

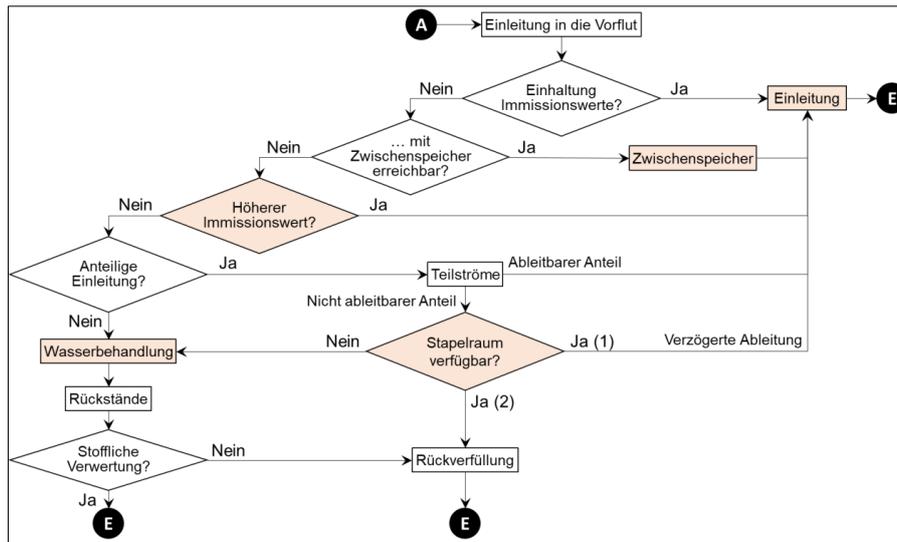
Für die KSL Kupferschiefer Lausitz GmbH



## Kupferschieferbergwerk Spremberg:

# Umweltverträgliche Verbringung von Abraum und Erzaufbereitungsrückständen sowie bergbauliches und nachbergbauliches Wassermanagement

Bestellung vom 27.08.2021  
Projektnummer 15/21



Entscheidungsbaum für das Flutungwassermanagement zum Kupferbergbau der KSL.

Dresden, am 19.04.2022



Für die KSL Kupferschiefer Lausitz GmbH

**KSL**

KUPFERSCHIEFER LAUSITZ ®

## Kupferschieferbergwerk Spremberg:

# Umweltverträgliche Verbringung von Abraum und Erzaufbereitungsrückständen sowie bergbauliches und nachbergbauliches Wassermanagement

Auftraggeber: KSL Kupferschiefer Lausitz GmbH  
03031 Spremberg, Burgstr. 1

Bestellnummer: vom 27.08.2021

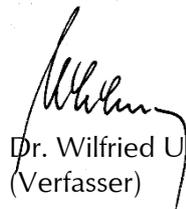
Ansprechpartner: Herr Blas Urioste

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

Projektnummer: 15/21

Bearbeiter: Dr. Wilfried Uhlmann  
Dipl.-Hydrologe Kai Zimmermann  
M. Sc. (Geoökologie) Wiebke Seher  
Dipl.-Geoökologe Dirk Seiler

Dresden, am 19.04.2022



Dr. Wilfried Uhlmann  
(Verfasser)





## Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	1
Tabellenverzeichnis.....	2
Bilderverzeichnis.....	6
Gleichungsverzeichnis.....	10
Abkürzungsverzeichnis.....	10
Begriffe.....	11
Zusammenfassung.....	14
1    Veranlassung und Aufgabenstellung.....	18
2    Kenntnisstand.....	21
2.1    Kinetik.....	21
2.2    Veränderte Voraussetzungen.....	22
2.3    Neue Informationen.....	23
3    Umweltverträgliche Verbringung von Abraum und Erzaufbereitungsrückständen.....	23
3.1    Eingangsdaten.....	23
3.1.1    Massen- und Volumenströme.....	23
3.1.2    Eigenschaften der Flotationsrückstände.....	25
3.1.3    Bewertungsmaßstäbe.....	26
3.2    Eingrenzung der Verbringungsvarianten.....	27
3.3    Verspülung in den Bergbaufolgesee Spreetal- Nordost (B1).....	27
3.3.1    Beschreibung.....	27
3.3.2    Nutzungsbedingungen.....	31
3.3.3    Auswirkungen auf den Wasserpfad.....	32
3.3.4    Bewertung der Eignung.....	38
3.4    Oberirdische Ablagerung im TA Süd (D2).....	40
3.4.1    Beschreibung.....	40
3.4.2    Nutzungsbedingungen.....	43
3.4.3    Auswirkungen auf den Wasserpfad.....	43
3.4.4    Bewertung der Eignung.....	54
3.5    Oberirdische Ablagerung im TA Nord (K2).....	54
3.6    Verspülung im Restloch Nochten (K4).....	55
3.6.1    Beschreibung.....	55
3.6.2    Nutzungsbedingungen.....	57
3.6.3    Auswirkungen auf den Wasserpfad.....	58
3.7    Verspülung im Restloch Welzow (K5).....	64
3.8    Vergleich der Verbringungsvarianten.....	65
4    Bergbauliches und nachbergbauliches Wassermanagement.....	66
4.1    Geologie, Hydrogeologie und Geochemie.....	66
4.2    Sümpfungswasser.....	67
4.2.1    Wassermengen.....	67
4.2.2    Wasserbeschaffenheit.....	69
4.2.3    Prognose.....	78
4.3    Umgang mit dem Sümpfungswasser.....	79
4.4    Einleitung des Sümpfungswassers in Fließgewässer.....	80
4.4.1    Mögliche Einleitstellen.....	80
4.4.2    Bewertungsmaßstab.....	81
4.4.3    Nachweise der Auswirkungen.....	82
4.4.4    Spree.....	87
4.4.5    Lausitzer Neiße.....	93
4.4.6    Schwarze Elster.....	99
4.4.7    Oder.....	105
4.4.8    Bewertung.....	111
4.4.9    Unsicherheiten.....	114



4.5	Alternativen .....	114
4.5.1	Anteilige Einleitung in mehrere Fließgewässer .....	115
4.5.2	Verpressen .....	115
4.5.3	Zwischenstapelung.....	116
4.5.4	Entsalzung.....	116
4.5.5	Rückverfüllung.....	120
4.6	Schlussfolgerungen zum Sumpfungswassermanagement .....	121
5	Quellenverzeichnis .....	122

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Materialbilanz des Kupferbergbaus (Mittlere Massenströme).....	23
Tabelle 2:	Wassergehalt, Konsistenz und Dichte der Flotationsrückstände.....	24
Tabelle 3:	Volumenstrom des Wassers zur Verbringung der Flotationsrückstände. ....	24
Tabelle 4:	Massen- und Volumenströme der Rückstände des Flotationsprozesses. ....	24
Tabelle 5:	Körnung der Aufbereitungsrückstände nach [GMB 2010], [LAG 2010] und [GUB 2012] sowie abgeleitete Bodenkennwerte in Anlehnung an [BGR 2005].....	25
Tabelle 6:	Chloridgehalt des Roherzes und berechnete Chloridkonzentration im Formationswasser, Ausgangsdaten: [LAG 2011]. ....	25
Tabelle 7:	Eluierbare Stoffgehalte des Roherzes im Flotationsprozess, Ausgangsdaten: [LAG 2011]. ....	26
Tabelle 8:	Grenzwerte, Schwellenwerte und Orientierungswerte für aus dem Roherz eluierbare Stoffe nach [GrwV 2010/2017], [AbwV 2004/2022], [OGewV 2016/2020], [TrinkwV 2016/2021]. ....	26
Tabelle 9:	Einordnung der aus dem Roherz eluierbaren Schadstoffe in die Grundwasser- und Oberflächengewässerverordnung. ....	27
Tabelle 10:	Morphometrische und limnophysikalische Kennzahlen des Bergbaufolgesees Spreetal- Nordost. ....	28
Tabelle 11:	Wasserbilanz des Spreetaler Sees. ....	29
Tabelle 12:	Wasserbeschaffenheit des Spreetaler Sees am Ende der Sommerstagnation im Jahr 2021, Daten: Monitoring der LMBV.....	29
Tabelle 13:	Veränderung morphometrischer und limnophysikalischer Kenngrößen des Spreetaler Sees bei Einstapelung von 40 Mio. m <sup>3</sup> Erzaufbereitungsrückständen. ....	34
Tabelle 14:	Spanne der Stoffkonzentrationen im Spreetaler See nach 20-jähriger Einspülung der Flotationsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg ohne und mit Recyclierung des Prozesswassers. Werte auf zwei signifikante Stellen gerundet.....	37
Tabelle 15:	Maximale Konzentrationen relevanter chemischer Kennwerte in den Aufbereitungsrückständen (Angaben gerundet).....	45
Tabelle 16:	Kennwerte, Parameter und Randbedingungen des diskreten eindimensionalen Stofftransportmodells für die Halde. ....	46
Tabelle 17:	Maximale Konzentrationen relevanter chemischer Kennwerte im Sickerwasser der Halde (Angaben gerundet). ....	47



Tabelle 18:	Kennwerte, Parameter und Randbedingungen für das Stofftransportmodell der Aerationzone unter dem Haldenstandort. ....	48
Tabelle 19:	Maximale Konzentrationen relevanter chemischer Kennwerte im Sickerwasser der Aerationzone (Angaben gerundet). ....	49
Tabelle 20:	Kennzeichnung des Grundwassereinzugsgebietes des Haldenstandortes im TA Süd (D2). ....	50
Tabelle 21:	Grundwasserbeschaffenheit im Einzugsgebiet der Halde im TA Süd. ....	50
Tabelle 22:	Maximale Konzentrationen relevanter chemischer Kennwerte im Grundwasser unter der Halde und vor Exfiltration in die Spree (Angaben gerundet). ....	52
Tabelle 23:	Hydrologische Hauptzahlen der Spree sowie Volumenströme des Haldensickerwassers und des Grundwasserzustroms aus dem Einzugsgebiet der Halde TA Süd (D2). ....	53
Tabelle 24:	Durchfluss und Wasserbeschaffenheit der Spree an der Gütemessstelle Zerre (OBF21400) im Vergleich zur Grundwasserbeschaffenheit im Einzugsgebiet der Halde TA Süd bei einer Aufhaltung auf den blanken Untergrund (D2.1). ....	53
Tabelle 25:	Durchfluss und Wasserbeschaffenheit der Spree an der Gütemessstelle Zerre (OBF21400) im Vergleich zur Sickerwasserbeschaffenheit der Halde TA Süd bei Direkteinleitung des Haldensickerwassers (D2.2). ....	54
Tabelle 26:	Morphometrische und limnophysikalische Kennzahlen des zukünftigen Bergbaufolgesees im Tagebau Nochten (LE-B). ....	55
Tabelle 27:	Veränderung morphometrischer und limnophysikalischer Kenngrößen des zukünftigen BFS Nochten bei Einstapelung von 40 Mio. m <sup>3</sup> Erzaufbereitungsrückständen des Kupferbergwerkes Spremberg. ....	58
Tabelle 28:	Hydrochemische Kennzeichnung der an der Flutung des Bergbaufolgesees direkt oder indirekt beteiligten Wässer. ....	60
Tabelle 29:	Geogene Hintergrundwerte der hydrogeochemischen Einheit 01R17 „Lausitzer Känozoikum“ im Bereich der Kupferlagerstätte Spremberg für die relevanten Kennwerte im 50. und im 90. Perzentil nach HÜK200 HGW, Daten: [BGR & SGD 2014], Werte auf zwei signifikante Stellen gerundet. ....	60
Tabelle 30:	Zusammenfassung der Ergebnisse zur Prognose der Chloridkonzentration im Restsee Nochten bei flutungsbegleitender Verspülung der Flotationsrückstände des Kupferbergwerkes Spremberg. ....	62
Tabelle 31:	Veränderung morphometrischer und limnophysikalischer Kenngrößen des zukünftigen BFS Welzow bei Einstapelung von 40 Mio. m <sup>3</sup> Erzaufbereitungsrückständen des Kupferbergwerkes Spremberg (Datenquelle: LE-B). ....	64
Tabelle 32:	Bewertungsskala für die Tabelle 33. ....	65
Tabelle 33:	Vergleich der Verbringungsvarianten und Ableitung der Präferenz. ....	65
Tabelle 34:	Annahmen der UIT zu den Sumpfungswassermengen, Quelle: [UIT 2011]. ....	68
Tabelle 35:	Analysen des Formationswassers der Kupferlagerstätte Spremberg im Ergebnis von hydraulischen Schichtenprüfertesten (sogenannten Gestängetests), Quelle: [MK 1974c]. ....	70



Tabelle 36:	Moläquivalente Anteile des Formationswassers der Lagerstätte Spremberg in der Tabelle 35. ....	71
Tabelle 37:	Gesteinsbildende Minerale der Halogenese (Salzbildung), Quellen: [Rösler & Lange 1975]. ....	71
Tabelle 38:	Ermittlung der Gaspartialdrücke und Sättigungsindizes für die Analysen der Formationswässer aus [MK 1974c] nach dem PITZER-Modell. ....	72
Tabelle 39:	Massenanteile des Chlorids in verschiedenen Salzen (Angaben gerundet). ....	73
Tabelle 40:	Wasserbeschaffenheit der Sole in Bad Muskau, Quelle: [Käß & Käß 2008]. ....	75
Tabelle 41:	Wasserbeschaffenheit der Sole in Bad Muskau, Quelle: [Käß & Käß 2008]. ....	75
Tabelle 42:	Ermittlung der Gaspartialdrücke und Sättigungsindizes für die Sole Bad Muskau [Käß & Käß 2008] nach dem PITZER-Modell. ....	77
Tabelle 43:	Geochemisches Prozess- und Phasenmodell für die hydrogeochemische Modellierung des Sumpfungswassers der Kupferlagerstätte Spremberg mit dem PITZER-Ansatz. ....	77
Tabelle 44:	Prognosezahlen für den Volumenstrom und die Beschaffenheit des Sumpfungswassers in den Zeithorizonten des Kupferbergbaus. ....	78
Tabelle 45:	Zahlengerüst der Fa. UIT für die Salzbelastung des Sumpfungswassers nach 20 Jahren Betriebsdauer des Kupferbergwerks, Quelle: [UIT 2011]. ....	79
Tabelle 46:	Mögliche Einleitstellen für das Sumpfungswasser der KSL in regionale Fließgewässer. ....	81
Tabelle 47:	Orientierungswerte und Umweltqualitätsnormen ausgewählter bergbaurelevanter Kennwerte nach [OGewV 2016/2020] für die betroffenen Gewässertypen. ....	82
Tabelle 48:	Parametersätze für die abgeleiteten Signalmodelle nach Gleichung 1 zur Kennzeichnung der Durchflussabhängigkeit der Kennwerte Chlorid und Sulfat in den betrachteten Fließgewässern. ....	84
Tabelle 49:	Annahmen für die Modellvarianten zur Sumpfungswassereinleitung in die Fließgewässer. ....	87
Tabelle 50:	Messstellen zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit an der vorgeschlagenen Einleitstelle der KSL in die Spree. ....	88
Tabelle 51:	Hydrologische Kenngrößen des Durchflusses der Spree am Pegel Spremberg für relevante Zeithorizonte. Daten: LfU Brandenburg. ....	89
Tabelle 52:	Wasserbeschaffenheit der Spree an der Gütemessstelle Spremberg (SP_0020) in den hydrologischen Jahre 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. (Die relevanten Kennwerte Sulfat und Chlorid sind hervorgehoben). ....	90
Tabelle 53:	Mittlere Chloridkonzentration in der Spree nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand. ....	93



Tabelle 54:	Mittlere Sulfatkonzentration in der Spree nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.....	93
Tabelle 55:	Messstellen zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit an der Einleitstelle in die Lausitzer Neiße. ....	94
Tabelle 56:	Hydrologische Kenngrößen des Durchflusses der Lausitzer Neiße am Pegel Klein-Bademeusel für relevante Zeithorizonte. Daten: LfU Brandenburg.....	95
Tabelle 57:	Wasserbeschaffenheit der Lausitzer Neiße an der Gütemessstelle unterhalb Bad Muskau (NE_0010) in den hydrologischen Jahren von 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. Die relevanten Kennwerte Sulfat und Chlorid sind hervorgehoben.....	96
Tabelle 58:	Mittlere Chloridkonzentration in der Lausitzer Neiße nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.....	98
Tabelle 59:	Mittlere Sulfatkonzentration in der Lausitzer Neiße nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.....	98
Tabelle 60:	Messstellen zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit an der Einleitstelle in die Schwarze Elster. Daten: LfU Brandenburg.....	100
Tabelle 61:	Hydrologische Kenngrößen des Durchflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer für relevante Zeithorizonte. Daten: LfU Brandenburg.....	101
Tabelle 62:	Wasserbeschaffenheit der Schwarzen Elster an der Gütemessstelle Lauchhammer (SE_0050) in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. Die relevanten Kennwerte Sulfat und Chlorid sind hervorgehoben.....	102
Tabelle 63:	Mittlere Chloridkonzentration in der Schwarzen Elster nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.....	104
Tabelle 64:	Mittlere Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.....	105
Tabelle 65:	Messstellen zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit an der Einleitstelle in die Oder. ....	106
Tabelle 66:	Hydrologische Kenngrößen des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt für relevante Zeithorizonte. Daten. LfU Brandenburg.....	107
Tabelle 67:	Wasserbeschaffenheit der Oder an der Gütemessstelle oberhalb Eisenhüttenstadt (OD_0020) in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg Die relevanten Kennwerte Sulfat und Chlorid sind hervorgehoben.....	108



Tabelle 68:	Mittlere Chloridkonzentration in der Oder nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.....	110
Tabelle 69:	Mittlere Sulfatkonzentration in der Oder nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.....	110
Tabelle 70:	Maßgebliche Eckzahlen der Fließgewässer zur Bewertung der Einleitung des hochsalinaren Sumpfungswassers der KSL.....	112
Tabelle 71:	Mittlere Chloridkonzentrationen in den Fließgewässern nach Einleitung des gesamten hochsalinaren Sumpfungswassers der KSL ohne Nutzung eines Zwischenspeichers.....	112
Tabelle 72:	Vergleich der Einleitvarianten des hochsalinaren Sumpfungswassers des Kupferbergwerkes Spremberg. ....	114
Tabelle 73:	In die Spree und die Lausitzer Neiße unter Einhaltung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L ableitbare Sumpfungswassermengen. ....	115
Tabelle 74:	Übersicht über Technologien zur Behandlung von Solen mit Angabe der Verfahrensgrenzen, des spezifischen Energieverbrauchs und der Ausbeute. Die Ausbeute definiert das Verhältnis des Reinwassers zum Rohwasser. ....	117
Tabelle 75:	Prognosezahlen für den Volumenstrom und die Beschaffenheit des Sumpfungswassers in den Zeithorizonten des Kupferbergbaus.....	118
Tabelle 76:	Prozessgrößen zur Behandlung von hochsalinarem Sumpfungswasser des künftigen Kupferbergwerkes Spremberg mit BC und BCr.....	120

## Bilderverzeichnis

Bild 1:	Lageübersicht zum Kupferbergwerk Spremberg.....	19
Bild 2:	Physikalische und chemische Tiefenprofile des Spreetaler Sees im Hochsommer 2019, Daten: LMBV. ....	31
Bild 3:	Bathymetrie des Spreetaler Sees im aktuellen Zustand (oben) sowie bei Einstapelung von ca. 40 Mio. m <sup>3</sup> Aufbereitungsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg (unten).....	33
Bild 4:	Versorgung des Flotationsprozesses mit Prozesswassers als offenes System (links) oder als geschlossenes System (rechts). ....	35
Bild 5:	Massen- und Wasserbilanzschema für dieerspülung der Aufbereitungsrückstände des Dolomiterzes in einen Restsee bei offenem Wassermanagement.....	35
Bild 6:	Massen- und Wasserbilanzschema für dieerspülung der Aufbereitungsrückstände des Dolomiterzes in einen Restsee bei geschlossenem Wassermanagement mit Recyclierung des Prozesswassers. ....	36



Bild 7:	Prognose der Chloridkonzentration im Spreetaler See bei 20-jähriger Einspülung der Flotationsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg.....	37
Bild 8:	Grundwassereinzugsgebiet der Halde TA Süd für die Flotationsrückstände mit den prognostizierten nachbergbaulichen Grundwassergleichen und Trinkwasserschutzgebieten (Quelle der Grundwassergleichen: LE-B).....	41
Bild 9:	Geologischer Schnitt entlang des unterirdischen Einzugsgebietes der Halde für die Flotationsrückstände, Quelle: [VEM 2009]. ....	42
Bild 10:	Schematische Darstellung des aquatischen Wirkpfades für die Untervariante D2.1. ....	43
Bild 11:	Schematische Darstellung des aquatischen Wirkpfades für die Untervariante D2.2. ....	44
Bild 12:	Massen- und Wasserbilanz für die oberirdische Ablagerung der erdfeuchten Aufbereitungsrückstände des Dolomiterzes auf einer Halde. ....	44
Bild 13:	Entwicklung der Chloridkonzentration (links) und der Kupferkonzentration (rechts) in den Aufbereitungsrückständen. ....	45
Bild 14:	Prognose der Chloridkonzentration im Porenwasser der auf der Halde abgelagerten Aufbereitungsrückstände und im Sickerwasser an der Haldenbasis.....	47
Bild 15:	Prognose der Chloridkonzentration im Sickerwasser an der Haldenbasis und im Sickerwasser der Aerationszone unmittelbar vor dem Übergang ins Grundwasser.....	48
Bild 16:	Prognose der Chloridkonzentration im Sickerwasser der Aerationszone unmittelbar vor dem Übergang ins Grundwasser und im Grundwasser unter der Halde.....	51
Bild 17:	Prognose der Chloridkonzentration im Grundwasser unter der Halde und im Grundwasser vor der Exfiltration in die Spree. ....	52
Bild 18:	Prognostischer Verlauf der Flutung, der Volumenströme und der Wasserstandsentwicklung im Bergbaufolgesee Nochten im AG 1, Quelle: LE-B. ....	56
Bild 19:	Wasserbilanz des Restsees Nochten bei Flutungsbeginn im Mai 2038 mit $MQ = 63,6 \text{ m}^3/\text{min}$ Spreewasser sowie Einspülung von $36 \text{ m}^3/\text{min}$ Flotationsschlamm aus dem Kupferbergwerk Spremberg und Entnahme des gleichen Volumenstroms zur Bereitstellung von Prozesswasser. ....	59
Bild 20:	Konzept des Grundwasserseitenspeichers. ....	61
Bild 21:	Prognose der Chloridkonzentration im zukünftigen Restsee Nochten bei 20-jähriger Einspülung der Flotationsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg ab Flutungsbeginn (1. von oben), 5 Jahre nach Flutungsbeginn (2. von oben) und 10 Jahre nach Flutungsbeginn (3. von oben) sowie die Ausleitungsmengen (unten).....	63
Bild 22:	Prognose der Sumpfungswassermenge im Feld Spremberg, Quelle: [MK 1973]. ....	67
Bild 23:	Prognose der Sumpfungswassermenge bei aufeinanderfolgendem Abbau der Felder Graustein und Spremberg, Quelle: [MK 1974b]. ....	68



Bild 24:	Kationendreieck der Wasserbeschaffenheit von Solen in paläozoischen und mesozoischen Formationen Mitteldeutschlands nach [Seim & Tischendorf 1990] und Verortung der Wasseranalysen zu den Formationswässern aus [MK 1974c] (1 – Rotliegendes; 2 – Zechstein, Hauptdolomit; 3 – Zechstein, Hauptanhydrit; 4 – Trias; 5 – Jura und Kreide; 6 – rezentes Ozeanwasser).....	73
Bild 25:	Prognose der Salinität und Chloridkonzentration des Sumpfungswassers, Quelle: [MK 1974b]. .....	74
Bild 26:	Berechnung der hydrochemischen Zusammensetzung der Sole Bad Muskau für eine Bandbreite der Salinität zwischen 50 und 150 g/L. ....	78
Bild 27:	Gebietsübersicht mit dem geplanten Betriebsstandort der KSL und den möglichen Einleitstellen für das Sumpfungswasser (Nummerierung der Einleitstellen entsprechend der Tabelle 46). ....	81
Bild 28:	Schema des konzeptionellen Knotenpunktbilanzmodells zum Nachweis der Auswirkungen der Sumpfungswassereinleitung auf das Fließgewässer unter Berücksichtigung eines Zwischenspeichers.....	82
Bild 29:	Beispielhafte Darstellung eines Signalmodells für die Chloridkonzentration in Abhängigkeit vom Durchfluss der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer und der Gütemessstelle Lauchhammer. Daten: LfU Brandenburg.....	83
Bild 30:	Lageplan mit der vorgeschlagenen Einleitstelle des Sumpfungswassers der KSL in die Spree und mit den relevanten Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen. ....	88
Bild 31:	Ganglinie des Durchflusses der Spree am Pegel Spremberg in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. ....	89
Bild 32:	Ganglinie des Durchflusses der Spree am Pegel Spremberg als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Sulfatkonzentration an der Gütemessstelle Spremberg in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.....	91
Bild 33:	Ganglinie des Durchflusses der Spree am Pegel Spremberg als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Chloridkonzentration an der Gütemessstelle Spremberg in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.....	91
Bild 34:	Ableitbarer Anteil des Sumpfungswassers in die Spree bei Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0), 300 mg/L (Modellvariante G300/S0), 400 mg/L (Modellvariante G400/S0) und 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) in den Zeitschnitten des Kupferbergbaus. ....	92
Bild 35:	Lageplan mit der vorgeschlagenen Einleitstelle für das Sumpfungswasser der KSL in die Lausitzer Neiße und mit den relevanten Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen in der Lausitzer Neiße.....	94
Bild 36:	Ganglinie des Durchflusses der Lausitzer Neiße am Pegel Klein-Bademeusel in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte über 100 m <sup>3</sup> /s sind abgeschnitten).....	95



