,56	LMBV, aktuelle Bearbeitungen: WBalMo 2018-2027 und [IWB 2014c]
Grundwasser	m ³ /s	0,42	0,42	
Überleitung Dreiwiebern	m ³ /s	0,02	0,02	
Flutung Spree	m ³ /s	0,51 ¹⁾	0,51 ¹⁾	
Lippener Vorflut	m ³ /s	0,11	0,11	
Bewirtschaftung	m ³ /s	-	1,50 ²⁾	
Mittlere Verweilzeit des Seewassers	a			

1) Ergebnis WBalMo 2018-2027

2) mit Bewirtschaftung des Speichers Lohsa II

Die Sedimentumlagerung aus Fließgewässern ist als Volumenstrom für die Wasserbilanzen der Bergbaufolgeseen vernachlässigbar gering. Auch die Einleitung von Dünnschlämmen aus Grubenwasserreinigungsanlagen hätte für die meisten Bergbaufolgeseen keinen wesentlichen Anteil an der Wasserbilanz. Die Einleitung des eisenreichen Grundwassers aus der Spreewitzer Rinne würde jedoch die Wasserbilanzen der meisten Bergbaufolgeseen dominieren.

7.1.1.2 Nordraum

Die Bergbaufolgeseen im Nordraum sind nicht zur Wasserbewirtschaftung vorgesehen, da sie überwiegend nur im Nebenschluss zu kleinen Fließgewässern liegen. Für die Bergbaufolgeseen im Nordraum werden deshalb die mittleren morphologischen und Wasserbilanzdaten angegeben (Tabelle 53).

Tabelle 53: Stationäre nachbergbauliche Wasserbilanzen für die Bergbaufolgeseen des Nordraumes

Kennwert	Maßeinheit	Drehnaer See (RL 12)	Schlambendorfer See (RL 14/15)	Stoßdorfer See (RL C)	Gräbendorfer See	Altdöberner See (RL Greifenhain)
Mittlerer Stauspiegel	m NHN	+71,0	+59,5	+55,6	+67,5	+82,4
Wasservolumen bei mittlerem Stauspiegel	Mio. m ³	13,0	46,0	ca. 3,0	92,6	304
Summe der Zuflüsse	m ³ /s	0,17	0,21	k.A.	0,12	0,25
Grundwasser		0,09	0,15	k.A.	0,06	0,25
Oberflächenwasser		0,08	0,06	0	0,06	0
		Schrake	Lorenzgraben		Greifenhainer Fließ, Laasower Fließ	
Mittlere Verweilzeit des Seewassers	a	2,4	7	k.A.	24	39
Datenherkunft		BTU 2009			BTU 2007	

7.1.2 Hydrochemische Entwicklung der Seen

7.1.2.1 Südraum

Der **Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost** wurde nach 1998 zeitweilig mit gereinigtem Sumpfungswasser der GWBA Schwarze Pumpe geflutet. In der Summe wurden bisher etwa 52 Mio m³ Wasser eingeleitet. Die Fremdflutung hatte den pH-Wert im Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost kurzzeitig auf etwa pH ≈ 4,5 angehoben (siehe Abschnitt 7.3.2). Seit Juni 1998 wird das AEW der GWBA Schwarze Pumpe in den Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost mit einem Volumenstrom von 0,02 bis 0,08 m³/s verspült (Abschnitt 7.3.2).

Der Wasserspiegel des Bergbaufolgesees Spreetal-Nordost liegt aktuell bei +106,5 m NHN und steigt kontinuierlich an. Der Zielwasserstand von +108,0 m NHN wird voraussichtlich im Jahr 2015 erreicht. Der Wasserspiegelanstieg geht überwiegend auf den Zustrom von Grundwasser zurück. Der Grundwasserzustrom erfolgt aus der Kippe Spreetal. Deshalb bildet sich im Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost ungeachtet des alkalischen AEW ein für Lausitzer Seen typisches saures Wasser (Tabelle 55). Ohne chemische Maßnahmen, Fremdflutung oder gezielte Wasser-

bewirtschaftung wird sich die Wasserbeschaffenheit langfristig bei den zuletzt gemessenen Werten einpegeln. Der Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost ist dauerhaft versauerungsexponiert.

Der **Speicher Burghammer** ist der stromuntere See des Speichersystems Dreiweibern - Lohsa II - Burghammer. Der Speicher Burghammer wurde über Jahrzehnte als industrielle Absetzanlage für Kraftwerksaschen, Kohletrübe und Eisenhydroxidschlämme genutzt. Diese Nutzungen haben zu einer wechselhaften hydrochemischen Genese geführt, die ausführlich in [BTU 2004] beschrieben ist. Bei Außerbetriebnahme der IAA lag der Wasserspiegel über dem umgebenden Grundwasserspiegel. Das Gewässer war durch schwach alkalische Verhältnisse gekennzeichnet. Mit dem regionalen Grundwasserwiederanstieg und insbesondere im Zusammenhang mit dem Wasserspiegelanstieg im benachbarten Speicher Lohsa II kehrte sich die Grundwasserfließrichtung um. Der Speicher erreichte überwiegend durch Grundwasserzustrom im Jahr 2009 erstmalig den oberen Zielwasserstand von +109 m NHN. Die hydrogeologische Konstellation erfordert die Ausleitung eines mittleren Wasserbilanzüberschusses von etwa 0,7 m³/s in die Kleine Spree.

Der Zustrom sauren Grundwassers aus den pleistozänen Rinnen zwischen Burghammer und Scheibe sowie Burghammer und Lohsa II sowie sauren Kippenwassers aus der Innenkippe des ehemaligen Tagebaus Burghammer führten im Jahr 2002 spontan zur Versauerung. Diese hydrochemische Konstellation wird dauerhaft anhalten. Zur Kompensation der Versauerung werden seit 2009 periodisch In-lake-Wasserbehandlungen durchgeführt.

Der **Bergbaufolgensee Scheibe** wurde ausschließlich durch Grundwassereigenaufgang geflutet. Im Oktober 2011 wurde erstmalig der obere Zielwasserstand von +111,5 m NHN erreicht. Der Wasserbilanzüberschuss von ca. 0,15 m³/s wird voraussichtlich bis Jahresende 2014 zum Speicher Burghammer übergeleitet. Nach einer In-lake-Neutralisation ist ab 2015 die Ausleitung über den ausgebauten Altlauf der Kleinen Spree in die Kleine Spree bei Burg geplant. Der Bergbaufolgensee Scheibe ist ausschließlich von gewachsenen Böschungen umgeben. In den abgesenkten pleistozänen Grundwasserleitern ist das Grundwasser versauert. Aufgrund der ungünstigen Wasserbeschaffenheit muss das Seewasser behandelt werden. Am Bergbaufolgensee Scheibe kam 2012 bis 2013 das sogenannte GSD-Verfahren zum Einsatz, bei dem eine landseitig vorbereitete Kalksuspension mit Druck im See verspült wird. Die nachfolgende Entwicklung der Wasserbeschaffenheit zeigt eine Wiederversauerung an, so dass die Wasserbehandlung periodisch wiederholt werden muss.

Der Speicher **Lohsa II** wurde in den Jahren 2001 bis 2002 sowie 2005 bis 2006 gezielt geflutet, um die größten hydraulische Gradienten zum ansteigenden Grundwasser zu überwinden. Später wurde der Speicher gelegentlich zur Hochwasserentlastung der Spree genutzt. Dazwischen erfolgte die Flutung durch Grundwassereigenaufgang. Der Speicher Lohsa II befindet sich seit Flutungsbeginn in einem sauren Zustand. Aufgrund des unterschiedlich schnellen Wasseraufgangs in den räumlich getrennten Teilbecken, die ihrerseits in unterschiedlichem Umfang von den Einleitungen aus der Spree erreicht wurden, waren die Acidität und die Stoffkonzentrationen bis ca. 2003 räumlich und zeitlich zum Teil stark verschieden. Mit der Ausspiegelung der Wasserstände in den Teilbecken glich sich auch die Wasserbeschaffenheit weitgehend aus. Aktuell werden kaum noch relevante Abweichungen zwischen den Teilbecken registriert. Zum Jahresende 2013 wies das Seewasser des

Speichers Lohsa II einen pH-Wert von 3,1 auf. Die Acidität als Basenkapazität $K_{B4,3}$ lag bei 1,5 mmol/L und als Basenkapazität $K_{B8,2}$ bei 1,7 mmol/L. Die Sulfatkonzentration betrug zum Jahresende 2013 rund 500 mg/L.

Obwohl nur noch sporadische Wassereinleitungen zumeist zur Hochwasserentlastung aus der Spree erfolgen, werden seit 2009 rückläufige Konzentrationen der Aciditätsträger Eisen-gelöst und Aluminium gemessen. Die Eisenkonzentration liegt aktuell zwischen 6 mg/L im oberflächennahen Bereich und maximal 15 mg/L in Grundnähe sowie bei etwa 10 mg/L im Mittel. Mit einer natürlichen Entsäuerung des Speicher Lohsa II wird jedoch nicht gerechnet. Der Speicher erhält maßgeblich Grundwasserzufluss aus der ehemaligen Innenkippe.

Wesentliche Eckdaten der Wasserbeschaffenheit der genannten Bergbaufolgeseen sind in den folgenden Tabellen zusammengefasst.

Tabelle 54: Kennzeichnung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen Spreetal-Nordost und Burghammer (Sommer: Epilimnion; Winter: Mixolimnion)

Kennwert	Maßeinheit	Spreetal-Nordost	Burghammer	
		Sep 2013	Mrz 2009 ¹⁾	Jun 2013 ³⁾
pH-Wert		3,3	3,1	7,2
$K_{S4,3}$	mmol/L	-	-	0,2
$K_{B4,3}$	mmol/L	1,3	2,8	-
$K_{B8,2}$	mmol/L	1,7	3,5	0,1
Sulfat	mg/L	1.150	1.200	810
Eisen	mg/L	6,8	25	0,4
Aluminium	mg/L	1,1	3,5	< 0,1
Arsen	µg/L	< 10	< 10	< 10
Nickel	µg/L	170	70	20
Zink	µg/L	190	160	20
Hydrochemische Prognose		Ungünstig: Wieder- versauerung	Ungünstig: Wieder- versauerung	Ungünstig: Wieder- versauerung
Vorgesehene Maßnahmen		Bislang keine Planung	Fremdflutung	In-lake- Behandlung Spülungsflutung

1) vor der In-lake-Wasserbehandlung

2) nach dem 18. Zyklus der In-lake-Wasserbehandlung

Tabelle 55: Kennzeichnung der Wasserbeschaffenheit in den den Bergbaufolgeseen Lohsa II und Scheibe (Sommer: Epilimnion; Winter: Mixolimnion)

Kennwert	Maß- einheit	Lohsa II (NOMS)	Scheibe	
		Sep 2013	Nov 2011 ¹⁾	Okt 2013 ²⁾
pH-Wert		3,2	3,4	3,8
K _{S4,3}	mmol/L	-	-	-
K _{B4,3}	mmol/L	1,5	1,1	0,2
K _{B8,2}	mmol/L	1,8	1,5	0,3
Sulfat	mg/L	510	580	560
Eisen-gelöst	mg/L	6,7	5,4	0,8
Aluminium	mg/L	1,0	4,2	0,2
Arsen	µg/L	< 10	< 10	< 10
Nickel	µg/L	40	110	40
Zink	µg/L	70	160	60
Hydrochemische Prognose		Ungünstig: Wieder- versauerung	Ungünstig: Wiederversauerung	
Vorgesehene Maßnahmen		In-lake- Behandlung	In-lake-Behandlung	

1) vor der In-lake-Wasserbehandlung

2) nach der Wiederversauerung

7.1.2.2 Nordraum

Der **Redlitzer See** (RL1) hat ausschließlich durch Grundwassereigenaufgang bereits seit mehreren Jahren den Zielwasserstand von +54,6 m NHN erreicht. Im Ergebnis eines Neutralisationsverfahrens im Jahr 2008 unter Verwendung von Kalkhydrat und Kohlensäure wurde der pH-Wert des Sees von pH ≈ 4 auf pH > 6 angehoben. Bis zur Frühjahrszirkulation im Jahr 2010 war der Redlitzer See bereits wieder rückversauert. Ursache dafür ist der Zustrom eisenreichen Kippenwassers. Die quartalsweise aufgezeichneten Tiefenprofile im Jahr 2013 zeigen im RL1 ein Monimolimnion mit abweichenden hydrochemischen Merkmalen. Das Mixolimnion des Sees ist durch pH-Werte zwischen 3 und 4 gekennzeichnet. Seit 2010 steigt die Acidität (K_{B8,2}). Sie liegt derzeit zwischen 2 und 4 mmol/L. Im Epilimnion wurde Eisen-gelöst mit 40 mg/L und Aluminium mit 8 mg/L bestimmt. Das grundnahe Seewasser ist schwach sauer (pH > 5) und durch Kohlensäure mit K_{S4,3} ≈ 2,4 mmol/L gepuffert. Die Eisenkonzentration liegt hier über 80 mg/L. Die Wasserbilanz des Redlitzer Sees ist überschüssig. Seit November 2011 wird das Überschusswasser in die Kleptna ausgeleitet. Der maßgebliche Grundwasserzustrom stammt aus der Innenkippe des Tagebaus Seese-West. Der Redlitzer See bleibt auf lange Sicht versauerungs-exponiert. Aktuell sind am westlichen Kippenufer Rütteldruckverdichtungen zur Kippenstabilisierung mit einhergehender Absenkung des Seewasserstandes geplant.

Der **Drehnaer See** (RL 12) durch Grundwassereigenaufgang hat im Januar 2012 erstmalig den Zielwasserstand von +71,0 m NHN erreicht. Bis Ende des Jahres 2013 ist der Wasserstand weiter auf +71,7 m NHN gestiegen. Nach Einstellung der Fremd-

flutung aus dem Südumfluter im Jahr 2009 nahm die Acidität allmählich zu. Im August 2013 wurden Werte der Basenkapazität $K_{B8,2}$ zwischen 4 und 5 mmol/L gemessen. Im grundnahen Bereich betragen die Konzentrationen der Aciditätsträger 41 mg/L Eisen und 6 mg/L Aluminium. Von November 2013 bis März 2014 wurde eine In-lake-Konditionierung des Sees unter Verwendung von Branntkalk durchgeführt. Aktuell findet am Drehaer See eine Pilotvorhaben zum Testen eines Reaktors zur Pufferung von Seewasser mit Kohlendioxid und Branntkalk statt. Der pH-Wert liegt im neutralen Bereich. Eisen ist im Seewasser derzeit praktisch nicht mehr nachweisbar. Seit Mai 2014 wird Seewasser in die Schrake ausgeleitet. Der See ist langfristig versauerungsexponiert, wobei die versauernden Grundwasserzuflüsse aus dem Lausitzer Grenzwall stammen.

Der **Schlabendorfer See** (RL 14/15) hat im Sommer 2012 den Zielwasserstand von +60,3 m NHN erreicht. Bis Juni 2013 stieg der Wasserspiegel durch Grundwasser-eigenaufgang auf +60,8 m NHN und damit über den geotechnischen Grenzwasserstand. Um einen weiteren Anstieg zu verhindern, wurde Seewasser in das RL F übergeleitet und in den Lorenzgraben ausgeleitet. Die übergeleiteten Wasserströme wurden spezifisch neutralisiert. Seit August 2013 erfolgt eine bootsgestützte In-lake-Behandlung des Sees mit Branntkalk. Bis zu diesem Zeitpunkt nahmen die bergbaubürtigen Stoffe im stark sauren See ständig zu. Die Acidität als $K_{B8,2}$ lag im Mai 2013 bei 20 mmol/L, Sulfat bei 2.000 mg/L und Eisen-gelöst bei 140 bis 160 mg/L. Seit September 2014 befindet sich der pH-Wert im Epilimnion im neutralen Bereich. Die komplette Neutralisation des Wasserkörpers wird voraussichtlich mit Beginn der Herbstzirkulation erreicht werden. Der Schlabendorfer See erfährt Grundwasserzufluss maßgeblich aus der Innenkippe des Tagebaus Schlabendorf-Süd und ist damit auf lange Zeit versauerungsexponiert. Nach einem erfolgreichen Abschluss der In-lake-Wasserbehandlung sind periodische Nachbehandlungen erforderlich.

Im **Stoßdorfer See** (RL C) ist bereits seit mehreren Jahren der Zielwasserstand von +56,6 m NHN erreicht. Das Gewässer ist neutral und mit Alkalinitäten $K_{S4,3}$ zwischen überwiegend 1 und 2 mmol/L gut gepuffert. Die Sulfatkonzentration lag zuletzt bei 420 mg/L und Eisen-gelöst liegt überwiegend unter 0,5 mg/L. Der etwa 9,5 Meter tiefe See ist dimiktisch. Der Grundwasserzustrom erfolgt aus den pleistozänen Grundwasserleitern der Willmersdorf-Stöbritzer Rinne und der Grundwasserabstrom überwiegend in die Kippe Schlabendorf-Nord. Solange diese hydrogeologische Konstellation erhalten bleibt, besteht für den Stoßdorfer See keine Versauerungsgefahr.

Der **Gräbendorfer See** (RL Gräbendorf) hatte im März 2007 erstmalig den oberen Zielwasserstand von +67,5 m NHN erreicht. Seitdem schwankt der Wasserstand in der vorgesehenen Lamelle zwischen +67,0 und +67,5 m NHN. Der See wird oberirdisch vom Laasower Fließ und vom Oberlauf des Greifenhainer Fließes gespeist. Im Nordosten leitet der See in das Greifenhainer Fließ aus. Seit Erreichen des Zielwasserstandes hat sich die Beschaffenheit des Sees kaum verändert. Der Gräbendorfer See ist neutral, mit $K_{S4,3} < 0,5$ mmol/L aber vergleichsweise schwach gepuffert. Die Sulfatkonzentration liegt bei 460 mg/L und ist im Vergleich zu anderen Bergbaufolgeseen gering. Eisen-gelöst liegt dauerhaft niedriger als 0,1 mg/L. Von 2007 bis 2011 stiegen die organischen und anorganischen Kohlenstoffgehalte an. Dieser Trend setzt sich derzeit nur für den organischen Kohlenstoff fort. Die Ursachen sind bis dato nicht geklärt. Während der Stagnationsphasen werden grundnah kurzzeitig erhöhte Aciditäten von 0,5 mmol/L als $K_{B8,2}$ gemessen. Der bis

zu 39 Meter tiefe See verhält sich dimiktisch. Ob der Gräbendorfer See hydrochemisch bereits stabil ist, kann derzeit noch nicht sicher bestimmt werden, weil der Grundwasserwiederanstieg südlich des Gräbendorfer Sees noch nicht abgeschlossen ist.

Der **Greifenhainer See** (RL Greifenhain) ist aktuell bis zu einem Wasserspiegel von +70,8 m NHN gefüllt, was etwa 69% des Volumens entspricht. Der Zielwasserstand liegt bei +82,4 m NHN. Die See ist bereits jetzt über 50 Meter tief. Während der Stagnationsphase ist der See thermisch stabil geschichtet. Im März 2007 wurde die Fremdfutung mit Reinwasser aus der GWRA Rainitza eingestellt. Seitdem erfolgt ausschließlich Grundwasseraufgang. Die Beschaffenheit des Seewassers hat sich in den zurückliegenden Jahren nicht relevant verändert. Das Gewässer ist mit Werten $\text{pH} > 7$ stabil neutral und mit einer Säurekapazität $K_{\text{S}4,3}$ von 2 mmol/L gut gepuffert. Die Sulfatkonzentration liegt bei 1.000 mg/L. Die Eisenkonzentration liegt bereits seit mehreren Jahren überwiegend unter 0,1 mg/L. Aufgrund seiner geologischen und hydrogeologischen Exposition im Lausitzer Grenzwall wird für den Greifenhainer See eine günstige hydrochemische Prognose erstellt.