Bild 37:	Ganglinie des Durchflusses der Lausitzer Neiße am Pegel Klein-Bademeusel als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Sulfatkonzentration an der Gütemessstelle uh. Forst in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte über 100 m <sup>3</sup> /s sind abgeschnitten). ....	97
Bild 38:	Ganglinie des Durchflusses der Lausitzer Neiße am Pegel Klein-Bademeusel als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Chloridkonzentration an der Gütemessstelle uh. Forst in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte über 100 m <sup>3</sup> /s sind abgeschnitten). ....	97
Bild 39:	Ableitbarer Anteil des Sumpfungswassers in die Lausitzer Neiße bei Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0), 300 mg/L (Modellvariante G300/S0), 400 mg/L (Modellvariante G400/S0) und 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) in den Zeitschnitten des Kupferbergbaus.....	99
Bild 40:	Lageplan mit der vorgeschlagenen Einleitstelle für das Sumpfungswasser der KSL in die Schwarze Elster und den relevanten Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen an der Schwarzen Elster. ....	100
Bild 41:	Ganglinie des Durchflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.....	101
Bild 42:	Ganglinie des Durchflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Sulfatkonzentration an der Gütemessstelle Lauchhammer in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. ....	103
Bild 43:	Ganglinie des Durchflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Chloridkonzentration an der Gütemessstelle Lauchhammer in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. ....	103
Bild 44:	Ableitbarer Anteil des Sumpfungswassers in die Schwarze Elster bei Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0), 300 mg/L (Modellvariante G300/S0), 400 mg/L (Modellvariante G400/S0) und 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) in den Zeitschnitten des Kupferbergbaus.....	105
Bild 45:	Lageplan mit der vorgeschlagenen Einleitstelle für das Sumpfungswasser der KSL in die Oder und mit den relevanten Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen.....	106
Bild 46:	Ganglinie des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte über 1.000 m <sup>3</sup> /s sind abgeschnitten). ....	107
Bild 47:	Ganglinie des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Sulfatkonzentration an der Gütemessstelle oh. Eisenhüttenstadt in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte größer 1.000 m <sup>3</sup> /s sind abgeschnitten). ....	109
Bild 48:	Ganglinie des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Chloridkonzentration an der Gütemessstelle oh. Eisenhüttenstadt in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte größer 1.000 m <sup>3</sup> /s sind abgeschnitten). ....	109



Bild 49:	Ableitbarer Anteil des Sumpfungswassers in die Oder bei Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0), 300 mg/L (Modellvariante G300/S0), 400 mg/L (Modellvariante G400/S0) und 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) in den Zeitschnitten des Kupferbergbaus. ....	111
Bild 50:	Behandlungsschema für das RO-Konzentrat des Sumpfungswassers der Kohlemine Debiensko.....	119
Bild 51:	Solenkonzentrator (links) und Solenkristallisator (rechts) der Kohlemine Debiensko, aus [Xevgenos et. al. 2020].....	119
Bild 52:	Fließschema mit Volumen- bzw. Massenströmen und TDS-Gehalten. ....	120
Bild 53:	Entscheidungsbaum für das Flutungswassermanagement zum Kupferbergbau der KSL.....	121

## Gleichungsverzeichnis

Gleichung 1:	Signalmodell für die Durchflussabhängigkeit von Stoffkonzentrationen in Fließgewässern. ....	83
Gleichung 2:	Zeitdiskrete Volumenstrombilanz am Bilanzknoten. ....	84
Gleichung 3:	Stoffkonzentration einer konservativen Komponente im Mischwasser am Bilanzknoten.....	85
Gleichung 4:	Ermittlung des zulässigen Volumenstroms für die Einleitung von Sumpfungswasser zur Einhaltung einer vorgegebenen Stoffkonzentration (Grenz- bzw. Zielwert) im Fließgewässer. ....	85
Gleichung 5:	Ermittlung des Volumenstroms für den Rückhalt in bzw. die Abgabe aus einem Zwischenspeicher. ....	86
Gleichung 6:	Ermittlung des Zwischenspeicherinhalts. ....	86

## Abkürzungsverzeichnis

AbwV.....	Abwasserverordnung [AbwV 2004/2022]
ACP.....	Allgemeine physikalisch-chemische Parameter (Begriff der → OGeWV)
AEW.....	Alkalisches Eisenhydroxidwasser (wässrige Suspension des → EHS)
AWB.....	artificial water body (künstlicher Wasserkörper)
BbgWG .....	Brandenburgisches Wassergesetz [BbgWG 2012]
BC.....	Brine concentrator (Solenkonzentrator)
BCr.....	Brine crystallizer (Solenkristallisator)
BFS.....	Bergbaufolgese
CFL .....	Courant-Friedrichs-Lewy-Kriterium (Kriterium für die Stabilität numerischer Lösungen des Stofftransports)
ED/EDR .....	Electrodialysis (Elektrodialyse)
EHS.....	Eisenhydroxidschlamm
FO.....	Forward osmosis (Vorwärtsosmose)
GFE.....	VEB Geologische Forschung und Erkundung Halle/Saale
GrwV .....	Grundwasserverordnung [GrwV 2010/2017]
GW.....	Grundwasser
GWBA .....	Grubenwasserbehandlungsanlage
GWK .....	Grundwasserkörper



GWL.....	Grundwasserleiter
HPRO.....	High pressure reverse osmosis (Hochdruckumkehrosmose)
IWB .....	Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden
KSL .....	Kupferschiefer Lausitz GmbH Spremberg
LEAG .....	Dachmarke der → LE-B und → LE-K
LE-B.....	Lausitz Energie Bergbau AG Cottbus
LE-K.....	Lausitz Energie Kraftwerke AG Cottbus
LfU .....	Landesamt für Umwelt, Brandenburg
LfULG.....	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden
MD .....	Membrane distillation (Membrandestillation)
MED .....	Multi-effect distillation (Multieffektdestillation)
MSF .....	Multi-stage flash evaporation (Mehrstufige Entspannungsverdampfung)
NB.....	Nebenbestimmung
NWB.....	natural water body (Natürlicher Wasserkörper)
OARO .....	Osmotically assisted reverse osmosis (Osmotisch unterstützte Umkehrosmose)
OGewV .....	Oberflächengewässerverordnung [OGewV 2016/2020]
Ofw.....	Oberflächenwasser
OWK .....	Oberflächenwasserkörper
RO .....	Reverse osmosis (Umkehrosmose)
ROV .....	Raumordnungsverfahren
SI .....	Sättigungsindex
SOBA.....	Sächsisches Oberbergamt Freiberg
TrinkwV .....	Trinkwasserverordnung [TrinkwV 2016/2021]
VEM .....	Vattenfall Europe Mining AG (bis 2016)
WBalMo .....	<u>W</u> ater <u>B</u> alance <u>M</u> odel der DHI-WASY GmbH (wird als Ländermodell WBalMo Spree-Schwarze Elster für langfristige wasserwirtschaftliche Prognosen im Einzugsgebiet der Spree und der Schwarzen Elster eingesetzt)
WH.....	Wasserhaltung
WHG .....	Wasserhaushaltsgesetz [WHG 2009]
WRE.....	Wasserrechtliche Erlaubnis
WRRL .....	Wasserrahmenrichtlinie
ZLD .....	Zero liquid discharge (flüssigkeitsfreier Ablauf)

## Begriffe

Zur Förderung des Verständnisses werden nachfolgend die wichtigsten wiederkehrenden Fachbegriffe erläutert, wie sie in der vorliegenden Bearbeitung verwendet werden.

Begriff	Erläuterung
Acidität	Säuregehalt eines Wassers. Üblicherweise angegeben als Basenkapazität $K_{B4,3}$ und $K_{B8,2}$ in der Maßeinheit mmol/L.
ACP	Allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter nach der Definition der Oberflächengewässerverordnung [OGewV 2016/2020]. Wissenschaftstheoretisch falscher Gebrauch des Begriffes → <u>Parameter</u> . Siehe auch Definition eines → <u>Kennwertes</u> .
Alkalisches Eisenhydroxidwasser (AEW)	Primärprodukt bei der Behandlung eisenreicher Wässer im Gewinnungs- und Sanierungsbergbau. Feststoffgehalt < 2 %. Die überwiegenden Bestandteile des Feststoffes sind Eisenhydroxid (70 % bis 95 %), klastisches Material (üblicherweise < 10 %) und Calciumkarbonat (bis 25 %).



Begriff	Erläuterung
Bergbaufolgese	Der Begriff ist gleichwertig mit Tageausee, Tagebaurestsee, Restsee oder Tagebaurestgewässer. Unterschiedliche Verwendung bei Unternehmen und Behörden. Die LMBV favorisiert den Begriff Bergbaufolgese. Im Sächsischen Wassergesetz wird der Begriff Tagebaurestgewässer verwendet. In Brandenburg bestehen keine vergleichbaren Vorgaben.
CFL-Kriterium	Courant-Friedrich-Lewy-Kriterium: Kriterium für die Stabilität numerischer Lösungen des Stofftransports. Der Zeitschritt eines numerischen Modells muss so klein sein, dass sich der Stoff nicht weiter als ein Element weit bewegen kann. Auch umkehrbar: Bei festgelegten Zeitschritten muss das Element mindestens so groß sein, dass der Stoff sich nicht weiter als ein Element fortbewegen kann.
Eisenhydroxid-schlamm (EHS)	Konsolidierter, dominant aus Eisenhydroxid bestehender Rückstand in → <u>Grubenwasserreinigungsanlagen</u> bzw. <u>Grubenwasserbehandlungsanlagen</u> sowie in naturräumlichen Wasserbehandlungsanlagen, z. B. in Absetzteichen.
Erzkonzentrat	Hier: Durch → Flotation aus dem → Roherz angereichertes Erz.
Flotation	Physikalisches Verfahren zur Trennung feinkörniger Feststoffgemenge (u. a. Erze) in einer wässrigen Aufschlämmung (Suspension) mit Hilfe von Luftblasen unter Nutzung der unterschiedlichen Oberflächenspannung von Partikeln.
Fluten Flutung	Planmäßiges Füllen eines Grubenbaues oder eines Tagebaurestloches durch Wiederanstieg des Grundwassers und/oder durch Wasserzuführung von außen (sogenanntes Flutungswasser).
Formationswasser	Das in den Poren und Klüften von Gesteinsformationen enthaltene Wasser. Grenzt sich vom Begriff des Grundwassers dadurch ab, dass es nicht kohärent sein und nicht am Wasserkreislauf teilnehmen muss. Umfasst auch eingeschlossenes fossiles Wasser.
Grubenwasser Sümpfungswasser	Gesamtheit des in einem Bergbau (Tagebau oder Tiefbau) zu fassenden Wassers.
Grubenwasser- behandlungsanlage (GWBA)	Sprachgebrauch bei der LE-B. Großtechnische Anlage zur Behandlung von eisenreichem und ggf. saurem → <u>Grubenwasser</u> mit den möglichen verfahrenstechnischen Bausteinen Belüftung, mechanische Entsäuerung, Kalkung, Flockung und Sedimentation.
Grubenwasser- reinigungsanlage (GWRA)	Sprachgebrauch bei der LMBV. Identisch mit einer → <u>Grubenwasserbehandlungsanlage (GWBA)</u> .
Grundwasser- beschaffenheit Wasserbeschaffenheit	Wertungsfreie naturwissenschaftliche Beschreibung der physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Eigenschaften eines Grundwassers bzw. Gewässers.
Grundwassergüte bzw. Gewässergüte	Wertende Bezeichnung für die Beschaffenheit eines Grundwassers bzw. Gewässers. Häufig im Zusammenhang mit normativen Regelungen (Oberflächengewässerverordnung, Grundwasserverordnung, Trinkwasserverordnung, Badegewässerverordnung usw.) gebraucht. Unterschiedliche Begriffsverwendung zur → <u>Grundwasserbeschaffenheit</u> bzw. <u>Wasserbeschaffenheit</u> .
Grundwasserkörper (GWK)	Juristischer Begriff der EG-WRRL, des WHG und der GrwV: Abgegrenztes Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter, siehe § 3 Nr. 6 [GrwV 2010/2017]. Hier stehen Umwelt- und Nutzungsaspekte im Vordergrund. Hydrogeologisch nicht eindeutig abgegrenzt.
Halogenese	Erdgeschichtlicher Bildungsprozess evaporitischer Sedimente aus dem Wasser des Ozeans.



Begriff	Erläuterung
Kennwert Kenngröße	Quantitative Maßzahl eines physikalischen oder chemischen Zustandes, zeitlich veränderlich. Beispiele: Wasserspiegel in einem Oberflächengewässer oder im Grundwasser; Wassertemperatur, pH-Wert sowie Eisen- und Sulfatkonzentration. Unterschied zum → <u>Parameter</u> .
Kinetik	In der Chemie und in der chemischen Verfahrenstechnik ist die Kinetik die Lehre von der Ordnung und der Geschwindigkeit von physikochemischen Prozessen und chemischen Reaktionen. Der Begriff Kinetik wird im Erzbergbau im weiteren Sinne für die Stofffreisetzung aus den Aufbereitungsrückständen in die Umwelt gebraucht.
Kupferschiefer (Wuchiapingium)	Kalkhaltiger, organikreicher, gelegentlich bituminöser Horizont dunkel gefärbter, feingeschichteter mariner Tonsteine mit fein verteiltem Pyrit am Übergang vom Rotliegenden bzw. Weißliegenden (Unter- und Mittelperm heute: Cisuralium bzw. Guadalupium) zum Zechstein (Oberperm, heute Lopingium). Stratigraphisch dem Oberperm zugehörig. Lokal stark mit sulfidischen Kupfer-, Zink- und Bleimineralen angereichert.
Oberflächenwasserkörper (OWK)	Juristischer Begriff der EG-WRRL, des WHG und OGewV: Einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines oberirdischen Gewässers, der mittels einer repräsentativen Messstelle gekennzeichnet wird.
Parameter	Quantitative Maßzahl als feststehende Stoffeigenschaft, z. B. DARCY-Durchlässigkeitsbeiwert oder $k_f$ -Wert eines Grundwasserleiters, Manning-Strickler-Beiwert eines Gerinnes, intrinsische kinetische Reaktionskonstanten der Eisenoxidation und Eisensedimentation usw. Unterschied zu → <u>Kennwert</u> .
Prozesswasser	Betriebswasser für die → Flotation.
Restloch	Hohlform im Gelände, die durch Massenentnahme nach Abschluss eines Tagebaubetriebs zurückbleibt.
Roherz	Aus dem Berg gewonnenes, originales erzhaltiges Gestein.
Sole	Eine wässrige Lösung von Salzen. Nach unterschiedlicher Definition ab einem Salzgehalt von 14 g pro Kilogramm Wasser.
stack (engl.)	Stapel.
tailing (engl.)	Rückstand, Halde.
Umweltqualitätsnorm (UQN)	Im Sinne von § 2 Nr. 3 der [OGewV 2016/2020] die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf.
Versauerung	Verschiebung der Säure-Basen-Bilanz in einem → <u>Oberflächengewässer</u> oder → <u>Sümpfungswasser</u> hin zur Dominanz starker Säuren. Die Maßzahl einer Versauerung ist nicht notwendiger Weise der pH-Wert. Siehe auch → <u>Versauerungsdisposition</u> und → <u>Versauerungspotenzial</u> .
Versauerungsdisposition	Eigenschaft eines → <u>anoxischen</u> Grundwassers, bei Belüftung und der dadurch ausgelösten Oxidation des zweiwertigen Eisens und der Hydrolyse des entstehenden dreiwertigen Eisens oder vergleichbarer hydrolytischer Metalle (z. B. Aluminium) zur → <u>Versauerung</u> zu neigen. Die Versauerungsdisposition kann durch den Kennwert $pH_{ox}$ beschrieben werden.
Versauerungspotenzial	Quantitative Maßzahl für die → <u>Versauerungsdisposition</u> . Angabe als Basenkapazität in mmol/L gegenüber einem definierten pH-Wert. In Anlehnung an die Hydrochemie des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes empfehlen sich die Verwendung der Kennwerte $K_{B4.3}^{ox}$ und/oder $K_{B8.2}^{ox}$ .



## Zusammenfassung

- (1) Die KSL Kupferschiefer Lausitz GmbH (KSL) plant den Aufschluss und den Abbau der Kupferlagerstätte Spremberg. Dazu wurden in Jahren 2009 bis 2014 eine technische Konzeptplanung, Erkundungsbohrungen und geochemische Untersuchungen durchgeführt sowie diverse Gutachten verfasst. Ein Raumordnungsverfahren (ROV) wurde begonnen, aber noch nicht zu Ende geführt. Von den beteiligten Behörden wurden im Zuge des ROV im Jahr 2017 ein ergänzender Informationsbedarf formuliert. Dieser Informationsbedarf wird vorliegend bearbeitet. Das Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (IWB) wurde mit Arbeiten zum Schutzgut Wasser mit den Schwerpunkten umweltverträgliche Verbringung von Abraum und Erzaufbereitungsrückständen sowie zum bergbaulichen und nachbergbaulichen Wassermanagement beauftragt.
- (2) Im Jahr 2013 wurden in einer Studie zur Lösekinetik der Aufbereitungsrückstände der Kupfererzflotation Varianten zur Verbringung der Rückstände erarbeitet. Im Vergleich zu dieser Bearbeitung haben sich inzwischen die energiepolitischen Rahmenbedingungen verändert. Durch den gesetzlich fixierten Ausstieg der Bundesrepublik Deutschland aus der Kohleverstromung scheidet eine Mitverkipfung der Rückstände in den Braunkohlentagebauen Nochten und Welzow-Süd der LE-B als Option aus. Weitere Verbringungsoptionen sind die Verspülung in einen nahegelegenen Bergbaufolgesee der LMBV, bevorzugt Spreetal-Nordost (Variante B1), in die Resträume der Tagebaue Nochten oder Welzow-Süd der LE-B (Varianten K4 bzw. K5) sowie die Stapelung auf einer neu zu errichtenden Halde (Varianten D2 oder K1).
- (3) Gemäß den aktuellen Planungen der KSL sollen im Mittel 13.700 t/d Roherz gewonnen werden. Davon werden ca. 5 % bzw. 685 t/d durch Flotation als Erzkonzentrat abgetrennt. Von den Rückständen soll das gröbere Material der Sandsteinvererzung im Umfang von ca. 30 % bzw. 3.905 t/d als Versatz wieder in die Grube eingebaut werden. Die feineren Aufbereitungsrückstände der Dolomitvererzung im Umfang von ca. 70 % bzw. 9.111 t/d sind zur Verbringung in einen Restraum oder auf eine Halde vorgesehen. Bei einer geplanten Betriebsdauer des Kupferbergwerkes von 20 Jahren fallen etwa 41 Mio. m<sup>3</sup> zu verwahrende Flotationsrückstände mit einem durchschnittlichen Wassergehalt von ca. 18 % an.
- (4) Die Verspülung in einen Restsee (B1) oder in einen Restraum (K4 bzw. K5) erfolgt als Suspension mit einem Wassergehalt von ca. 85 %. Bei einem Anfall von 9.111 t/d ist dazu ein kontinuierlicher Volumenstrom von ca. 0,6 m<sup>3</sup>/s erforderlich. Der Volumenstrom muss entweder als Frischwasser zur Verfügung gestellt oder aus dem Verspülraum zurückgewonnen werden. Für die Einstapelung auf einer Halde müssen die Aufbereitungsrückstände auf einen Wassergehalt zwischen 15 % und 20 % (Mittelwert 18 %) entwässert werden. Das mit dem Reststoff auf die Halde verbrachte Wasser (ca. 23 L/s) muss ersetzt werden.
- (5) Die **Problemstoffmatrix** der Aufbereitungsrückstände wurde aus den Eluatuntersuchungen des Roherzes 2011 abgeleitet. Danach fanden sich in den Eluaten im Phasenverhältnis von 10:1 L/kg in messbaren Konzentrationen Chlorid, Sulfat, Kupfer, Arsen, Barium, Kobalt, Molybdän, Zink und Bor. Diese Stoffe werden im Folgenden als Laststoffe bezeichnet. Die Hochrechnung der Chloridkonzentration im Eluat auf die Konzentration im Formationswasser stimmt gut mit den Annahmen zur Chloridkonzentration des Formationswassers in den Thesen (18) und (19) überein.
- (6) Die Auswirkungen der eluierbaren Laststoffgehalte auf den Wasserpfad wurden zunächst für **Chlorid** berechnet. Die Berechnungen erfolgten konservativ, d. h. ohne Berücksichtigung von Rückhalt und Abbau. Unter Verwendung des Massenverhältnisses der sonstigen Laststoffe nach These (5) zum Chlorid im Eluat wurden unter



Berücksichtigung ihrer natürlichen Hintergrundkonzentrationen konservative Abschätzung für die maximalen Konzentrationen dieser Laststoffe getroffen. Die getroffenen Annahmen für die Laststoffausbreitung bilden einen Worst Case ab.

- (7) Der **Spreetaler See** hat derzeit bei einem Wasserspiegel von +104,9 m NHN ein Volumen von ca. 85 Mio. m<sup>3</sup>. Er befindet sich noch in der Phase der Wiedernutzbarmachung. Bei Erreichen des geplanten Endwasserstandes von +107,5 m NHN wird er ein Volumen von ca. 89 Mio. m<sup>3</sup> einnehmen. Der Spreetaler See kann die gesamte Feststoffkubatur der Aufbereitungsrückstände nach These (3) vollständig aufnehmen. Die bereits längere Nutzung des Sees zur Verspülung von Eisenhydroxidschlämmen der GWBA Schwarze Pumpe (LE-B) wird dadurch nicht eingeschränkt. Auch nach der Verringerung des Seevolumens auf fast die Hälfte behält der See seinen dimiktischen Charakter bei. Bei einer Tiefeneinleitung der Flotationsrückstände sind keine Nutzungseinschränkungen zu erwarten.
- (8) Die Betrachtungen zu den Auswirkungen der Verspülung auf den Wasserpfad unterscheiden den Fall eines offenen Wassermanagements durch Zufuhr von Frischwasser als Prozesswasser zum Flotationsreaktor (B1.1) und eines geschlossenen Wassermanagements durch Recyclierung des Prozesswassers aus dem Verspülraum (B1.2).
- (9) Bei einem **offenen Wassermanagement (Variante B1.1)** erhöht sich die Chloridkonzentration im Spreetaler See durch die Verspülung auf etwa 500 mg/L. Die sonstigen Laststoffe erreichen keine relevanten Konzentrationsniveaus. Nach Einstellung der Verspülung verringert sich die Chloridkonzentration innerhalb von drei Jahrzehnten auf Werte < 200 mg/L. Die Versorgung mit Frischwasser in einer Größenordnung von 0,6 m<sup>3</sup>/s ist in Anbetracht des angespannten Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet der Spree nicht gesichert. Der permanente Abstrom des Überschusswassers im gleichen Umfang würde in die Seen der Erweiterten Restlochkeette erfolgen. Die Überleitung wäre stofflich unbedenklich. Der Überleiter (ÜL 1) und die Schleuse zum Sabrodter See sind für einen Durchfluss von ca. 0,6 m<sup>3</sup>/s jedoch hydraulisch nicht ausgelegt.
- (10) Bei einem **geschlossenen Wassermanagement (Variante B1.2)** steigt die Chloridkonzentration im Spreetaler See bis über 2.200 mg/L. Die natürliche Verdünnung des Seewassers auf eine Chloridkonzentration < 200 mg/L nach Einstellung der Verspülung dauert etwa 60 Jahre. Der Abstrom aus dem Spreetaler See ins Grundwasser ist gering und derzeit in die Bluno-Bahnsdorfer Rinne zur Entwässerungskontur des Tagebaus Welzow-Süd gerichtet. Nach dem Grundwasserwiederanstieg im Tagebau Welzow-Süd wird er sich weiter verringern. Durch den Grundwasserabstrom und dem damit verbundenen Stoffaustrag werden keine aquatischen Schutzgüter gefährdet.
- (11) Im Fall der **Ablagerungen** der Flotationsrückstände **auf einer Halde** wird das Prozesswassers für die Flotation recycelt. Der Wasserverlust des Prozesswassers mit den erdfeuchten Flotationsrückständen in Höhe von rund 23 L/s muss ausgeglichen werden. Im Flotationsprozess und in den Aufbereitungsrückständen reichert sich die Chloridkonzentration innerhalb der ersten Betriebsjahre auf etwa 1.900 mg/L an.
- (12) Die Betrachtungen zu den Auswirkungen einer Aufhaldung auf den Wasserpfad unterscheiden den Fall einer Aufhaldung auf dem blanken Untergrund (D2.1) und den Fall einer Aufhaldung mit Basisabdichtung und Sickerwasserfassung (D2.2). Den obersten Grundwasserleiter am geplanten Haldenstandort bilden etwa 70 Meter mächtige frühsaalekaltzeitliche fluviale Sande (G160). Das Grundwasser strömt von der Wasserscheide östlich des Haldenstandortes nach Westen und entlastet in die Spree. Die Grundfläche der Halde im TA Süd nimmt ca. 120 Hektar in Anspruch. Die Halde



erreicht eine Höhe von etwa 42 Meter. Der Standort der Halde TA Süd liegt mit 30 Meter Flurabstand grundwasserfern.

- (13) Bei einer **Aufhaltung auf dem blanken Untergrund (D2.1)** wird das Haldensickerwasser die Aerationzone passieren und in den Grundwasserleiter eindringen, mit dem Grundwasserstrom zur Spree transportiert und hier entlastet. Das Sickerwasser wird nach ca. 50 Jahren mit einer maximalen Chloridkonzentration von knapp 1.300 mg/L auf das Grundwasser treffen und sich einmischen. Die maximale Chloridkonzentration im Grundwasser unter der Halde wird nach etwa 90 Jahren mit etwa 220 mg/L erwartet. Auf dem Fließweg zur Spree wird das Grundwasser durch Grundwasserneubildung verdünnt. Die höchste Chloridkonzentration am Übertritt in die Spree wird nach ca. 170 Jahren mit etwa 75 mg/L prognostiziert.
- (14) Bei einer **Aufhaltung mit Basisabdichtung und Sickerwasserfassung (D2.2)** wird das Sickerwasser gefasst und kann im günstigsten Fall direkt in die Spree eingeleitet werden. Während der Betriebsphase wird mit einem Volumenstrom des Sickerwassers von ca. 7 bis 8 L/s und nach der Rekultivierung der Halde von ca. 5 bis 6 L/s gerechnet. Die maximale Chloridkonzentration im Sickerwasser wird nach ca. 30 Jahren mit etwa 1.300 mg/L erwartet.
- (15) Eine weitere Option für die Verbringung der Aufbereitungsrückstände ist die Verspülung in die **Resträume des Braunkohlenbergbaus** der LE-B. Hierfür kommen die nahegelegenen Tagebaue Nochten und Welzow-Süd in Betracht. Beide Tagebaue bieten mit ihren künftigen Bergbaufolgeseen in den aktuellen Abbaufeldern von 660 bzw. 590 Mio. m<sup>3</sup> ausreichend Stapelraum. Die Verspülung kann unabhängig vom Betriebs- und Rekultivierungszustand der Tagebaue dargestellt werden, womit der Kupferbergbau unabhängig von den energiepolitischen Entwicklungen in den nächsten Jahren ist.
- (16) Die Auswirkungen der Verspülung der Aufbereitungsrückstände aus der Kupfererzflotation wurden beispielhaft am **Tagebau Nochten** bilanziert. Das Restloch des Tagebaus Nochten soll aus der Spree geflutet werden. Bei einem geplanten mittleren Flutungsstrom von 1,06 m<sup>3</sup>/min dauert die Flutung etwa 28 Jahre. Die Flutung des Restsees erfolgt aus geotechnischen Gründen mit einem Vorsprung vor dem Grundwasserwiederanstieg, so dass in der Anfangsphase Seewasser ins Grundwasser abströmt. Später kehrt sich die Grundwasserfließrichtung um. Bei zeitgleichem Beginn der Verspülung und der Flutung steigt die Chloridkonzentration innerhalb von 20 Jahren Betriebszeit auf maximal 350 mg/L. Nach Einstellung der Verspülung verdünnt sich die Chloridkonzentration im Bergbaufolgensee. Mit Erreichen des Endwasserstandes beträgt die Chloridkonzentration etwa 250 mg/L. Nachbergbaulich stellt sich ein Grundwasserzustrom zum Restsee ein, der zunächst das in die Grundwasserleiter abgeströmte Seewasser in den Restsee zurücktransportiert. Dadurch und durch die lange Verweilzeit des Restsees von annähernd 100 Jahren dauert der Rückgang der Chloridkonzentration auf den Hintergrundwert weit über 100 Jahre. Die Ausleitung aus dem gefluteten Restsee Nochten in die Struga führt dort zu einer Erhöhung der Chloridkonzentration auf ca. 100 bis 130 mg/L. Die Auswirkung auf die Spree ist marginal.
- (17) Für den künftigen Restsee im **Tagebau Welzow-Süd** liegen keine aktuellen Flutungsszenarien vor. Die morphometrischen Daten und die künftige wasserwirtschaftliche Konstellation sind ähnlich wie im Tagebau Nochten. Deshalb können die zum Tagebau Nochten getroffenen Aussagen auch auf den Tagebau Welzow-Süd vollständig übertragen werden.
- (18) Im Grubenbau des geplanten Kupferbergwerkes fällt **Sümpfungswasser** an. Die Informationen zu den Mengen und zur Wasserbeschaffenheit des Sümpfungswasser



wurden im Wesentlichen aus den Untersuchungen des VEB Mansfeld Kombinat Sangerhausen in den 1970er Jahren bezogen. Diesen Untersuchungen lagen Erfahrungswerte des Kupferbergbaus im Südharz und im polnischen Polkowice sowie hydraulische Berechnungen und Erkundungsergebnisse zugrunde. Die Annahmen wurden anhand jüngerer Befunde des polnischen Kupferbergbaus plausibilisiert. Im Ergebnis dieser Betrachtungen wird von einer Zunahme der Menge und der Salinität des Sumpfungswassers während der Ausbeutung der Lagerstätte ausgegangen. Das Sumpfungswasser fällt über eine Dauer von 25 Jahren<sup>1</sup> im Mittel von etwa 6.000 m<sup>3</sup>/d mit einer zunehmenden Salinität von 50 auf 125 g/L an.

- (19) Die Erkenntnisse zur **Hydrochemie des Sumpfungswassers** resultieren aus den Untersuchungen des VEB Mansfeld Kombinat Sangerhausen zur Kupferlagerstätte Spremberg und Schleife in den 1970er Jahren sowie aus Analogiebetrachtungen zum Kupferbergbau im Südharz. Diese gingen von Formationswässern des Natrium-Chlorid-Typs aus. Neue Erkenntnisse wurde aus der benachbarten Solebohrungen Bad Muskau bezogen, die den Mittleren und Unteren Buntsandstein aufschließt und hier ein Natrium-Chlorid-Wasser mit einer Salinität von ca. 75 g/L erschließt. Die nachträgliche Auswertung von Gesteinestests in Erkundungsbohrungen am Nordrand des Feldes Schleife Anfang der 1970er Jahre wies im Rotliegenden und Zechstein Formationswässer mit einer Salinität von 260 bis 320 g/L nach. Die Formationswässer sind mit Halit (Steinsalz) gesättigt und überwiegend vom Magnesium-Natrium-Chlorid-Typ.
- (20) Nach Evaluation der frühen Untersuchungen des VEB Mansfeld Kombinat, unter Berücksichtigung des aktuellen Zustandes des Braunkohlenbergbaus und unter Einbeziehung des neuen Standes der Technik wurde das **Sumpfungswassermanagement** unter neuen Gesichtspunkten betrachtet. In die nähere Betrachtung kamen die Einleitung in ein Fließgewässer und die Entsalzung. Darüber hinaus wurden eine temporäre Einstapelung in eine Bergbauhohlform des Braunkohlenbergbaus im Zusammenhang mit der späteren Flutung des Kupferbergwerkes in die Diskussion eingebracht.
- (21) Der bevorzugte Weg zur Entsorgung des Sumpfungswassers ist die **Einleitung in eine Vorflut**. Als aufnehmende Fließgewässer wurden in der Reihenfolge zunehmender Entfernung vom Standort des Kupferbergwerkes die Spree bei Spremberg (ca. 3 km Luftlinie), die Lausitzer Neiße bei Bad Muskau (ca. 22 km Luftlinie), die Schwarze Elster bei Schwarzheide (ca. 44 km Luftlinie) und die Oder bei Eisenhüttenstadt (ca. 61 km Luftlinie) betrachtet.
- (22) Unter Berücksichtigung der Vorbelastung der genannten Fließgewässer mit Chlorid, ihrer Durchflüsse und der gewässerspezifischen Orientierungswerte nach Anlage 7 OGewV wurde ein **Aufnahmevermögen** für Salzfrachten (speziell für Chlorid und Sulfat) berechnet und ermittelt, unter welchen Bedingungen eine Einleitung konfliktfrei möglich bzw. limitiert ist. Die Bedingungen für die Einleitung wurden durch einen flussnahen fiktiven Zwischenspeicher optimiert.
- (23) Die Betrachtungen zeigen, dass das Aufnahmevermögen für die Chloridfrachten in der Spree und in der Schwarzen Elster bereits in der Anfangsphase des Kupferbergbaus bei verhältnismäßig niedrigen Sumpfungswassermengen und vergleichsweise niedriger Salinität schnell erschöpft ist. Darüber hinaus sind beide Fließgewässer durch den Braunkohlenbergbau mit Sulfat bereits so stark vorbelastet, dass sie über kein Aufnahmevermögen für zusätzliche Sulfatfrachten verfügen. Die Lausitzer Neiße hat

---

<sup>1</sup> Die Sumpfung dauert länger als die eigentliche Lagerstättenexploitation. Sie ist vorlaufend während der Vorrichtung und nachlaufend für die Verwahrung des Grubenbaus erforderlich.



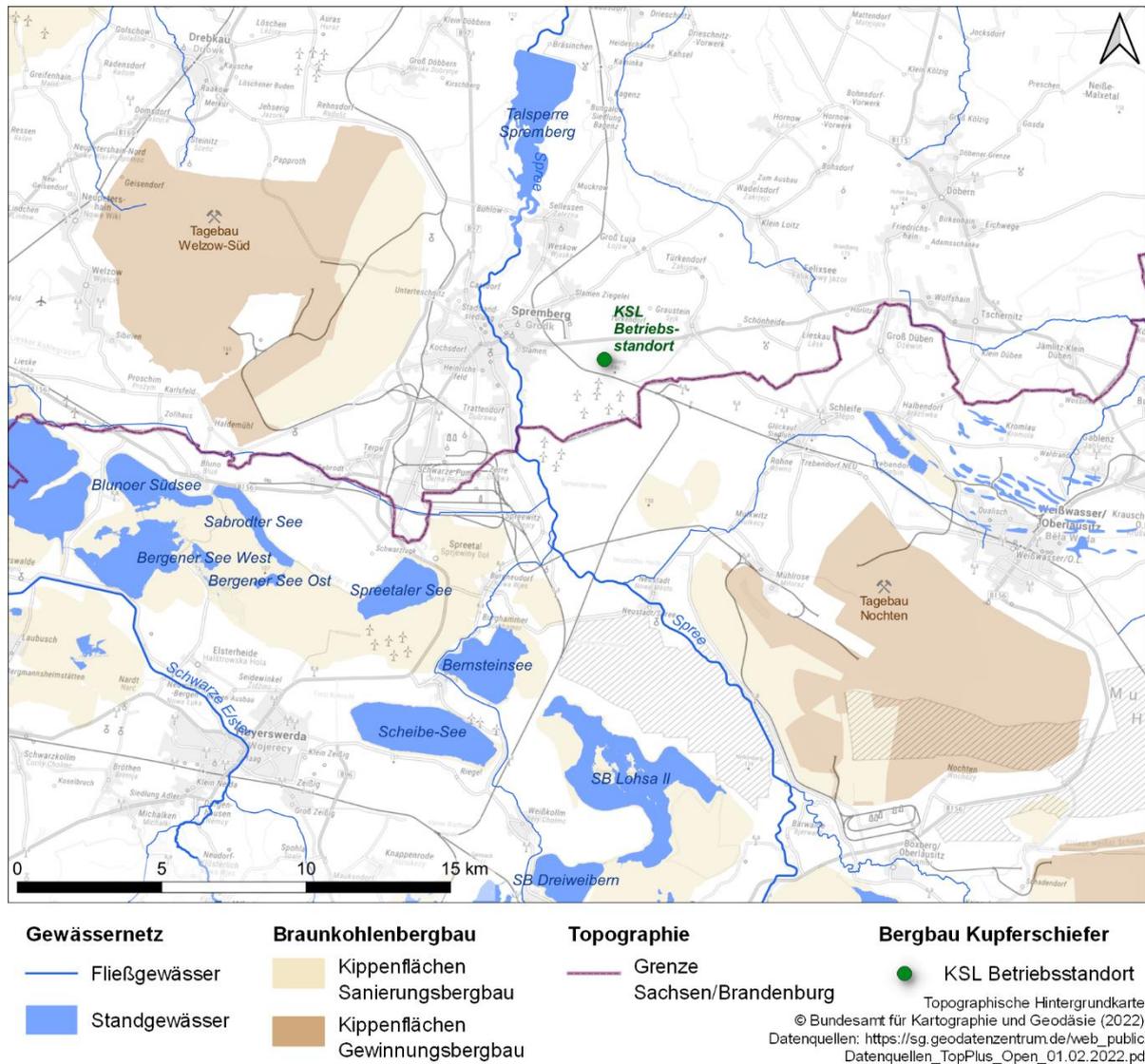
ein höheres Aufnahmevermögen für Chlorid als die Spree und die Schwarze Elster. Bei Nutzung eines Zwischenspeichers kann das Sumpfungswassers unter Einhaltung der Orientierungswerte nach Anlage 7 OGeWV bis etwa zur Hälfte des Betriebszeitraumes in die Neiße abgeschlagen werden. Sulfat ist für den gesamten Betriebszeitraum nicht limitierend für die Einleitung des Sumpfungswassers in die Lausitzer Neiße.

- (24) Allein die Oder ist mit einem MQ von rund 250 m<sup>3</sup>/s in der Lage, die anfallenden Salzfrachten des Kupferbergbaus schadlos aufzunehmen. Die Oder ist durch den Steinkohlenbergbau im Schlesischen Revier jedoch mit ca. 180 mg/L Chlorid vorbelastet. Ein weniger strenges Bewirtschaftungsziel nach § 30 WHG von 300 mg/L Chlorid in Analogie zum Kalisalzrevier an der Werra würde den erforderlichen Freiraum für die Einleitung des Sumpfungswassers schaffen.
- (25) Die Einleitung des stark salinaren Sumpfungswassers aus dem geplanten Kupferbergwerk Spremberg in die Oder war bereits in den Untersuchungen der VEB Mansfeld Kombinat Sangerhausen in den 1970er Jahren die einzige Einleitoption.
- (26) Zur **Entsalzung** von Wässern gibt es im Vergleich zu den Untersuchungen in den 1970er Jahren einen neuen Stand der Technik. Mäßig mineralisierte Wässer werden in der Regel durch Filtrationsverfahren (Umkehrosmose u. vgl.) eingeengt. Das Reinwasser kann für andere Zwecke genutzt werden. Das erzeugte Konzentrat muss entsorgt werden. Die erwarteten Sumpfungswässer mit prognostizierten Salinitäten zwischen 50 und 150 g/L und ggf. höher erfüllen bereits die Kriterien eines Konzentrats.
- (27) Nach derzeitigem Kenntnisstand ist ein Kombinationsverfahren die geeignete Wahl zur Behandlung des stark salinaren Sumpfungswassers. Das Verfahren besteht aus einer Vorbehandlung (Sedimentation, Entgasung), einer Umkehrosmose zur Eindickung der Sole sowie eine thermische Anlage besteht aus einem Solenkonzentrator und einem Kristallisator. Je nach Zusammensetzung des Sumpfungswassers können unterschiedliche Wertstoffe (Salze, Metalle, Bor) gewonnen werden. Ein hochkonzentrierter Schlamm mit einem kleinen Volumenstrom kann im Grubenbau der Kupferlagerstätte verwahrt werden. Ein Abwasser fällt nicht an. Die vorgeschlagene Art der Wasserbehandlung entspricht der Philosophie des Zero liquid discharge (ZLD).

## 1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Die KSL Kupferschiefer Lausitz GmbH plant den Aufschluss und die Exploitation der Kupferlagerstätte Spremberg. Dazu wurden in Jahren 2009 bis 2013 durch verschiedene Firmen eine technische Konzeptplanung, Erkundungsbohrungen, geochemische Untersuchungen und diverse Gutachten durchgeführt bzw. verfasst. Ein Raumordnungsverfahren (ROV) wurde begonnen, aber nicht zu Ende geführt. Von den beteiligten Behörden wurden im Zuge des Raumordnungsverfahrens im Jahr 2017 Präzisierungen gefordert. Diese Präzisierungen sollen nunmehr erarbeitet werden, um das Raumordnungsverfahren erfolgreich abzuschließen.

Die KSL Kupferschiefer Lausitz GmbH Spremberg (im Folgenden: KSL) hat das Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann (im Folgenden: IWB) mit Schreiben vom 29.08.2021 beauftragt, die notwendigen Arbeiten zum Schutzgut Wasser mit den Schwerpunkten umweltverträgliche Verbringung von Abraum und Erzaufbereitungsrückständen sowie bergbauliches und nachbergbauliches Wassermanagement zu übernehmen.



**Bild 1:** Lageübersicht zum Kupferbergwerk Spremberg.

Als Grundlage für die Angebotserstellung und Projektbearbeitung durch das IWB wurde vom Auftraggeber folgende Aufgabenstellung übergeben:

- (1) Umweltverträgliche Verbringung von Abraum und Erzaufbereitungsrückständen.

Abschätzung und Präzisierung der von den Nebengesteinen und vom Tailingmaterial verursachten Auswirkungen, insbesondere die Freisetzung und Mobilität von bergbaubürtigen ACP-Stoffen und chemischen Substanzen, die in der Oberflächengewässerverordnung [OGewV 2016/2020] und Grundwasserverordnung [GrwV 2010/2017] geregelt sind, auf die Beschaffenheit der betroffenen Wasserkörper, Oberflächenwasserkörper (OWK) und Grundwasserkörper (GWK), am Ort der Verbringung sowie auf die abstromig in Verbindung stehenden Wasserkörper für folgende Verbringungsvarianten:

- A) Tailingsstack. Bevorzugt wird die Variante Süd unmittelbar neben den Bergwerksanlagen. Auswirkungen des Niederschlags- und Sickerwassers. Erwartbare Wassermengen und Stofffrachten entlang eines Zeitstrahls des bergbaulichen und nachbergbaulichen Wassermanagements.



- B) Tiefeneinspülung in den Spreetaler See. Auswirkungen auf die Schichtungsverhältnisse und -stabilität. Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit und Gewässermorphologie. Bewertung im Hinblick auf die EU-Badegewässerrichtlinie. Fernwirkungen auf stromuntere Bergbaufolgeseen. Auswirkungen auf das Grundwasser.
- C) Einspülung von Tailingmaterial in den Randschlauch Tagebau Nochten mit Flutungsbeginn. Auswirkungen auf das Grund- und Seewasser.
- D) Einspülung von Tailingmaterial und Grubenwasser in den Randschlauch Tagebau Nochten etwa zwei Jahre nach Flutungsbeginn. Auswirkungen auf das Grund- und Seewasser. Einschätzung der Auswirkungen auf den Hermannsdorfer See.
- E) Einspülung von Tailingmaterial in den Randschlauch Tagebau Welzow-Süd mit Flutungsbeginn. Auswirkungen auf das Grund- und Seewasser.
- F) Optional: Verbringung an mehreren Standorten.

Prüfung der Beeinträchtigung von Vorrang- und Schutzgebieten, z. B. für die Trinkwassergewinnung.

## (2) Bergbauliches und nachbergbauliches Wassermanagement

Prüfung der Wasserbeschaffenheit (bergbautypische Laststoffe) und Abflussdynamik in der Spree, Schwarzen Elster und Neiße auf einem Zeitstrahl bis zum Jahr 2060 unter Berücksichtigung der aktualisierten Revierpläne der LEAG. Die Betrachtung der Neiße soll für den Fall erfolgen, wenn eine Einleitung über den Hermannsdorfer See als sinnvoll eingestuft wird.

Als wichtigste bergbaubürtige Laststoffe zählt der Auftraggeber auf:

- pH-Wert
- Sulfat
- Chlorid
- Ammonium
- Eisen
- Mangan
- Kupfer
- Zink
- Blei
- Cadmium
- Nickel
- ggf. Quecksilber
- ggf. Arsen
- weitere

Die Ergebnisse der Untersuchungen waren in einem Bericht zu fassen.

Aufgrund der Vorkenntnisse des Gutachters wurde die Aufgabenstellung im Angebot und im Zuge der Angebotsverhandlung modifiziert. Die modifizierte Aufgabenstellung spiegelt sich in der Gliederung und in den Inhalten des nachfolgenden Gutachtens wider, siehe auch Abschnitt 2.2.



## 2 Kenntnisstand

### 2.1 Kinetik

Im Jahr 2013 wurde von der Arbeitsgemeinschaft Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann und ERGO Umweltinstitut GmbH Dresden (kurz: ARGE IWB/ERGO) im Auftrag der KSL Kupferschiefer Lausitz GmbH (kurz: KSL) ein Fachgutachten zur „Bestimmung der Lösekinetik<sup>2</sup> der Aufbereitungsrückstände des Kupferbergwerkes Spremberg“ als Grundlage für ein Raumordnungsverfahren erarbeitet [IWB & ERGO 2013].

Der Schwerpunkt des Gutachtens lag darin, die Varianten zur Ablagerung der Aufbereitungsrückstände aus der Kupfererzflotation aus fachlicher und genehmigungsrechtlicher Sicht sinnvoll einzugrenzen, um die weiteren Planungsschritte daran auszurichten. Von der ARGE IWB/ERGO wurden aus umweltchemischer Sicht als Vorzugsvarianten die Verspülung der Flotationsrückstände in einen Bergbaufolgesee der LMBV, die Mitverkipfung in einem Tagebau der Vattenfall Europe Mining AG (jetzt: LEAG) und die Trockenablagerung auf einer Halde herausgearbeitet. Zu den einzelnen Verwahrungsvarianten wurde der weitere Untersuchungsbedarf benannt.

Aufgrund der Nähe zum künftigen Kupferbergwerk und des verfügbaren Stapelraumes kam zur Verspülung der Flotationsrückstände vorzugsweise der Restsee Spreetal-Nordost (LMBV) in Betracht. Der Restsee Spreetal-Nordost wird seit vielen Jahren als Stapelraum für die Eisenhydroxidschlämme der GWBA Schwarze Pumpe (LE-B) genutzt. Die Variante „Verspülung in einem Bergbaufolgesee“ wurde der LMBV vorgestellt. Die LMBV schloss diese Variante nicht grundsätzlich aus, sah jedoch weiteren Untersuchungsbedarf, der sich vor allem auf die zu erwartenden chemischen Reaktionen zwischen den im Restsee Spreetal-Nordost abgelagerten Eisenhydroxidschlämmen und den einzuspülenden Rückständen der Kupfererzflotation bezog.

Dazu wurden in [IWB 2015] Mischungsversuche der Eisenhydroxidschlämme (EHS) der GWBA Schwarze Pumpe (LE-B) mit dem Material aus einem Flotationsversuch (KSL) durchgeführt. An beiden Ausgangssubstraten und an verschiedenen Mischungen beider Substrate wurden Feststoff- und Eluatuntersuchungen durchgeführt. Die Feststoffgehalte und die Eluatkonzentrationen der untersuchten Elemente mischten sich überwiegend stetig und unterzogen sich einer konservativen Mischungsregel. In den Mischungen fanden keine relevanten Stoffübergänge aus der Festphase in die Lösungsphase und keine Ausgasungen statt. Der Grund fand sich in einem ähnlichen hydrochemischen Milieu beider Substrate. Beide Substrate standen im Lösungsgleichgewicht mit Calcit und befanden sich in einem stabilen oxischen Zustand. In den Mischungen waren deshalb keine antagonistischen Säure-Basen- oder Redoxreaktionen nachweisbar. Ausnahmen von der konservativen Mischung bildeten lediglich die Metalle Kupfer und Molybdän. Kupfer und Molybdän wurden in allen Mischungen des Flotationsrückstandes mit dem EHS, unabhängig vom Mischungsanteil, vollständig gebunden.

Die Variante B „Verspülen in einen Bergbaufolgesee“ erwies sich nach ersten Prüfungen als ökologisch und wirtschaftlich besonders günstige Variante. Diese Variante wurde deshalb in [IWB 2013] vorab einer Bewertung im Sinne der europäischen Wasserrahmenrichtlinie und des nationalen Rechts, des Wasserhaushaltsgesetzes [WHG 2009] und der Oberflächenwasserverordnung [OGewV 2016/2020], unterzogen.

Bergbaufolgeseen in der Herstellung sind noch keine Oberflächenwasserkörper im Sinne der WRRL. Diese Deklaration soll erst nach der Entlassung aus der Bergaufsicht erfolgen. Da

---

<sup>2</sup> Zur Begriffsverwendung siehe Kinetik im Abschnitt „Begriffe“.



dieser Zeitpunkt nicht näher bestimmt werden kann, war es ratsam, die Bergbaufolgeseen dennoch nach den Maßstäben des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) und der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) zu bewerten. Für künstliche Wasserkörper (AWB), wie im Falle von Bergbaufolgeseen, sind unter Berücksichtigung der jeweils gegebenen Bedingungen ein gutes ökologisches Potential und ein guter chemischer Zustand zu erreichen. Nach § 5 Abs. 2 OGewV soll das gute ökologische Potential dem guten ökologischen Zustand vergleichbarer natürlicher Wasserkörper (NWB) nahekommen.

Die Eluatkonzentrationen der prioritären Stoffe in den Flotationsrückständen erfüllten die UQN der OGewV Anlage 7 Tabelle 1. Für die flussgebietspezifischen Schadstoffe nach der OGewV Anlage 5 wurden im Schwebstoff und im Sediment die UQN für Arsen, Chrom und Zink eingehalten. Die UQN für Kupfer wurde jedoch überschritten.

Durch die Verspülung der Flotationsrückstände des Kupferbergbaus wäre jedoch mit keiner Verschlechterung des ökologischen Potentials und chemischen Zustandes des Bergbaufolgesees zu rechnen. Die wesentlichen nachteiligen Auswirkungen der Verspülung der Flotationsrückstände wären auf den Zeitraum der Verspülung begrenzt. Danach sind ambivalente Wirkungen der verwahrten Flotationsrückstände zu erwarten, die jedoch der Zielerreichung eines guten ökologischen Potentials und eines guten chemischen Zustandes der Bergbaufolgeseen in der Zukunft nicht entgegenstehen.

Für die Verspülung der Flotationsrückstände wurde die Inanspruchnahme einer Ausnahmeregelung für die Bewirtschaftungsziele nach § 31 Abs. 2 WHG infolge neuer Veränderungen empfohlen. Die Begründung kann nach §31 Abs. 2 Nr. 2 bis 4 WHG durch übergeordnetes öffentliches Interesse (Rohstoffgewinnung), mangelnde technische Alternativen zur untertägigen Rohstoffgewinnung und zur Kupfererzflotation sowie dem Ergreifen aller praktisch geeigneten Maßnahmen zur Verringerung nachteiliger Auswirkungen (seemittige Tiefenverspülung, Kreislaufführung des Flotationswassers usw.) erfolgen.

## 2.2 Veränderte Voraussetzungen

Seit den Untersuchungen in den Jahren 2009 bis 2013 wurden keine neuen geochemischen Daten zum Kupfererz und zum Aufbereitungsmaterial erhoben. Das heißt, die vorliegende Bearbeitung erfolgt im Wesentlichen auf den Datengrundlagen aus [IWB & ERGO 2013].

Ebenso gab es keine neuen Erhebungen zur Grundwasserbeschaffenheit weder im Grundgebirge (Weißliegendes, Zechstein) noch im liegenden tertiären Grundwasserleiter (G8 Cottbuser Folge), aus dem der größte Zufluss zum Untertagebau erwartet wird.

Seit den zurückliegenden Bearbeitungen [IWB & ERGO 2013], [IWB 2013] und [IWB 2015] haben sich maßgebliche Randbedingungen im Braunkohlenrevier verändert, die bei der Planung zur Verbringung der Aufbereitungsrückstände und zur Ableitung des Sumpfungswassers des Kupferbergbaus zu berücksichtigen sind. Durch den gesetzlichen fixierten Ausstieg aus der Braunkohleverstromung musste die LEAG ihre Revierkonzepte anpassen. Mit dem Ausstieg aus der Kohleverstromung verkürzt sich die Laufzeit der Braunkohlentagebaue. Im Unterschied zur Bearbeitung in den Jahren 2009-2013, zu der die Betriebsdauer der Braunkohlentagebaue noch mindestens bis in die 2040er Jahre vorgesehen war und die VEM als Vorgängerin der LEAG noch Zukunftstagebaue plante, schrumpft das Zeitfenster für gemeinsame Lösungen zur Verbringung der Aufbereitungsrückstände in Form einer Mitverkipfung. Abgesehen von allen anderen Erwägungen kommt eine Mitverkipfung der Aufbereitungsrückstände mit dem Abraum der Braunkohlentagebaue allein aus der zeitlichen Perspektive nicht mehr in Betracht.



Aufgrund politischer (zeitlich fixierter Kohleausstieg), organisatorischer (Parallelität des Kohleausstiegs und der Flutung mehrerer Tagebaue), ressourcenlimitierender (begrenzte Verfügbarkeit von Flutungswasser, vor allem auch wegen des zeitgleichen Kohleausstiegs und des Wegfalls des Sumpfungswassers) und weiterer Faktoren wird dagegen die Verspülung der Aufbereitungsrückstände in Bergbaufolgeseen als realistische Option mindestens bis 2060 erhalten bleiben. Die Frage, ob die Verspülung der Aufbereitungsrückstände gleichzeitig oder mit einer zeitlichen Verzögerung beginnt (siehe Verbringungsvarianten C, D und E in Abschnitt 1) ist in Anbetracht dessen nicht relevant.