Tabelle 56: Kennzeichnung der aktuellen Wasserbeschaffenheit in den ausgewählten Bergbaufolgeseen des Nordraumes

Kennwert	Maßeinheit	Redlitzer See	Drehnaer See		Schlabendorfer See ¹⁾
		Okt 2013	Aug 2013 ¹⁾	Mrz 2014 ²⁾	2013
pH-Wert		3,1	2,9	8,4	2,7
$K_{\text{S}4,3}$	mmol/L	-	-	0,2	-
$K_{\text{B}4,3}$	mmol/L	1,6	3,0	-	11,0
$K_{\text{B}8,2}$	mmol/L	2,7	4,3	< 0,1	14,0
Sulfat	mg/L	860	560	560	1.900
Eisen	mg/L	15	30	< 0,1	130
Aluminium	mg/L	7,8	6,1	*)	15
Arsen	µg/L	< 10	< 10	*)	< 10
Nickel	µg/L	110	100	*)	170
Zink	µg/L	140	215	*)	320
Hydrochemische Prognose		Ungünstig: Wiederver-sauerung	Ungünstig: Wiederversauerung		Ungünstig: Wiederver-sauerung
Vorgesehene Maßnahmen		keine	In-lake-Wasserbehandlung von 2013 bis 2014		In-lake-Wasser-behandlung seit 2013

1) vor der In-lake-Wasserbehandlung

2) nach der In-lake-Wasserbehandlung

*) In neutralen Seen wird das Versauerungsprogramm nicht erfasst

Tabelle 57: Kennzeichnung der aktuellen Wasserbeschaffenheit in den ausgewählten Bergbaufolgeseen des Nordraumes, Fortsetzung

Kennwert	Maßeinheit	Stoßdorfer See	Gräbendorfer See	Greifenhainer See
		Mrz 2014	Mrz 2014	Mrz 2014
pH-Wert		7,8	7,1	7,6
K _{S4,3}	mmol/L	3,7	0,5	2,0
K _{B4,3}	mmol/L	-	-	-
K _{B8,2}	mmol/L	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Sulfat	mg/L	420	460	≈ 1.000
Eisen	mg/L	0,36	0,12	0,13
Aluminium	mg/L	*)	*)	*)
Arsen	µg/L	*)	*)	*)
Nickel	µg/L	*)	*)	*)
Zink	µg/L	*)	*)	*)
Hydrochemische Prognose		Unsicher: eher günstig	Nicht sicher: eher günstig	Günstig
Vorgesehene Maßnahmen		keine	keine	keine

*) In neutralen Seen wird das Versauerungsprogramm nicht erfasst

7.1.3 Hydrochemische Abschätzungen für ausgewählte Fälle der Umlagerung von eisenhaltigen Gewässersedimenten

Die hydrochemischen Wirkungen der umzulagernden Gewässersedimente betreffen überwiegend die Kennwerte Sulfat, Arsen, Nickel und Zink. Zur Umlagerung in einen Bergbaufolgensee sind nur neutrale Gewässersedimente vorgesehen. Im Unterschied zu den Eisenhydroxidverbindungen aus den Grubenwasserreinigungsanlagen ist in diesen Sedimenten kein leichtlöslicher Kalk enthalten. Sie haben deshalb keine Wirkung auf den Säure-Basen-Status der Bergbaufolgeseen. Der Kalk, der ggf. zur Konditionierung der Gewässersedimente zugegeben wird, soll sich nicht oder nur gering lösen und überwiegend im Sediment verbleiben.

Eine Abbildung der relevanten Prozesse der Sedimentumlagerung auf die Hydrochemie der Bergbaufolgeseen mit hydrogeochemischen Modellen scheitert daran, dass für die Problemstoffe Arsen, Nickel und Zink keine kalibrierten Modelle und Parameter vorliegen. Die Betrachtungen zum Stoffeintrag erfolgen deshalb konservativ. Für die relevante mittlere Wasserbilanz und die Ausgangsbelastung der Bergbaufolgeseen mit den Problemstoffen wird eine neue stationäre Konzentration für den Fall der Sedimentumlagerung berechnet.

Die stofflichen Betrachtungen erfolgen auf der Abstraktionsebene von Mischreaktoren. Der Massenstrom des eingeleiteten EHS wird im Mittel als zeitlich konstant vorausgesetzt. Die chemischen Wechselwirkungen werden entsprechend der vorliegenden Eluatuntersuchungen konservativ abgebildet. Sekundäre Reaktionen, die zu einer Schadstoffbindung im See führen, wie z. B. die biologische Inkorporation oder die chemische Mitfällung, werden nicht berücksichtigt. Eine jahreszeitliche limnologische und damit hydrochemische Kompartimentierung wird

nicht berücksichtigt. Die Rückwirkungen vom Sediment auf das Freiwasser werden vorerst ebenfalls nicht berücksichtigt.

Für den relevanten Sedimenttyp II nach Abschnitt 4.3.1 können folgende vorläufige statistische Maßzahlen für die Problemstoffgehalte als Verhältniszahl zum Eisen-gehalt dargestellt werden (Tabelle 58). Außerdem kann aus dem Vergleich zwischen der Eluatkonzentration und dem Feststoffgehalt auf die Löslichkeit der potentiellen Problemstoffe geschlossen werden. Diese liegt für das Halbmetall Arsen und für die Schwermetalle Zink und Nickel jeweils deutlich unter 3 % des Feststoffgehaltes.

Tabelle 58: Kennzeichnung der relevanten Problemstoffgehalte in den Gewässer-sedimenten, ihre absolute und relative Löslichkeit sowie Verhältniszahl zum Eisen

Potentieller Schadstoff	Statistische Kennzahl	Konzentration im Eluat Tabelle 11 bis Tabelle 13	Gehalt im Feststoff Tabelle 8 und Tabelle 9	Anteilige Löslichkeit	Massen-verhältnis-zum Eisen
		mg/L	mg/kg	%	kg/kg
Sulfat	MW	130		100 %	0,0075
	90Perz	310		100 %	0,0143
Arsen	MW	< 10	53	< 2 %	0,00025
	90Perz	< 10	105	< 1 %	0,00049
Nickel	MW	11	43	2,6 %	0,00026
	90Perz	12	89	1,3 %	0,00070
Zink	MW	13	187	0,7 %	0,00112
	90Perz	20	305	0,7 %	0,00237

MW – arithmetischer Mittelwert

90Perz – 90er Perzentil

Aus den Betrachtungen zu den Sedimentmengen in Abschnitt 5.1.1 bzw. 5.1.2 sind die einzulagernden Eisenfrachten bekannt. Diesen Eisenfrachten werden die mittleren Eigenschaften des Sedimenttyps II (eisenhaltige Mischsedimente) aus Abschnitt 4.3.1 gemäß der Tabelle 58 zugewiesen. Der Stoffstrom der Gewässer-sedimente trifft auf das Wasservolumen und die hydrochemischen Verhältnisse in den einzelnen Bergbaufolgeseen nach Abschnitt 7.1.1 bzw. 7.1.2. Aus der stofflichen Vorbelastung der Bergbaufolgeseen und dem Stoffeintrag durch die Sedimentumlagerung kann eine Stoffkonzentration für einen neuen stationären hydrochemischen Zustand der Seen berechnet werden. Die vereinfachte Gleichung für die Stoffkonzentration im stationären Zustand lautet:

$$C_{See} = \overline{C_{zu}} + \frac{R \cdot \tau}{V_{See}} \dots \dots \dots (15)$$

- mit $\frac{C_{See}}{\overline{C_{zu}}}$ neue stationäre Stoffkonzentration im See [mg/L]
 Volumenstromgewichtete mittlere Konzentration der
 Zuflüsse zum See bzw. hilfsweise die mittlere aktuelle
 Konzentration im See [mg/L]
 R Rate des Stoffeintrages mit der Sedimentumlagerung [g/s]
 τ Mittlere Verweilzeit des Seewassers [a]
 V_{See} Volumen des Sees [m³]

Die mittlere Verweilzeit des Seewassers wird für stationäre Wasserbilanzen aus dem Seevolumen und der Summe der Zuflüsse berechnet:

$$\tau = \frac{V_{See}}{\sum_i Q_{zu}} \dots\dots\dots (16)$$

Bei gleicher Menge der Einleitung eines Stoffes in ein Gewässer hängt die stationäre Stoffkonzentration davon ab, wie groß das Vorlagevolumen und die Erneuerungsrate des Sees sind, siehe Gleichung (15). Eine lange Verweilzeit führt zu einer höheren Aufstockung der Konzentration. Ein großes Seevolumen begünstigt die Verdünnung.

Da für die einzelnen Zuflussbereiche zu den Bergbaufolgeseen, das betrifft insbesondere das Grundwasser, repräsentative Stoffkonzentrationen für die genannten Problemstoffe Arsen, Nickel und Zink nicht bekannt sind, wird als volumenstromgewichtete Stoffkonzentration der Zuflüsse die Stoffkonzentration in den Bergbaufolgeseen verwendet. Sie berücksichtigt bereits die Rückhalteprozesse in den Seen. In den zur Umlagerung der Gewässersedimente vorgesehenen Bergbaufolgeseen werden im Einzelnen folgende Konzentrationsveränderungen prognostiziert (Tabelle 59).

Tabelle 59: Veränderungen relevanter Problemstoffkonzentrationen in den für die Sedimentumlagerung in Frage kommenden Bergbaufolgeseen des Nordraumes

Problemstoff	Kennwert	Elutionsrate	Maßeinheit	Drehnaer See (RL 12)	Schlabendorfer See (RL 14/15)	Altdöberner See (RL Greifenhain) ¹⁾
Volumen			Mio. m ³	13	46	304
Mittlere Zufluss			m ³ /s	0,17	0,21	0,25
Mittlere Verweilzeit			a	2,4	7	39
Sulfat	Stoffstrom		kg/a	8.240		
	Mittlere Konzentration		mg/L	1.500	1.900	1.000
	Veränderte Konzentration	100%	mg/L	1.501	1.901	1.001
	Veränderung	100%	%	+0,1%	+0,1%	+0,1%
Arsen	Stoffstrom		kg/a	8		
	Mittlere Konzentration		mg/L	<10	<10	
	Veränderte Konzentration	3%	mg/L	11	11	+1
	Veränderung	3%	%	+13%	+13%	
Nickel	Stoffstrom		kg/a	9		
	Mittlere Konzentration		µg/L	100	170	
	Veränderte Konzentration	3%	µg/L	101	171	+1
	Veränderung	3%	%	+1%	+1%	
Zink	Stoffstrom		kg/a	37		
	Mittlere Konzentration		µg/L	215	320	
	Veränderte Konzentration	3%	µg/L	220	325	+5
	Veränderung	3%	%	+2%	+2%	

1) Für den Greifenhainer See liegen keine Befunde zu Arsen, Nickel und Zink vor.

Die Veränderungen der Sulfatkonzentrationen in den benutzten Bergbaufolgeseen sind marginal. Bei einer Elutionsrate von 3 % sind auch die Konzentrationserhöhungen für das Halbmetall Arsen und für die Schwermetalle Nickel und Zink gering und begrenzen sich auf wenige Mikrogramm pro Liter.

7.1.4 Hydrochemische Bewertung der Einlagerung von eisenhaltigen Gewässersedimenten

Kritische Kennwerte der Gewässersedimente für einen unbedenklichen Einsatz im Bodenbereich aus Sicht der LAGA M20 TR Boden (Bewertungskriterium Z0) sowie für eine unbedenkliche Umlagerung in ein Gewässer sind:

- (1) Der hohe TOC im Feststoff
- (2) Der niedrige pH-Werte im Eluat bestimmter Sedimentchargen
- (3) Die hohe Sulfatkonzentration im Eluat
- (4) Gelegentlich erhöhte Arsen-, Zink- und Nickelkonzentrationen im Feststoff

Eine Umlagerung in Gewässer kann dennoch erfolgen, wenn entweder die Zulässigkeit von Abweichungen begründet oder Maßnahmen zur Vermeidung schädlicher Auswirkungen ergriffen werden.

Der hohe Anteil **organischer Stoffe (TOC)** in den Gewässersedimenten der bergbaulich beeinflussten Fließgewässer geht ausschließlich auf natürliche Ursachen zurück. Der TOC unterliegt dem mikrobiologischen Abbau. Der reduktive Abbau des TOC lässt die Remobilisierung gebundener Schadstoffe befürchten. Vergleichbare Prozesse des reduktiven Abbaus finden auch in natürlichen autochthon entstandenen organogenen Seesedimenten statt. Sie sind insofern keine Besonderheit der umgelagerten Gewässersedimente. Der Gehalt organischer Stoffe in natürlichen Seesedimenten liegt zum Teil beträchtlich über den in den untersuchten Gewässersedimenten. In der Talsperre Spremberg wurde in den eisenhaltigen Gewässersedimenten ein hoher Organikgehalt von ca. 30 Masse-% im Trockenrückstand (TOC \approx 12 Masse-%) ermittelt [IWB 2013f].

Ein **pH-Wert** im Neutralbereich ist eine wesentliche Voraussetzung für die Stabilität der Eisenhydroxidverbindungen im Allgemeinen und für die Bindungsstabilität der problemspezifischen Halb- und Schwermetalle (Arsen, Nickel und Zink) im Besonderen. Zum Umgang mit den sauren Schwertmannschlammungen werden folgende Optionen gesehen:

- (1) Umlagerung in ausreichend gepufferte Bergbaufolgeseen
- (2) Selektion bei der Gewinnung und gesonderte Entsorgung auf einer Deponie

Zur Minimierung der Mengen wird eine Aussonderung der sauren Schwertmannschlammungen durch Selektion auf der Basis einer Gewässerkartierung empfohlen (vgl. Abschnitt 9.1.3).

Eine hohe **Sulfatkonzentration** im Eluat der Gewässersedimente trifft in der Regel auf hohe Sulfatkonzentrationen in den vorgesehenen Verbringungsräumen, bei denen es sich ausschließlich um Bergbaufolgeseen mit einer entsprechend spezi-

fischen Hydrochemie handelt. Eine relevante Konzentrationserhöhung von Sulfat ist nicht nachweisbar (Abschnitt 7.1.3). Selbst eine Diskussion über eine akzeptable Relevanzschwelle für die Erhöhung der Sulfatkonzentration ist aufgrund der marginalen Einflüsse nicht erforderlich.

Nach vorliegenden Erkenntnissen sind die Metallkonzentrationen von **Arsen, Nickel und Zink** besonders in den sauren Schwertmannitschlamm erhöht. Durch Selektion der Schwertmannitschlamm und durch die Verfahrensweise wie in (2) wird das Problem gemindert, jedoch nicht grundsätzlich gelöst. Lokal ist mit Arsenkonzentrationen im Bereich der Zuordnungswerte Z1 und Z2 nach LAGA M20 TR Boden zu rechnen. Aufgrund der spezifischen hydrogeochemischen Genese der Gewässersedimente kann nach aktueller Datenlage der Zuordnungswert Z1 für Arsen nicht unterschritten werden.

In den Eluate der neutralen Sedimente ist die Arsenkonzentration unbedenklich. Durch eine chemische Konditionierung der Gewässersedimente mit Kalk kann eine Rücklösung zuverlässig verhindert werden.

Unter Berücksichtigung folgender Empfehlungen:

- Chemische Selektion der Sedimentchargen
- Chemische Konditionierung mit Kalk
- Schonender Einbau unter der Wasseroberfläche an einer tiefen Stelle im See

kann die Umlagerung der eisenhaltigen Gewässersedimente in einen Bergbaufolgesee umweltverträglich gestaltet werden. Das chemisch selektierte Sediment auf Grund des niedrigen pH-Wertes und/oder hoher Metallgehalte ist zur Deponierung vorzusehen. Ein neutraler See ist einem versauerungsexponierten See und ein großer See einem kleinen vorzuziehen. Die vorliegenden umfangreichen Erfahrungen zeigen, dass auch in sauren See keine relevante Rücklösung von Metallen aus den Sedimenten erfolgen (vgl. Abschnitt 7.3.1 und 7.3.2).

7.2 Übersicht zu den Wirkungen der Verbringung von Eisenschlamm auf die Ökologie von Bergbaufolgeseeen

7.2.1 Lebensraum See

Seen werden als Lebensraum gegliedert in das Freiwasser (Pelagial) und in die Bodenzone (Benthal), die ihrerseits untergliedert ist in die Uferzone (Litoral) und die Tiefenzone (Profundal) (Bild 37). Die Grenze zwischen beiden Zonen bildet die Kompensationsebene – die Tiefe, unterhalb der den meisten photoautotrophen Organismen eine positive Photosynthesebilanz nicht mehr möglich ist. Diese Grenze gilt auch für das Pelagial. Oberhalb der Kompensationsebene befindet sich die euphotische oder trophogene Zone, unterhalb der aphotische oder tropholytische Zone. Eine feste Grenzziehung ist dabei allerdings nicht möglich, da einige Schwachlichtalgen und Bakterien auch unter extrem lichtarmen Bedingungen noch eine positive Photosynthesebilanz aufweisen können. Zudem treten in Abhängigkeit vom Lichtangebot Verschiebungen innerhalb eines Jahres auf.

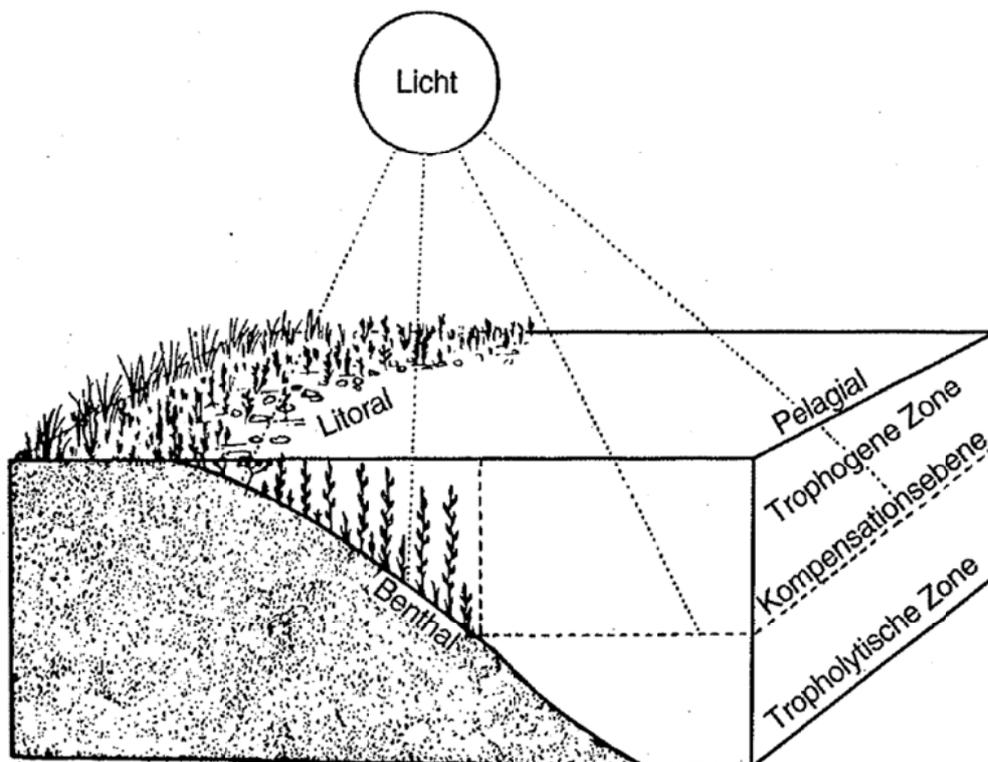


Bild 37: Gliederung eines Sees (Schwoerbel 1993 nach Ried 1961)

Die Besiedlung des Pelagials wird vor allem von photoautotrophen Algen und Bakterien gestellt, die das Phytoplankton bilden. Hinzu kommen heterotrophe Zooplankter und Fische. Die meisten Arten sind weitgehend an das Pelagial gebunden und nutzen höchstens zeitweilig im Lauf ihrer Entwicklung das Benthal, wenn sie z. B. Ruhestadien ausbilden oder wie einige Fischarten dort nach Nahrung suchen.