## 2.3 Neue Informationen

Durch eine intensive Recherche der beteiligten Projektpartner konnten in Archiven des Landes Sachsen-Anhalt zahlreiche Quellen des ehemaligen VEB Mansfeld Kombinat „Wilhelm Pieck“ Eisleben und des ehemaligen VEB GFE Geologische Forschung und Erkundung Halle/Saale aus den 1970er und 1980er Jahren erschlossen werden. Diese Informationen standen für die Bearbeitung [IWB & ERGO 2013] noch nicht zur Verfügung.

## 3 Umweltverträgliche Verbringung von Abraum und Erzaufbereitungsrückständen

### 3.1 Eingangsdaten

#### 3.1.1 Massen- und Volumenströme

Nach aktuellen Planungen der KSL werden im Mittel 13.700 t/d Roherz (trocken) abgebaut. Durch den Flotationsprozess werden etwa 5 % als Erzkonzentrat zur Verhüttung abgetrennt. Der Flotationsprozess erfolgt zweigleisig. Das Sandsteinerz wird getrennt vom Dolomit- und Kupferschiefererz aufbereitet. Das Kupferschiefererz macht nur einen geringen Anteil des Roherzes aus und wird im Folgenden unter dem Dolomiterz subsumiert. Das Sandsteinerz des Weißliegenden wird gröber aufgemahlen. Das dolomitische Erz des Zechsteins wird feiner aufgemahlen. Das gröbere silikatische Material des Weißliegenden ist zum Versatz in der Grube vorgesehen. Sein Anteil wird mit etwa 30 % geschätzt. Das überwiegende dolomitische Material muss nach der Flotation verbracht werden. Je nach Verbringungsvariante werden die Flotationsrückstände mit einem unterschiedlichen Wassergehalt hergestellt. Entsprechend unterschiedlich ist der Bedarf an Prozesswasser.

Der Mineralstoff kann je nach Verbringungsvariante in drei Konsistenzen hergestellt werden:

- flüssig mit einem WG  $\approx$  85 % (engl.: slurry),
- teilentwässert mit einem WG  $\approx$  35 % (engl.: paste) oder
- „erdfeucht“ mit einem WG  $\approx$  15 % ... 20 %.

Aus der geplanten Roherzförderung, dem durch Flotation abgeschiedenen Erzkonzentrat und der zum Versatz vorgesehenen Menge lässt sich der Massenstrom der zu verbringenden Flotationsrückstände wie folgt berechnen (Tabelle 1).

**Tabelle 1: Materialbilanz des Kupferbergbaus (Mittlere Massenströme).**

Roherzförderung	Erzkonzentrat (ca. 5 %)	Versatz (ca. 30 %)	Abzulagernder Rückstand		
			t/d	Mio. t/a	Mio. t/20a
t/d	t/d	t/d	t/d	Mio. t/a	Mio. t/20a
13.700	685	3.905	9.111	3,33	66,5



Die Berechnung der Dichte der Flotationsrückstände (Tabelle 2) erfolgt aus dem konsistenzspezifischen Wassergehalt der Flotationsrückstände mit einer Reindichte des Roherzes von 2,73 t/m<sup>3</sup>. Unter Annahme einer Trockenrohddichte von 1,65 t/m<sup>3</sup> ergibt sich ein Porenanteil der konsolidierten Aufbereitungsrückstände im Ablagerungsraum von 40 %.

**Tabelle 2: Wassergehalt, Konsistenz und Dichte der Flotationsrückstände.**

Wassergehalt im Rückstand	Zustand	Dichte des Rückstands
		t/m <sup>3</sup>
85 %	flüssig	1,11
35 %	teilentwässert	1,70
15 %...20 %	erdfeucht	2,17 ... 2,03

Die Spanne des Wassergehaltes für die erdfeuchten Aufbereitungsrückstände wird nachfolgend rechnerisch mit einem einheitlichen Wert von 18 % abgebildet.

Aus dem Massenstrom der abzulagernden Flotationsrückstände (Tabelle 1) und dem konsistenzspezifischen Wassergehalt (Tabelle 2) wird der Volumenstrom des Prozesswassers zur Verbringung der Flotationsrückstände berechnet (Tabelle 3). Die Verluste durch die Restfeuchte im Erzkonzentrat (10 % bzw. 76 m<sup>3</sup>/d) und im Versatz (5 % bzw. 206 m<sup>3</sup>/d) sind im Vergleich dazu gering und werden nicht weiter berücksichtigt.

**Tabelle 3: Volumenstrom des Wassers zur Verbringung der Flotationsrückstände.**

Zustand	Volumenstrom des Wassers	
	m <sup>3</sup> /d	m <sup>3</sup> /s
flüssig	51.600	0,598
teilentwässert	4.910	0,057
Erdfeucht (18 %)	2.000	0,023

In den Varianten „teilentwässert“ und „erdfeucht“ geht dieser Volumenstrom des Wassers für den Prozess der Erzaufbereitung verloren und muss permanent ersetzt werden. In der Variante „flüssig“ fällt mit ca. 0,6 m<sup>3</sup>/s ein sehr großer Volumenstrom an, der unter den Standortbedingungen des Kupferbergwerkes Spremberg nach Auslaufen des Braunkohlenbergbaus mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht disponierbar ist. Die Variante der Verspülung muss in der Kombination mit einer Rückgewinnung des Prozesswassers geplant werden. Günstig ist eine Kreislaufführung des Prozesswassers.

Aus den Mengengerüsten zur Erzgewinnung, zum Management der Erzaufbereitungsrückstände und zum Wasserbedarf lassen sich die Massenströme und Volumenströme des Rückstandsmaterials als mittlerer Tageswert, als Jahreswert und für die Betriebsdauer des Kupferbergwerkes von ca. 20 Jahren wie folgt ableiten (Tabelle 4):

**Tabelle 4: Massen- und Volumenströme der Rückstände des Flotationsprozesses.**

Zustand	Massenstrom des Rückstands	Volumenstrom des Rückstands	Massenstrom des Rückstands	Volumenstrom des Rückstands	kumulierter Massenstrom des Rückstands	kumulierter Volumenstrom des Rückstands
	Tt/d	Tm <sup>3</sup> /d	Mio. t/a	Mio. m <sup>3</sup> /a	Mio. t/20a	Mio. m <sup>3</sup> /20a
flüssig	60,7	55,0	22,2	20,1	443	401
teilentwässert	14,0	8,24	5,12	3,01	102	60,2
Erdfeucht (18 %)	11,1	5,34	4,06	1,95	81	38,9

### 3.1.2 Eigenschaften der Flotationsrückstände

Die bodenphysikalischen Eigenschaften der Flotationsrückstände lassen sich aus Körnungsanalysen ableiten, die in der zurückliegenden Bearbeitung durchgeführt wurden, siehe hierzu [GMB 2010], [LAG 2010] und [GUB 2012] (Tabelle 5). Dazu wurde Probenmaterial aus Erkundungsbohrungen teilweise dem Aufbereitungsprozess unterzogen und die Aufbereitungsrückstände untersucht.

**Tabelle 5: Körnung der Aufbereitungsrückstände nach [GMB 2010], [LAG 2010] und [GUB 2012] sowie abgeleitete Bodenkennwerte in Anlehnung an [BGR 2005].**

Probe	Anteil der Korngrößenfraktion			Bodenart nach [BGR 2005]	Gesamtporosität	Feldkapazität	Wassersättigung
	Sand <sup>1)</sup>	Schluff <sup>2)</sup>	Ton <sup>3)</sup>				
	Masse-%				Volumen-%		anteilig
120/0 LAG	49 %	51 % *)		Slu <sup>4)</sup>	43 %	33 %	77 %
122/0 LAG	61 %	39 % *)		Sl3 <sup>4)</sup>	42 %	27 %	64 %
120/0 GMB	37 %	55 %	9 %	Uls	43 %	35 %	81 %
122/0 GMB	31 %	58 %	11 %	Uls			
P1 GUB	46 %	53 %	1 %	Us	44 %	35 %	80 %

1) 0,063 ... 2,000 mm

2) 0,002 ... 0,063 mm

3) < 0,002 mm

4) unter der Annahme von 10 % Ton

\*) Fraktionen nicht getrennt

Im Rahmen der Untersuchungen in [LAG 2011] wurde die Beschaffenheit wässriger Eluate an zwei Proben des gemahlene Roherzes mit normierten Eluattests nach DIN EN 12457-4 in einem Phasenverhältnis von 10 Liter Wasser zu 1 Kilogramm Feststoff (Trockenrückstand) bestimmt. Aus den Stoffkonzentrationen im Eluat kann bei Kenntnis des Wassergehaltes auf die Stoffkonzentrationen des Formationswassers in der untersuchten Erzprobe geschlossen werden, sofern es sich nicht um lösliche Salze handelt. Unter der Annahme, dass in der Erzformation kein Halit als Festphase enthalten ist, kann auf diese Weise die Chloridkonzentration des Formationswassers angenähert werden. Aus einem Trockenrückstand der Roherzproben von ca. 0,4 Masse-% ergibt sich aus den zwei Chloridkonzentrationen von ca. 30 bzw. 50 mg/L im wässrigen Eluat eine hypothetische Chloridkonzentration im Formationswasser von ca. 75.000 bzw. 125.000 mg/L (Tabelle 6). Diese Größenordnung stimmt gut mit den früheren Befunden und mit den theoretischen Betrachtungen zur Hydrochemie des Formationswassers in Abschnitt 4.2.2 überein.

**Tabelle 6: Chloridgehalt des Roherzes und berechnete Chloridkonzentration im Formationswasser, Ausgangsdaten: [LAG 2011].**

Kennwert	Maßeinheit	Wert
Trockenrückstand des Roherzes	%	99,6
Wassergehalt des Roherzes	%	0,4
Eluat des Roherzes	L/kg	10:1
Chloridkonzentration im Eluat	mg/L	30 ... 50
Chloridgehalt im Erz	mg/kg TM	300 ... 500
Berechnete Chloridkonzentration im Formationswasser	mg/L	75.000 ... 125.000

Das dem Roherz anhaftende Formationswasser geht in das Wasser des Flotationsprozesses über. Im Zuge der Erzaufbereitung kommt es zu einer unterschiedlich starken Verdünnung des Formationswassers. Der auf die Trockenmasse des Feststoffs bezogene Stoffgehalt bleibt jedoch unverändert. Die Tabelle 7 enthält alle Elemente, die in den Eluattests messbare Befunde ergaben. Die weiteren Betrachtungen beziehen sich deshalb auf dieses spezifische „Schadstoffmuster“. Für andere Elemente können keine quantitativen Aussagen getroffen werden.



**Tabelle 7: Eluierbare Stoffgehalte des Roherzes im Flotationsprozess, Ausgangsdaten: [LAG 2011].**

Kennwert	Konzentration im Eluat (10 L/kg)			Eluierbarer Stoffgehalt		
	Maßeinheit	min	max	Maßeinheit	min	max
Chlorid	mg/L	30	50	mg/kg TM	300	500
Sulfat	mg/L	1.000	1.100	g/kg TM	10	11
Kupfer	µg/L	7	8	µg/kg TM	70	80
Arsen	µg/L	<1	3	µg/kg TM	<10	30
Barium	µg/L	30	40	µg/kg TM	300	400
Kobalt	µg/L	<1	7	µg/kg TM	<10	70
Molybdän	µg/L	40	60	µg/kg TM	400	600
Zink	µg/L	8	10	µg/kg TM	80	100
Bor	µg/L	100	180	µg/kg TM	1.000	1.800

### 3.1.3 Bewertungsmaßstäbe

Zur Einordnung der stofflichen Auswirkungen der Flotationsrückstände auf den Wasserpfad werden die folgenden Verordnungen mit Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit herangezogen (Tabelle 8):

- die Grundwasserverordnung (GrwV) [GrwV 2010/2017],
- die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) [OGewV 2016/2020],
- die Trinkwasserverordnung (TrinkwV) [TrinkwV 2016/2021] und
- die Abwasserverordnung (AbwV) [AbwV 2004/2022] mit den Anhängen 39 (Nichteisenmetallerzeugung) und 51 (Oberirdische Ablagerung von Abfällen).

Im Falle des Anhangs 39 der AbwV gelten die Anforderungen für Abwasser aus der Erzeugung und dem Gießen sowie aus der Halbzeugherstellung von Nichteisenmetallen, u. a. Kupfer, einschließlich der dabei anfallenden Nebenprodukte. Im Falle des Anhangs 51 der AbwV gelten die Anforderungen für Abwasser, dessen Schadstofffracht im Wesentlichen aus der oberirdischen Ablagerung von Abfällen stammt. Die Anforderungen der OGewV sind vom Gewässertyp abhängig. Die Spree südlich der Talsperre Spremberg wird dem Fließgewässertyp 15g (Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse) zugeordnet.

**Tabelle 8: Grenzwerte, Schwellenwerte und Orientierungswerte für aus dem Roherz eluierbare Stoffe nach [GrwV 2010/2017], [AbwV 2004/2022], [OGewV 2016/2020], [TrinkwV 2016/2021].**

Kennwert	Maßeinheit	GrwV			AbwV		OGewV		TrinkwV	
		Schwellenwerte					UQN	Orientierungswerte	Grenzwerte	Grenzwerte
		Anl. 2	Anl. 7	Anl. 8	Anh. 39	Anh. 51	Anl. 6	Anl. 7, Typ 15g	Anl. 2	Anl. 3
Chlorid	mg/L	250						200		250
Sulfat	mg/L	250						200		250
Kupfer	mg/L			1)	0,5	0,5	2)		2	
Arsen	mg/L	0,01	1)		0,1	0,1	2)		0,01	
Barium	---			1)						
Kobalt	mg/L			1)	1					
Molybdän	---			1)						
Zink	mg/L			1)	1	2	2)			
Bor	---			1)					1	

1) Erwähnung, kein Schwellenwert.

2) Umweltqualitätsnormen für den Gehalt im Schwebstoff oder Sediment, nicht im Wasser.

**Tabelle 9: Einordnung der aus dem Roherz eluierbaren Schadstoffe in die Grundwasser- und Oberflächengewässerverordnung.**

<b>Kennwert</b>	<b>Einordnung als Schadstoff</b>	
Chlorid	GrwV Anl. 2	OGewV Anl. 7
Sulfat	GrwV Anl. 2	OGewV Anl. 7
Kupfer	GrwV Anl. 8	OGewV Anl. 6
Arsen	GrwV Anl. 2 & 7	OGewV Anl. 6
Barium	GrwV Anl. 8	
Kobalt	GrwV Anl. 8	
Molybdän	GrwV Anl. 8	
Zink	GrwV Anl. 8	OGewV Anl. 6
Bor	GrwV Anl. 8	

Zum Verbleib der Flotationschemikalien Natrium-Xanthate, Polyglycolbutylether, Dextrin und Polyacrylamid (siehe dazu [IWB 2013]) in den Flotationsrückständen wurden bislang keine Untersuchungen angestellt. Diese Flotationschemikalien reichern sich überwiegend im Erzkonzentrat an.

### 3.2 Eingrenzung der Verbringungsvarianten

Nach den Bewertungen in [GUB 2022] wurden folgende Verbringungsvarianten für die Flotationsrückstände in die engere Auswahl genommen:

- B1:** Verspülung in den Bergbaufolgesee Spreetal- Nordost (LMBV)
- D2:** Oberirdische Ablagerung im TA Süd
- K1:** Oberirdische Ablagerung im Stack (TA Süd und Nord)
- K4:** Verspülung im Restloch Nochten (LE-B)
- K5:** Verspülung im Restloch Welzow (LE-B)

Diese Varianten werden nachfolgend hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Wasserpfad bewertet. Dazu werden die unterschiedlichen Wasserpfade der Verbringungsvarianten, ggf. in gestalterischen Untervarianten, aufgezeichnet.

### 3.3 Verspülung in den Bergbaufolgesee Spreetal- Nordost (B1)

#### 3.3.1 Beschreibung

##### 3.3.1.1 Morphometrie

Der Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost (künftig Spreetaler See) liegt im Landkreis Bautzen des Freistaates Sachsen in den Gemeinden Spreetal und Elsterheide. Er ist ein Restloch des ehemaligen Tagebaus Spreetal-Nordost. Die Sanierungspflichtige ist die LMBV. Die Sanierung ist noch nicht abgeschlossen. Die Innenkippe muss infolge von Sackungen und Setzungen stabilisiert werden. Der Wasserspiegel liegt aktuell bei +105,9 m NHN und damit noch 1,1 Meter unter dem unteren Zielwasserspiegel von +107,0 m NHN. Der obere Zielwasserstand beträgt +108,0 m NHN. Die wichtigsten morphometrischen und hydrologischen Kennziffern des Bergbaufolgesees Spreetal-Nordost sind in der Tabelle 10 zusammengefasst.

**Tabelle 10: Morphometrische und limnophysikalische Kennzahlen des Bergbaufolgesees Spreetal- Nordost.**

Kennwert		Maßeinheit	Aktuell (03/2022)	Stationärer Endzustand		Kommentar
Wasserspiegel	H	m NHN	+105,9	+107,0	+108,0	
Wasservolumen	V	Mio. m <sup>3</sup>	83,6	87,4	90,9	
Wasserfläche	A	Mio. m <sup>2</sup>	3,35	3,47	3,62	
Mittlere Tiefe	z <sub>m</sub>	m	25,0	25,2	25,1	
Maximale Tiefe	z <sub>max</sub>	m	48	49	50	
Effektive Länge	L <sub>eff</sub>	km	3	3	3	
Effektive Breite	B <sub>eff</sub>	km	1,6	1,6	1,6	
Mittlere theoretische Epilimniontiefe	z <sub>epi</sub>	m	7,3	7,3	7,3	$z_{epi} = 4,785 \cdot (L_{eff} + B_{eff})^{0,28}$
Tiefengradient	F	---	6,5	6,7	6,8	$F = \frac{z_{max}}{z_{epi}}$
Referenzsichttiefe	ST <sub>Ref</sub>	m	9,8	9,9	9,9	$ST_{Ref} = 0,265 \cdot z_m + 0,425 \cdot F + 0,398$
Epilimnionvolumen zur Sommerstagnation	V <sub>epi</sub> <sup>max</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	21,1	22,4	22,4	
Hypolimnionvolumen zur Sommerstagnation	V <sub>hypo</sub> <sup>min</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	62,5	65,0	66,5	
Volumenverhältnis Hypolimnion zu Epilimnion zur Sommerstagnation	n	-	3,0	2,9	3,1	$n = \frac{V_{hypo}^{min}}{V_{epi}^{max}}$

Der Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost wurde zeitweilig aus dem Überlaufgefluder der GWRA Schwarze Pumpe (LE-B) geflutet. Seit Juni 1998 wird AEW (alkalisches Eisenhydroxidwasser) der GWBA Schwarze Pumpe eingeleitet. Die Einleitung erfolgt in die Tiefe, so dass oberflächennah keine Auswirkungen sichtbar sind. Das im AEW enthaltene Eisen setzt sich ab und bildet am Seegrund ein konsolidiertes EHS-Sediment.

Seit 1998 wurden in Summe rund 32 Mio. m<sup>3</sup> AEW eingeleitet. Der Volumenstrom der Einleitung betrug im Mittel der letzten fünf Jahre 0,039 m<sup>3</sup>/s. Bis Jahresende 2021 hat sich durch Konsolidierung am Seegrund ein Schlammkörper von ca. 3,5 Mio. m<sup>3</sup> gebildet.

### 3.3.1.2 Wasserbilanz

Der Spreetaler See ist der stromoberste Bergbaufolgesee der sogenannten Erweiterten Restlochkette. Neben der Einleitung von AEW aus der GWBA Schwarze Pumpe strömen dem See aktuell etwa 2 bis 3 m<sup>3</sup>/min Grundwasser aus der Kippe im Süden und Osten zu. Eine Zuführung von Flusswasser zur Unterstützung der Flutung ist nicht vorgesehen.

Stationär erneuert sich das Seewasser ausschließlich auf dem Grundwasserpfad. Der Zufluss erfolgt weiterhin mit 2 bis 3 m<sup>3</sup>/min aus der Kippe im Süden und Osten. Grundwasserabfluss findet in nördliche Richtung in die gewachsenen Grundwasserleiter der Bahnsdorf-Blunöer Rinne statt. Über eine Schleuse und einen 2.750 Meter langen Kanal (den sogenannten Überleiter 1) hat der Spreetaler See darüber hinaus eine künftig schiffbare Verbindung mit dem Sabrodter See. Die Menge des Oberflächenwasserabflusses wird von der Häufigkeit der Schleusungen bestimmt. Aus gegenwärtiger Sicht wird die Oberflächenwasserausleitung über den Überleiter 1 insgesamt gering sein. Die aktuelle und künftige Wasserbilanz des Spreetaler Sees lässt sich wie folgt darstellen (Tabelle 11).

**Tabelle 11: Wasserbilanz des Spreetaler Sees.**

Kennwert	Maßeinheit	Mittlere Wasserbilanz im Endzustand	Kommentar
Wasserspiegel	m NHN	+107,5 *)	*) Mittlerer Zielwasserstand
Wasservolumen	Mio. m <sup>3</sup>	89,2	
Wasserfläche	Mio. m <sup>2</sup>	3,54	
Klimatische Wasserbilanz (Gewässerverdunstung)	mm/a	-170	
	m <sup>3</sup> /s	-0,019	
Einleitung von AEW	m <sup>3</sup> /s	0,040	aus der GWBA Schwarze Pumpe
Grundwasserzustrom	m <sup>3</sup> /s	0,040	nach HGM OSO (LMBV)
Grundwasserabstrom	m <sup>3</sup> /s	-0,032	nach HGM OSO (LMBV)
Oberirdischer Abfluss	m <sup>3</sup> /s	-0,029	Zum Überleiter 1
Mittlere Verweilzeit	a	35	$\tau_w = \frac{V}{Q_{zu}}$

### 3.3.1.3 Hydrochemie

In der Tabelle 12 ist die von der LMBV im Rahmen des montanhydrologischen Monitorings erfasste Wasserbeschaffenheit vom 16.09.2021, gegen Ende der Sommerstagnation, aufgeführt. Der Vergleich der oberflächennahen und der tiefen Wasserprobe zeigt mit Ausnahme der Wassertemperatur kaum Unterschiede. Der Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost ist aufgrund der überwiegenden Herkunft des zuströmenden Grundwassers aus der Kippe sauer. Der pH-Wert liegt derzeit bei  $\text{pH} \approx 3,4$ . Die Acidität beträgt rund 1 mmol/L als Basenkapazität  $K_{B4,3}$  sowie 1,5 mmol/L als Basenkapazität  $K_{B8,2}$ . Auffällig ist eine hohe Mangankonzentration von 8,5 mg/L, die sogar höher ist als die Eisenkonzentration. Auch die Ammoniumkonzentration ist mit 3,6 mg/L hoch.

Die Sulfatkonzentration des Seewassers ist wegen des Grundwasserzuflusses aus der Innenkippe des ehemaligen Tagebaus Spreetal-Nordost und wegen der Einleitung des Dünnschlammes (AEW) aus der Grubenwasserbehandlung in der GWBA Schwarze Pumpe ebenfalls hoch und liegt aktuell bei rund 1.250 mg/L. Von den Schwermetallen werden Zink und Nickel in Konzentrationen zwischen 150 und 200 µg/L gemessen. Die Konzentrationen von Arsen sowie von Blei, Kupfer, Cadmium und Chrom liegen unter der jeweiligen Bestimmungsgrenze.

**Tabelle 12: Wasserbeschaffenheit des Spreetaler Sees am Ende der Sommerstagnation im Jahr 2021, Daten: Monitoring der LMBV.**

Kennwert	Maßeinheit	Messstelle G 2.141 16.09.2021		Kommentar
		Epilimnion	Hypolimnion	
Entnahmetiefe der Probe	m u Wsp	1,5 – 2,5	29,5 – 30,5	
Sichttiefe	m	10,1	---	
Wassertemperatur	°C	+19,8	+5,9	
pH-Wert	---	3,36	3,45	
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	2.280	2.210	
Sauerstoffkonzentration	mg/L	9,0	11,5	
Sauerstoffsättigung	---	101 %	94 %	
Basenkapazität $K_{B4,3}$	mmol/L	1,0	0,61	
Basenkapazität $K_{B8,2}$	mmol/L	1,5	1,1	
Natrium	mg/L	19,7	18,9	
Kalium	mg/L	10,7	10,3	
Calcium	mg/L	408	401	



Kennwert	Maßeinheit	Messstelle G 2.141 16.09.2021		Kommentar
		Epilimnion	Hypolimnion	
Magnesium	mg/L	93,7	90,8	
Chlorid	mg/L	24,5	24,1	
Sulfat	mg/L	1.280	1.240	
Nitrat	mg/L	1,08	1,02	
Nitrit	mg/L	<0,003	<0,003	
Ammonium	mg/L	3,6	3,6	
Gesamtphosphor	mg/L	<0,01	<0,01	
Orthophosphat-Phosphor	mg/L	<0,005	<0,005	
Eisen-gesamt	mg/L	6,6	5,1	
Eisen-gelöst	mg/L	6,57	4,5	
Eisen(II)-gelöst	mg/L	0,24	0,22	
Aluminium	mg/L	1,43	1,37	
Mangan	mg/L	8,5	8,48	
Arsen	mg/L	<0,005	<0,005	
Kobalt	mg/L	---	---	Nicht Bestandteil des Untersuchungsprogrammes
Blei	mg/L	<0,005	<0,005	
Cadmium	mg/L	<0,00025	<0,00025	
Chrom	mg/L	<0,005	<0,005	
Kupfer	mg/L	<0,01	<0,01	
Zink	mg/L	0,199	0,177	
Nickel	mg/L	0,158	0,155	

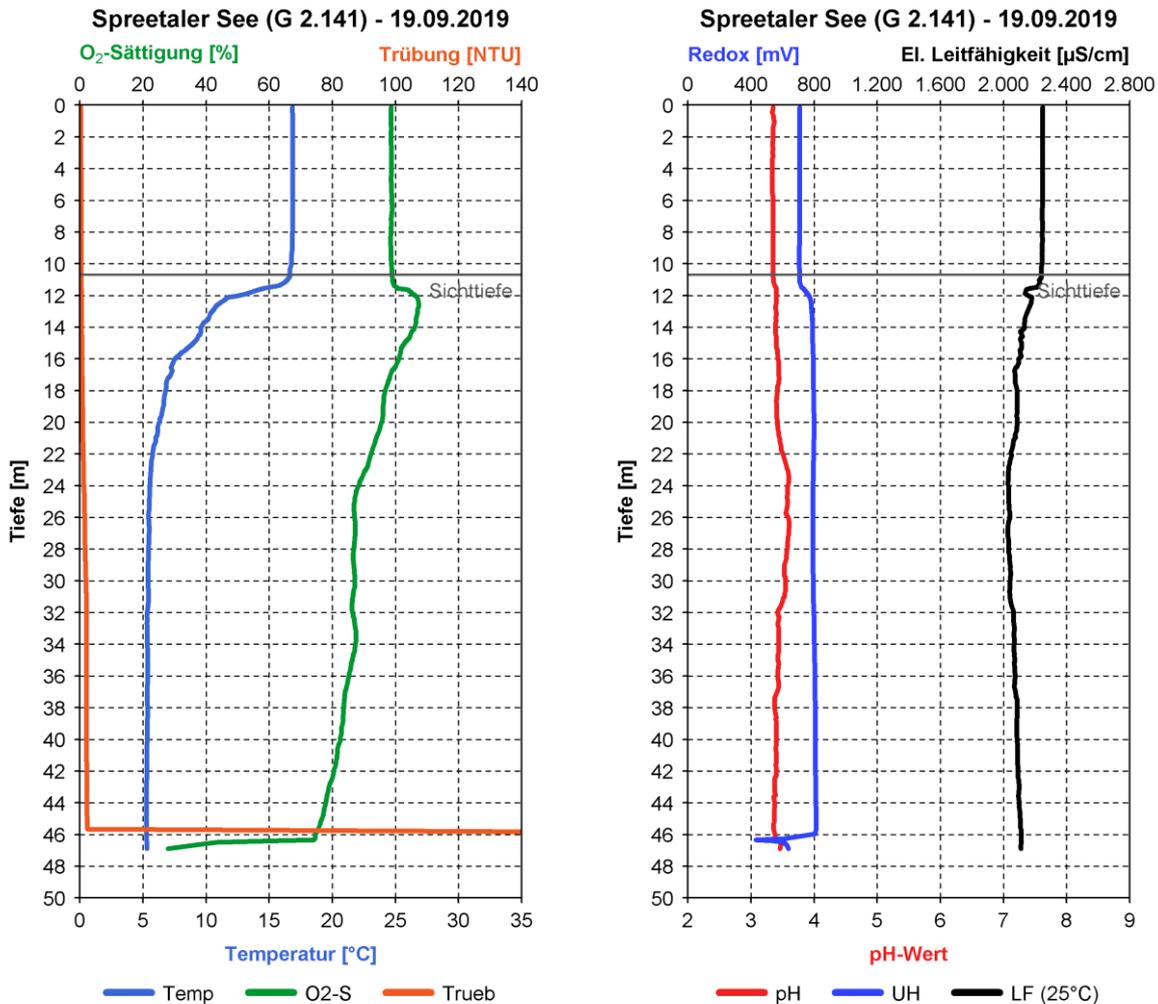
Die Pyritverwitterung in den Innenkippen des Braunkohlenbergbaus und in den Grundwasserleitern im Einflussbereich des Grundwasserabsenkungstrichters um die Tagebaue führt zu einem charakteristischen Muster der Wasserbeschaffenheit. Das Wasser ist insbesondere mit Sulfat sowie mit den Erdalkalien Calcium und Magnesium angereichert. Das Grundwasser der Kippen enthält zudem hohe Gehalte an Kohlensäure. Die Sulfatkonzentration reicht in Einzelfällen bis 3.000 mg/L und darüber. Typisch sind des Weiteren hohe Eisenkonzentrationen bis zu mehreren Hundert Milligramm pro Liter. Das Eisen liegt im Grundwasser in der zweiwertigen reduzierten Form vor. In der hohen Eisenkonzentration steckt die Versauerungsdisposition. Da das anoxische Kippen- und Grundwasser meist nur schwach sauer ist ( $\text{pH} > 5$ ), ist die Aluminiumkonzentration auch nicht erhöht. Aluminium wird in stark sauren Bergbaufolgeseen erst nachträglich aus dem Gesteinsverband gelöst. Ein typischer Begleiter des Eisens ist zudem Mangan.

Durch die Pyritverwitterung werden die im genetischen Zusammenhang mit dem Pyrit stehenden Halbmetalle und Schwermetalle Arsen, Kobalt, Zink und Nickel freigesetzt. Sie können im Kippenwasser Konzentrationen bis in den Milligrammbereich erreichen. Andere umweltrelevante Metalle, wie z. B. Kupfer, Cadmium, Chrom und Quecksilber treten im Zusammenhang mit der Pyritverwitterung im Braunkohlenbergbau nicht auf.

Chlorid, Natrium und Kalium sind im Kippenwasser und in dem vom Braunkohlenbergbau beeinflussten Grundwasser der Lausitz typischerweise sehr niedrig. Hohe Salzgehalte werden nur in den tiefen tertiären Grundwasserleitern der Cottbuser Folge (G8) und der Spremberger Folge (G7) nördlich der Struktur von Mulchwitz erfasst. Sie spielen für die Genese der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen des Braunkohlenbergbaus in der Lausitz keine Rolle.

### 3.3.1.4 Schichtung

Der Spreetaler See ist ein dimiktischer See. Er bildet im Sommer ein warmes Epilimnion und ein kühles Hypolimnion aus und vermischt sich zweimal im Jahr vollständig zur Frühjahrszirkulation und zur Herbstzirkulation. Ein Sauerstoffdefizit trat im Tiefenwasser des Spreetaler Sees bislang nicht auf. Die Sauerstoffsättigung lag bisher auch am Ende der Sommerstagnation grundnah bei ca. 80 % (Bild 2).



**Bild 2:      Physikalische und chemische Tiefenprofile des Spreetaler Sees im Hochsommer 2019, Daten: LMBV.**

### 3.3.2 Nutzungsbedingungen

#### 3.3.2.1 Stapelraum

Der Spreetaler See wird seit etwa zwei Jahrzehnten von der LE-B für die Verspülung von alkalischem Eisenhydroxidwasser (AEW) aus der GWBA Schwarze Pumpe genutzt. Der im AEW enthaltene Feststoff setzt sich ab und konsolidiert zu einem Sediment (EHS). Laut wasserrechtlicher Erlaubnis vom 16.08.2005 ist eine mindestens 40 Meter mächtige Freiwasserüberdeckung des EHS zu gewährleisten. Ausgehend vom unteren Zielwasserstand des Spreetaler Sees von +107,0 m NHN darf die maximal zulässige Schlammspiegelhöhe demnach +67,0 m NHN nicht überschreiten.



Die mittlere Jahressumme der AEW-Einleitung beträgt rund 1,3 Mio. m<sup>3</sup>/a. Bei gleicher Fortsetzung der Einspülung und etwa gleicher Konsolidierung im See wäre der bis zum Schlamm Spiegel von +67,0 m NHN verfügbare Stapelraum von rund 5,5 Mio. m<sup>3</sup> (9 Mio. m<sup>3</sup> abzgl. 3,5 Mio. m<sup>3</sup>, Stand 2021) etwa im Jahr 2060 erschöpft.

Die zur Einspülung vorgesehenen Erzaufbereitungsrückstände des Kupferbergwerkes Spremberg von ca. 40 Mio. m<sup>3</sup> nehmen rund die Hälfte des Seevolumens in Anspruch. Das Volumen des Spreetaler Sees besitzt einen ausreichend großen Stapelraum, um sowohl den EHS aus der GWBA Schwarze Pumpe als auch die Erzaufbereitungsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg einzulagern. Das für die AEW-Einleitung bestehenden Limit für den höchsten Schlamm- bzw. Sedimentspiegel müsste jedoch aufgehoben werden.

### **3.3.2 Zeitliche Einordnung**

Der Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost befindet sich derzeit noch im Zustand der Wiedernutzbarmachung. Er soll künftig das Motorwassersportzentrum des Lausitzer Seenlandes beherbergen. Die äußere Erschließung des Spreetaler Sees ist bereits abgeschlossen. Eine Nutzung ist aus Gründen der anhaltenden Sicherungsarbeiten bislang noch nicht zulässig.

Der Abschluss der Arbeiten zur Wiedernutzbarmachung und der Zeitpunkt des Erreichens des Endwasserstandes sind gegenwärtig noch nicht absehbar. Deshalb ist aktuell der Nutzungsdruck nicht sehr hoch. Auch bei Abschluss der Wiedernutzbarmachung und Herstellung des Spreetaler Sees stünde das Seevolumen grundsätzlich zur Aufnahme der Flotationsrückstände zur Verfügung. Eine zeitliche Beschränkung für die vorgesehene Nutzung besteht formal nicht. Es wird jedoch mit einem zunehmenden Nutzungsdruck gerechnet.

### **3.3.3 Auswirkungen auf den Wasserpfad**

#### **3.3.3.1 Wirkpfade**

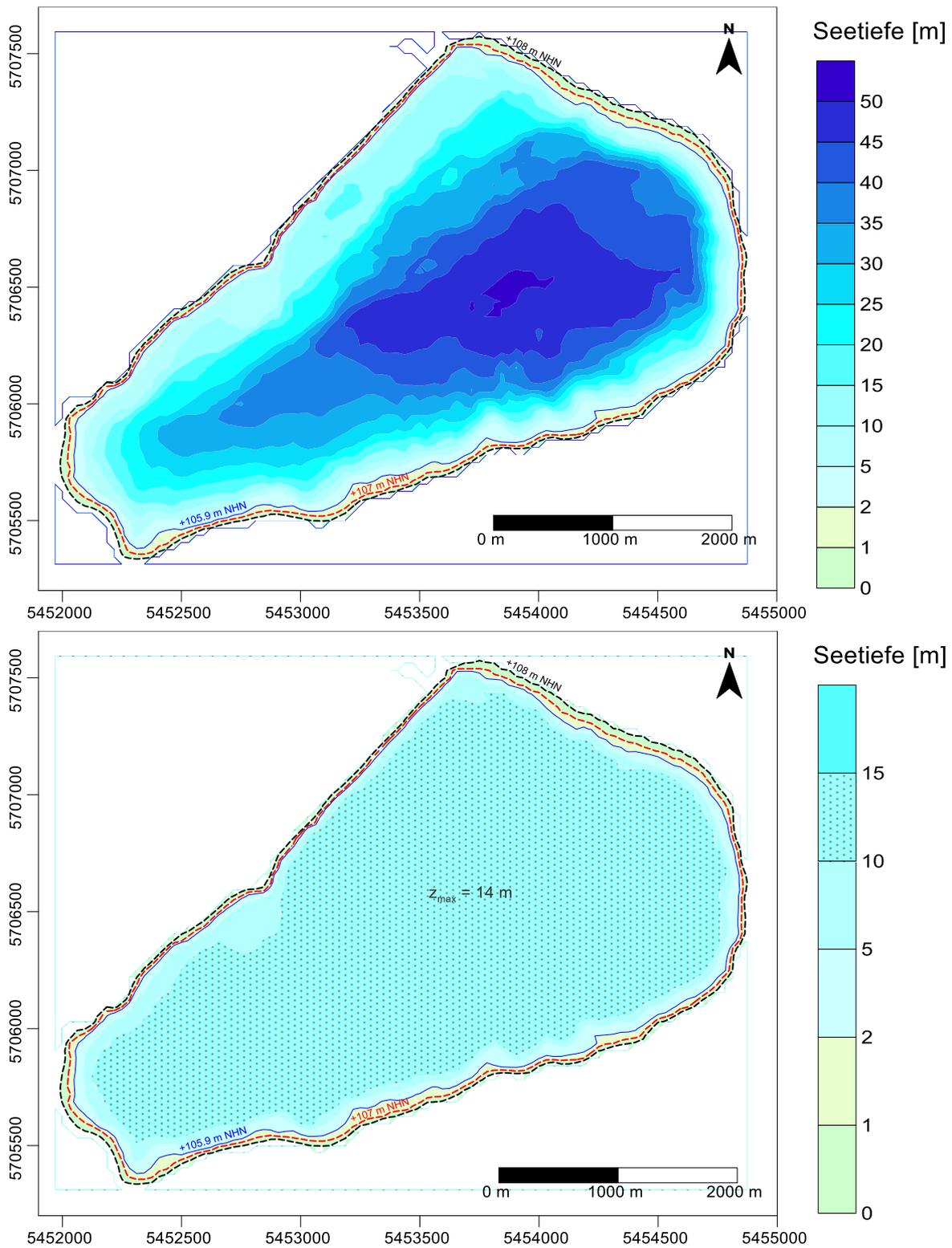
Die Verspülung der Flotationsrückstände aus der Kupfererzaufbereitung in den Spreetaler See hat auf dem Wasserpfad auf folgende Gewässer hydrochemische Auswirkungen:

1. auf den Spreetaler See,
2. auf den Sabrodter und nachfolgende Seen der Erweiterten Restlochketten sowie
3. auf das abströmende Grundwasser.

#### **3.3.3.2 Morphometrie**

Bei der Einstapelung von ca. 40 Mio. m<sup>3</sup> mineralischer Erzaufbereitungsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg wäre unter Annahme eines ebenen Feststoffspiegels von einer Auffüllung des Spreetaler Sees bis etwa +92 m NHN auszugehen (Bild 3).

Die Einstapelung der Flotationsrückstände hätte etwa eine Halbierung der mittleren Seetiefe auf 13,8 Meter zur Folge. Die maximale Tiefe des Spreetaler Sees würde sich von rund 50 auf 14 Meter und der Tiefengradient  $F$  von 6,7 auf 1,9 verringern (Tabelle 13). Ein Wert des Tiefengradienten von  $F > 1,5$  gilt als empirisches Maß für die Stabilität der thermischen Schichtung. Das dimiktische Schichtungsverhalten des Spreetaler Sees bliebe demnach voraussichtlich erhalten.



**Bild 3:** Bathymetrie des Spreetaler Sees im aktuellen Zustand (oben) sowie bei Einstapelung von ca. 40 Mio. m<sup>3</sup> Aufbereitungsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg (unten).

**Tabelle 13: Veränderung morphometrischer und limnophysikalischer Kenngrößen des Spreetaler Sees bei Einstapelung von 40 Mio. m<sup>3</sup> Erzaufbereitungsrückständen.**

Kennwert	Symbol	Maßeinheit	Ohne Einspülung	Mit Einspülung	Kommentar
Wasserspiegel	H	m NHN	+107,5	+107,5	mittlerer Zielwasserstand
Wasservolumen	V	Mio. m <sup>3</sup>	89,1	49,1 *	bei Einstapelung bis +94,0 m NHN
Wasserfläche	A	Mio. m <sup>2</sup>	3,55	3,55	
Mittlere Tiefe	z <sub>m</sub>	m	25,1	13,8	
Maximale Tiefe	z <sub>max</sub>	m	49,5	14,0	
Effektive Länge	L <sub>eff</sub>	km	3,0	3,0	
Effektive Breite	B <sub>eff</sub>	km	1,6	1,6	
Mittlere theoretische Epilimniontiefe	z <sub>epi</sub>	m	7,3	7,3	$z_{epi} = 4,785 \cdot (L_{eff} + B_{eff})^{0,28}$
Tiefengradient	F	---	6,7 (>>1,5)	1,9 (>1,5)	$F = \frac{z_{max}}{z_{epi}}$
Referenzsichttiefe	ST <sub>Ref</sub>	m	9,9	4,9	$ST_{Ref} = 0,265 \cdot z_m + 0,425 \cdot F + 0,398$
Epilimnionvolumen zur Sommerstagnation	V <sub>epi</sub> <sup>max</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	22,4	22,4	
Hypolimnionvolumen zur Sommerstagnation	V <sub>hypo</sub> <sup>min</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	66,7	26,7	
Volumenverhältnis Hypolimnion zu Epilimnion	n	-	3,0	1,2	$n = \frac{V_{hypo}^{min}}{V_{epi}^{max}}$

### 3.3.3.3 Wasserbilanz

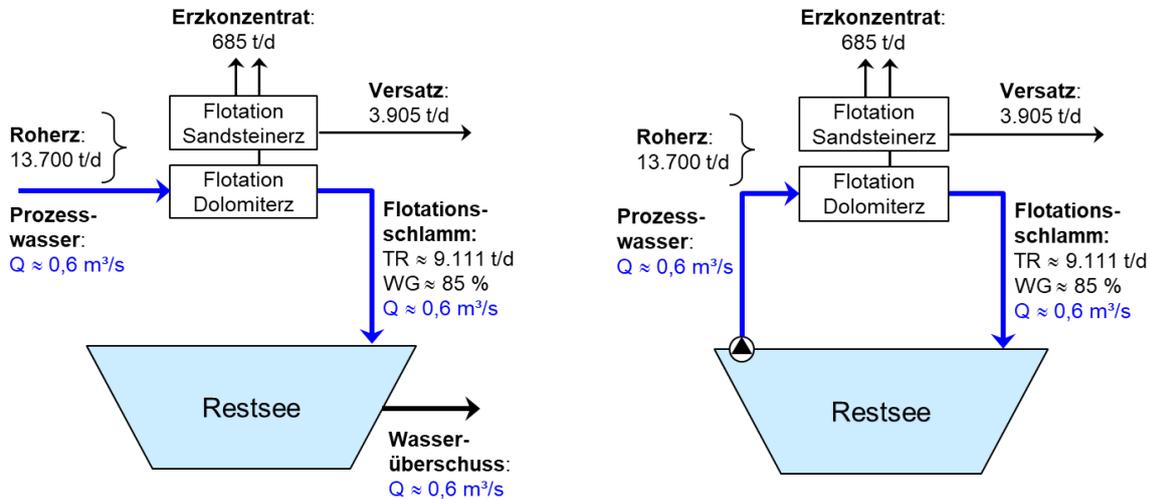
Die Einspülung in einen Restraum des Braunkohlenbergbaus (Bergbaufolgesee oder trockenes Restloch) erfolgt als Suspension der Aufbereitungsrückstände mit einem Wassergehalt von ca. 85 % (siehe Tabelle 2). Die Suspension erfordert einen hohen Volumenstrom an Prozesswasser in Höhe von rund 0,6 m<sup>3</sup>/s bzw. rund 52.000 m<sup>3</sup>/d. Hinsichtlich der Versorgung des Flotationsprozesses mit Prozesswasser (Prozesswassermanagement) können zwei Fälle unterschieden werden (Bild 4):

1. **Offenes Prozesswassermanagement:** Dem Flotationsprozess wird permanent die Menge Frischwasser zugeführt, die durch den Abgang des Erzkonzentrats (gering) und der Erzaufbereitungsrückstände verlustig geht.
2. **Geschlossenes Prozesswassermanagement** (Kreislaufführung des Prozesswassers): Das für den Flotationsprozess notwendige Prozesswasser wird aus dem Ablagerungsraum der Erzaufbereitungsrückstände zurückgewonnen.

Bei einem offenen Wassermanagement (Bild 4 links) muss das Prozesswasser für die Flotation permanent neu zugeführt werden. Für den Standort der Erzaufbereitungsanlage kommen als Wasserlieferanten entweder die Spree oder die GWBA Schwarze Pumpe in Frage. In Anbetracht des bereits derzeit angespannten Wasserhaushaltes im oberen Spreegebiet steht das erforderliche Rohwasser mit einem mittleren Volumenstrom von 0,6 m<sup>3</sup>/s voraussichtlich nicht zur Verfügung. Zumal das Prozesswasser permanent in diesem Umfang verfügbar sein muss.

Die Verspülung der Flotationsrückstände in einen Restraum schließt nicht nur die Ablagerung der festen Rückstände, sondern auch die Einleitung eines gewaltigen Volumenstroms ein. Das Überschusswasser von ca. 0,6 m<sup>3</sup>/s muss den Ablagerungsraum wieder verlassen. Im Falle des Spreetaler Sees wäre eine Ausleitung in die Spree nur im Pumpbetrieb möglich. Im freien Gefälle kann das Überschusswasser nur über den Überleiter 1 (LMBV) zum Sabrodter See abfließen. Aktuell sind jedoch weder der Überleiter 1 noch die Schleuse am Überleiter 1

hydraulisch für diesen Fall ausgelegt. Ob es weitere hydraulische Limits in der gesamten erweiterten Restlochkette bis hin zum Ableiter in die Raintza gibt, war nicht Prüfungsgegenstand. Die hydrochemischen Wirkungen der beschriebenen Wasserbereitstellung und -ableitung des Prozesswassers werden im Abschnitt 3.3.3.4 besprochen.



**Bild 4:** Versorgung des Flotationsprozesses mit Prozesswasser als offenes System (links) oder als geschlossenes System (rechts).

Die Nutzung eines Bergbaufolgesees für die Verspülung der Erzaufbereitungsrückstände ist auch aus der Sicht der Bereitstellung von Prozesswasser vorteilhaft, weil damit eine sichere Quelle für das Prozesswasser zur Verfügung steht (Bild 4 rechts). Das Prozesswasser kann aus dem Ablagerungsraum (See) im gleichen Umfang zurückgewonnen werden, wie es eingeleitet wird. Da die Wasserbilanz von Bergbaufolgeseen in der Regel überschüssig ist, können zusätzlich die Wasserverluste, die z. B. im Zusammenhang mit dem Sandsteinerz und dem Erzkonzentrat auftreten, ausgeglichen werden. Die hydrochemischen Wirkungen der Kreislaufführung des Prozesswassers werden im Abschnitt 3.3.3.4 besprochen.

**Prozessschema für die Verspülung in einen Restsee**

Materialbilanz (Trockenmassen)

Roherzförderung	13.700	t/d
Erzkonzentrat	-685	t/d
Versatzmaterial	-3.905	t/d
<b>Aufbereitung Dolomiterz</b>	<b>9.111</b>	t/d
Frischwasser	51.590	t/d
Seewasser	0	t/d
Recyclingung	nein	

**Aufbereitung**

		Flotationsreaktor	
Trockenmasse	9.111	t/d	
Wassergehalt	85,0	M%	
Haftwasser	36,6	t/d	0,4%
Prozesswasser	51.590	t/d	
Flotationsschlamm	60.737	t/d	
	54.963	m³/d	Dichte 1,11 t/m³

20,08	Mio. m³/a
<b>401,51</b>	Mio. m³/20a

**Aufbereitungsrückstand**

		Restsee	
Sediment (konsolidiert)			
Trockenmasse	9.111	t/d	Trockenrohddichte
Porenanteil	0,40		
Sedimentvolumen	5.522	m³/d	1,65 t/m³
Feststoffvolumen	3.337	m³/d	

**Verdrängung**

54.963	m³/d
20,08	Mio. m³/a
<b>401,51</b>	Mio. m³/20a
2,02	Mio. m³/a
<b>40,33</b>	Mio. m³/20a

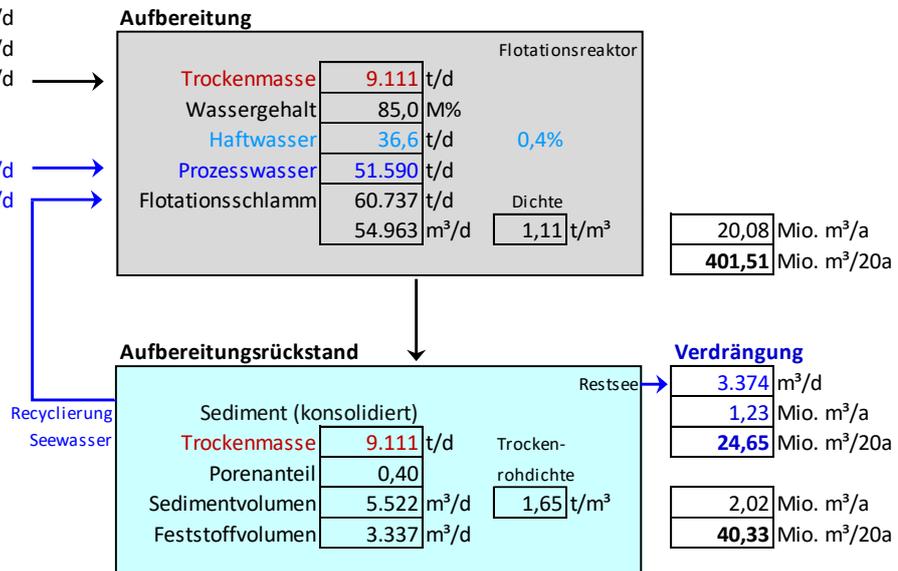
**Bild 5:** Massen- und Wasserbilanzschema für die Verspülung der Aufbereitungsrückstände des Dolomiterzes in einen Restsee bei offenem Wassermanagement.

**Prozessschema für die Verspülung in einen Restsee**

Materialbilanz (Trockenmassen)

Roherzförderung	13.700	t/d
Erzkonzentrat	-685	t/d
Versatzmaterial	-3.905	t/d
<b>Aufbereitung</b>	<b>9.111</b>	<b>t/d</b>
<b>Dolomiterz</b>		

Frischwasser	0	t/d
Seewasser	51.590	t/d
Recycling	ja	



**Bild 6: Massen- und Wasserbilanzschema für die Verspülung der Aufbereitungsrückstände des Dolomiterzes in einen Restsee bei geschlossenem Wassermanagement mit Recycling des Prozesswassers.**

**3.3.3.4 Hydrochemie**

Der in den Flotationsprozess eingespeiste Massenstrom des Roherzes ist gemäß zweier Eluatanalysen [LAG 2011], siehe dazu auch [IWB & ERGO 2013], mit folgenden wasserlöslichen Stoffen beladen, die beim Flotationsprozess in das Prozesswasser übergehen (Tabelle 7).