Benthalbewohner zeigen ebenso eine relativ strikte Bindung an ihren Lebensraum. Besonders reich gegliedert ist der Litoralbereich. Abhängig von Wassertiefe und Wellenbewegungen findet sich eine große Vielfalt an aquatischen Makrophyten, die an bestimmte Wassertiefen in Abhängigkeit von den Licht- und Druckverhältnissen angepasst sind. Das Litoral ist zudem eine Zone mit einer hohen Biodiversität höherer Organismen sowie Laich- und Nahrungshabitat für zahlreiche Fischarten.

Die im Profundal lebenden Organismen stellen eine Konsumentengemeinschaft dar, die von der Biomasse lebt, die vor allem in der trophogenen Zone produziert wird. Biodiversität und Besiedlungsdichte hängen von der Verfügbarkeit an Nahrung (organische Substanz) und den Sauerstoffverhältnissen ab. In oligotrophen Seen mit ganzjährig oxischen Bedingungen im Profundal findet sich eine deutlich artenreichere Fauna als in Seen, die längere Zeit anoxische Bedingungen über Grund aufweisen, wie eutrophe Seen. Die Abundanzen sind unter den nahrungsarmen Bedingungen oligotropher Seen dabei erheblich niedriger als in eutrophen Seen. Typische Bewohner des Profundals sind Chironomiden-Larven und Tubificiden. Daneben sind vor allem Turbellarien, Nematoden, Copepoden (Harpacticiden), Wassermilben, Pisidien sowie Thekamöben zu finden.

Jeder See stellt damit einen Lebensraum für zahlreiche Arten dar, die an bestimmte Bereiche innerhalb des Gewässers angepasst und gebunden sind. Zudem gibt es zahlreiche Abhängigkeiten der Organismen der einzelnen Bereiche im Rahmen des Nahrungsnetzes des Gesamtsees untereinander. Hierin kommt eine hohe Komplexität des Gesamtlebensraums See zum Ausdruck. Störungen in bestimmten Bereichen können sich auch darüber hinaus auswirken. Herausragende Bedeutung für das Gesamtsystem haben dabei Litoral und Pelagial.

In Seen, die erst am Anfang ihrer natürlichen Sukzession stehen, ist das Benthal noch relativ schwach besiedelt. Die Litoralvegetation benötigt einige Jahre, um den neuen Lebensraum zu erobern und ihn flächendeckend zu besiedeln. Im Profundal ist das Nahrungsangebot noch gering und verbessert sich erst mit zunehmender Akkumulation von aus dem Pelagial sedimentierenden organischen Stoffen. Insgesamt finden relativ starke Veränderungen der Dominanzstrukturen statt, viele Arten treten nur kurzzeitig auf und verschwinden wieder (Odum 1980, Lampert & Sommer 1993). Die Auswirkungen von Störungen sind daher wegen der schnelleren Anpassungsfähigkeit an geänderte Bedingungen und der geringeren „Zerstörung“ fester Ökosystemstrukturen bei noch jungen Ökosystemen als weniger schwerwiegend einzuschätzen als bei etablierten Systemen, die in ihrer Sukzession bereits weit fortgeschritten sind.

7.2.2 Übersicht zu Auswirkungen von Trübstoffen auf Seeökosysteme

Zu den ökologischen Folgen speziell von eisenhaltigen Gewässersedimenten in Seen gibt es bisher keine publizierten wissenschaftlichen Untersuchungen. Der Eintrag von mineralischen Trübstoffen (meist Schluff- und Tonfraktion) in Gewässer ist als typische Folge verschiedener menschlicher Aktivitäten in Einzugsgebieten jedoch vielfach beschrieben, vor allem als Erosion von Ackerflächen, aber auch durch Straßen- und Siedlungsbau oder durch Bergbau. Hierzu gibt es umfangreiche Studien zu den ökologischen Folgen in Gewässern, u. a. auch Übersichtsartikel wie

[Donohue & Molinos 2009] und [Newcombe & MacDonald 1991]. Diese Untersuchungen wurden genutzt, um die für die aktuelle Fragestellung relevanten Aspekte darzustellen.

7.2.2.1 Allgemeine Auswirkungen

Die Art (Partikelgröße) und Färbung der Trübung hat Auswirkungen auf das Lichtabsorptions- und Reflexionsverhalten mit weit reichenden Folgen für Wärmehaushalt und Biota [Kirk 1985]. Dabei können suspendierte Partikel sowohl Wärme absorbieren als auch zu einer erhöhten Reflektion führen, so dass sich die Temperatur erhöhen oder vermindern kann [Donohue & Molinos 2009]. Dies kann sich direkt auf Organismen auswirken oder indirekt zu veränderten Sedimentations- und Schichtungseigenschaften führen.

Tonminerale und Metallhydroxidpartikel adsorbieren sehr effizient gelösten organischen Kohlenstoff. Durch die Aufkonzentrierung von Kohlenstoff in diesen Partikeln (Clay-Organic-Bacteria Aggregates), die zudem mit Bakterien besiedelt werden, wird Kohlenstoff höheren Planktivoren verfügbar gemacht, ohne den sonst üblichen Weg über den Microbial Loop (mikrobiologischen Umweg). Dies hat Auswirkungen auf Bakterienbiomasse und -produktion sowie auf das Zooplankton.

Verminderte Lichtdurchlässigkeit ist eine der wesentlichen Folgen erhöhter Trübung. Stärkere Trübung bedeutet eine geringere Tiefe der Kompensationsebene. Die euphotische Zone wird als die Tiefe definiert, in der noch 1 % der einfallenden Strahlung (Globalstrahlung) nachweisbar ist [Nixdorf u.a. 2010]. Der Zusammenhang zwischen Sichttiefe (SD) als Maß für die Trübung und die Tiefe der euphotischen Zone (z_{eu}) kann empirisch wie folgt abgeschätzt werden:

$$z_{eu} = 2,5 \cdot SD \quad \dots\dots\dots (17)$$

Bei oligotrophen oder mesotrophen Bergbaufolgeseen mit Sichttiefen von mindestens 2,5 Meter und oft über 6 Meter reicht die euphotische Zone entsprechend 6 bis 15 Meter tief.

Die Verschiebung der Kompensationsebene löst eine Reihe von Wirkungen auf allen trophischen Ebenen im See aus - vom Phytoplankton und den Makrophyten über Zooplankton, Insekten, Mollusken bis zu den Fischen [Newcombe 2003]. Diese zahlreichen Wechselwirkungen sind bei der Betrachtung der Auswirkungen auf einzelne Organismengruppen stets mit zu beachten.

7.2.2.2 Primärproduzenten: Phytoplankton, Makrophyten und Periphyton

Phytoplankton: Mineralische Trübung vermindert die Phytoplanktondichte, dessen Wachstumsrate und die Primärproduktion. Die Artenzusammensetzung verschiebt sich in Richtung Flagellaten, die durch ihre fakultativ heterotrophe Lebensweise ein weites Nahrungsspektrum haben und zudem mobil sind [Donohue & Molinos 2009].

Durch Adhäsion von Ton- und Eisenpartikeln an Algenzellen steigt deren Sedimentationsrate, so dass sich die Algenbiomasse vermindert [Donohue & Molinos 2009]. Anders herum ist bisher kaum untersucht, welchen Einfluss das Phytoplankton auf die Eisenfällung hat. Im mäßig sauren Grünwalder Lauch (RL 117) war die Sedimentationsrate von (Algen)-Biomasse und Eisen zeitlich synchronisiert. Es wird

vermutet, dass Algenzellen als „Kristallisationskeim“ wirken oder durch leichte pH-Verschiebungen an Zelloberflächen das Ausfallen von Eisenhydroxid induzieren, z. B. [Grüneberg 2006] und [Grüneberg & Kleeberg 2013]. Diese Phytoplankton-Eisen-Wechselwirkung kann zu erhöhter Partikelsedimentation führen, wenn die Eisenkonzentration in der Nähe der Sättigung für Eisenhydroxid liegt.

Submerse Makrophyten / Periphyton: Durch erhöhte Trübung und Partikelsedimentation vermindert sich die Dichte submerser Makrophyten, deren Wachstumsrate, photosynthetische Aktivität, Regeneration und maximale Ausbreitungstiefe. Zudem können Blätter physikalisch geschädigt werden.

Toxisch wirkt auf Pflanzen gelöstes Fe^{2+} , z. B. [Snowden & Wheeler 1993], [Snowden & Wheeler 1995] und [Foy u.a. 1978]. Als direkte Folge der EHS-Einbringung ist die Bildung von Fe^{2+} nicht zu befürchten, nur in Kombination mit starker O_2 -Zehrung und einem niedrigen pH-Wert. Fe^{2+} kann Pflanzen durch die Störung der Aufnahme essentieller Elemente (P, K, Mg, Mn) auch indirekt schädigen. Im Gegensatz zu dikotylen Pflanzen haben monokotyle Pflanzen eine relativ hohe Eisentoleranz, da sie besser in der Lage sind, Sauerstoff zu den Wurzeln zu transportieren und damit toxisches Fe^{2+} zu oxidieren.

Eisenhydroxid-Niederschläge (Root Plaques) sind zwar ein Zeichen von Eisentoleranz, führen aber auch zu verminderter Aufnahme von Phosphat, das in diesen sehr sorptionsaktiven Belägen adsorbiert wird, z. B. [Hupfer & Dollan 2003] und [Batty u.a. 2002].

Auch Periphyton wird bei Lichtmangel und physikalischer Abdeckung durch EHS geschwächt, zeigt geringeres Wachstum und niedrigere Biomasse [Donohue & Molinos 2009].

Andererseits kann die Periphyton-Schicht bei mineralischer Trübung in Bereichen mit ausreichend Licht besonders dicht werden und die Lichtversorgung von Makrophyten vermindern. Dies wurde auch in einem Experiment mit künstlicher Zugabe von 20 bis 40 g Fe/m^2 als FeCl_3 beobachtet [Immers u.a. 2013], bei dem eine dichte Aufwuchsschicht aus Periphyton und Eisenhydroxid das Wachstum von Characeen vermutlich durch Licht- und Nährstofflimitation hemmte.

Auf Keimung und Wachstum von Diasporen vom Eisenhydroxid überdecktem Sediment hatte die Eisenzugabe im gleichen Experiment keinen Einfluss. Dies steht im Widerspruch zu der mehrfach bestätigten Beobachtung, dass eine zu starke Sedimentüberdeckung, die Vermehrung bzw. Überwinterung vegetativer Überwinterungsorgane erschwert, z. B. [Ke & Li 2006] und [Spencer & Ksander 2002]. Eine 0,25 cm Überdeckung beeinflusst bereits die Artenzusammensetzung [Jurik u.a. 1994], und 2 cm Überdeckung wird oft als Grenze der Keimfähigkeit angegeben, z. B. [Hartleb u.a. 1993] und [Spencer & Ksander 2002].

Das Makrophytenwachstum wird beeinträchtigt, wenn das Sediment eine zu geringe physikalische Stabilität (Kohäsivität) aufweist, was in natürlichen Seen bei organisch dominierten Sedimenten der Fall sein kann, z. B. [Cooke u.a. 2005] und [Handley & Davy 2002], aber ggf. auch bei EHS-dominierten Sedimenten vorstellbar wäre. Eine Kohäsivität $< 0,2$ kPa hat bei organisch geprägten Sedimenten von fast kolloidaler Struktur Makrophytenwachstum verhindert [Schutten u.a. 2005].

7.2.2.3 Zooplankton

Zur Schädigung des Zooplanktons durch mineralische Trübung gibt es zahlreiche Untersuchungen. Die in Klarwasserseen vorherrschenden großen Cladoceren (Daphnien) leiden besonders darunter, da die Partikelgröße der Trübung oft der ihres Nahrungsspektrums (20 bis 60 μm) entspricht. Eine Trübstoffkonzentration von 50 bis 100 mg/L brachte die Aufnahme von Algen-Kohlenstoff fast zum Erliegen. Bei lakustrinen Arten kommt es zu Verhaltensänderungen, da dieses durch Licht gesteuert wird. So wird die tägliche Vertikalwanderung von Zooplanktern in der Weise beeinflusst, dass diese in geringerer Tiefe den Tag verbringen, was wiederum Änderungen in der Planktonstruktur der betroffenen Tiefenzonen zur Folge hat. Auf der anderen Seite wird aber auch von großer Toleranz gegenüber Trübung berichtet, was jedoch an ein relativ kontinuierliches Trübungsniveau gekoppelt ist [Donohue & Molinos 2009].

7.2.2.4 Benthische Invertebraten

Das Makrozoobenthos (MZB) reagiert auf anorganische Trübstoffe im Wasser und erhöhte Sedimentation mindestens so empfindlich wie Salmoniden unter den Fischen. Für MZB werden oft letale Effekte beschrieben, d.h. eine um 40 % bis 90 % verminderte Abundanz und Artendiversität [Newcombe & MacDonald 1991]. Die MZB-Gruppe der Weidegänger ist abhängig von Periphyton als Nahrungsquelle, reagieren also empfindlich auf Veränderungen der Qualität und Quantität des Periphytons. Bei der zweiten besonders stark betroffenen MZB-Gruppe, den Filterern, verstopfen Trübstoffpartikel die Filterapparate. Verminderte Nahrungsaufnahmeraten führen zu verringerter Wachstumsrate und erhöhter Mortalität. Die schädigende Wirkung nahm in einem Experiment mit sinkender Partikelgröße zu und war für die Tonfraktion ($< 0,63 \mu\text{m}$) am höchsten [Donohue & Irvine 2003]. Analog zu Fischen haben sowohl Konzentration als auch Zeitdauer der Trübung Einfluss auf die Intensität der Störung.

7.2.2.5 Fische

Die Untersuchungen zu den Auswirkungen von Trübung auf Fische sind zahlreich und differenziert. Von verschiedenen Autoren wurde beschrieben, dass Trübung

1. Fische direkt schädigen oder töten kann, entweder durch Verminderung der Wachstumsrate, durch Schädigung der Kiemen oder verminderte Widerstandsfähigkeit gegenüber Krankheiten,
2. die Ei- und Larvalentwicklung beeinträchtigt,
3. das Verhalten und Migrationsverhalten verändert,
4. die Verfügbarkeit von Nahrungsorganismen vermindert und
5. die Nahrungsaufnahme erschwert.

Wichtige Auswirkungen von Trübung auf Fische werden von [Bruton 1985] wie folgt zusammengefasst (Bild 38):

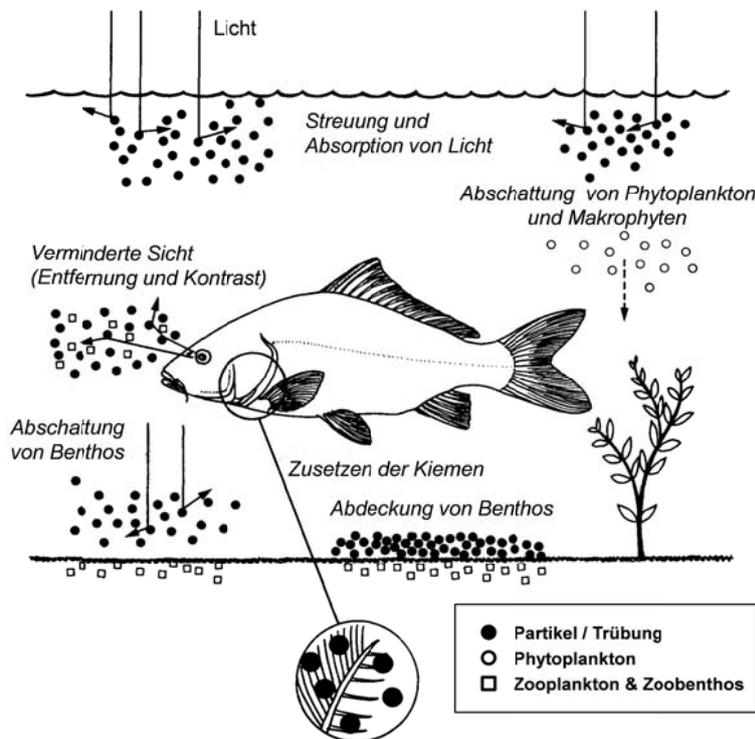


Bild 38: Die wichtigsten Auswirkungen von Trübung auf Fische (verändert nach Bruton, 1985)

Mit erhöhter Mortalität aufgrund von Trübung ist nur zu rechnen, wenn Fische dauerhaft einer hohen Partikelkonzentration ausgesetzt sind [Donohue & Molinos 2009]. Trübung führt aber oft zu verminderter Populationsdichte und Diversität und verändert die Struktur und funktionelle Zusammensetzung der Fischpopulationen.

Da Fische visuelle Räuber sind, gibt es zahlreiche Untersuchungen zu Veränderungen der visuellen Wahrnehmung und Nahrungsaufnahme. Die bei Trübung verminderte Nahrungsaufnahme wird zurückgeführt auf Abnahme von Helligkeit und Kontrast der Beute und ein kleineres Wasservolumen, das pro Zeiteinheit durchsucht werden kann. Es wurde allerdings auch beobachtet, dass moderate Trübung den Kontrast der Beute gegenüber dem Hintergrund verbessern kann. Die Erkennbarkeit der Beute hängt ab von den optischen Eigenschaften der Partikel (Lichtabsorption- und Streuung), von Größe und Verhalten der Beute und visueller Empfindlichkeit des Räubers. Adulte Raubfische sind besonders empfindlich gegenüber Kontrastverminderung, während dies für Jungfische und planktivore Fische weniger problematisch ist, z. B. [Utne-Palm 2002] und [Bartels u.a. 2012]. Zudem gibt es bedeutende Wechselwirkungen mit dem Zooplankton. Je nach Trübungsintensität verschieben sich die als Nahrung bevorzugten Zooplanktongruppen, und die Artenverteilung des Zooplanktons hat in trüben Gewässern besonders starken Einfluss auf Fische, z. B. [Salonen & Engstrom-Ost 2013] und [Bartels u.a. 2012]. Vor dem Hintergrund dieser Komplexität der Wechselwirkungen zwischen Fischen, Zooplankton und Periphyton bleibt die Einschätzbarkeit der Folgen von Eisentrübung in Bergbaufolgeseen folglich begrenzt.

In Experimenten wurde nachgewiesen, dass Fische ein ausgeprägtes Vermeidungsverhalten gegenüber kurzzeitiger Trübung zeigen [Updegraff & Sykora 1976]. Schon einer gering erhöhten Trübung um 1 NTU versuchten die Fische auszuweichen [Gray u.a. 2011].