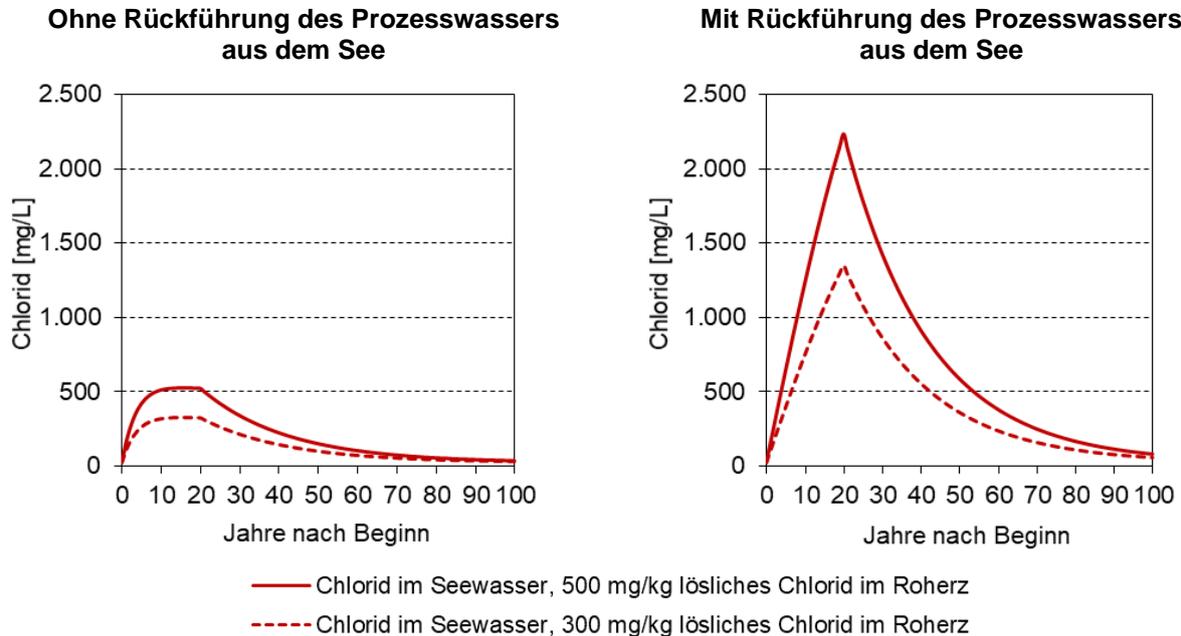
Zur Bewertung der hydrochemischen Auswirkungen der Verspülung der Erzaufbereitungsrückstände wurde an das Wasserbilanzmodell in Abschnitt 3.3.3.3 ein konservatives Stoffbilanzmodell gekoppelt. Konservativ bedeutet, dass keinerlei Rückhalte-mechanismen oder Abbauprozesse berücksichtigt werden. Diese Bedingung ist für Chlorid und Bor auf jeden Fall erfüllt. Weitere potenzielle Schadstoffe werden im Konzentrationsverhältnis zu Chlorid bewertet. Das stellt dann einen Worst-Case-Ansatz dar.

Das Stoffbilanzmodell berücksichtigt den Spreetaler See als Speicher mit einer mittleren stationären Wasserbilanz (siehe Tabelle 11, Abschnitt 3.3.1.2). Die Flotationsbehälter sind im Verhältnis zum Spreetaler See so klein, dass ihr Volumen nicht berücksichtigt werden muss. Der Flotationsprozess wird als Knotenpunktbilanz abgebildet.

Die Ergebnisse der Berechnung sind im nachfolgenden Bild 7 für die zwei Varianten des Prozesswassermanagements (ohne und mit Recycling des Prozesswassers) sowie für zwei stoffliche Szenarien in Bezug auf den löslichen Chloridgehalt des im Flotationsreaktor aufbereiteten Roherzmaterials gezeigt.

**Ohne Recycling des Prozesswassers**, d. h. bei permanenter Zufuhr eines chloridarmen Frischwassers für die Flotation, z. B. aus der Spree mit etwa 20 mg/L, stellt sich im Spreetaler See nach etwa 10 Jahren eine stationäre Chloridkonzentration zwischen rund 300 und rund 500 mg/L (bei 300 bzw. 500 mg/kg löslichem Chlorid im Roherzmaterial) ein, die bis zum Ende der Einspülung auf diesem Niveau verharrt.

Mit **Recycling des Prozesswassers** steigt die Chloridkonzentration im Spreetaler See nach 20-jähriger Einspülung auf 1.300 bis 2.200 mg/L (bei 300 bzw. 500 mg/kg löslichem Chlorid im Roherzmaterial) an.



**Bild 7: Prognose der Chloridkonzentration im Spreetaler See bei 20-jähriger Einspülung der Flotationsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg**

Unter der Annahme, dass sich alle weiteren Inhaltsstoffe in der Tabelle 7, mit Ausnahme von Sulfat, ebenfalls konservativ und proportional zur Chloridkonzentration im Seewasser anreichern, ergeben sich nach einer 20-jährigen Verspülung die nachfolgenden Maximalkonzentrationen als Worst Case (Tabelle 14).

**Tabelle 14: Spanne der Stoffkonzentrationen im Spreetaler See nach 20-jähriger Einspülung der Flotationsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg ohne und mit Recycling des Prozesswassers. Werte auf zwei signifikante Stellen gerundet.**

Kennwert	Konzentration im Seewasser ohne Recycling des Prozesswassers			Konzentration im Seewasser mit Recycling des Prozesswassers		
	Maßeinheit	min	max	Maßeinheit	min	max
Chlorid	mg/L	300	500	mg/L	1.300	2.200
Sulfat	mg/L	ca. 1.400 *)		mg/L	ca. 1.400 *)	
Kupfer	µg/L	70	80	µg/L	300	350
Arsen	µg/L	<10	30	µg/L	<40	130
Barium	µg/L	300	400	µg/L	1.300	1.800
Kobalt	µg/L	<10	70	µg/L	<40	310
Molybdän	µg/L	400	600	µg/L	1.700	2.600
Zink	µg/L	80	100	µg/L	350	440
Bor	µg/L	1.000	1.800	µg/L	4.300	7.900

\*) Begrenzung durch das Gipsgleichgewicht im dolomitischen Flotationsschlamm.

Relevante stoffliche Anreicherungen bis in den Milligrammbereich sind demnach insbesondere für Barium, Molybdän und Bor zu erwarten. Für Sulfat wird eingeschätzt, dass sich im dolomitischen Flotationsschlamm die Sättigungskonzentration von Gips bei 1.400 mg/L einstellt. Die Sulfatkonzentration im See steigt dadurch ebenfalls auf etwa 1.400 mg/L.



### **3.3.3.5 Schichtung**

Während der Nutzung des Spreetaler Sees zur Verspülung der Erzaufbereitungsrückstände ist aufgrund der enormen Umwälzung der Wassermassen mit einer Störung der thermischen Schichtung zu rechnen. Während der Einspülung und Wiederentnahme von MQ  $\approx 0,6 \text{ m}^3/\text{s}$  verkürzt sich die Verweilzeit des Wassers im Spreetaler See von aktuell etwa 30 Jahren auf 4 Jahre. Nach Abschluss der Einspülung beträgt die mittlere theoretische Verweilzeit des Wassers im teilverfüllten Spreetaler See rund 40 Jahre.

Nach dem Abschluss der Einspülung wird der im Spreetaler See angereicherte Salzgehalt durch den Grundwasseraustausch langsam ausgewaschen. Für einen idealen Mischreaktor, wie im Bild 7 im Abschnitt 3.3.3.4, dauert es ca. 100 Jahre, bis sich das Ausgangsniveau der Chloridkonzentration wieder eingestellt hat.

### **3.3.4 Bewertung der Eignung**

Der Spreetaler See verfügt über ein ausreichend großes Volumen, um die Flotationsrückstände aus der Flotation des Dolomiterzes über einen Betriebszeitraum des Kupferbergwerkes von mindestens 20 Jahren aufzunehmen. Die Verspülung der Flotationsrückstände führt jedoch zu Veränderungen im Spreetaler See:

#### **Seevolumen, Morphometrie und Mixis**

Die Flotationsrückstände im Umfang von ca. 40 Mio.  $\text{m}^3$  nehmen fast 50 % des Seevolumens des Spreetaler Sees in Anspruch. Bei der Ausbildung eines ebenen Schlammspiegels verringern sich die maximale Tiefe auf ca. 14 Meter und die mittlere Tiefe auf ca. 13 Meter. Das Volumen des Hypolimnions zum Ende der Sommerstagnation geht auf ca. 27 Mio.  $\text{m}^3$  zurück. Das verkleinerte Hypolimnionvolumen ist tendenziell ungünstig für den Sauerstoffhaushalt des Sees. Die Wahrscheinlichkeit sauerstofffreier Verhältnisse im Tiefenwasser steigt dadurch.

Der verringerte Tiefengradient nach 20 Jahren Einstapelung von Flotationsrückständen stellt weiterhin eine stabile thermische Schichtung des Sees in Aussicht. Das Umkippen in ein polymiktisches Schichtungsverhalten ist unwahrscheinlich.

#### **Wasserbilanz**

Durch die Einlagerung der Flotationsrückstände auf dem Seegrund sind kaum Auswirkungen auf die Volumenströme des Grundwassers zu erwarten, da die Wechselwirkungen des Sees mit dem Grundwasser quantitativ dominant im Bereich des Grundwasserspiegels und damit in Ufernähe erfolgen.

Durch die Teilverfüllung und die Verringerung des Wasservolumens des Spreetaler Sees verkürzt sich die mittlere theoretische Verweilzeit, was für die Trophiebewertung tendenziell ungünstig ist. Die stationäre, mittlere Verweilzeit des mit den EHS aus der GWBA Schwarze Pumpe und den Erzaufbereitungsrückständen aus dem Kupferbergwerk Spremberg teilverfüllten Spreetaler Sees ist mit rund 40 Jahren im Vergleich zu den anderen Bergbaufolgeseen der erweiterten Restlochkeette immer noch sehr lang, so dass die Auswirkungen auf den Trophiegrad des Spreetaler Sees als gering bewertet werden.

#### **Hydrochemie**

Im Zuge der Einspülung begünstigt das dolomitische Flotationsmaterial die Neutralisation des sauren Bergbaufolgesees. Die zu erwartende Forderung nach einer Tiefeneinspülung der Flotationsrückstände und die langsame Lösekinetik von Dolomit lassen jedoch keinen großen Stoffumsatz erwarten. Nach Abschluss der Ablagerung beschränkt sich der Stoffaustausch



zwischen den Erzaufbereitungsrückständen und dem See auf die Diffusion über die Sedimentoberfläche. Diese Austauschrate ist gering. Nach Abschluss der Einlagerung ist deshalb kaum mit langfristigen Wirkungen auf die Hydrochemie des Sees zu rechnen, was in Hinblick auf eine mögliche Freisetzung von Schadstoffen (Metallen) als Vorteil gesehen werden kann.

Die maßgebliche Wirkung der Einspülung der dominant dolomitischen Erzaufbereitungsrückstände geht vom Salzgehalt des Formationswassers aus. Im Falle eines offenen Prozesswassermanagements, d. h. ohne Recyclierung des Prozesswassers, stellen sich im Spreetaler See Chloridkonzentrationen zwischen 300 und 500 mg/L ein. Die erhöhten Chloridkonzentrationen werden durch erhöhte Konzentrationen von Barium und Molybdän bis jeweils etwa 0,6 mg/L sowie von Bor bis etwa 2 mg/L begleitet. Die Flotationsrückstände enthalten außerdem lösliches Sulfat und führen im Spreetaler See voraussichtlich zu einem Anstieg der Sulfatkonzentration auf ca. 1.400 mg/L.

Im Falle eines geschlossenen Prozesswassermanagements reichern sich die wasserlöslichen Inhaltsstoffe der Erzaufbereitungsrückstände im kreislaufgeführten Prozesswasser und folglich im Seewasser an. Die Chloridkonzentration reichert sich nach 20 Jahren Einspülung bis ca. 2.000 mg/L an. Die Konzentrationen von Barium und Molybdän können jeweils >2 mg/L und von Bor bis etwa 8 mg/L erreichen.

### **Fernwirkungen**

Der Spreetaler See ist aus der Sicht des Wasserhaushaltes ein offenes System. Während der gesamten Nutzungsdauer als Ablagerungsraum für die Erzaufbereitungsrückstände strömt dem Spreetaler See Grundwasser zu und aus dem See Grundwasser ab. Der Grundwasserzustrom zum Spreetaler See erfolgt ausschließlich aus der Innenkippe des ehemaligen Tagebaus Spreetal. Das Kippenwasser formiert den derzeitigen hydrochemischen Zustand des Sees. Der Grundwasserabstrom erfolgt derzeit nach Norden in das Gewachsene. Derzeit erfolgt der Abstrom überwiegend zu den Entwässerungskonturen des Tagebaus Welzow-Süd. Nach der Schließung des Tagebaus Welzow-Süd und der Wiederherstellung eines natürlichen Wasserhaushaltes strömt das Grundwasser aus dem Spreetaler See nach Nordwesten in die Bluno-Bahnsdorfer Rinne ab und wird zum Sabrodter See abgelenkt.

Der aus dem Spreetaler See abströmende Grundwasserstrom ist mit ca. 3 m<sup>3</sup>/min gering. Das hydraulische Gefälle in der Bluno-Bahnsdorfer Rinne ist sehr klein. Die Transportzeit des mit Chlorid beladenen Grundwassers ist entsprechend sehr lang und die Dispersion (Verdünnung) des Chlorids im Grundwasser sehr stark. In der Bluno-Bahnsdorfer Rinne befinden sich keine Trinkwasserfassungen. Der Einfluss des Chlorids auf den Sabrodter See wird als vernachlässigbar eingeschätzt.

### **Schlussfolgerungen**

Der Spreetaler See ist hinsichtlich des zu bemessenden Stapelraums grundsätzlich zur Einlagerung der Erzaufbereitungsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg geeignet. In Anbetracht des angespannten regionalen Wasserhaushaltes kommt zur Bereitstellung des Prozesswassers nur ein geschlossenes Prozesswassermanagement (Kreislaufführung des Prozesswassers) in Frage. Durch die Kreislaufführung des Prozesswassers ist mit einer starken stofflichen Anreicherung des Seewassers mit Chlorid, Sulfat, Barium, Molybdän, Bor und ggf. anderen Stoffen zu rechnen. Ferner ist durch den großen Volumenstrom des Prozesswassers und die etwa hälftige Teilverfüllung des Sees mit einer Störung des Schichtungsverhaltens zu rechnen.



Die hydrogeologische Konstellation des Spreetaler Sees ist insgesamt günstig. Durch die geringen abströmenden Grundwassermengen werden weder andere aquatische Schutzgüter noch Wasserfassungen beeinträchtigt. Es ist jedoch mit Konflikten weiterer Nutzungsinteressen am Spreetaler See zu rechnen.

In der Gesamtabwägung bezüglich des vorhandenen Stapelraums, der voraussichtlichen hydrochemischen und limnologischen Auswirkungen sowie der wahrscheinlichen Konflikte mit bereits bestehenden Nutzungszielen und -ansprüchen wird der Spreetaler See als **weniger gut geeignet für die Verbringung der Erzaufbereitungsrückstände** aus dem Kupferbergwerk Spremberg bewertet.

### 3.4 Oberirdische Ablagerung im TA Süd (D2)

#### 3.4.1 Beschreibung

Die oberirdische Ablagerung der Flotationsrückstände aus der Erzaufbereitung erfolgt auf der Geländeoberfläche, wobei zuvor der Kulturboden abgetragen wird. Im einfachsten Fall erfolgt die Ablagerung auf der blanken Oberfläche (**Untervariante D2.1**), so dass das Material hydraulischen Kontakt zur Aerationzone erhält (Bild 10). Wenn die Genehmigungsbehörde eine Basisabdichtung (**Untervariante D2.2**) fordert, dann sind eine Dränage, eine Ableitung und ggf. eine Behandlung des Sickerwassers vorzusehen (Bild 11). Dabei handelt es sich um eine Ewigkeitslast. Zudem besteht eine hohe Versagenswahrscheinlichkeit der Basisdränage durch Versinterung aufgrund des hohen Anteils dolomitischen Materials in der Halde. In beiden Fällen ist mit einer vergleichbaren Sickerwasserbildung in der Größenordnung der Grundwasserneubildung für die bodenphysikalischen und hydraulischen Eigenschaften der Flotationsrückstände zu rechnen. Die bodenphysikalischen und bodenhydraulischen Eigenschaften ähneln einem sandigen Schluff bis lehmigen Sand (vgl. Abschnitt 3.1).

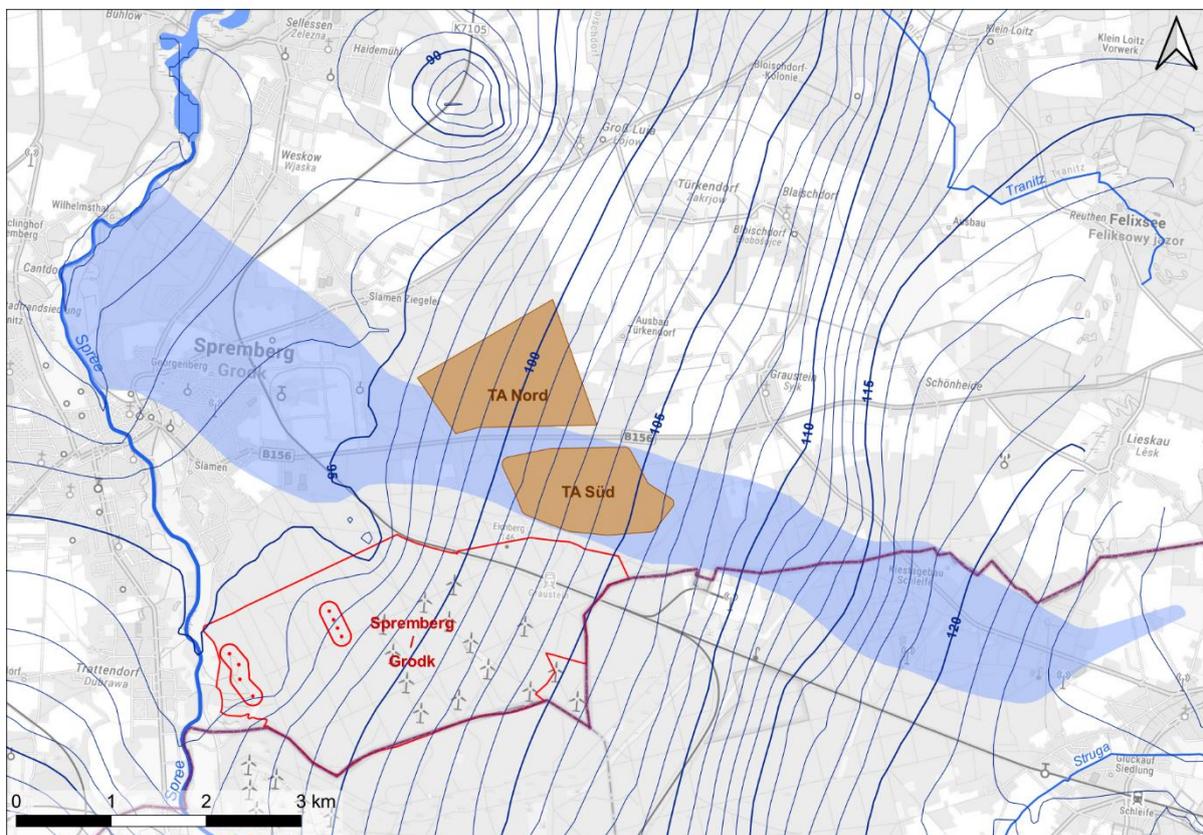
Die Sickerwasserbildung wird in der Bauphase erhöht sein, weil der Boden nicht bewachsen ist. Die Sickerwasserbildung wird sich nach der Rekultivierung (Bodenabdeckung und Bepflanzung) auf einen gebietstypischen Wert verringern.

Die geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse am geplanten Standort der Halde können anhand des geologischen Schnitts „Grausteiner Rinne Schnitt 4“ im Bild 9 wie folgt charakterisiert werden [VEM 2009]. Der Untergrund besteht aus etwa 250 Meter mächtigen quartären und tertiären Lockergesteinen. Der oberste Grundwasserleiter G160 wird aus glazifluviatilen Sedimenten der Saalekaltzeit (Drenthe-I-Stadium) gebildet. In den saalekaltzeitlichen Sanden sind vereinzelt geringmächtige Schluff-Linsen eingeschaltet. Die Mächtigkeit des G160 nimmt von Ost nach West von etwa 100 Meter am geplanten Standort der Halde auf rund 10 Meter in der Spreeaue ab. Teilweise schließt sich darunter der Grundwasserleiter G170 aus Vorschüttbildungen der Saale-I-Kaltzeit und Nachschüttbildungen der Elster-II-Kaltzeit an. Überwiegend liegen unter dem G160 jedoch tertiäre Sande der Klettwitz- (G252), Nochten- (G310) bzw. Greifenhain-Schichten (G410) der Meuro-Formation. Der geplante Haldenstandort befindet sich im Bereich des Kohlenfeldes Spremberg-Ost mit den miozänen Flözkomplexen MF1, MF2 und MF4. Diese stellen zusammen mit ihren begleitenden bindigen Schichten Grundwasserstauer dar. Der oberste 1. Lausitzer Flözhorizont ist teilweise ausgeräumt, während der 2. und der 4. Lausitzer Flözhorizont im betrachteten Bereich durchgängig verbreitet sind.

Aus der hydrogeologischen Situation des Haldenstandortes TA Süd kann das Grundwasser-einzugsgebiet der Halde nach den folgenden Kriterien abgeleitet werden (Bild 8):



- Das unterirdische Einzugsgebiet wird für den stationären geohydraulischen Zustand nach Beendigung des Braunkohlenbergbaus im Tagebau Nochten abgebildet. Die Einstellung der Sumpfung in den Tagebauen Nochten und Welzow-Süd führt nur im Anstrom der Halde zu Veränderungen der Grundwasserisohypsen, -fließrichtung und -fließgeschwindigkeit. Im Abstrom der Halde werden nur geringe Veränderungen erwartet.
- Das unterirdische Einzugsgebiet der Halde wird durch die Grenzstromlinien begrenzt, die die Halde TA Süd an ihren äußersten südlichen und nördlichen Rändern tangieren.
- Das Grundwassereinzugsgebiet wird im Osten durch die Wasserscheide (Muskauer Faltenbogen) zwischen der Spree und der Lausitzer Neiße begrenzt.
- Das Grundwasser entlastet im Westen vollständig in die Spree. Der Entlastungsbereich liegt etwa zwischen den Flusskilometern 258+500 und 255+500.
- Ein Trinkwasserschutzgebiet wird vom Grundwasserabstrom der Halde nicht berührt. Die Schutzzone III der Wasserfassungen A und C der SWAZ wird tangiert.



**Gewässernetz**

- Fließgewässer
- Standgewässer

**Bergbau Kupferschiefer**

- Halde TA Nord
- Halde TA Süd

**Grundwasser**

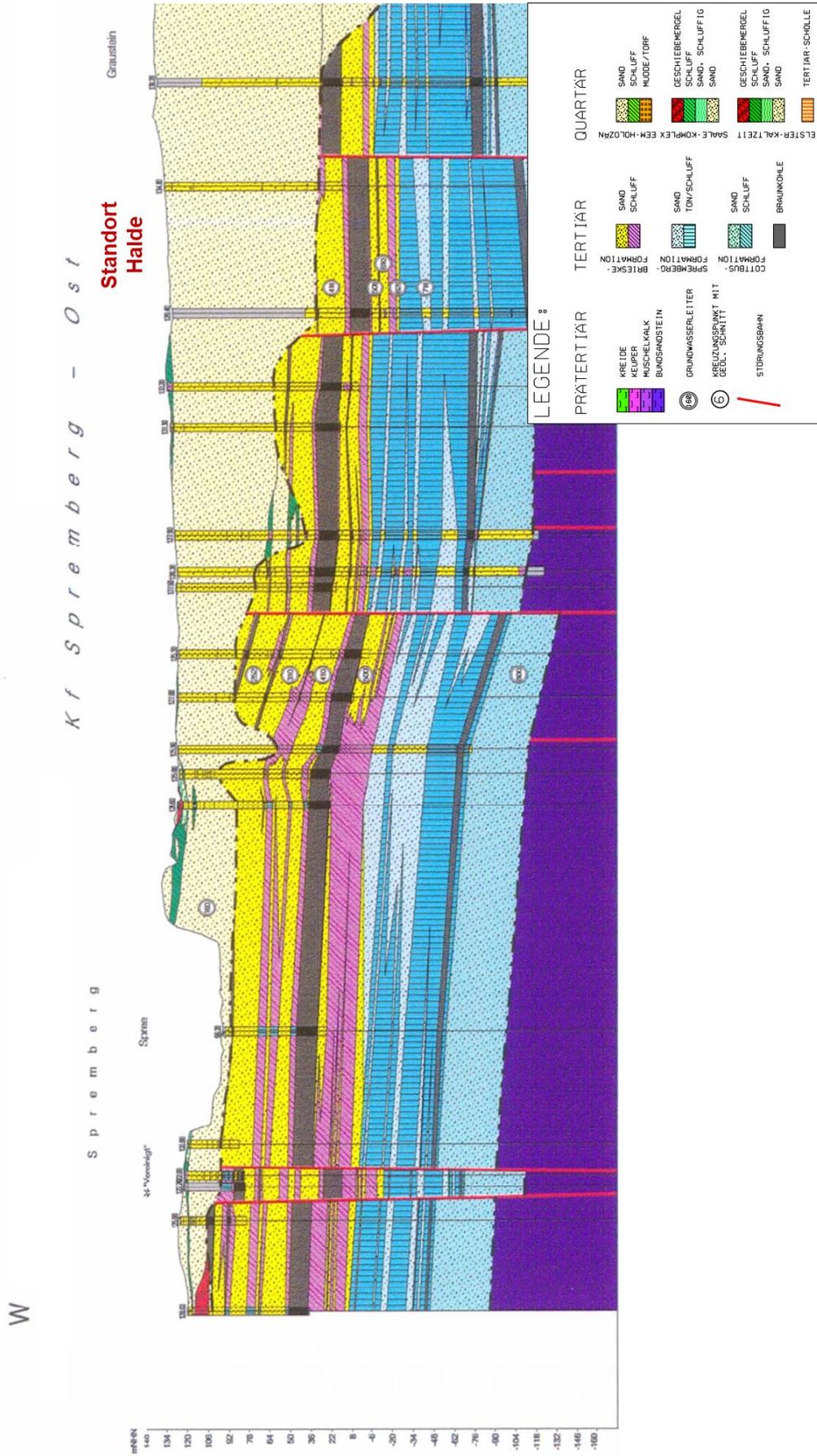
- nachbergbauliche Grundwassergleichen
- Unterirdisches Einzugsgebiet Halde TA Süd
- Trinkwasserschutzgebiete

**Topographie**

- Grenze Sachsen/Brandenburg

Topographische Hintergrundkarte:  
© Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2022).  
Datenquellen: [https://sg.geodatenzentrum.de/web\\_public/Datenquellen\\_TopPlus\\_Open\\_01.02.2022.pdf](https://sg.geodatenzentrum.de/web_public/Datenquellen_TopPlus_Open_01.02.2022.pdf)

**Bild 8:** Grundwassereinzugsgebiet der Halde TA Süd für die Flotationsrückstände mit den prognostizierten nachbergbaulichen Grundwassergleichen und Trinkwasserschutzgebieten (Quelle der Grundwassergleichen: LE-B).



**Bild 9:** Geologischer Schnitt entlang des unterirdischen Einzugsgebietes der Halde für die Flotationsrückstände, Quelle: [VEM 2009].