Wertvolle Erkenntnisse lassen sich von Aquarienversuchen zu Laichverhalten, Embryonalentwicklung, Bruterfolg, Larven- und Adultwachstum von Fischen in Eisenhydroxid-Suspensionen ableiten (Tabelle 60). Die verschiedenen Fischarten reagieren unterschiedlich empfindlich auf Eisenhydroxid. Eisenkonzentrationen bis 12 mg/L hatten z. B. keinen nachteiligen Einfluss auf den Bruterfolg von Bachsaiblingen, führten allerdings bei Jungfischen unter einem Jahr zu einer erheblichen Mortalität [Sykora u.a. 1975]. Dagegen waren ältere Fische auch bei 50 mg/L Eisen noch in der Lage, zu überleben und zu laichen, wenn auch bei einer Abnahme von Größenwachstum und Eivitalität.

Tabelle 60: Wirkung von suspendiertem Eisenhydroxid auf Fische

Fe*	Wirkung	Art	Autoren
1,5	Verminderung Bruterfolg und Wachstum	Amerikanische Dickkopfelritze	[Brenner & Cooper 1978]
3,3	kein Einfluss auf Embryonalentwicklung, Bruterfolg und Larvenentwicklung	Silberlachs	[Brenner & Cooper 1978]
>4,5	deutliches Vermeiden der Fe-Hydroxid-Suspension im Experiment	Silberlachs	[Updegraff & Sykora 1976]
5-10	kaum Auswirkungen auf gefütterte Jungfische in Aufzuchtanlage	Regenbogenforelle	[Steffens u.a. 1993]
12	kein Einfluss auf Bruterfolg	Bachsaibling	[Sykora u.a. 1975]
25	kein Einfluss auf Laichen, aber Larvenentwicklung gehemmt	Bachsaibling	[Sykora u.a. 1975]
50	Überleben älterer (>1a) Fische möglich, Größenwachstum und Laichen vermindert	Bachsaibling	[Sykora u.a. 1975]

* suspendiertes Fe-Hydroxid, in mg Fe l⁻¹

Bei der Aufzucht von Regenbogenforellen in Becken der Grubenwasserreinigungsanlage des Kraftwerkes Jänschwalde wurden bei 5 bis 10 mg/L Eisen ähnlich hohe Wachstumsraten bei niedriger Mortalität (10 %) erreicht wie in vergleichbaren Anlagen mit normalem Wasser [Steffens u.a. 1993]. Die Autoren schließen daraus, dass Fe³⁺ in partikulärer Form auch in hohen Konzentrationen nicht toxisch ist, weisen aber auf eine Fe²⁺-Toxizität schon bei sehr niedrigen Konzentrationen hin. Da die Fische in dieser Anlage hochqualitatives Futter bekamen, kommen viele der oben beschriebenen Störungsmechanismen nicht zum Tragen, so dass die positiven Erfahrungen aus solchen Fütterungsanlagen kaum auf Seen übertragbar sind.

Anders als Fe³⁺, das als Hydroxid vorwiegend indirekte Störungen im Zusammenhang mit der Nahrungsaufnahme verursacht, ist Fe²⁺ schon bei niedrigen Konzentrationen für Fische, Larven und Laich toxisch. Ursache hierfür ist die Bildung von Eisenhydroxidbelägen auf den leicht alkalischen Oberflächen von Kiemen und Eiern [Steffens u.a. 1993]. Die Autoren fordern daher als Voraussetzungen für die Aufzucht von Regenbogenforellen in eisenreichem Wasser (5 bis 10 mg/L Gesamteisen) circumneutrale bis leicht alkalische Bedingungen und Sauerstoffkonzentrationen > 5 mg/L.

Von verschiedenen Autoren, z. B. [Newcombe & MacDonald 1991] und [Newcombe 2003], wurden empirische Modelle veröffentlicht, in denen der Grad der Beeinträchtigung durch Trübung (severity of ill effect, SEV) als Funktion von Trübungsintensität und Zeitdauer (h) der Trübungsexposition dargestellt wird. Die Konzentration allein korrelierte nicht mit Effekten bei Fischen. Die Intensität der Trübung kann als Konzentration (mg/L) oder Sichtbarkeit einer schwarzen Scheibe (Black Disk Sighting Range, BD in m) eingehen:

$$SEV = -4,49 + 0,92 \cdot \log_e(h) - 2,59 \cdot \log_e(BD) \dots\dots\dots (18)$$

mit SEV Beeinträchtigung durch Trübung
h Dauer der Trübungsexposition
BD Sichtbarkeit einer schwarzen Scheibe

Das statistische Bestimmtheitsmaß des Zusammenhanges in der Gleichung (19) beträgt $r^2 = 0,90$. Der BD lässt sich näherungsweise auch aus der Sichttiefe (SD) wie folgt berechnen:

$$BD = 0,74 \cdot SD \dots\dots\dots (19)$$

Mit diesen Modellen kann ggf. die Beeinträchtigung durch Eisentrübung quantitativ ermittelt werden, wenn Trübungsintensität und -dauer bekannt sind.

7.3 Fallbeispiele

7.3.1 Sedimentumlagerung aus der Schrake in den Drehnaer See

Die Renaturierung der Schrake/Dobra diente dem Zweck, eine landschaftlich typische Gewässermorphologie durch Anpassen des Gewässerprofils an die zu erwartenden nachbergbaulichen Abflussverhältnisse zu schaffen. Die Planungsleistungen für die Renaturierung der Schrake/Dobra wurden vom Ingenieurbüro Majer und Bendzko Umweltconsulting GmbH Berlin erbracht. Die Bauausführung übernahm die Tief- und Wasserbau Boblitz GmbH. Die Bauausführung erfolgte vom September 2006 bis November 2007.

Für die Renaturierung wurde geplant, die Schrake und Dobra auf einer Fließlänge von ca. 10.500 Meter zu beräumen. Dafür wurde das Fließgewässer in Abschnitte unterteilt, die einzeln und nacheinander entschlammt werden sollten. Die Schlamm-mengen waren in der Planung mit ca. 21.000 m³ beziffert. Das Gewässersediment sollte in das Restloch 12 verbracht werden. Chemische Analysen von Sedimentproben hatten ergeben, dass das Gewässersediment nach LAGA M20 im Mittel als Z0 klassifiziert werden kann. Auf dieser Grundlage wurde vom Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe mit Einvernehmen der unteren Wasserbehörde des Landkreises Oberspreewald-Lausitz eine wasserrechtliche Erlaubnis zum Einbau in das Restloch 12 erteilt [WRE 2006]. Der Bodenaushub sollte zur Böschungstabilisierung an der Ostseite des Restlochs genutzt werden. Darüber hinaus anfallender Schlamm sollte mittels Spülwasser resuspendiert und ebenfalls an der Ostseite in das Restloch verspült werden. Durch den niedrigen pH-Wert des Seewassers im Drehnaer See von $\text{pH} \approx 3,5$ konnte eine Rücklösung von Metallen aus dem eingebrachten Schlamm nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund der niedrigen Metallkonzentrationen (Zuordnungswerte Z0) wurde jedoch im Einvernehmen mit der Genehmigungsbehörde auf eine Schlammkonditionierung mit Kalk verzichtet.

Zu Beginn der Maßnahme wurden temporäre Fangedämme in das Fließgewässer eingebaut. Das freigelegte Sediment wurde mittels Schreit- und Saugspülbagger abgetragen. Das feinkörnige Sediment wurde mittels eines Radladers mit Siebschaufel von Schotter und grober Organik getrennt. Das separierte grobe Material wurde in ökologischen Maßnahmen verbaut: der Schotter wurde zum Befüllen eines Bruchkessels verwendet und das Schilf am Seeufer angepflanzt. Während der Maßnahme fielen tatsächlich ca. 36.000 m³ Sedimentaushub und ca. 5.600 m³ Schotter an.

Das separierte Gewässersediment wurde seitlich an der Schrake/Dobra abgelegt. Nach 6 bis 8 Wochen war das Sediment ausreichend abgetrocknet, um durch einen Radlader aufgenommen und mittels LKW zum östlichen Ufer des Drehnaer Sees transportiert werden zu können. Messwerte zum Trockenrückstand der zwischengelagerten Gewässersedimente sind nicht bekannt. Auch Werte zum Eisengehalt der Gewässersedimente sind nicht dokumentiert.

Das Sediment wurde am Seeufer auf die Böschung abgekippt. Anschließend wurde der Schlamm mit Hilfe einer mobilen Spülkanone auf der Böschung resuspendiert und in den See verspült. Zur Resuspension wurde Spülwasser aus dem Drehnaer See verwendet. Das Spülwasser wurde mit Hilfe von zwei Tauchpumpen (Leistung 30 kW, Fördervolumenstrom 200 m³/h) bereitgestellt, die an einem Ponton 140 Meter

südwestlich des Einspülortes angeordnet waren. Das Wasser gelangte über eine PE-Rohrleitung zur mobilen Spülkanone. Insgesamt wurden im Zuge der Maßnahme ca. 36.000 m³ in das Restloch 12 verspült. Das gesamte Technologieschema ist in Bild 39 dargestellt.

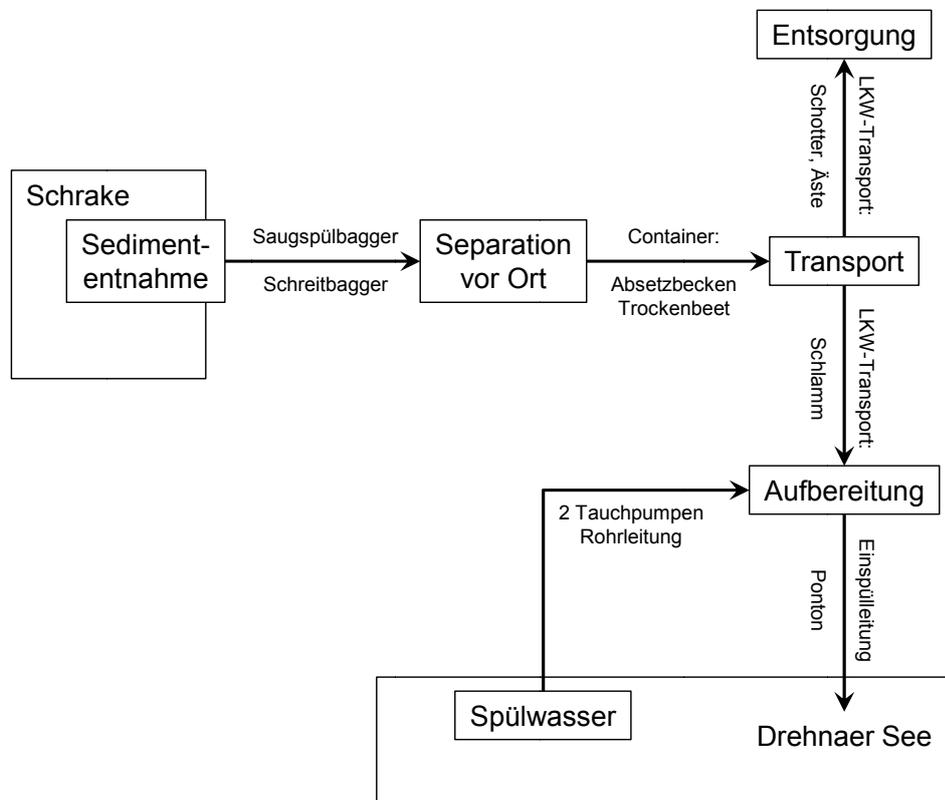


Bild 39: Technologieschema zur Gewässerberäumung der Schrage im Jahr 2006/2007

Die Maßnahme wurde durch ein Monitoring des Seewassers begleitet. In Bild 40 sind die Flutung und die Entwicklung des Wasserspiegels im Drehnaer See dargestellt. Zur Stabilisierung der Böschungen wurde der Drehnaer See in den Jahren 2000 bis 2008 unregelmäßig geflutet. Das Flutungswasser wurde über eine Rohrleitung aus dem Südumfluter herangeführt. Die Flutung erfolgte vorzugsweise in den Wintermonaten, in dargebotsreichen Jahren, wie 2005, auch im Sommer. Mit der Annäherung an den geplanten Endwasserstand wurde die Flutung eingestellt. Der Wasserspiegel im See lag im Jahr 2008 über dem umgebenden Grundwasserspiegel, was sich an einem leichten Absinken des Seespiegels äußert. Spätestens ab dem Jahr 2010 wird der Drehnaer See verstärkt durch Grundwasserzufluss gespeist. Der See hatte schließlich im Jahr 2012 seinen Zielwasserstand erreicht.

Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Drehnaer See ist in Bild 41 für den pH-Wert, die Säurekapazität $K_{S4,3}$ (oberes Bild), Sulfat und Eisen (mittleres Bild) sowie Arsen, Zink und Nickel (unteres Bild) dargestellt. Der Drehnaer See wurde durch die Fremdflutung nicht neutralisiert. Nur im Frühjahr 2006, nach einer mehr als einjährigen, anhaltenden Flutungsphase, wurde mit $\text{pH} \approx 6$ der neutrale Zustand kurz angerissen. Noch im Sommer des Jahres 2006 sank der pH-Wert wieder in den Bereich des Eisenpuffers um $\text{pH} \approx 3,5$.

Dieser Zustand bestand während der Einspülung der Gewässersedimente. Während der Einspülung und im Jahr nach der Einspülung der Gewässersedimente aus der Schrage wurden keine relevanten Veränderungen der Wasserbeschaffenheit im Drehnaer See festgestellt. Die nachfolgenden Veränderungen der Wasserbeschaffenheit ab dem Jahr 2008 gehen auf eine Rückversauerung des Sees infolge der endgültigen Einstellung der Flutung und der verstärkten Grundwasserzuströme aus dem südlichen Gewachsenen zurück.

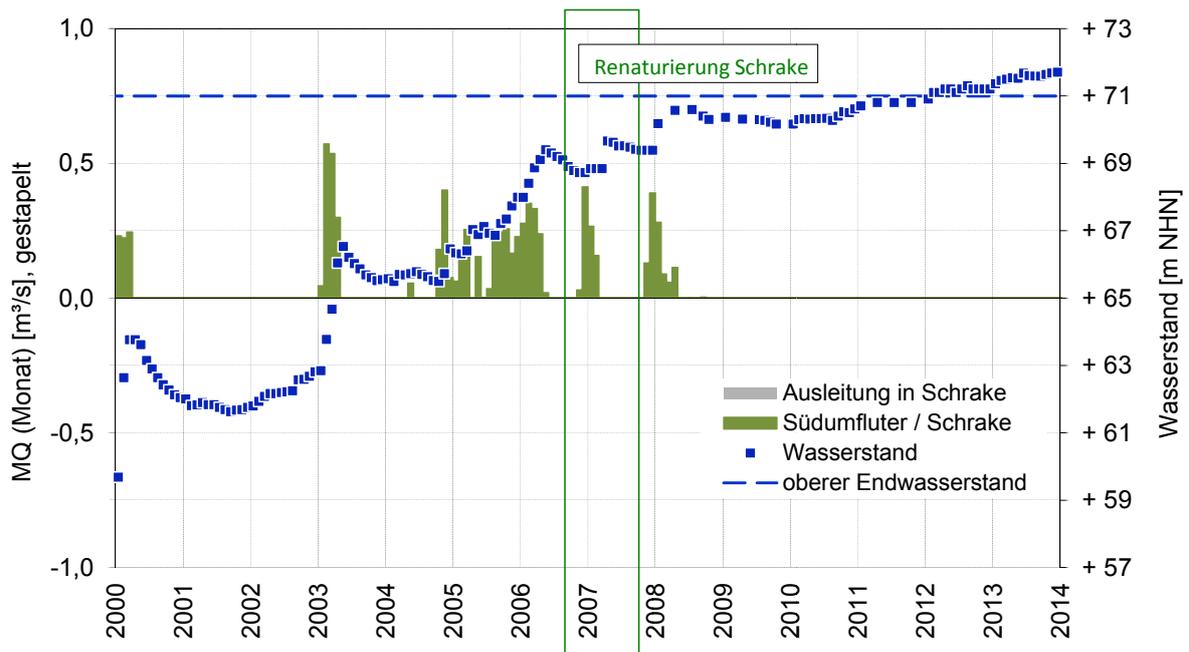


Bild 40: Flutung und Wasserspiegelanstieg im Drehnaer See von 2000 bis 2013

Eine wesentliche Zäsur der Wasserbeschaffenheit wird im Jahr 2009 beobachtet. Hier wird der pH-Wert um $\text{pH} \approx 3$ erreicht und anschließend bis $\text{pH} \approx 2,7$ unterschritten (Bild 41 oben). Das entspricht dem Bereich der Schwertmannitfällung (vgl. Bild 1 in Abschnitt 4.2.2.1). Dieser Zustand wird bei einem weiteren Anstieg der Basenkapazität $K_{B4,3}$ auf Werte um etwa 3 mmol/L beibehalten. Die Tendenzen deuten auf eine Stabilisierung des hydrochemischen Zustandes im Drehnaer See. Der Zustand im Jahr 2013 vor Beginn der In-lake-Neutralisation ist durch Sulfatkonzentrationen zwischen 550 und 600 mg/L und Eisenkonzentrationen zwischen 30 und 45 mg/L gekennzeichnet (Bild 41 Mitte). Die Acidität sowie die Sulfat- und Eisenkonzentrationen des Seewassers sind höher, als zum dokumentierten Ausgangszustand im Jahr 2005. Die Konzentrationen der Schwermetalle Zink und Nickel sind jedoch niedriger. Das Halbmetall Arsen war in keiner Etappe der hydrochemischen Entwicklung des Drehnaer Sees auffällig.

Die Zunahme der Metallkonzentrationen im Drehnaer See geht nachweislich nicht auf die Umlagerung der Gewässersedimente zurück. Sie hat ihre Ursache in der Rückversauerung des Sees. Die Halb- und Schwermetalle stammen aus dem Grundwasser. Das Monitoring der Grundwasserbeschaffenheit durch die LMBV zeigt in den gewachsenen Grundwasserleitern südlich des Drehnaer Sees zum Teil extrem hohe Metallkonzentrationen, siehe [IWB_2013c].

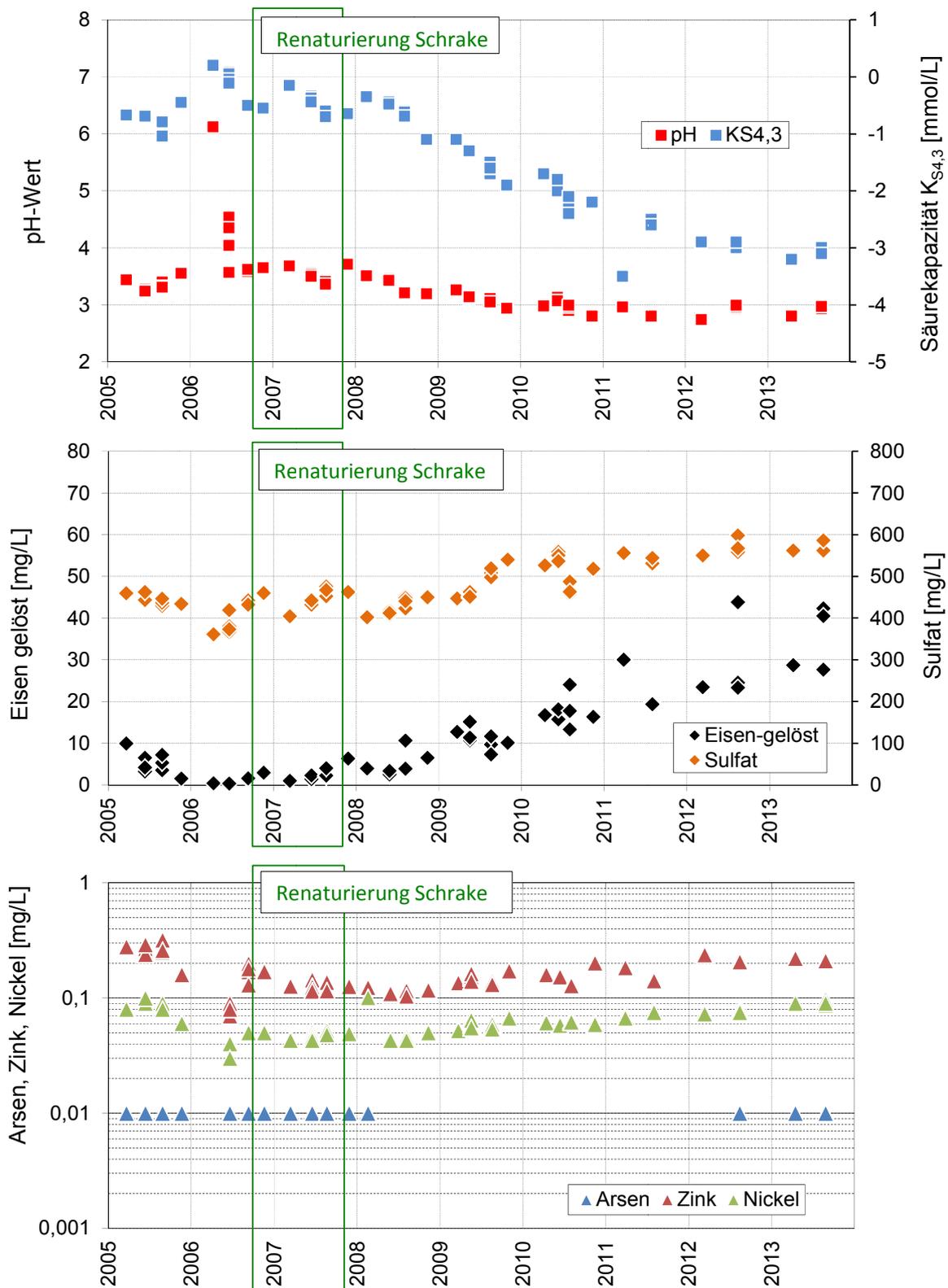


Bild 41: Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Drehsaer See (RL 12) von 2005 bis 2013 unter dem Einfluss der Verspülung von Gewässersedimenten aus der Schrage und der Rückversauerung infolge der Einstellung der Fremdfutung und der Zunahme des Grundwasserzuflusses

7.3.2 Verspülung von AEW der GWBA Schwarze Pumpe in den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost

In den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost wird von der Vattenfall Europe Mining AG seit 1998 alkalisches Eisenhydroxidwasser (AEW) aus der GWBA Schwarze Pumpe eingeleitet. Die wasserrechtliche Genehmigung zur Einleitung des AEW in den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost, zuletzt geändert im Jahr 2005 [WRE 2005], beruht auf einem Gutachten der BTU Cottbus aus dem Jahr 1996 [BTU 1996]. Die Einleitung des AEW sollte die Flutung des Bergbaufolgesees Spreetal-Nordost beschleunigen und einen Beitrag zur chemischen Neutralisation leisten. Monatlich wurden Frachten von 350 ± 160 Tonnen Eisen in den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost eingeleitet.

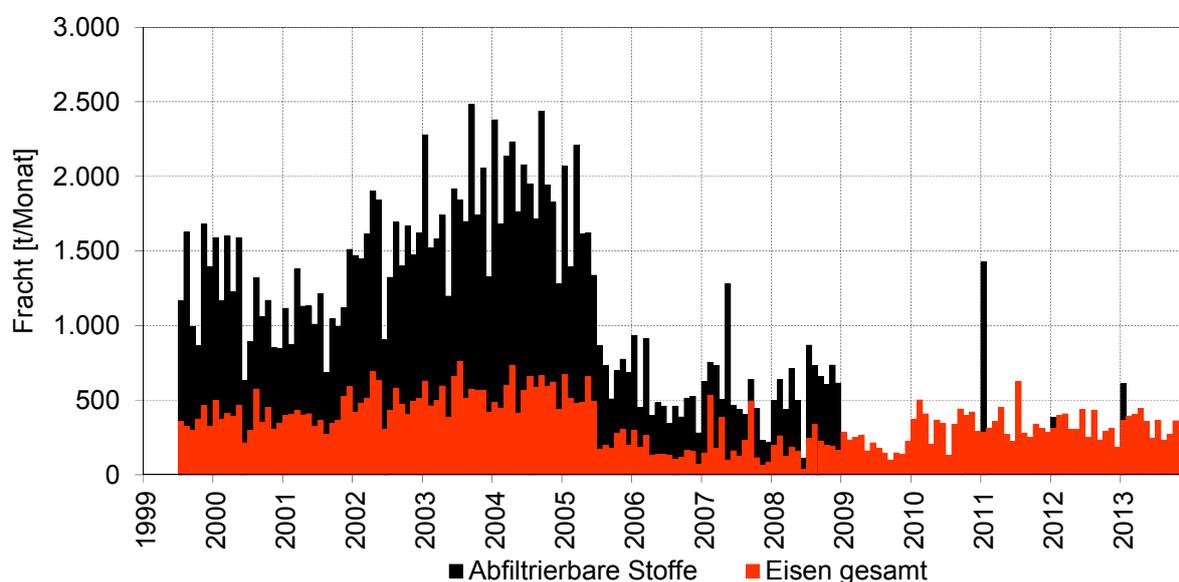


Bild 42: Frachten des Eisens und der abfiltrierbaren Stoffe des AEW der GWBA Schwarze Pumpe (ab 2009 wurden die abfiltrierbaren Stoffe nur noch vereinzelt gemessen)

Der Eisenanteil im Feststoff des AEW der GWBA Schwarze Pumpe liegt langfristig im Mittel bei etwa 30 % (Bild 43). Exemplarische chemische, mikroskopische und phasenanalytische Untersuchungen an Frischschlämmen der GWBA Schwarze Pumpe in [IWB 2002a] hatten folgenden Phasenbestand ergeben: 65 % Eisenhydroxide, 16 % Silikate, 14 % Calcit, fast 3 % Organik und 2 % sonstige. In [IWB 2004] wurde im Frischschlamm der GWBA Schwarze Pumpe ein Phasenbestand von 73 % Eisenhydroxide, 14 % Silikate, 7 % Calcit, 2 % Organik und 4 % sonstige gemessen.

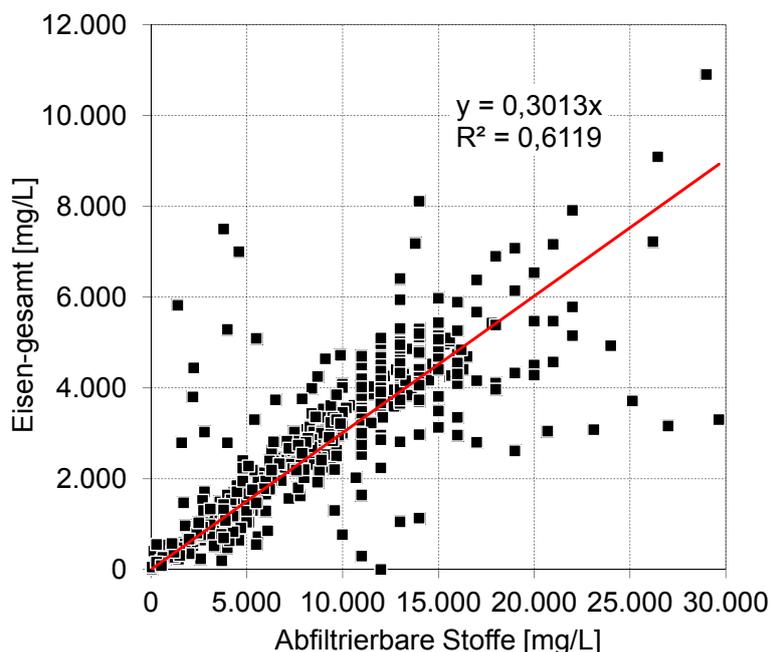


Bild 43: Korrelation der abfiltrierbaren Stoffe und des Eisengehaltes

Ende 2007 wurde im Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost ein Schlammkörper von etwa 3,3 Mio. m³ nachgewiesen. Das jährlich eingeleitete Schlammvolumen beträgt derzeit etwa 1,6 Mio. m³. Der Schlamm konsolidiert gemäß Langzeitlaborversuchen innerhalb eines Jahres auf einen Schlamminhaltswert von etwa 0,18, so dass mit einem mittleren jährlichen Zuwachs des Schlammvolumens von rund 0,3 Mio. m³ gerechnet werden kann. Das Wasserrecht der VEM zur Einleitung des AEW der GWBA Schwarze Pumpe in den Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost gilt vorerst bis 2026. Nach aktuellen Planungen der Vattenfall Europe Mining AG soll die GWBA Schwarze Pumpe mindestens bis zum Jahr 2035 betrieben werden. Mit der vorgesehenen Erweiterung der Abbaufelder in den Tagebauen Nochten (Abbaugebiet 2) und Welzow-Süd (Teilabschnitt II) verlängert sich die Betriebsdauer der Grubenwasserbehandlungsanlage um etwa 20 Jahre. Insgesamt ist folglich mit einem Zuwachs des Schlammvolumens um etwa 15 Mio. m³ auf dann etwa 18 Mio. m³ zu rechnen. Damit verbleibt im Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost immer noch ein Stapelraum von etwa 50 Mio. m³.

Gemäß den Nebenbestimmungen in der wasserrechtlichen Erlaubnis werden von VEM die Einleitmengen und maßgebliche chemische Kennwerte des AEW regelmäßig erfasst und dokumentiert. Die Ergebnisse werden in Jahresberichten dem SOBA, der UWB und der OWB übergeben. Im Zweijahresrhythmus werden von der BTU Cottbus-Senftenberg Tiefenprofile der Wasserbeschaffenheit jeweils in der sommerlichen Stagnationsphase und bei herbstlicher Vollzirkulation erfasst sowie bathymetrische Messungen mit einem Zweifrequenzechocholot (Sonar) zur Feststellung des Schlammspiegels durchgeführt. Die Befunde werden jeweils in der zeitlichen Entwicklung dargestellt, zuletzt in [VEM 2014].

Durch begleitende wissenschaftliche Untersuchungen des Instituts für Wasser und Boden Dr. Uhlmann zum AEW der GWBA Schwarze Pumpe [IWB 2002a] und [IWB 2008] wurde die Unbedenklichkeit der Einleitung für den Bergbaufolgensee unabhängig fachlich bestätigt.



Bild 44: Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost Ende 2011 ohne eisenschlammbedingte Trübungen und Schlammبانke, Quelle: Microsoft bingmaps 2014

Der Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost hatte im Juli 2013 einen Wasserspiegel von +106,5 m NHN erreicht. Die Zielmarke liegt bei +108 m NHN. Die kumulative Einleitungsmenge des AEW in den Jahren 1998 bis 2013 beträgt nach [VEM 2014] 21,4 Mio. m³. Die gesamte Eisenfracht für den Zeitraum vom Juli 1998 bis Ende 2013 lässt sich mit ca. 61.000 Tonnen beziffern.

Im Jahr 2007 wurde von der BTU Cottbus erstmals eine bathymetrische Vermessung des Schlammkörpers mit einem Zweifrequenzechocholot (Sonar) durchgeführt. Die aktuellen Ergebnisse der bathymetrischen Vermessung im Jahr 2013 weisen eine Ausbreitung des Schlammkörpers über eine Fläche von rund 45 ha aus. Sie nehmen damit etwa 15 % der aktuellen Seefläche ein. Der Schlammkörper füllt die Tiefen im nordöstlichen Teil des Sees. Die Schlammmächtigkeit beträgt maximal 21 Meter im unmittelbaren Bereich der Einleitung. Die Oberfläche des Schlammkegels ist gering geneigt. In der Nähe der Einleitung beträgt das Gefälle derzeit etwa 6 % und nimmt mit zunehmendem Abstand von der Einleitstelle auf < 1 % ab. Der mittels Sonar vermessene Schlammkörper wies zum Jahresende 2013 ein Volumen von etwa 3,05 Mio. m³ auf. Im Vergleich zur kumulativen Einleitmenge des AEW liegt der mittlere integrale Schlammgehaltswert (SIW) des Schlammkörpers damit bei 15 %. Die im zweijährigen Abstand durchgeführten bathymetrischen Messungen zeigen im Vergleich beträchtliche Massenumlagerungen an den gekippten und gewachsenen Böschungen unter Wasser.

Die Tiefenprofilmessungen der BTU Cottbus-Senftenberg und unabhängige visuelle Begutachtungen zeigen, dass die AEW-Einleitung keine Verfärbungen, keine Trübungen und keine sichtbare Flockenbildung im Bergbaufolgensee Spreetal-Nord verursacht. Selbst auf Luftbildern sind keine Indizien für den Schlammkegel und für Schlammبانke erkennbar (Bild 44).

Der Schlamm bildet sehr schnell eine Phasengrenze. Die Schlammichte bzw. der Dichteunterschied zwischen Schlamm und Wasser verhindern zuverlässig die Einbeziehung des Schlammkörpers in die windgetriebene Zirkulation des Wasserkörpers. Neben der Eigenkonsolidierung wird eine Resuspension des Schlammes zusätzlich durch die „Beschwerung“ mit mineralischen Partikeln verhindert (Abschnitt 0). Eine Resuspension von eingespülten Eisenhydroxidschlamm wurde bislang im Übrigen in keinem Bergbaufolgensee der LMBV beobachtet, auch nicht in Seen mit oberflächennaher Einspülung, wie zum Beispiel im Sedlitzer See (Bild 45). Hier beschränkt sich der sichtbare Schlammkegel auf wenige Hektar Fläche.



Bild 45: Schlammkegel im Bereich der ehemaligen oberflächennahen Einspülstelle des Eisen-schlammes der GWRA Rainitz in den Sedlitzer See, Quelle: Microsoft bingmaps 2014

Anfänglich hat das eingeleitete AEW nachweisbar zur chemischen Neutralisation des Bergbaufolgesees Spreetal-Nord beigetragen [IWB 2008]. In der Kombination mit der Flutung aus dem Überlaufgefluter der GWBA Schwarze Pumpe wurden im Jahr 2006 zeitweilig ein pH-Wert von $\text{pH} \approx 6$ im Hypolimnion während der Stagnation und von $\text{pH} \approx 4,5$ im Mixolimnion während der Vollzirkulation erreicht (Bild 46). Mit der Inbetriebnahme der GWBA Tzschelln im Tagebau Nochten hatten sich die Eisenerfracht und damit auch die Alkalinität des AEW verringert, so dass der Bergbaufolgensee Spreetal-Nordost inzwischen wieder versauert ist. Auch die Flutung aus dem Überlaufgefluter erfolgte seit dem Jahr 2006 nicht mehr. Der pH-Wert lag zuletzt im Dezember 2013 im Mixolimnion bei $\text{pH} \approx 3,2$. Während der Stagnation im Juli 2013 wurden pH-Werte im Epilimnion von $\text{pH} \approx 3,1$ und im Hypolimnion von $\text{pH} \approx 3,4$ gemessen. In vergleichbarer Weise waren die Basenkapazitäten differenziert: im herbstlichen Mixolimnion wurden $K_{\text{B}4,3} \approx 0,8$ mmol/L, im sommerlichen Epilimnion $K_{\text{B}4,3} \approx 1,0$ mmol/L und im sommerlichen Hypolimnion $K_{\text{B}4,3} \approx 0,7$ mmol/L gemessen. Die Differenzierung der Aciditäten zwischen den Kompartimenten lässt nach wie vor auf eine aciditätsmindernde Wirkung des AEW schließen. Die mobilisierte Alkalinität des AEW genügt jedoch nicht mehr zur Neutralisation des Bergbaufolgesees.

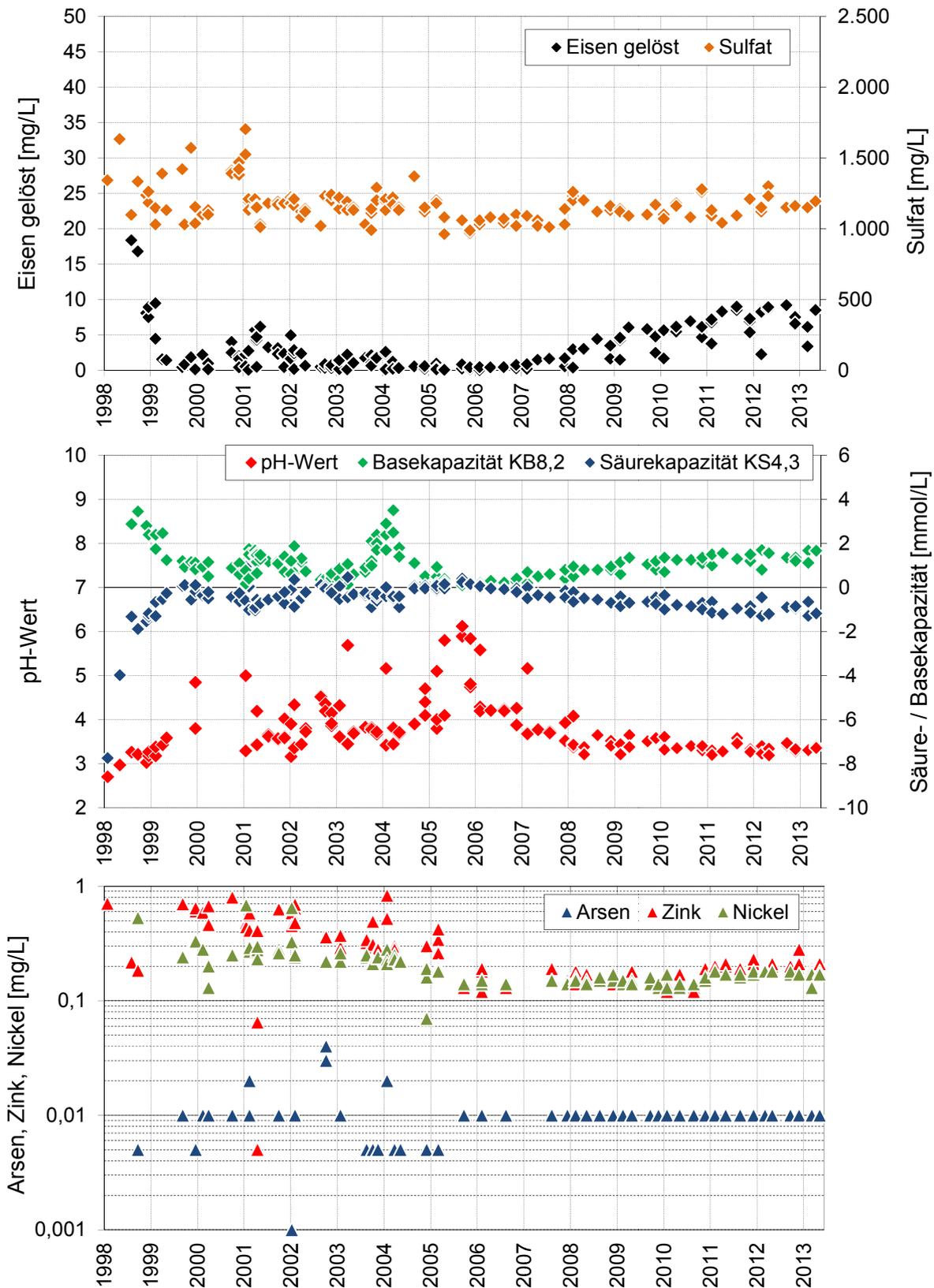


Bild 46: Hydrochemische Entwicklung im Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost

Die gesamte Alkalinitätsstrom des AEW würde den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost bilanzseitig chemisch neutralisieren. Um den chemischen Wirkungsgrad des AEW zu erhöhen, wäre eine gute Einmischung des AEW in den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost erforderlich. Das steht jedoch im Widerspruch zu der Forderung der wasserrechtlichen Erlaubnis, den AEW in das Tiefenwasser und unterhalb des Wasserspiegels einzuleiten.