### 3.4.2 Nutzungsbedingungen

#### 3.4.2.1 Stapelraum

Die oberirdische Ablagerung der Flotationsrückstände auf einer Halde erfolgt im „erdfeuchten“ Zustand mit einem mittleren Wassergehalt von ca. 18 % (Tabelle 2). Bei einem kumulativ einzulagernden Volumen der erdfeuchten Flotationsrückstände von ca. 40 Mio. m<sup>3</sup>, einer einzuhaltenden Böschungsneigung von 1 : 3 und einer Grundfläche von rund 1,2 km<sup>2</sup> ergibt sich eine Stapelhöhe von ca. 41,3 Meter.

#### 3.4.2.2 Zeitliche Einordnung

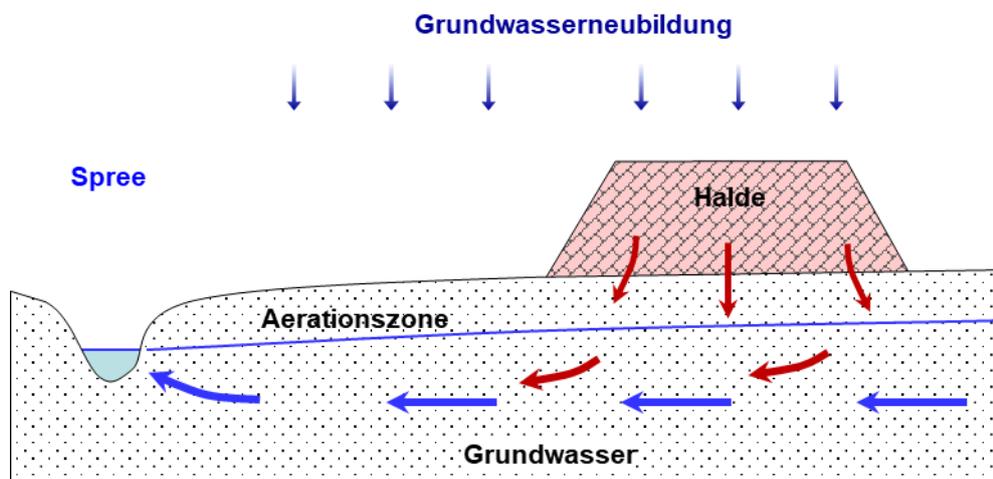
Die Haldenvariante ist unabhängig von sonstigen Rahmenbedingungen. Ein zeitliches Fenster ihres Betriebs stellt sich nicht dar.

### 3.4.3 Auswirkungen auf den Wasserpfad

#### 3.4.3.1 Wirkpfade

Der Wirkpfad im Falle der **Untervariante D2.1** „Aufbau der Halde auf dem blanken Untergrund“ erfasst (Bild 10):

1. die Aerationzone unter der Halde,
2. das abströmende Grundwasser und
3. das aufnehmende Fließgewässer, die Spree.



**Bild 10:** Schematische Darstellung des aquatischen Wirkpfades für die Untervariante D2.1.

Der Wirkpfad im Falle der **Untervariante D2.2** „Aufbau der Halde mit einer Basisabdichtung und Sickerwasserfassung“ schließt ein (Bild 11):

1. die Sickerwasserfassung und
2. die Einleitung in die Spree.

Falls eine Direkteinleitung des Haldensickerwassers in die Spree aus stofflicher Sicht nicht genehmigungsfähig ist, wird empfohlen, das Haldensickerwasser in die Wasserbehandlung des Sumpfungswassers mit einzubinden (Abschnitt 4.5.4).

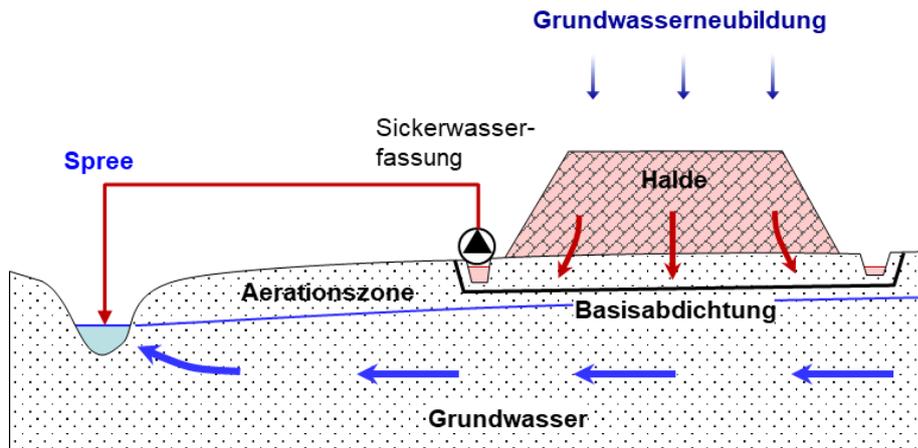


Bild 11: Schematische Darstellung des aquatischen Wirkpfades für die Untervariante D2.2.

### 3.4.3.2 Wasserbilanz

Die Aufbereitungsrückstände des Flotationsprozesses werden mit einem Wassergehalt von ca. 18 % aufgehaldet (Tabelle 2). Dieser Wassergehalt entspricht etwa der Feldkapazität des Materials. Es wird angenommen, dass die Haldenaufstandsfläche zu Beginn der Aufhaldung bereits vollständig hergestellt ist. Im gesamten Zeitraum der Aufhaldung wird eine erhöhte Grundwasserneubildung von ca. 6 L/(s·km<sup>2</sup>) auf der Haldenaufstandsfläche angenommen. Sie kommt durch den Mangel an Pflanzentranspiration sowie dadurch zustande, dass der bei Starkregen anfallende Oberflächenabfluss in Becken auf dem Betriebsgelände gesammelt und zur Verdunstung und zur Versickerung gebracht werden muss. Vergleichbare Lösungen werden für die Asche- und Gipsdepots der LE-B im Tagebau Jänschwalde praktiziert.

Bei Trockenverwahrung der Flotationsrückstände wird davon ausgegangen, dass das Filtrat des Flotationsprozesses recycelt wird. Der Wasserverlust durch die Verbringung der erdfeuchten Aufbereitungsrückstände auf die Halde in einer Größenordnung von etwa 1.960 m<sup>3</sup>/d muss durch Frischwasser ersetzt werden. Bild 12 zeigt die Wasserbilanz dieses Prozesses.

#### Prozessschema für die Stapelung auf einer Halde

Materialbilanz (Trockenmassen)

Roherzförderung	13.700	t/d
Erzkonzentrat	-685	t/d
Versatzmaterial	-3.905	t/d
<b>Aufbereitung</b>	<b>9.111</b>	<b>t/d</b>
<b>Dolomiterz</b>		

Frischwasser	1.963	t/d
Filtrat	49.626	t/d

#### Aufbereitung

		Flotationsreaktor	
Trockenmasse	9.111	t/d	
Wassergehalt	85,0	M%	
Haftwasser	36,6	t/d	0,4%
Prozesswasser	51.590	t/d	
Flotationsschlamm	60.737	t/d	
	54.963	m <sup>3</sup> /d	Dichte
			1,11 t/m <sup>3</sup>

20,08	Mio. m <sup>3</sup> /a
401,51	Mio. m <sup>3</sup> /20a

#### Aufbereitungsrückstand

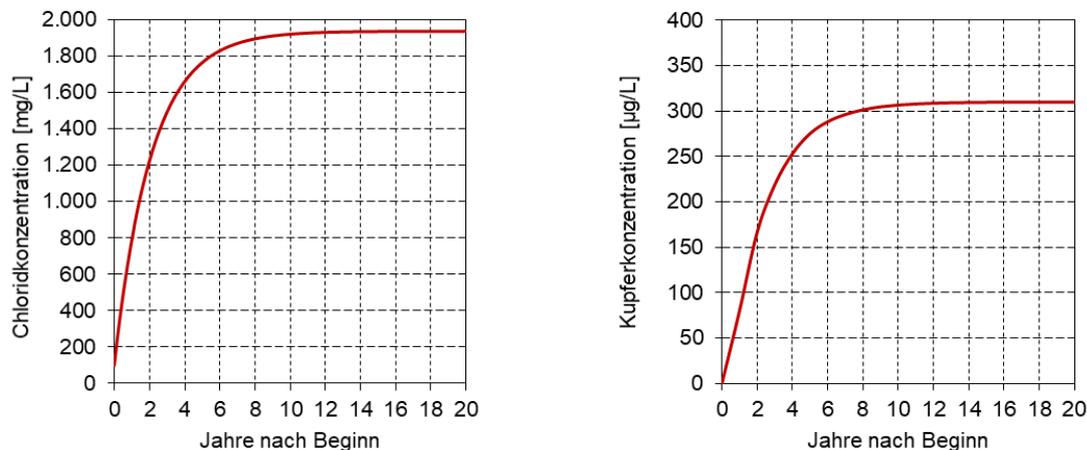
		Tailing	
Trockenmasse	9.111	t/d	
Wassergehalt	18,0	M%	
Haftwasser	2.000	t/d	
Massenstrom	11.110	t/d	
Volumenstrom	5.337	m <sup>3</sup> /d	Dichte
			2,08 t/m <sup>3</sup>

1,95	Mio. m <sup>3</sup> /a
38,99	Mio. m <sup>3</sup> /20a

Bild 12: Massen- und Wasserbilanz für die oberirdische Ablagerung der erdfeuchten Aufbereitungsrückstände des Dolomiterzes auf einer Halde.

### 3.4.3.3 Flotationsreaktor

Zur Ermittlung der Wasserbeschaffenheit der Restfeuchte in den Aufbereitungsrückständen ist es erforderlich, zunächst eine Prognose der Wasserbeschaffenheit im Flotationsreaktor unter der Bedingung der Recyclierung des Filtrates zu erstellen. Die Prognose wird konservativ für Chlorid berechnet und auf weitere relevante Kennwerte übertragen. Unter Berücksichtigung der Daten in der Tabelle 2 und Tabelle 7 wird folgende Chloridkonzentration über eine Betriebszeit von 20 Jahren des Kupferbergwerkes berechnet. Durch die Rückführung von fast 96 % des Prozesswassers in den Flotationsprozess reichern sich Chlorid und andere lösliche Stoffe des Erzes an. Die Chloridkonzentration im Recyclat und in der Feuchte der Aufbereitungsrückstände erreicht nach etwa acht Jahren einen Plateauwert von etwa 1.900 mg/L (Bild 13). Diese prognostizierte Entwicklung der Chloridkonzentration wird für die Prognose des Stoffaustrags aus der Halde verwendet (Abschnitt 3.4.3.4).



**Bild 13:** Entwicklung der Chloridkonzentration (links) und der Kupferkonzentration (rechts) in den Aufbereitungsrückständen.

Mit einem Worst-Case-Ansatz werden die maximalen löslichen Konzentrationen der in der Tabelle 7 deklarierten Schadstoffe im Haftwasser der Flotationsrückstände berechnet. Für diese Stoffe wird ein konservatives Verhalten vorausgesetzt, d. h. es werden kein physikochemischer (Adsorption) und kein chemischer Rückhalt (Fällung) berücksichtigt. Die Berechnung der maximalen Stoffkonzentrationen erfolgt im Massenverhältnis zum Chlorid in den Eluaten des Erzmaterials (Tabelle 7). Nach diesem Ansatz ergeben sich folgende maximale Stoffkonzentrationen im Feuchtegehalt der Aufbereitungsrückstände (Tabelle 15). Der zeitliche Konzentrationsverlauf ist dem von Chlorid und Kupfer ähnlich (Bild 13 links bzw. rechts).

**Tabelle 15:** Maximale Konzentrationen relevanter chemischer Kennwerte in den Aufbereitungsrückständen (Angaben gerundet).

Kennwert	Maßeinheit	Haftwasser der Aufbereitungsrückstände
Chlorid	mg/L	1.940
Sulfat	mg/L	ca. 1.400 *)
Kupfer	µg/L	310
Arsen	µg/L	120
Barium	µg/L	1.550
Kobalt	µg/L	270
Molybdän	µg/L	2.320
Zink	µg/L	390
Bor	µg/L	6.960

\*) Gipsgleichgewicht in den dolomitischen Flotationsrückständen.

### 3.4.3.4 Halde

Der Volumenzuwachs der Halde für die Flotationsrückstände wird in Jahresschritten abgebildet. Vereinfachend wird von einem schichtweisen Aufbau auf der gesamten Grundfläche ausgegangen und die Geometrie der Halde durch einen Kegelstumpf mit einer Böschungsneigung von 1:3 abgebildet. Es wird angenommen, dass der eluierbare Stoffbestand vollständig im Porenwasser vorliegt und zeitverzögerte Löseprozesse – eine Kinetik i. e. S. – keine Rolle für die Stofffreisetzung spielen. Damit wird der Worst Case abgebildet. Der Stofftransport wird konservativ betrachtet, d. h. ohne Berücksichtigung einer Retardation. Bis auf Chlorid und Bor stellt diese Annahme eine weitere Worst-Case-Annahme für den Stoffaustrag aller weiteren Komponenten dar.

Die Berechnung des Stoffaustrags aus der Halde erfolgt als diskretes eindimensionales Modell mit einer räumlichen Diskretisierung von etwa 2 Meter<sup>3</sup> und einer zeitlichen Diskretisierung von einem Jahr. Die Grundwasserneubildung wird mit der regionalen Grundwasserbeschaffenheit angenommen (siehe Tabelle 21 in Abschnitt 3.4.3.6). Bei einer Grundwasserneubildung von zunächst 6,0 L/(s·km<sup>2</sup>) auf einer unbedeckten Oberfläche und später von 4,5 L/(s·km<sup>2</sup>) auf der rekultivierten Oberfläche wird das CFL-Kriterium<sup>4</sup> für den Stofftransport erfüllt.

**Tabelle 16: Kennwerte, Parameter und Randbedingungen des diskreten eindimensionalen Stofftransportmodells für die Halde.**

Kennwert bzw. Parameter	Maßeinheit	In der Bauphase (0...25 Jahre)	Nach der Rekultivierung (>25 Jahre)
Aufstandsfläche der Halde	m <sup>2</sup>	1.200.000	1.200.000
Form des Haldenkörpers	---	Kegelstumpf	
Böschungsneigung	---	1:3	
Wassergehalt der abgelagerter Reststoff	M%	18	18
Sickerwasserbildung	L/s/km <sup>2</sup>	6,0	4,5
Mittlere Mächtigkeit der Teilschichten	m	2 *)	2 *)
Anzahl der Teilschichten	---	0 bis 20	20
Gesamthöhe Halde	m	0,0 bis 41,3	41,3

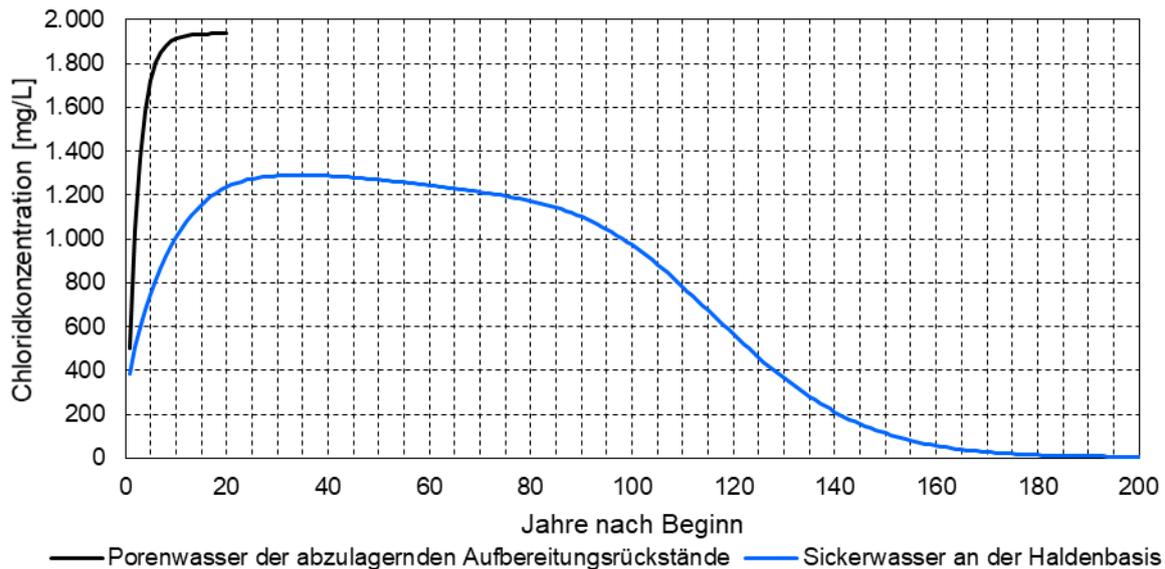
\*) siehe Fußnote.

Die Chloridkonzentration im Haldensickerwasser, d. h. am Fuß der Halde, steigt langsam an und erreicht nach etwa 30 Jahren, d. h. etwa 10 Jahre nach Abschluss der Aufhaldung, einen Höchstwert von ca. 1.300 mg/L (Bild 14). Dieser Wert liegt durch den Einfluss der Grundwasserneubildung etwa um ein Drittel niedriger als im Porenwasser der frisch aufgehaldeten Flotationsrückstände. Danach verringert sich die Chloridkonzentration im Haldensickerwasser zunächst langsam durch Verdünnung mit der Grundwasserneubildung. Ab einen Wert von ca. 1.000 mg/L nach ca. 100 Jahren laugt sich schließlich die Halde beschleunigt aus und nähert sich nach ca. 200 Jahren den natürlichen Hintergrundwerten an.

Die Konzentrationsentwicklung weiterer Stoffe wird im Verhältnis der Massenkonzentrationen zum Chlorid wie im Eluat des Roherzes bestimmt (Tabelle 17), siehe dazu Abschnitt 3.4.3.3.

<sup>3</sup> Die kegelförmige Form der Halde führt dazu, dass bei einem gleichbleibendem jährlichen Einlagerungsvolumen die Schichtenmächtigkeit mit zunehmender Aufhaldung geringfügig zunimmt.

<sup>4</sup> CFL-Kriterium: Kriterium für die Stabilität numerischer Lösungen des Stofftransports.



**Bild 14:** Prognose der Chloridkonzentration im Porenwasser der auf der Halde abgelagerten Aufbereitungsrückstände und im Sickerwasser an der Haldenbasis.

**Tabelle 17:** Maximale Konzentrationen relevanter chemischer Kennwerte im Sickerwasser der Halde (Angaben gerundet).

Kennwert	Maßeinheit	Sickerwasser Haldenbasis
Chlorid	mg/L	1.300
Sulfat	mg/L	ca. 1.400 *)
Kupfer	µg/L	210
Arsen	µg/L	80
Barium	µg/L	1.030
Kobalt	µg/L	180
Molybdän	µg/L	1.560
Zink	µg/L	270
Bor	µg/L	4.650

\*) Gipsgleichgewicht im dolomitischen Flotationsschlamm.

Im Falle einer stofflichen Retardation, die für die Metalle Kupfer, Arsen, Kobalt, Molybdän und Zink anzunehmen ist, verringert sich der Maximalwert und verlängert sich der Zeitraum für die Auslaugung.

Die dargestellte Entwicklung der Stoffkonzentrationen im Haldensickerwasser gilt einerseits für den Fall der **Untervariante D2.2** (Aufbau der Halde mit einer Basisabdichtung und Drainage), in der das Sickerwasser aufgefangen und abgeleitet werden muss, und andererseits als Randbedingung für die weiteren Betrachtungen zur **Untervariante D2.1** (Aufbau der Halde auf dem blanken Untergrund) zum Stoffaustrag in die Aerationzone und in das Grundwasser bis hin zur Spree (Abschnitte 3.4.3.5, 3.4.3.6 bzw. 3.4.3.7).

### 3.4.3.5 Aerationzone

Der Grundwasserflurabstand am vorgesehenen Haldenstandort ist sehr groß und beträgt sowohl unter den gegenwärtigen als auch den nachbergbaulichen Verhältnissen etwa 30 Meter (Bild 9). Geologisch sind in der Aerationzone die Sande des G160 ausgebildet (Bild 9). Für die Sande des G160 können folgende bodenphysikalische und bodenhydraulische Parameter angenommen werden (Tabelle 18).

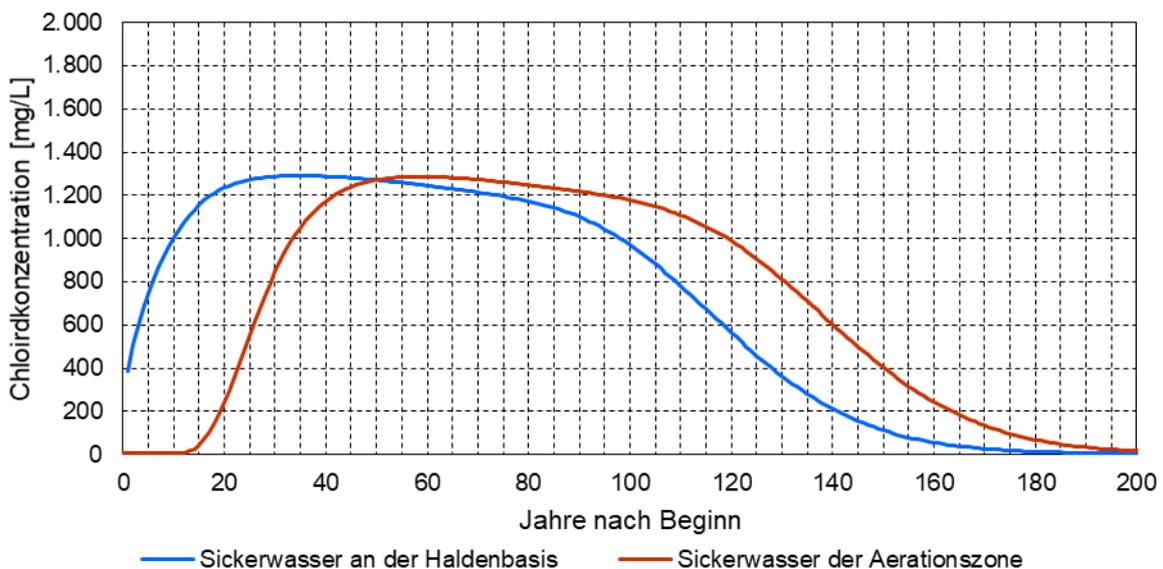
Die Aerationszone unter dem Haldenstandort wird mit einem diskreten eindimensionalen Modell abgebildet. Die Aerationszone wurde in 10 Schichten zu je 3 Meter Mächtigkeit gegliedert. Damit ist dem CFL-Kriterium für die numerische Simulation des Stofftransports Genüge getan. Eine stoffliche Retardation wird nicht berücksichtigt. Damit wird der Worst Case für alle weiteren Komponenten, außer für Chlorid und Bor, abgebildet.

Als Ausgangswerte für die Beschaffenheit des Bodenwassers in der Aerationszone werden die Hintergrundwerte der Grundwasserbeschaffenheit (Tabelle 21) angenommen. Diese Beschaffenheit wird in der **Untervariante D2.1** (Aufbau der Halde auf dem blanken Untergrund) durch das Haldensickerwasser verdrängt (siehe Abschnitt 3.4.3.4).

Die Konzentrationsentwicklung von Chlorid in der Aerationszone wird nur für die unterste Zelle, d. h. beim Übergang ins Grundwasser, dargestellt (Bild 15).

**Tabelle 18: Kennwerte, Parameter und Randbedingungen für das Stofftransportmodell der Aerationszone unter dem Haldenstandort.**

Kennwert bzw. Parameter	Maßeinheit	In der Bauphase (0...25 Jahre)	Nach der Rekultivierung (>25 Jahre)	Kommentar
Bodensubstrate der Aerationszone	---	Mittelsand	Mittelsand	
Aufstandsfläche der Halde	m <sup>2</sup>	1.200.000	1.200.000	
Grundwasserflurabstand unter der Halde	m	30	30	
Sickerwasserbildung	L/s/km <sup>2</sup>	6,0	4,5	
Porenanteil	---	0,35	0,35	Schätzung
Feldkapazität	---	0,15	0,15	Schätzung
Sättigung	---	43 %	43 %	
Mächtigkeit der Teilschichten des Versickerungsmodells	m	3	3	Zur Erfüllung des CFL-Kriteriums
Anzahl der Teilschichten des Versickerungsmodells	---	10	10	



**Bild 15: Prognose der Chloridkonzentration im Sickerwasser an der Haldenbasis und im Sickerwasser der Aerationszone unmittelbar vor dem Übergang ins Grundwasser.**

Die Chloridkonzentration im Sickerwasser wird durch den Transport durch die 30 Meter mächtige Aerationszone zunächst um etwa 20 Jahre verzögert und dabei nur leicht gedämpft (Bild 15). Die Dämpfung ist deshalb gering, weil es sich beim vertikalen Feuchtetransport

durch die Aerationzone ausschließlich um eine Verdrängung handelt. Als Spitzenkonzentration werden ca. 60 Jahren nach der Inbetriebnahme der Halde im Sickerwasser etwa 1.280 mg/L Chlorid berechnet. Danach geht die Konzentration kontinuierlich zurück und nähert sich nach über 200 Jahren wieder der natürlichen Hintergrundkonzentration an (Bild 15).

Die Konzentrationsentwicklung weiterer Wasserinhaltsstoffe wird auch hier nach der gleichen Methodik wie in den Abschnitten 3.4.3.3 und 3.4.3.4 berechnet und ergibt als maximal zu erwartenden Konzentrationen die in der Tabelle 19 dargestellten Werte. Auch hier gilt die Aussage, dass aufgrund der stofflichen Retardation für die Metalle Kupfer, Arsen, Kobalt, Molybdän und Zink deutlich niedrigere Konzentration zu erwarten sind.

**Tabelle 19: Maximale Konzentrationen relevanter chemischer Kennwerte im Sickerwasser der Aerationzone (Angaben gerundet).**

Kennwert	Maßeinheit	Sickerwasser in der Aerationzone
Chlorid	mg/L	1.280
Sulfat	mg/L	ca. 1.400 *)
Kupfer	µg/L	210
Arsen	µg/L	80
Barium	µg/L	1.030
Kobalt	µg/L	180
Molybdän	µg/L	1.550
Zink	µg/L	270
Bor	µg/L	4.640

\*) Gipsgleichgewicht im dolomitischen Flotationsrückstand.

### 3.4.3.6 Grundwasser

Das Sickerwasser der Halde mischt sich in eine Stromröhre des oberen Grundwasserleiters G160 ein, dessen Randstromlinien die Konturen der Aufstandsfläche der Halde tangieren (Bild 8). Das so abgegrenzte unterirdische Einzugsgebiet liegt in den Grundwasserkörpern HAV-MS 2 (Mittlere Spree) und SP 3-1 (Lohsa-Nochten). Der Stofftransport im Grundwasser wird anhand eines eindimensionalen Modells nach der Fragmentmethode berechnet. Die gesamte Stromröhre ist in der abstromigen Fließrichtung in Segmente eingeteilt. Die Halde liegt auf dem 1. Segment. Der Zustrom aus dem unterirdischen Einzugsgebiet der Halde wird als Randbedingung im Modell abgebildet. Die Bilanzgleichung des Stofftransports wird durch das Fragmentmodell als Vorwärtsdifferenz bzgl. des Ortes und der Zeit berechnet.