Mit der schleichenden Rückversauerung des Bergbaufolgesees Spreetal-Nordost seit dem Jahr 2006 war ein Anstieg der Metallkonzentrationen auf 6 bis 8 mg/L Eisen überwiegend als gelöstes dreiwertiges Eisen, auf 1,5 bis 2,0 mg/L Aluminium, auf 6 bis 7 mg/L Mangan, auf ca. 0,2 mg/L Zink und auf ca. 0,2 mg/L Nickel zu verzeichnen. Die erhöhten Metallkonzentrationen stammen aus dem zuströmenden Grundwasser [VEM 2014]. Die Metalle bzw. Halbmetalle Arsen ($< 10 \mu\text{g/L}$), Blei ($< 10 \mu\text{g/L}$), Cadmium ($< 1 \mu\text{g/L}$), Chrom ($< 5 \mu\text{g/L}$) und Kupfer ($< 5 \mu\text{g/L}$) werden auch im sauren Zustand unter den angegebenen Nachweisgrenzen bestimmt.

Die physikalischen und chemischen Tiefensondierung zeigen bei der Passage der Sedimentoberfläche einen sprunghaften Anstieg des pH-Wertes auf $\text{pH} > 6$. Dieser pH-Wert schließt eine Rücklösung der Metalle aus dem Eisenschlamm zuverlässig aus.

Die langjährigen hydrochemischen Beobachtungen zur AEW-Einleitung in den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost zeigen keine nachteiligen Wirkungen auf den chemischen Zustand des Gewässers. Da der Eisenhydroxidschlamm ausreichend alkalisch konditioniert ist, führt auch die Rückversauerung des Bergbaufolgesees infolge des Grundwassereinflusses nicht zu einer Rücklösung von Metallen.

8 Mögliche Verbringungstechnologien

8.1 Technologische Zyklen der Gewinnung und Verwertung

Seit vielen Jahren werden Nutzenanwendungen der Eisenschlämme des Braunkohlenbergbaus durch zahlreiche Institutionen wiederholt geprüft. Erfolgreich etabliert hat sich inzwischen eine Nutzung von Eisenpellets aus bergbaulichen Eisenschlämmen unter anderem als Zuschlagstoff für Biogasanlagen zur Bindung von Schwefelwasserstoff durch die Firma P.U.S Lauta GmbH [HeGo 2014]. Eine Nutzung der Eisenschlämme als Fällmittel für Phosphor in hypertrophen Gewässern wurde im Labormaßstab erfolgreich geprüft: [IWB 2009a] und [IWB 2009b]. Diese Anwendung ist in Anbetracht der großräumigen Gewässerverockerung derzeit jedoch öffentlich nicht kommunizierbar. Die Verhüttung der Eisensedimente des Braunkohlenbergbaus ist bislang – einerseits - an den hohen Kosten der Trocknung und/oder des Transports und – andererseits - der verhältnismäßig geringen Mengen für den Bedarf der Hüttenindustrie gescheitert.

Alle genannten Nutzungen und Verwertungen setzen ein weitgehend sortenreines Eisensediment voraus. Von sortenreinen Eisensedimenten kann bei Eisengehalten > 300.000 ppm gesprochen werden. Das entspricht der Gruppe III gemäß Abschnitt 4.3.1. Solche Sedimente fallen jedoch bei der Fließgewässerberäumung überwiegend nicht an. Die Untersuchungen zu den Gewässersedimenten und die Bewertung der Daten in Abschnitt 4.3.1 erweisen sich insofern als Artefakt, weil die Beprobungen punktuell und selektiv erfolgten. Die Befunde dieser Untersuchungen stimmen mit der Technologie der Gewässerberäumung insofern nicht überein, weil in den realen technologischen Skalen eine Vermischung der Sedimente erfolgt. Diese Feststellung belegt die Notwendigkeit einer vorauslaufenden Kartierung der Gewässersedimente nach Mengen, örtliche Verteilung und Eigenschaften (vgl. Abschnitt 9.1.3).

Die Beprobung der Geotubes an der Wudritz hat gezeigt, dass hier mengenmäßig Sedimente der stofflichen Typen I und II nach Abschnitt 4.3.1 dominieren. Ein Teil davon kann überhaupt nicht als eisenhaltig angesprochen werden. Vergleichsweise „sortenreine“ Eisensedimente können nur in Wasserbehandlungsanlagen gewonnen werden, sowohl in technischen als auch naturräumlichen, wie zum Beispiel in der WBA Vetschau.

Das gesamte Problemfeld der eisenhaltigen Gewässersedimente ist in Bild 47 dargestellt. Die Besonderheiten der Fließgewässerberäumung hinsichtlich der Behandlung und Verbringung der Sedimente sind:

- Dezentraler linienhafter Anfall (provisorische Wanderbaustellen)
- Eingeschränkte Verfügbarkeit von Strom und Frischwasser
- Schlechte Wegsamkeiten (temporärer Wegebau, Gewichtsbeschränkungen)
- Hohe Transportentfernungen
- Große Eingriffe in die Natur (einseitige Abholzung des Gewässerrandstreifens)
- Hoher Umfang an Erdarbeiten (Stellflächen, Absetzbecken, Trockenbeete u.a.)
- Hoher Einsatz an Verbrauchsmaterialien (Folien, Geotubes)

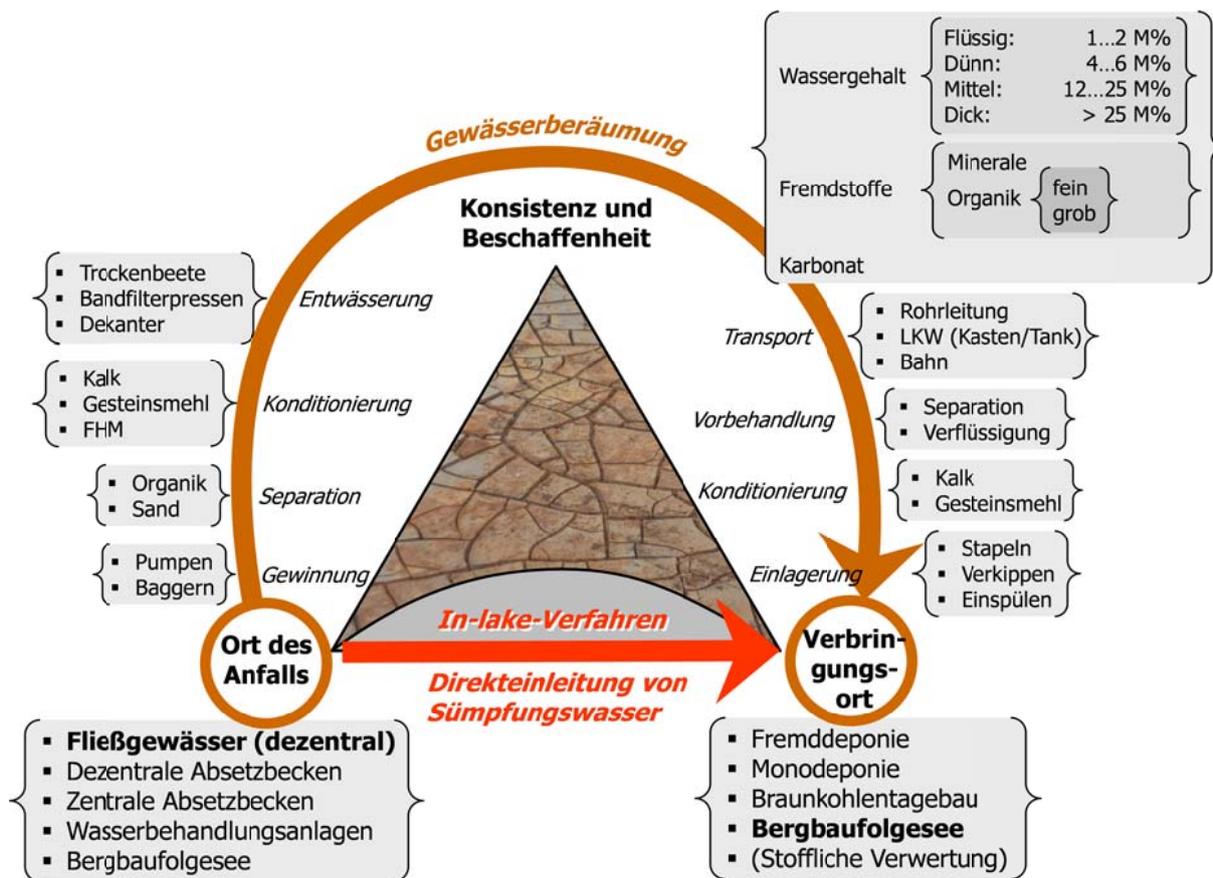


Bild 47: Problemfeld der Eisensedimente im Sanierungsbergbau

Die wesentliche wirtschaftliche Fragestellung bei der Fließgewässerberäumung ist das Verhältnis zwischen den Vorbehandlungskosten einerseits sowie den Transport- und Verbringungskosten andererseits. Zu den Vorbehandlungskosten gehören die Kosten für eine Separation vor Ort, für die Entwässerung und ggf. für die Konditionierung (Tabelle 62). Die Transportkosten werden durch die erforderliche technologische Ausstattung, die Transportentfernung und die anfallende Tonnage bestimmt. Die Verbringungskosten setzen sich zusammen aus der Vorbehandlung vor Ort, den Einbau in das vorgesehene Gewässer bzw. die Deponie sowie ggf. eine chemische Konditionierung.

Eine Verringerung der Sedimentmenge durch eine Vor-Ort-Separation und durch eine Einengung des Sedimentvolumens durch ein effektives Entwässerungsverfahren (Tabelle 5) führt zu beträchtlichen Kostenminderungen beim Transport und bei der Deponierung.

Für die Aufnahme eisenhaltiger Gewässersedimente stehen nach aktueller Recherche des Deponie- und Behandlungsanlagenverzeichnisses für Sachsen und Südbrandenburg [ABENSA 2014] folgende Deponien zur Verfügung (Tabelle 61). In Anbetracht einer jährlichen Mengen an Gewässersedimenten bis 35.000 m³ maschinell entwässerter Sedimente allein im Nordraum der LMBV (Abschnitt 5.1.1.6) sind die Kapazitäten der räumlich nahegelegenen Deponien als klein zu bezeichnen. Eine Fremddeponierung der gesamten Gewässersedimente ist daher schon aus der Sicht der Mengen keine langfristige Option. Ausgenommen davon sind selektierte Sedi-

mente, wie zum Beispiel saure und metallhaltige Schwertmannitschlämme (vgl. Abschnitt 8.1).

Tabelle 61: Verfügbare Deponien für die Aufnahme der Gewässersedimente in Sachen und Südbrandenburg, Quelle: [ABENSA 2014]

Name	Ort	Deponieklasse	Restkapazität (Ende 2013)
Amand Umwelttechnik Grumbach GmbH	01723 Willsdruff	DK II/III	280.000 m ³
P-D Industries GmbH Feuerfestwerke Wetro	02699 Puschwitz	DK I-III	DK I: keine Angabe DK II: keine Angabe DK III: 700.000 m ³
Ravon Regionaler Abfallverband Oberlausitz Niederschlesien	02829 Schöpstal	DK II	720.000 m ³
Ton- und Kieswerke Kodersdorf GmbH	02923 Horka	DK I	135.000 m ³
Zweckverband Abfallwirtschaft Westsachsen	04463 Großpösna	DK II	1.000.000 m ³
Lobbe Industrieservice GmbH & Co. KG Behandlung	03130 Spremberg	Keine Angaben	Keine Angabe

8.2 Technologischer Zyklus für die Umlagerung eisenhaltiger Gewässersedimente in einen Bergbaufolgensee

Wesentliche technologische Schritte bei der Umlagerung eisenhaltiger Gewässersedimente aus Fließgewässern in Bergbaufolgeseen sind die Separation, die Entwässerung und ggf. im Zusammenhang mit einer zusätzlichen Konditionierung am Gewinnungsort, der Transport sowie die Vorbehandlung ggf. in Kombination mit einer chemischen Konditionierung und der Einbau in das Gewässer am Verbringungsort. Die Konditionierung sollte vorzugsweise bei der Gewinnung erfolgen, da sie die Entwässerungseigenschaften verbessert. Die einzelnen technologischen Schritte sind in der Tabelle 62 beschrieben. Sie lassen sich unterschiedlich miteinander kombinieren.

Sowohl aus stofflichen als auch aus wirtschaftlichen Gründen ist es sinnvoll, das Gewässersediment im Zyklus der unmittelbaren Gewässerberäumung in den Stufen Grobstoffabtrennung und kombinierte Schwimmstoff- und Sandabtrennung zu separieren. Die Beobachtungen am Lorenzgraben (Bild 48) und an der Wudritz belegen den Sinn der Vorschaltung eines Sandfanges. Die Entwässerung des Gewässersedimentes in Absetzbecken, Trockenbeeten oder Geotubes erfordert in diesem Fall keinen erhöhten Energieaufwand. Sie kann in einem technologischen Zyklus mit der Entnahme (Saugbagger) und dem Sandfang betrieben werden. Die separierten organischen Grobstoffe und mineralischen Sedimente (überwiegend Sand, ggf. Wasserbauschotter und -steine eines früheren Gewässerausbaus) sind stofflich meist unbedenklich und lassen sich einer entsprechenden Nutzung zuführen.

Die meisten Entwässerungstechnologien sind auf den Einsatz von Flockungshilfsmitteln ausgelegt. Der Einsatz von FHM ist fallspezifisch am konkreten Gewässer durch eine maßstabsgetreuen Pilotversuch zu prüfen. Die chemische Konditio-

nierung vorzugsweise mit Kalksteinmehl hat prophylaktischen Charakter und muss nicht exakt stöchiometrisch erfolgen, verbessert jedoch die Entwässerbarkeit. Die Dosiertechnologie kann technisch entsprechend einfach ausgelegt werden.



Bild 48: Natürliche Materialelektion (Sandfang) an der Einspülstelle im Absetzbecken 1 am Lorenzgraben (Foto: Hiekel, 17.10.2013)

Bei einer zusätzlichen maschinellen Entwässerung muss die Anlage kontinuierlich mit Strom und Frischwasser versorgt werden. Außerdem muss im Hinblick auf einen optimalen Anlagenbetrieb auf eine gleichbleibende Sedimentzufuhr geachtet werden. Deshalb ist es sinnvoll, diese Technologie mit einem Speicherbecken als Puffer zu kombinieren. Eine maschinelle Entwässerung ist vor allem für eine Minderung der Transport- und Deponiekosten (siehe Abschnitt 8.1) von Interesse.

Der Transport erfolgt in Abhängigkeit von der Konsistenz entweder in Tankwagen (pumpfähig) oder in LKW mit Kasten oder Kippmulde (stichfest). Der Flüssigtransport ist sehr aufwändig und nur dann begründet, wenn die Gewinnung und die Verbringung entsprechend günstig sind. Ein direkter Rohrleitungstransport ist nur in Ausnahmefällen bei kurzen Transportentfernungen wirtschaftlich. Die Vorzugslösung wird in den meisten Fällen eine Teilentwässerung des Sediments bis zur Stichfestigkeit und der Transport in einem LKW sein.

Der Einbau ist aufgrund des bevorzugten LKW-Transportes ein diskontinuierlicher Prozess. Die Einrichtung eines Zwischenlagers zur Vergleichmäßigung des Einbauprozesses kann daher erforderlich werden.

Für die Einlagerung der eisenhaltigen Gewässersedimente werden drei technologische Ansätze als geeignet gesehen. Die flüssige Anlieferung in Tankwagen bietet die Möglichkeit einer direkten Einleitung in den Bergbaufolgensee. Eine pumpfreie Verbringung wird vorzugsweise ufernah erfolgen müssen. Damit kann jedoch die Prämisse einer tiefen Einleitung in den Seen nicht gewährleistet werden. Ggf. sind besondere Maßnahmen zur Ufersicherung notwendig.

Tabelle 62: Technologievorschlag zur Umlagerung eisenhaltiger Gewässersedimente in einen Bergbaufolgensee

Behandlungsschritt	Stufe bzw. Variante	Prozess bzw. Material	Technologiebeispiel
Separation vor Ort (Gewinnung)	1. Stufe	Abtrennen von Grobholz, Makrophyten und Rhizomen	Siebschaufeln
		Gewinnung der feinen (pumpbaren) Gewässersedimente	Saugbagger
	2. Stufe	Abtrennung der Schwimmstoffe	Kombinierter Sandfang mit Schwimmstoff-Abscheider
		Abscheidung der sedimentierbaren mineralischen Grobstoffe	
Konditionierung		Kalkstein, Dolomit	
Entwässerung		Dünnschlamm mit/ohne FHM	Absetzbecken
		Dickschlamm mit/ohne FHM	Trockenbeete
			Geotubes
			Maschinelle Entwässerung: Bandfilterpresse Schneckenpresse oder vergleichbare
Transport		Dünnschlamm (pumpfähig)	Rohrleitung
			Tankwagen
		Dickschlamm (stichfest)	LKW Kasten/Mulde
Vorbehandlung vor Ort (Verbringung)		Resuspension	Ggf. Zwischenlager Behälter mit Rührwerk Pumpe für Spülwasser Ponton für Spülleitung
Konditionierung		Kalkstein, Dolomit	
Einbau	Flüssig (pumpfähig)	Verspülen	Pumpe für Schlamm Rohrleitung Ponton
	Fest (stichfest)	Verklappen mit Kahn	Anlagestelle Klappschute
		Verklappen mit LKW	Pontonbrücke Anlagestelle-Ponton

Bei fester Anlieferung kann eine Verklappung der Gewässersedimente in den Bergbaufolgensee erfolgen. Sie erfordert beträchtlichen Aufwand für die wasserbauliche Peripherie, wie den Bau einer geeigneten Anlagestelle und die Bereitstellung einer geeigneten Klappschute bzw. die Einrichtung einer von LKWs befahrbaren Pontonbrücke.

Die Vorzugslösung ist die Resuspension des stichfesten Gewässersedimentes am Ufer des Bergbaufolgesees. Dazu ist nötig, das Sediment in einem Behälter mit Rührwerk zu resuspendieren und ggf. chemisch zu konditionieren. Das erforderliche Wasser für die Resuspension und für dieerspülung kann direkt aus dem Bergbaufolgesee entnommen werden. Zur Gewährleistung der Tiefenwassereinleitung ist eine Rohrleitung im Pumpbetrieb notwendig, die als schwimmende Rohrleitung über einen Ponton oder als grundverlegte Variante (z. B. Spreetal-Nordost) in den entsprechenden Seebereich geführt werden muss. Durch den Pumpbetrieb muss der Behälter nicht unmittelbar am Ufer des Bergbaufolgesees aufgestellt werden, wodurch mehr Möglichkeiten bestehen, einen geotechnisch geeigneten Standort auszuwählen.

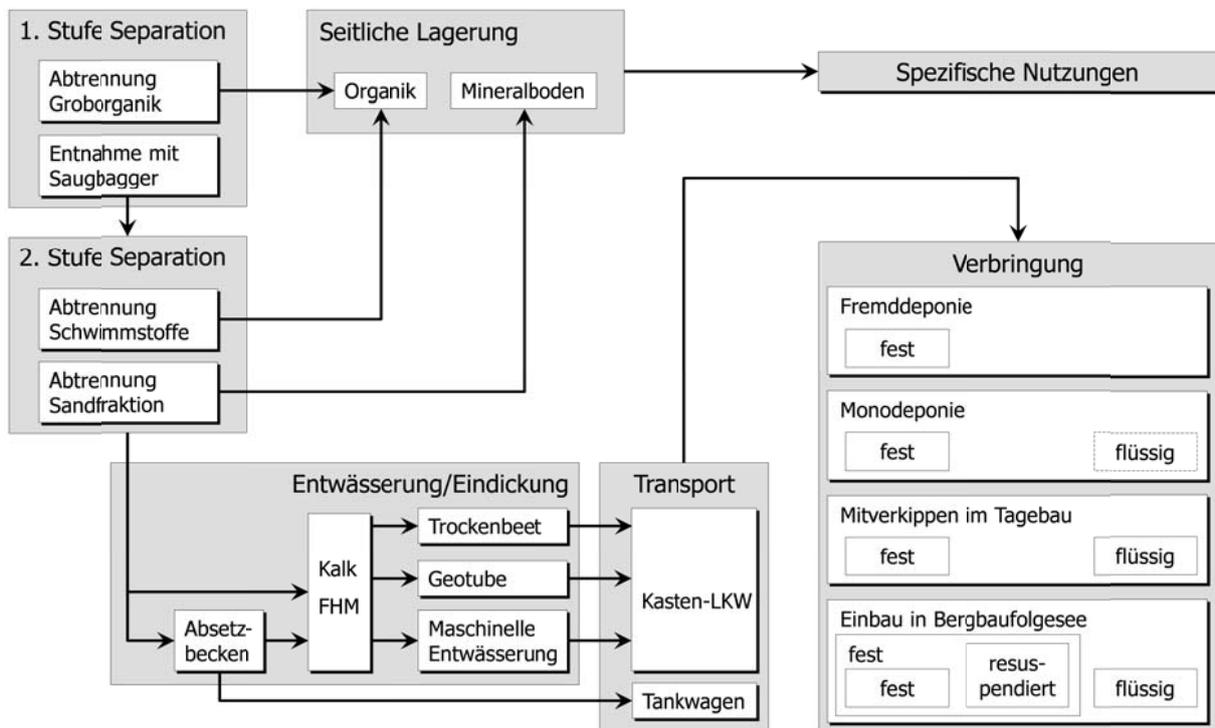


Bild 49: Technologische Kette für die Beräumung und Entsorgung von Gewässersedimenten

9 Empfehlungen

9.1 Notwendige Untersuchungen

9.1.1 Methodik der Gewässeruntersuchungen

Bisher ist es nach MHM üblich, die in der Tabelle 63 gekennzeichneten Metalle nur im Rahmen des Versauerungsprogrammes bei $\text{pH} < 5$ zu messen. Damit ist ein Nachweis der Entwicklung der Metallkonzentration in den Bergbaufolgeseen nach erfolgreicher Neutralisation nicht möglich. Es wird empfohlen, mindestens die in der dritten Spalte der Tabelle 63 gekennzeichneten Metalle auch in neutralen Bergbaufolgeseen zu untersuchen, falls diese für eine Einspülung von Grundwasser, AEW oder die Umlagerung von Gewässersedimenten vorgesehen sind.

Tabelle 63: Erweiterung des Untersuchungsprogrammes für Bergbaufolgeseen

Kennwerte des Versauerungsprogramms nach MHM	Nachweisverfahren	Empfehlung für Erweiterung des Analytikspektrums
Aluminium	DIN EN ISO 11885 (E22)	X
Eisen(II)	DIN 38406-E1	X
Nickel	DIN EN ISO 11885 (E22)	X
Zink	DIN EN ISO 11885 (E22)	X
Arsen	DIN EN ISO 11885 (E22)	X
Blei	DIN EN ISO 11885 (E22)	
Cadmium	DIN EN ISO 11885 (E22)	
Chrom	DIN EN ISO 11885 (E22)	
Kupfer	DIN EN ISO 11885 (E22)	
Mangan-gelöst	DIN EN ISO 11885 (E22)	X

9.1.2 Methodik der Sedimentuntersuchungen

Die vorhandenen approbierten Methoden der Sedimentuntersuchungen sind nur begrenzt für die Spezifik der eisenhaltigen und Eisensedimente geeignet. So sind zum Beispiel die Untersuchungen nach der LAGA M20 TR Boden auf die Nutzbarkeit und die Deponierbarkeit dominant mineralischer Sedimente ausgerichtet. Die Umweltwechselwirkungen lassen sich mit den Befunden nur begrenzt abbilden. Zur vertiefenden mineralogischen, chemischen und biologischen Charakterisierung der eisenhaltigen Gewässersedimente wird folgender Untersuchungsbedarf gesehen:

- (1) zur allgemeinen Methodik der Untersuchungen wasserreicher eisenhaltiger und Eisensedimente und
- (2) zum chemischen Langzeitverhalten der eisenhaltigen und Eisensedimente insbesondere unter Bedingungen der aeroben und anaeroben Respiration sowie bei Säurestress.

Grundsätzlich wird empfohlen, eine Phasentrennung des Sediments mittels Membranfiltration durchzuführen und das Filtrat und den Feststoff gesondert zu unter-

suchen. Der unvermeidbare methodische Fehler bei der Untersuchung wasserreicher Sedimente bei thermischer Trocknung muss rechnerisch korrigiert werden, siehe hierzu [Uhlmann u.a. 2007]. Für die Feststoffuntersuchungen wird folgendes methodisches Programm empfohlen (Tabelle 64).

Tabelle 64: Empfohlener Untersuchungsumfang für die eisenhaltigen Gewässersedimente zur Ableitung eines chemischen Phasenmodells

Gruppe	Kennwert
Vorbehandlung	Homogenisieren, Filtrieren, Trocknen, Glühen, Mikrowellendruckaufschluss
Physikalische Kennwerte	Dichte, Trockenrückstand, Glührückstand
Kohlenstoffbindungsformen	TC, TOC, TIC, Karbonat
Zehrpotential	CSB am Feststoff, CSV-Mn am Feststoff, Aerober Abbau z. B. als Atmungsaktivität, Anaerober Abbau
Gesamtaufschluss des Glührückstandes	Eisen, Aluminium, Mangan
	Schwefel
	Silizium säurelöslich und nicht säurelöslich
	Natrium Kalium, Calcium, Magnesium
	Phosphor, Stickstoff
Spezifische Kennwerte nach LAGA M20, TR Boden	Arsen, Kobalt, Nickel, Zink
	Weitere, z.B. nach LAGA M20 TR Boden

Zum aeroben und anaeroben Abbauverhalten organischer Inhaltsstoffe in den Eisen-sedimenten liegen nach unserer Kenntnis keine systematischen Untersuchungen vor. Diese Prozesse sind bislang lediglich qualitativ nachgewiesen (Abschnitt 4.2.2) und gestatten deshalb keine belastbare Prognose.

Den bedeutenden Anteil am mikrobiologischen Abbau haben die feindispersen organischen Inhaltsstoffe, die durch eine mechanische Vorbehandlung der Sedimente nicht abgetrennt werden können (Abschnitt 8.1). Die Bedeutung der reduktiven Mobilisierung von Schadstoffen resultiert daraus, dass ein Milligramm organischer Kohlenstoff etwa 10 Milligramm Eisen reduziert (Abschnitt 4.2.2.3). Dabei ist zwischen aeroben Abbau und anaeroben Abbau zu unterscheiden. Der aerobe Abbau ist vor allem für eine Vorbehandlung (Rotte) der Gewässersedimente von Interesse. Im Ablagerungsraum dominiert der anaerobe Abbau.

Neben der Untersuchung „frischer“ Gewässersedimente aus Fließgewässern werden vor allem auch Untersuchungen in den Ablagerungsräumen von Eisensedimenten dringend empfohlen, um hieraus wesentliche Erkenntnisse zur Genese entsprechender Eisensedimente abzuleiten.

9.1.3 Kartierung

Die vorliegenden Untersuchungen haben relevante räumliche Unterschiede in der Beschaffenheit der eisenhaltigen Gewässersedimente gezeigt (siehe Tabelle 10 in Abschnitt 4.3.2). Deshalb wird eine Kartierung der Sedimente in den Flussgebieten

nach Mächtigkeit, Verbreitung und stofflicher Zusammensetzung empfohlen. Die Untersuchungen sollten nach den Empfehlungen in Abschnitt 9.1.1 erfolgen.

Die Kartierung dient zunächst der Erkundung der Massen, der Heterogenität und der stofflichen Zusammensetzung der Sedimente. Nach den bislang vorliegenden exemplarischen Erkenntnissen stellen die dem Sanierungsbergbau zuzuordnenden Eisensedimente häufig nur einen verhältnismäßig kleinen Teil der notwendigerweise zu beräumenden Gewässersedimente dar.

Die Kartierung dient neben dem Erkenntnisgewinn zur Beschaffenheit der Gewässersedimente zusätzlich einer räumlichen stofflichen Differenzierung zur Festlegung von Entsorgungswegen. Stofflich relevant ist die Abgrenzung saurer Schwermittelschlamm von den neutralen Eisenhydroxidschlamm (vgl. Abschnitt 4.3.1).

Der scheinbar hohe Aufwand für eine Kartierung der Gewässersedimente relativiert sich dadurch, da die hydrogeochemischen Bildungsbedingungen der eisenhaltigen Gewässersedimente in den Flussgebieten stabil sind und die Kartierung deshalb voraussichtlich nur einmalig durchgeführt werden muss. Vergleichbare Untersuchungen wurden vom Gutachter im Nachauftrag der HPI Ingenieurgesellschaft Dresden GmbH für die LMBV Ende der 1990er Jahre an der Kleinen Spree in zwei Etappen durchgeführt.

9.1.4 Limnologische Untersuchungen

Die Erfüllung der in Abschnitt 6.3.3 aufgestellten Kriterien für eine potentielle Eignung von Seen zur Einlagerung von eisenhaltigen Schlamm ist durch ein objekt-konkretes limnologisches Gutachten mit Dokumentation des Ist-Zustandes zu belegen. Dazu sind die morphometrischen Kenngrößen Fläche, Volumen, effektive Länge, effektive Breite und die Epilimniontiefe (aus Temperaturprofilen) zu verifizieren.

Der Ist-Zustand der biologischen Besiedlung ist hinsichtlich vorkommender Arten und ihrer Biomasse bzw. Abundanz für die Teillebensräume zu erfassen und naturschutzfachlich zu bewerten. Im Pelagial betrifft dies Phytoplankton, Zooplankton und Fische, im Litoral Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische sowie im Profundal Makrozoobenthos. Die Methodik der Untersuchungen sollte sich an den Vorgaben für Untersuchungen im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie [EG 2000/60] orientieren.

Seen, in die eisenhaltige Schlamm oder eisenreiche Wasser eingeleitet werden, sind durch ein Monitoring zu begleiten. Dies muss sowohl chemische als auch biologische Untersuchungen umfassen. Auch hierfür sollten die Vorgaben für Untersuchungen im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie als Orientierung zugrunde gelegt werden.

9.2 Notwendige technologische Entwicklungen

Die bevorzugte Variante für den Umgang mit den eisenhaltigen Sedimenten aus den bergbaubeeinflussten Fließgewässern ist die **Umlagerung in einen geeigneten Bergbaufolgensee**. Der Gutachter geht davon aus, dass die Umlagerung von Gewässersedimenten aus den bergbaubeeinflussten Fließgewässern in einen Bergbaufolgensee nach dem Wasserrecht insbesondere mit Bezug auf § 32 Abs.1 Satz 2 WHG für die überwiegenden Mengen genehmigungsfähig ist. Für die Teilmenge der sauren und stärker metallhaltigen Eisensedimente (schwertmannithaltige Sedimente) wird dagegen eine Deponierung empfohlen.

Durch eine technologische Selektion am Gesteungsort können die Mengen der umzulagernden eisenhaltigen Gewässersedimente substantiell verringert und deren Eigenschaften verbessert werden. Durch eine prophylaktische Kalkung der kalkfreien Gewässersedimente beim Einbau in einen Bergbaufolgensee wird deren Umweltverhalten langfristig stabilisiert. Ein schonender Einbau der selektierten und konditionierten Gewässersedimente in einen Bergbaufolgensee kann durch eine seemittige Verklappung oder durch eine Einspülung in Tiefenwasserbereichen und unter dem Wasserspiegel erreicht werden.

Zur Aufnahme der Gewässersedimente kommt bevorzugt ein neutraler Bergbaufolgensee in Frage. Im Nordraum sind die chemischen Bedingungen hierfür natürlicherweise im Greifenhainer See am besten gewährleistet. Er hat keine Versauerungsexposition und muss nicht permanent durch wiederholte In-lake-Verfahren chemisch neutralisiert werden. Sein Stapelvolumen ist für die Aufnahme der Gewässersedimente praktisch unbegrenzt. Der Greifenhainer See kann durch seine zentrale Lage im Gebiet des Sanierungsbergbaus ggf. auch die eisenhaltigen Gewässersedimente aus dem Südraum der LMBV mit aufnehmen.

Zur Komplettierung der technologischen Kette der Umlagerung von Gewässersedimenten und für eine wirtschaftliche Gestaltung der Sedimentumlagerung werden als notwendige technologische Entwicklungen gesehen:

- Die selektive stoffliche Separation der Gewässersedimente vor Ort in klastische Anteile (meist Sand), grobe organische Bestandteile und dem restlichen eisendominierten feinkörnigen Sediment.
- Die Entwässerung der eisenhaltigen Gewässersedimente vor Ort mittels mobiler Technik. Die Prüfung technischer Alternativen zur Entwässerung der Gewässersedimente.
- Die Förderung der Rotte leicht abbaubarer organischer Bestandteile in den Gewässersedimenten.
- Die chemische Stabilisierung der eisenhaltigen Sedimente gegen saure Mobilisierung.

Die stoffliche Separation und die Entwässerung der Gewässersedimente sollen sich insbesondere auf den Transport und die Deponierung kostenminimierend auswirken.

Darüber hinaus wird empfohlen, die Möglichkeiten einer **Mitverkippung** der eisenhaltigen Gewässersedimente in den Braunkohlenabraumkippen der Tagebaue der Vattenfall Europe Mining AG technologisch und genehmigungsrechtlich weiter zu verfolgen, zumal VEM derzeit vergleichbare Anwendungen für die Schlämme aus ihren Grubenwasserbehandlungsanlagen prüft.

10 Quellenverzeichnis

10.1 Gesetze, Richtlinien, Regelwerke

- [AG 2011] Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße. Länderübergreifende Arbeitsgemeinschaft „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“. Stand: 20.09.2011.
- [AVV 2001] Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung - AVV). vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 22 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).
- [BBergG 1980] Bundesberggesetz vom 13. August 1980 (BGBl. I S. 1310) zuletzt geändert durch Art. 15a G v. 31.07.2009 (BGBl. I S. 2585).
- [BBodSchG] Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz- BBodSchG). Vom 17. März 1998 (BGBl. S. 502), zuletzt durch Artikel 5 Absatz 30 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert.
- [BBodSchV 1999] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Art. 16 vom 31.07.2009 (BGBl. I S. 2585)
- [DepV 2009] Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV). Vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 28 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).
- [DIN 19731] DIN 19731. Bodenbeschaffenheit - Verwertung von Bodenmaterial. Ausgabe 1998-05
- [DIN 38414-S4] Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4). 10.84.
- [DIN 51724-T2] Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Schwefelgehaltes. Teil 2: Spezies. Ausgabedatum: 1999-06.
- [DIN EN 12457-4] Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen. Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung). Deutsche Fassung EN 12457-4:2002.
- [DVGW 1985] Flockung in der Wasseraufbereitung. Symposium des DVGW-Arbeitskreises „Flockung“, Karlsruhe, 1984. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 42, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Eschborn, 1985.
- [DVGW 1987] DVGW-Fortbildungskurse Wasserversorgungstechnik für Ingenieure und Naturwissenschaftler. Kurs 6: Wasseraufbereitungstechnik für Ingenieure. 3. Auflage, DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 206, DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Eschborn, 1987.

- [EG 2000/60] Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 vom 22.12.2000
- [EG 2006/21] Richtlinie 2006/21/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. März 2006 über die Bewirtschaftung von Abfällen aus der mineralgewinnenden Industrie und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/EG. Amtsblatt der Europäischen Union, L102/15 vom 11.04.2006.
- [EC 2007] Classification of mining waste facilities. Final Report No. 07010401/2006/443229/MAR/G4. European Commission, DG Environment. Prepared by DHI Water-Environment-Health in cooperation with SGI Swedish geotechnical Institute and AGH University of Science and Technology Krakow. December 2007.
- [GrwV 2010] Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV) vom 09. November 2010, BGBl. I S. 1513.
- [KrwG 2012] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrwG) vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), zuletzt geändert § 44 Abs. 4 vom 22.05.2013 (BGBl. I S. 1324).
- [LAGA M20a] Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen. Technische Regeln. Allgemeiner Teil. Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20, Mainz, 06.11.2003.
- [LAGA M20b] Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen. Technische Regeln. Teil II: Technische Regeln für die Verwertung. 1.2 Bodenmaterial (TR Boden). Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20, Mainz, 05.11.2004.
- [LAGA M20c] Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen. Technische Regeln. Teil III: Probennahme und Analytik. Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20, Mainz, 05.11.2004.
- [OGewV 2011] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429).
- [WHG 2009] Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juni 2009, BGBl. I S. 2585, zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 9 des Gesetzes vom 24. Februar 2012, BGBl. I S. 212.

10.2 Studien, Gutachten und sonstiges

- [BfTP 1973] Studie zur territorialen Einordnung „Rückstandsunterbringung im Tagebaurestloch Burghammer“. Objekt-Nr. III-2/73. Büro für Territorialplanung bei der Bezirksplankommission Cottbus. Bearbeiter: Preißel. Cottbus. 02.05.1973.
- [BTU 1996] Bewertung der Auswirkungen der Einleitung von Eisenhydroxidschlamm (EHS) aus der Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe in den Tagebausee Spreetal-NO. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 28.11.1996.

- [BTU 2004] Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen Dreieibern, Lohsa II und Burghammer. BTU Cottbus, 15.10.2004
- [BTU 2009] Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochekette. Teil 1: Aktualisierung der Güteprognosen bis zum Jahr 2020. BTU Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft und Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann Dresden. Cottbus/Dresden, 15.05.2009. (Spreeetal-Nordost und Sedlitzer See)
- [BTU 2010] Bewertung der Auswirkung der Einleitung von EHS aus der GWRA Rainitz in den Tagebausee Meuro (Ilse-See). Gutachten im Rahmen des Wissenschaftlich-technisches Projektes „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 13. August 2010.
- [DGFZ 2013] Rezente rechtliche Rahmenbedingungen – Neue Entwicklungen im Wasserrecht. DGFZ e. V. von W.- D. Dallhammer, Grundwassertage in Dresden 2013, S 66 ff. sowie nach OVG Hamburg, Art. v. 18.01.2013 – 5E 11/08 und VG Cottbus Art. v. 23.10.2013 – VG4 K 321/10
- [GWZ & IWB 2013] Variantenvergleich zur Minderung des Eiseneintrags in die abstromige Vorflut des RL 14/15. Grundwasser-Zentrum Dresden und Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann Dresden, 17.06.2013.
- [GWZ 2013] Bergrechtlich bestimmter Umgang mit den in den Folgegebieten des Braunkohlenbergbaus anfallenden Eisenhydroxidschlämmen in Süd-Brandenburg. Grundwasser-Zentrum Dresden, 09.07.2013.
- [IHC 2014] Maßnahmenplanung zur Reduzierung der Eisenbelastung und zur Verbesserung der hydraulischen Leistungsfähigkeit am Lorenzgraben und an der Wudritz. IPP Hydro Consult GmbH Cottbus, Januar 2014.
- [IMB 2006] Planungsunterlage zur Entschlammung der Schrake. 2006.
- [IWB 2002a] Untersuchung der stofflichen Eigenschaften des AEW/EHS aus der GWRA Schwarze Pumpe. Bearbeiter: Unveröff. Studie im Auftrag der LAUBAG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 13.02.2002.
- [IWB 2002b] Hydrochemische Klassifizierung von AEW/EHS aus Grubenwasserreinigungsanlagen und deren Einsatzmöglichkeiten im und außerhalb des Braunkohlebergbaus. Teil 1: Stoffliche Eigenschaften. Unveröff. Studie im Auftrag der LAUBAG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 13.09.2002.
- [IWB 2002c] Hydrochemische Klassifizierung von AEW/EHS aus Grubenwasserreinigungsanlagen und deren Einsatzmöglichkeiten im und außerhalb des Braunkohlebergbaus. Teil 2: Nutzungsmöglichkeiten. Unveröff. Studie im Auftrag der LAUBAG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 10.10.2002.
- [IWB 2003] Setzungs- und Alterungsverhalten von Eisenhydroxidschlämmen der Grubenwasserbehandlung. 1. Teilbericht: Beschaffenheit und Setzungsverhalten der Schlämme der GWRA Tzschelln. Unveröff. Studie im Auftrag der Vattenfall Europe Mining AG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 19.12.2003.

- [IWB 2004] Setzungs- und Alterungsverhalten von Eisenhydroxidschlämmen der Grubenwasserbehandlung. 2. Teilbericht: Beschaffenheit und Setzungsverhalten der Schlämme der GWRA Jänschwalde, Schwarze Pumpe und Kringelsdorf. Unveröff. Studie im Auftrag der Vattenfall Europe Mining AG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 07.06.2004.
- [IWB 2005] Setzungs- und Alterungsverhalten von Eisenhydroxidschlämmen der Grubenwasserbehandlung. 3. Teilbericht und Schlussbericht: Beschaffenheit und Setzungsverhalten der Schlämme der GWRA Jänschwalde, Schwarze Pumpe, Kringelsdorf und Tzschelln. Unveröff. Studie im Auftrag der Vattenfall Europe Mining AG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.03.2005.
- [IWB 2006] Gutachterliche Begleitung der Inbetriebnahme der GWRA Tzschelln (Tagebau Nochten). Unveröff. Studie im Auftrag der Vattenfall Europe Mining AG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 29.09.2006.
- [IWB 2008] Einleitung von alkalischem Eisenhydroxidwasser der GWRA Schwarze Pumpe in den Tagebausee Spreetal-Nordost. Berichterstattung gemäß Nebenbestimmung der wasserrechtlichen Erlaubnis. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.12.2008.
- [IWB 2009a] Machbarkeitsstudie zur chemischen Fällung von Phosphor im Freiwasser der Talsperre Bautzen. Teilprojekt: Untersuchung der Eignung von Eisenhydroxidschlämmen aus der Grubenwasserreinigung für den Phosphorrückhalt im Sediment. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 18.02.2009.
- [IWB 2009b] Machbarkeitsstudie zur chemischen Fällung von Phosphor im Freiwasser der Talsperre Bautzen. Weiterführung der Untersuchungen zur Eignung von Eisenhydroxidschlämmen aus der Grubenwasserreinigung für den Phosphorrückhalt im Sediment. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.08.2009.
- [IWB 2010a] Untersuchung der hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree (nördlich Speicher Burghammer) und in die Spree (Ruhlmühle). Abschlussbericht. Teil 1: Erkundung. Teil 2: Maßnahmen. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 21.05.2010. Internet: www.lmbv.de
- [IWB 2010b] Studie zu den Auswirkungen des Grundwasseranstiegs auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/Gräbendorf). Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 23.12.2010.
- [IWB 2012] Weiterführende Untersuchung zu den hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree (nördlich Speicher Burghammer) und in die Spree (Ruhlmühle). Projektphase 2: Präzisierung der Ursachen und Quellstärken für die hohe Eisenbelastung des Grundwassers. Teil 1: Erkundung. Teil 2: Maßnahmen. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.09.2012. unter www.lmbv.de
- [IWB 2013a] Kontrolle und Auswertung der Wassergüte der Tagebauseen und Vorfluter im Sanierungsgebiet Lausitz/Brandenburg 2013. Sondermonitoring Schlammanalysen. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 28.02.2013.

- [IWB 2013b] Studie zu den Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/Gräbendorf) Projektphase 2: Vertiefung der Untersuchungen zur Präzisierung der Modellgrundlagen und der Bemessungsansätze für Wasserbehandlungsanlagen. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.03.2013.
- [IWB_2013c] Begleitung von Grundwasser-probenahmen und Bewertung der Grundwasserbeschaffenheit im Sanierungsgebiet Lausitz 2012 bis 2013 (Brandenburg). Grundwasser B1 – 2012. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 15.04.2013.
- [IWB 2013d] Weiterführung der Untersuchungen zur Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser auf die Fließgewässer der Lausitz (Nordraum) Monitoring zur Konditionierungsanlage am Lorenzgraben. 1. Teilbericht. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 14.08.2013.
- [IWB 2013e] Weiterführung der Untersuchungen zur Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser auf die Fließgewässer der Lausitz (Nordraum) Monitoring zur Konditionierungsanlage am Lorenzgraben. 2. Teilbericht. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 18.12.2013.
- [IWB 2013f] Fortführung der Studie zur Talsperre Spremberg. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 23.12.2013.
- [IWB 2014a] Weiterführung der Untersuchungen zur Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser auf die Fließgewässer der Lausitz (Nordraum). Fortführung eines erweiterten Quellenmonitorings. 1. Teilbericht. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.01.2014.
- [IWB 2014b] Prognose der Wasserbeschaffenheit im Hindenberger See (RL A). Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.01.2014.
- [IWB 2014c] Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen Dreiweibern, Lohsa II und Burghammer (Speichersystem Lohsa II). Wissenschaftlich-technisches Projekt 112 „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“ 2013 – 2015. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 20.06.2014.
- [VEM 2014] AEW-Ableitung in den Tagebausee Spreetal-Nordost. Jahresauswertung 2013. Vattenfall Europe Mining AG, Cottbus, 31.03.2014.
- [WRE 2005] Wasserrechtliche Erlaubnis zur Einleitung von alkalischem Eisenhydroxidwasser in den Restsee Spreetal-NO. Sächsisches Oberbergamt, Freiberg, AS Hoyerswerda, Az. 21-8913.1/5-18367/04, Hoyerswerda, 16.08.2005.
- [WRE 2006] Wasserrechtliche Erlaubnis zur Umlagerung von Gewässersedimenten aus der Schrake in das Restloch 12 (Drehnaer See). Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe unter Einvernehmen der unteren Wasserbehörden Oberspreewald Lausitz. Gesch.-z.: 57-8.1.1-1-6 Cottbus 17.11.2006

10.3 Literatur

- [ABENSA 2014] „www.abensa.de“ Zugriff am 11.05.2014
- [Arnold & Uhlmann 2002] Arnold, I. und W. Uhlmann: Eisenausfällungen im Lausitzer Braunkohle-revier. Teil 1: Wasserhebung und -ableitung im Tagebau Nochten, Hydrochemie der Sümpfungswässer. Surface Mining. Braunkohle & Other Minerals 54 (3): 232-241.
- [Bartels u.a. 2012] Bartels, P., P. E. Hirsch, R. Svanback and P. Eklov: Water Transparency Drives Intra-Population Divergence in Eurasian Perch (*Perca fluviatilis*), Plos One 7, 2012.
- [Batty u.a. 2002] Batty, L. C., A. J. M. Baker and B. D. Wheeler: Aluminium and Phosphate Uptake by *Phragmites australis*: the Role of Fe, Mn and Al Root Plaques, Annals of Botany 89 (2002) 443-449.
- [Bloesch 1995] Bloesch, J.: Mechanisms, Measurement and importance of sediment resuspension in lakes, Marine and Freshwater Research 46 (1995) 295-304.
- [Brenner & Cooper 1978] Brenner, F. J. and L. Cooper: Effect of Suspended Iron Hydroxide on the Hatchability and Embryonic Development of the Coho Salmon, The Ohio Journal of Science 78 (1978) 34-38.
- [Bruton 1985] Bruton, M. N.: The effects of suspensoids on fish, Hydrobiologia 125 (1985) 221-241.
- [Caffrey u.a. 2007] Caffrey, A. J., M. V. Hoyer and D. E. Canfield: Factors affecting the maximum depth of colonization by submersed macrophytes in Florida lakes, Lake and Reservoir Management 23 (2007) 287-297.
- [Cooke u.a. 2005] Cooke, G. D., E. B. Welch, S. A. Peterson and S. A. Nichols: Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, 3 ed. Taylor & Francis, Boca Raton, 2005.
- [Donohue & Irvine 2003] Donohue, Ian and Irvine, Kenneth: Effects of sediment particle size composition on survivorship of benthic invertebrates from Lake Tanganyika, Africa, Archiv für Hydrobiologie 157 (2003) 131-144.
- [Donohue & Molinos 2009] Donohue, I. and J. G. Molinos: Impacts of increased sediment loads on the ecology of lakes, Biological Reviews 84 (2009) 517-531.
- [Cornell & Schwertmann 2003] Cornell, R.M. and U. Schwertmann: The Iron Oxides - Structure, Properties, Reactions, Occurrences and Uses. - 2., compl. rev. and ext. ed.; WILEY-VCH, Weinheim, 2003.
- [Dzombak & Morel 1990] Dzombak, D.A. and M.M. Morel: Surface Complexation Modeling. Hydrrous Ferric Oxide. - WILEY & SONS, New York, 1990.
- [Foy u.a. 1978] Foy, C. D., R. L. Chaney and M. C. White: The Physiology of Metal Toxicity in Plants, Annual Review of Plant Physiology 29 (1978) 511-566.
- [Gray u.a. 2011] Gray, S. M., S. Sabbah and C. W. Hawryshyn: Experimentally increased turbidity causes behavioural shifts in Lake Malawi cichlids, Ecology of Freshwater Fish 20 (2011) 529-536.

- [Gröschke 2006] Gröschke, A.: Eisenhaltige Schlämme aus Grubenwasserreinigungsanlagen des Lausitzer Braunkohlereviere. Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik. Dissertation, 2006, 244 Seiten.
- [Grüneberg 2006] Grüneberg, B.: Akkumulation, Transformation und Remobilisierung von Phosphor aus Sedimenten saurer Tagebauseen, Dissertation Brandenburg University of Technology Cottbus, 2006.
- [Grüneberg & Kleeberg 2013] Grüneberg, B. and A. Kleeberg: Phosphorus in acidic mining lakes: importance and biogeochemical cycling, p. 62-75, In: G. Geller, M. Schultze, and C. Wolkersdorfer (ed.) Pit Lakes – the Legacy of Coal and Metal Surface Mines, Springer Book Series Mining and Environment, Springer, Berlin, 2013.
- [Hakanson & Jansson 1983] Hakanson, L. and M. Jansson: Principles of Lake Sedimentology, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York, Tokyo, 1983.
- [Hamilton & Mitchell 1996] Hamilton, D. P. and S. F. Mitchell: An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes, *Hydrobiologia* 317 (1996) 209-220.
- [Handley & Davy 2002] Handley, R. J., and A. J. Davy: Seedling root establishment may limit *Najas marina* L. to sediments of low cohesive strength, *Aquatic Botany* 73 (2002) 129-136.
- [Hartleb u.a. 1993] Hartleb, C. F., J. D. Madsen and C. W. Boylen: Environmental-Factors Affecting Seed-Germination in *Myriophyllum-Spicatum* L., *Aquatic Botany* 45 (1993) 15-25.
- [HeGo 2014] <http://www.ferrosorp.de/deutsch/index.html>; letzter Zugriff: 26.05.2014
- [Höhndorf 2003] Höhndorf, Britta: Sanierung arsenbelasteter Grundwässer und eutrophierter Seen mit Eisenhydroxidschlämmen aus dem Braunkohlenbergbau. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, 2003.
- [Hupfer & Dollan 2003] Hupfer, M., and A. Dollan: Immobilisation of phosphorus by iron-coated roots of submerged macrophytes, *Hydrobiologia* 506 (2003) 635-640.
- [Immers u.a. 2013] Immers, A., M. Sande, R. Zande, J. Geurts, E. Donk and E. Bakker: Iron addition as a shallow lake restoration measure: Impacts on charophyte growth, *Hydrobiologia* 710 (2013) 241-251.
- [Jurik u.a. 1994] Jurik, T. W., S. C. Wang and A. G. Vandervalk: Effects of Sediment Load on Seedling Emergence from Wetland Seed Banks, *Wetlands* 14 (1994) 159-165.
- [Ke & Li 2006] Ke, X. S. and W. Li: Germination requirement of *Vallisneria natans* seeds: implications for restoration in Chinese lakes, *Hydrobiologia* 559 (2006) 357-362.
- [Kirk 1985] Kirk, J.: Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems, *Hydrobiologia* 125 (1985) 195-208.
- [Kleeberg u.a. 2013] Kleeberg, A., C. Herzog and M. Hupfer: Redox sensitivity of iron in phosphorus binding does not impede lake restoration, *Water Research* 47 (2013) 1491-1502.

- [Kleeberg u.a. 2012] Kleeberg, A., A. Köhler and M. Hupfer: How effectively does a single or continuous iron supply affect the phosphorus budget of aerated lakes?, *J Soils Sediments* 12 (2012) 1593-1603.
- [LAWA 1999] LAWA: Gewässerbewertung - stehende Gewässer, Richtlinien für die Bewertung nach trophischen Kriterien (Entwurf), Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1999.
- [Newcombe 2003] Newcombe, C. P.: Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessively cloudy water, *Journal of the American Water Resources Association* 39 (2003) 529-544.
- [Newcombe & MacDonald 1991] Newcombe, C. P. and D. D. MacDonald: Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems, *North American Journal of Fisheries Management* 11 (1991) 72-82.
- [Nixdorf u.a. 2010] Nixdorf, B., E. Hoehn, U. Riedmüller, U. Mischke, and I. Schönfelder: Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL (III-4.3.1), p. 1-24, In: M. Hupfer (ed.) *Handbuch Angewandte Limnologie* 27, Erg..Lfg. 4/2010 (2010) 1-24.
- [Parkhurst & Appelo 1999] Parkhurst, D.L and C.A.J. Appelo: Users guide to PHREEQC (version 2) – a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 99-4259, USA, Denver, Colorado 1999.
- [Poikane et al. 2014] Poikane, S., R. Portielje, M. van den Berg, G. Phillips, S. Bruçet, L. Carvalho, U. Mischke, I. Ott, H. Soszka and J. Van Wichelen: Defining ecologically relevant water quality targets for lakes in Europe. *Journal of Applied Ecology* 51 (2014) 592-602.
- [Preuß u.a. 2010] Preuß, V.; H. Großkinsky und J. Thomas: Entwicklung einer Anlage zur kombinierten Förderung und Behandlung von Gewässersedimenten. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 19, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 2010.
- [Rücker 2011] Rücker, J.: Stickstoffkonkurrenz zwischen Phytoplankton und Makrophyten. In: Nixdorf, B. und C. Wiedner: Stickstofflimitation in Binnengewässern Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Jahresbericht 2011 des BMBF-Projektes NITROLIMIT.
- [Salonen & Engstrom-Ost 2013] Salonen, M., and J. Engstrom-Ost: Growth of pike larvae: effects of prey, turbidity and food quality, *Hydrobiologia* 717 (2013) 169-175.
- [Schutten u.a. 2005] Schutten, J., J. Dainty and A. J. Davy: Root anchorage and its significance for submerged plants in shallow lakes, *Journal of Ecology* 93 (2005) 556-571.
- [Snowden & Wheeler 1993] Snowden, R. E. D. and B. D. Wheeler: Iron Toxicity to Fen Plant-Species, *Journal of Ecology* 81 (1993) 35-46.
- [Snowden & Wheeler 1995] Snowden, R. E. D. and B. D. Wheeler: Chemical changes in selected wetland plant species with increasing Fe supply, with specific reference to root precipitates and Fe tolerance, *New Phytologist* 131 (1995) 503-520.

- [Sondergaard u.a. 2010] Sondergaard, M., L. S. Johansson, T. L. Lauridsen, T. B. Jürgensen, L. O. N. E. Liboriussen and E. R. I. K. Jeppesen: Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes, *Freshwater Biology* 55 (2010) 893-908.
- [Spencer & Ksander 2002] Spencer, D. F. and G. G. Ksander: Sedimentation disrupts natural regeneration of *Zannichellia palustris* in Fall River, California. *Aquatic Botany* 73 (2002) 137-147.
- [Steffens u.a. 1993] Steffens, W., T. Mattheis and M. Riedel: Field Observations on the Production of Rainbow-Trout (*Oncorhynchus-Mykiss*) Under High-Concentrations of Water-Borne Iron, *Aquatic Sciences* 55 (1993) 173-178.
- [Stumm & Morgan 1996] Stumm, W. and J.J. Morgan: *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters.* (Environmental science and technology) - 3. ed.; John Wiley & Sons, Inc., 1996.
- [Sykora u.a. 1975] Sykora, J. L., E. J. Smith, M. Synak and M. A. Shapiro: Some Observations on Spawning of Brook Trout (*Salvelinus-Fontinalis*, Mitchill) in Lime Neutralized Iron Hydroxide Suspensions, *Water Research* 9 (1975) 451-458.
- [Uhlmann & Arnold 2003] Uhlmann, W. und I. Arnold: Eisenausfällungen im Lausitzer Braunkohle-revier. Teil 2: Geochemie und Genese der Inkrustierung. *Surface Mining, Braunkohle & Other Minerals* 55 (3): 276-287.
- [Uhlmann u.a. 2007] Uhlmann, W.; A. Gröschke, I. Arnold und W. Rolland: Wirkungen von Eisenhydroxidschlamm aus der Grubenwasseraufbereitung auf die Gewässerchemie von Tagebauseen in der Lausitz. In: Vortragsband zum Workshop vom 22. - 23. Februar 2007 an der TU Bergakademie Freiberg, ISBN 978-3-86012-327-0, Seiten 109 – 121.
- [Updegraff & Sykora 1976] Updegraff, K. F. and J. L. Sykora: Avoidance of lime-neutralized iron hydroxide solutions by coho salmon in the laboratory, *Environmental Science & Technology* 10 (1976) 51-54.
- [Utne-Palm 2002] Utne-Palm, A. C.: Visual feeding of fish in a turbid environment: Physical and behavioural aspects, *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 35 (2002) 111-128.
- [Van de Weyer et al. 2009] Van de Weyer, K., J. Pätzolt, P. Tigges, C. Raape and S. Oldorf: Flächenbilanzierungen submerser Pflanzenbestände – dargestellt am Beispiel des Großen Stechlinsees (Brandenburg) im Zeitraum von 1962-2008. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 18 (2009) 137-142.
- [Van de Weyer 2012] Mündliche Mitteilung.
- [Vlahos et al. 1995] Vlahos, P., D. Mackay, S.J. Eisenreich and K.C. Hornbuckle: Exchange of Chemicals between the Atmosphere and lakes. In: Lerman, A., Imboden, D. and J. Gat (1995): *Physics and chemistry of lakes.* Springer-Verlag, Berlin. ISBN 0-387-57891-9.
- [Weyhenmeyer u.a. 1997] Weyhenmeyer, G., L. Hakanson and M. Meili: A validated model for daily variations in the flux, origin, and distribution of settling particles within lakes, *Limnology and Oceanography* 42 (1997) 1517-1529.