Die zeitliche Auflösung des Fragmentmodells beträgt, wie bei allen vorlaufenden Betrachtungen, ein Jahr. Die randliche Dispersion über die Randstromlinien wird im Sinne einer Worst-Case-Betrachtung vernachlässigt. Der Stofftransport wird konservativ abgebildet. Eine komponentenspezifische Retardation beim Stofftransport wird nicht berücksichtigt, was mit Ausnahme von Chlorid und Bor eine weitere Worst-Case-Annahme bedeutet. Die Wasserbeschaffenheit der Grundwasserneubildung wird wie die aktuelle Grundwasserbeschaffenheit im unterirdischen Einzugsgebiet angenommen (Tabelle 21).

Das unterirdische Einzugsgebiet der Halde der Aufbereitungsrückstände aus der Kupfererzflotation kann wie folgt gekennzeichnet werden (Tabelle 20).

Der Strömungsraum bis zur obersten durchgängig ausgeprägten grundwasserstauenden Schicht umfasst den quartären Grundwasserleiter G160 und die hangenden tertiären Grundwasserleiter G252 und G310 [VEM 2009]. Für die vorliegenden Betrachtungen wird angenommen, dass sich das Sickerwasser aus der Halde nur in den oberen pleistozänen Grundwasserleiter G160 einmischt. Die Einmischung erfolgt ideal über die gesamte Mächtigkeit.

**Tabelle 20: Kennzeichnung des Grundwassereinzugsgebietes des Haldenstandortes im TA Süd (D2).**

Kennwert bzw. Parameter	Maßeinheit	In der Bauphase (0...25 Jahre)	Nach der Rekultivierung (>25 Jahre)	Kommentar
Grundwasserleiter	---	G160 G252 G310	G160 G252 G310	Stofftransport nur im oberen GWL
<b>Einzugsgebiet im Zustrom der Halde</b>				
Fläche	m <sup>2</sup>	5.370.000	5.370.000	
Mittlere spezifische Grundwasserneubildung	L/s/km <sup>2</sup>	4,5	4,5	
Randlicher Zustrom zum Haldenstandort	L/s	24	24	
<b>Halde</b>				
Aufstandsfläche der Halde	m <sup>2</sup>	1.200.000	1.200.000	
Mittlere spezifische Sickerwasserbildung	L/s/km <sup>2</sup>	6,0	4,5	
Sickerwasserbildung der Halde (Tabelle 18)	L/s	7,2	5,4	
<b>Einzugsgebiet im Abstrom der Halde</b>				
Fläche	m <sup>2</sup>	8.590.000	8.590.000	
Mittlere spezifische Grundwasserneubildung	L/s/km <sup>2</sup>	4,5	4,5	
Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet	L/s	37	37	
Mittlere Länge des Strömungsraumes zwischen der Halde und der Spree	m	6.880	6.880	
Mittlere Breite des Strömungsraumes zwischen der Halde und der Spree	m	1.430	1.430	
Mittlere Mächtigkeit des Strömungsraumes	m	40	40	[VEM 2009]
Porenanteil des Grundwasserleiters	---	0,35	0,35	Schätzung
<b>Abstrom zur Spree</b>				
Summarischer Grundwasserzustrom zur Spree	L/s	68	66	
Anteil des Haldensickerwassers am Grundwasserzustrom zur Spree	---	11 %	8 %	

Im unterirdischen Einzugsgebiet der Halde ist keine Grundwassermessstelle verfügbar. Die Grundwasserbeschaffenheit wurde deshalb aus dem südlich unmittelbar angrenzenden, hydrogeologisch vergleichbaren Einzugsgebiet der Wasserfassung C des SWAZ wie folgt übernommen (Tabelle 21). Darüber hinaus kann ein Vergleich mit den Hintergrundwerten der Hydrogeochemischen Einheit des Lausitzer Känozoikums [BGR & SGD 2014] geführt werden. Da nicht alle Kennwerte im Grundwasser der Wasserfassung C des WW Spremberg (SWAZ) bestimmt werden, wird aus den standortkonkreten Daten des Wasserwerkes und der regionalen Hintergrundwerte nach [BGR & SGD 2014] eine geeignete Hintergrundbeschaffenheit am Haldenstandort zu Vergleichszwecken synthetisiert (letzte Spalte in der Tabelle 21).

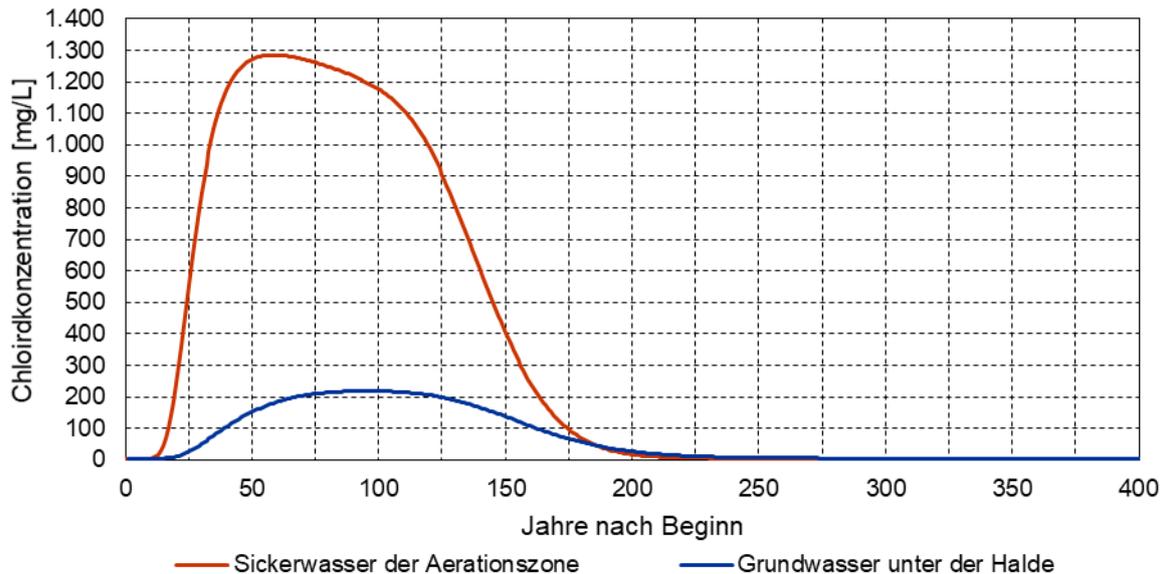
**Tabelle 21: Grundwasserbeschaffenheit im Einzugsgebiet der Halde im TA Süd.**

Kennwert	Maßeinheit	Wasserfassung C des WW Spremberg (SWAZ)	Hintergrundwert nach [BGR & SGD 2014] <sup>1)</sup>		Gewählte Hintergrundwerte der Grundwasserbeschaffenheit
			Median	90. Perz.	
Chlorid	mg/L	5	19	52	5
Sulfat	mg/L	100	51	154	100
Kupfer	µg/L	<10	1,8	3,6	5 <sup>2)</sup>
Arsen	µg/L	<2	0,3	1,1	1 <sup>2)</sup>
Barium	µg/L	<2	41	71	1 <sup>2)</sup>
Kobalt	µg/L	---	1,0	4,6	1
Molybdän	µg/L	---	15	152	15
Zink	µg/L	---	17	44	17
Bor	µg/L	30	9	25	30

1) Hydrogeochemische Einheit Lausitzer Känozoikum

2) Halbe Bestimmungsgrenze

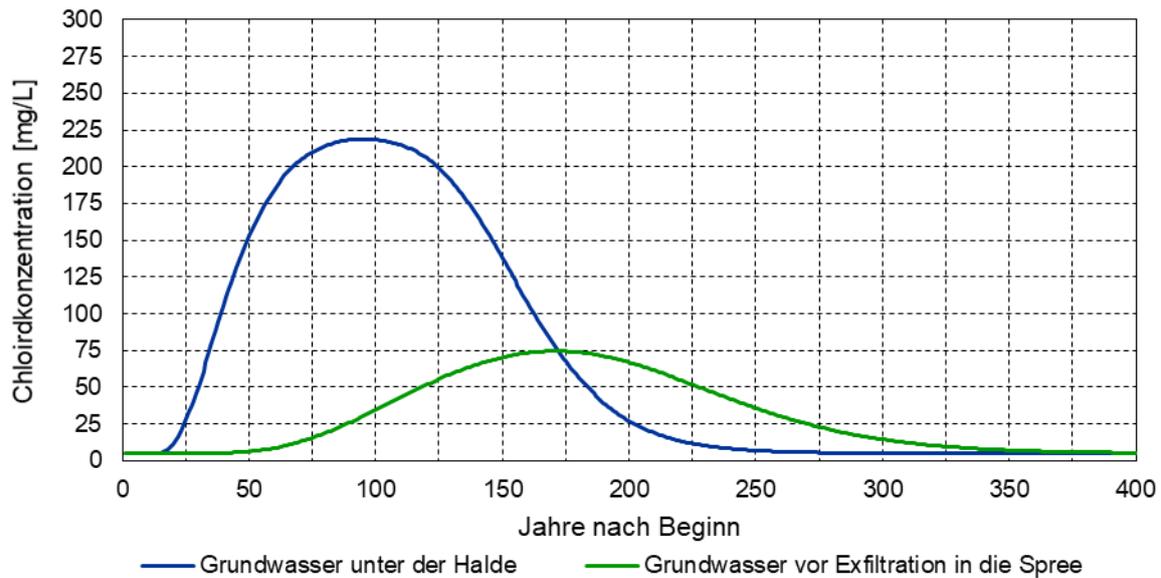
Die Entwicklung der Chloridkonzentration im Sickerwasser der Aerationszone findet sich zeitverzögert und stark gedämpft im Grundwasser unter der Halde wieder (Bild 16). Die starke Dämpfung des Stoffsignals im Grundwasser wird durch den verdünnenden Grundwasserzustrom aus dem unterirdischen Einzugsgebiet der Halde verursacht. Die Spitzenkonzentration von ca. 220 mg/L im Grundwasser unter der Halde wird ca. 100 Jahre nach der Inbetriebnahme der Halde prognostiziert. Nachfolgend geht die Chloridkonzentration kontinuierlich zurück und erreicht nach ca. 250 Jahren wieder das ursprüngliche Konzentrationsniveau (Bild 16).



**Bild 16: Prognose der Chloridkonzentration im Sickerwasser der Aerationszone unmittelbar vor dem Übergang ins Grundwasser und im Grundwasser unter der Halde.**

Das aus der Halde in das Grundwasser eingetragene Stoffsignal wird auf dem weiteren Fließweg durch Verdünnung mit der Grundwasserneubildung weiter gedämpft und verschliffen (Bild 17). Das ins Grundwasser eingetragene Stoffsignal benötigt ca. 75 Jahre bis es die Spree erreicht. Die Spitzenkonzentration im Grundwasser vor der Exfiltration in die Spree wird ca. 175 Jahre nach Inbetriebnahme der Halde mit etwa 75 mg/L Chlorid erwartet. Die Chloridkonzentration im Grundwasser geht danach wieder kontinuierlich zurück und erreicht rund 400 Jahre nach der Inbetriebnahme der Halde wieder das Ausgangsniveau (Bild 17).

Auch hier wird die Konzentrationsentwicklung weiterer Wasserinhaltsstoffe hier nach der gleichen Methodik wie in den Abschnitten 3.4.3.3, 3.4.3.4 und 3.4.3.5 berechnet und ergibt als maximal zu erwartenden Konzentrationen die in der Tabelle 22 dargestellten Werte. Auch hier gilt die Aussage, dass aufgrund der stofflichen Retardation für die Metalle Kupfer, Arsen, Kobalt, Molybdän und Zink deutlich niedrigere Konzentration zu erwarten sind.



**Bild 17:** Prognose der Chloridkonzentration im Grundwasser unter der Halde und im Grundwasser vor der Exfiltration in die Spree.

**Tabelle 22:** Maximale Konzentrationen relevanter chemischer Kennwerte im Grundwasser unter der Halde und vor Exfiltration in die Spree (Angaben gerundet).

Kennwert	Maßeinheit	Grundwasser unter der Halde	Grundwasser vor der Spree
Chlorid	mg/L	220	75
Sulfat	mg/L	330	175
Kupfer	µg/L	40	15
Arsen	µg/L	15	5
Barium	µg/L	170	60
Kobalt	µg/L	30	10
Molybdän	µg/L	270	100
Zink	µg/L	60	30
Bor	µg/L	800	280

**Gelb:** Überschreitung der 90. Perz. der hydrogeochemischen Einheit Lausitzer Känozoikum

**Grün:** Zwischen 50. und 90. Perz. der hydrogeochemischen Einheit Lausitzer Känozoikum

Im Vergleich zu geltenden Grenzwerten (Tabelle 8) werden im Grundwasser vor der Spree keine Überschreitungen von Schwellenwerten der GrwV und von Grenzwerten der TrinkwV prognostiziert. Im Vergleich mit den hydrochemischen Hintergrundwerten der hydrogeochemische Einheit Lausitzer Känozoikum (Tabelle 21) werden in den meisten Fällen die 90. Perzentile der Hintergrundwerte überschritten.

### 3.4.3.7 Oberflächenwasser

Für beide Untervarianten der oberirdischen Ablagerung der Flotationsrückstände aus der Erzaufbereitung auf der Geländeoberfläche im TA Süd (D2), sowohl für die Untervariante D2.1 mit Ablagerung auf dem blanken Untergrund als auch für die Untervariante D2.2 mit Basisabdichtung und Sickerwasserfassung, vereinigen sich die Wirkpfade beim Eintritt bzw. bei der Einleitung in die Spree.

Das Grundwasser aus dem Einzugsgebiet der Halde entlastet vollständig in die Spree (Bild 8). Der Eintrittsbereich kann durch den Pegel Spremberg-Süd hydrologisch und durch die Gütemessstelle Zerre hydrochemisch charakterisiert werden. Infolge des gesetzlich beschlossenen Kohleausstiegs werden sich der Durchfluss und die Wasserbeschaffenheit der Spree in den nächsten ein bis zwei Jahrzehnten verändern. Die Tabelle 23 und Tabelle 24 enthalten die prognostizierten Vorbelastungen der Spree im Jahr 2038. Das Haldensickerwasser trifft ggf. etwas früher und das Grundwasser mit Sicherheit deutlich später auf diese Wasserbeschaffenheit. Der Vergleichbarkeit halber werden für beide Untervarianten einheitliche Werte für die Wasserbeschaffenheit der Spree verwendet. Die Betrachtungen erfolgen nur für die kritischen Kennwerte der Wasserbeschaffenheit.

Der Einfluss des Grundwassers auf die Spree wurde mithilfe einer Knotenpunktbilanz<sup>5</sup> für kritische Zustände des Durchflusses in der Spree abgebildet (Tabelle 23). Als kritischer Zustand der Spree zur stofflichen Bilanzierung wird der MNQ verwendet. Für den Grundwasserzustrom zur Spree (Untervariante D2.1) und für das Haldensickerwasser (Untervariante D2.2) werden jeweils die prognostizierten Maximalwerte verwendet, siehe Tabelle 22 bzw. Tabelle 17.

**Tabelle 23: Hydrologische Hauptzahlen der Spree sowie Volumenströme des Haldensickerwassers und des Grundwasserzustroms aus dem Einzugsgebiet der Halde TA Süd (D2).**

Kennwert	Durchfluss in der Spree	Grundwasserzustrom		Haldensickerwasser	
	nach 2038	Maximal	Änderung in der Spree	maximal	Änderung in der Spree
	m <sup>3</sup> /s	m <sup>3</sup> /s	anteilig	m <sup>3</sup> /s	anteilig
MNQ	5,700	0,067	+1 %	0,007	<+1 %
MQ	9,400	0,067	<+1 %	0,007	<+1 %

Die Beaufschlagung der Spree mit den spezifischen Schadstoffen ist in beiden Untervarianten sehr gering (Tabelle 24 und Tabelle 25) und messtechnisch praktisch nicht erfassbar.

**Tabelle 24: Durchfluss und Wasserbeschaffenheit der Spree an der Gütemessstelle Zerre (OBF21400) im Vergleich zur Grundwasserbeschaffenheit im Einzugsgebiet der Halde TA Süd bei einer Aufhaltung auf den blanken Untergrund (D2.1).**

Kennwert	Maßeinheit	Vorbelastung der Spree nach 2038	Grundwasser vor Exfiltration in die Spree	Änderung in der Spree bezogen auf die Vorbelastung	Kommentar
		Mittel	max.	absolut	
Durchfluss (MNQ)	m <sup>3</sup> /s	5,700	0,067	+0,067	
Chlorid	mg/L	30	75	+1	Messdaten
Sulfat	mg/L	270	175	-1	Prognose LE-B
Kupfer	µg/L	1,3	15	< +1	Messdaten
Arsen	µg/L	0,7	5	< +0,1	Messdaten
Barium	µg/L	44	60	< +1	Messdaten
Kobalt	µg/L	7,6	10	< +0,1	Messdaten
Molybdän	µg/L	0,2	100	+1	Messdaten
Zink	µg/L	10	30	< +1	Messdaten
Bor	µg/L	40	280	+3	Messdaten

<sup>5</sup> Knotenpunktbilanz: Stoffbilanz durch konservative Mischung von Volumenströme ohne Raumbezug, d. h. ohne Retention. Unterschied zu Stoffbilanzen von Seen und Wasserspeichern.

**Tabelle 25: Durchfluss und Wasserbeschaffenheit der Spree an der Gütemessstelle Zerze (OBF21400) im Vergleich zur Sickerwasserbeschaffenheit der Halde TA Süd bei Direkteinleitung des Haldensickerwassers (D2.2).**

Kennwert	Maßeinheit	Vorbelastung der Spree nach 2038	Sickerwasser and der Haldenbasis	Änderung in der Spree bezogen auf die Vorbelastung	Kommentar
		Mittel	max.	absolut	
Durchfluss (MNQ)	m³/s	5,700	0,007	+0,007	
Chlorid	mg/L	30	1.300	+2	Messdaten
Sulfat	mg/L	270	1.400	+1	Prognose LE-B
Kupfer	µg/L	1,3	210	< +1	Messdaten
Arsen	µg/L	0,7	80	< +0,1	Messdaten
Barium	µg/L	44	1.030	+1	Messdaten
Kobalt	µg/L	7,6	180	< +1	Messdaten
Molybdän	µg/L	0,2	1.560	+2	Messdaten
Zink	µg/L	10	270	< +1	Messdaten
Bor	µg/L	40	4.650	+6	Messdaten

#### 3.4.4 Bewertung der Eignung

Am vorgesehenen Standort TA Süd (D.2) kann eine Halde zur dauerhaften Deponierung der Aufbereitungsrückstände der Kupfererzflotation mit der vorgesehenen Kubatur von ca. 41 Mio. m³ aufgebaut werden. Bereits während des Betriebs und langfristig in der Stilllegungs- und Nachsorgephase bildet sich ein Sickerwasser in der Halde, das mit den spezifischen Schadstoffen der Flotationsrückstände angereichert ist.

Aufgrund der hydrogeologischen Konstellation ist eine Basisdränage für die Halde nicht zwingend erforderlich. Die in das Grundwasser eingetragenen Stoffe werden stark verdünnt. Eine Gefährdung der Trinkwassergewinnung in der nahegelegenen Trinkwasserfassung Spremberg und der Spree beim Übertritt des Grundwassers kann auf der Grundlage der derzeit verfügbaren Erkenntnisse ausgeschlossen werden.

Im Falle der Ausstattung der Halde mit einer Basisdränage kann das Haldensickerwasser ohne Einschränkungen in die Spree eingeleitet werden. Die Aufstockung der Spree mit den spezifischen Schadstoffen ist aufgrund des kleinen Volumenstromes des Haldensickerwassers sehr gering, so dass die Unterschiede messtechnisch nicht zu erfassen sind.

#### 3.5 Oberirdische Ablagerung im TA Nord (K2)

Der TA Nord ist eine alternative Fläche zur Aufhaltung von Aufbereitungsrückständen der Kupfererzgewinnung, die für den Fall einer Erweiterung des Kupferbergbau vorgehalten werden soll. Dazu liegen derzeit keine weiteren Informationen vor. Der TA Nord (K2) liegt nördlich vom TA Süd. Die hydrogeologische Situation ist absolut vergleichbar, so dass die Aussagen zum TA Süd (D2) ohne Einschränkungen auf den TA Nord (K2) übertragen werden können.

### 3.6 Verspülung im Restloch Nochten (K4)

#### 3.6.1 Beschreibung

##### 3.6.1.1 Morphometrie

Von der LE-B werden derzeit die Antragsunterlagen für den neuen Rahmenbetriebsplan zum Tagebau Nochten AG 1 erarbeitet. Diese Planungsunterlagen bilden einen Restsee im AG 1 ab. Zum Restsee im AG 1 wurden die Morphometrie, Wasserbilanzen, Flutungsszenarien sowie hydrochemische und limnologische Prognosen erarbeitet. Die Unterlagen wurden von der LE-B für die Betrachtungen zur Verwahrungsvariante K4 zur Verfügung gestellt. Danach wird ein Bergbaufolgesee mit einem Volumen von ca. 660 Mio. m<sup>3</sup>, eine mittlere Tiefe von ca. 38 Meter und eine maximale Tiefe von 86 Meter entstehen (Tabelle 26). Der Bergbaufolgesee Nochten wird sich durch steile Böschungen und beträchtliche Tiefenwasserbereiche auszeichnen.

**Tabelle 26: Morphometrische und limnophysikalische Kennzahlen des zukünftigen Bergbaufolgesees im Tagebau Nochten (LE-B).**

Kennwert		Maß- einheit	Bergbaufolgesee Nochten	Kommentar
Wasserspiegel	H	m NHN	+118,0	
Wasservolumen	V	Mio. m <sup>3</sup>	660	
Wasserfläche	A	Mio. m <sup>2</sup>	17,53	
Mittlere Tiefe	z <sub>m</sub>	m	37,6	
Maximale Tiefe	z <sub>max</sub>	m	86	
Effektive Länge	L <sub>eff</sub>	km	7,7	
Effektive Breite	B <sub>eff</sub>	km	3,5	
Oberflächenwasser- zufluss	Q <sub>Ein</sub>	m <sup>3</sup> /s	0,125	Kippenvorflut
Grundwasserzufluss	Q <sub>GWzu</sub>	m <sup>3</sup> /s	0,090	
Summe der Zuflüsse	Q <sub>zu</sub>	m <sup>3</sup> /s	0,215	
Mittlere Verweilzeit	τ <sub>w</sub>	a	97	$\tau_w = \frac{V}{Q_{zu}}$
Mittlere theoretische Epilimniontiefe	z <sub>epi</sub>	m	9,4	$z_{epi} = 4,785 \cdot (L_{eff} + B_{eff})^{0,28}$
Tiefengradient	F	---	9,1	$F = \frac{z_{max}}{z_{epi}}$
Referenzsichttiefe	ST <sub>Ref</sub>	m	14,2	$ST_{Ref} = 0,265 \cdot z_m + 0,425 \cdot F + 0,398$
Epilimnionvolumen zur Sommerstagnation	V <sub>epi</sub> <sup>max</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	150	
Hypolimnionvolumen zur Sommerstagnation	V <sub>hypo</sub> <sup>min</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	510	
Volumenverhältnis Hypolimnion zu Epilimnion zur Sommerstagnation	n	-	3,4	$n = \frac{V_{hypo}^{min}}{V_{epi}^{max}}$

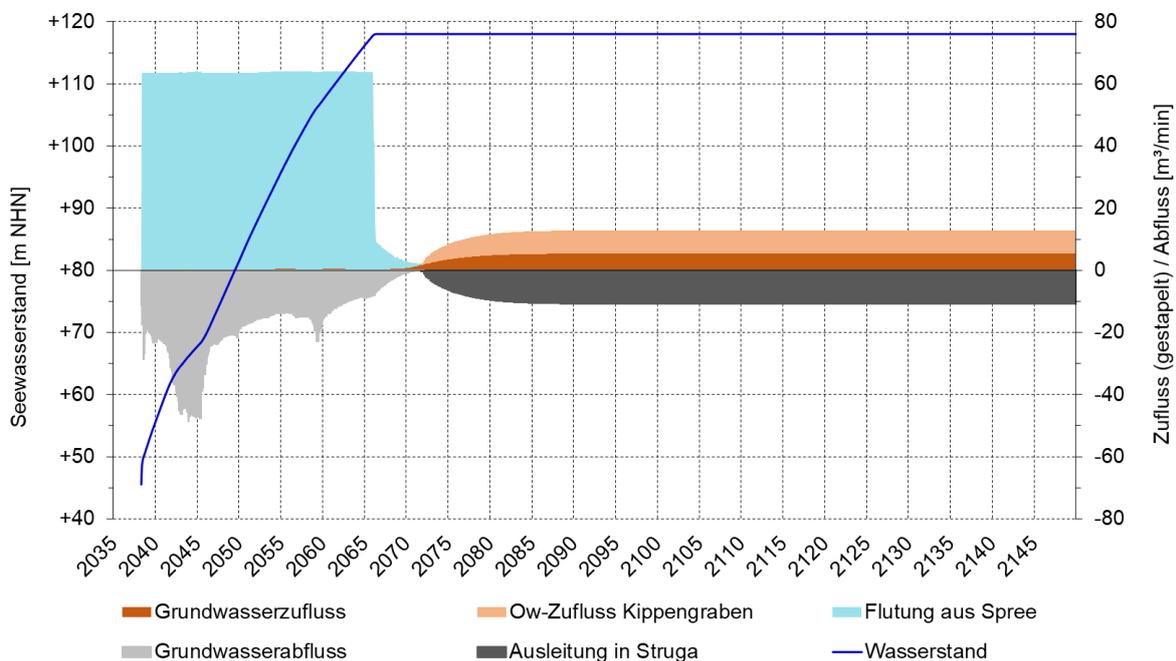
Das Volumen des künftigen Bergbaufolgesees Nochten ist etwa siebenfach größer als das Volumen des Spreetaler-Sees (Tabelle 10). Der Beginn der Flutung hängt von den energiepolitischen Entscheidungen der Bundesregierung in den nächsten Jahren ab. Dieser Zeitpunkt und auch der Beginn des Bergbauvorhabens Kupferschiefer Lausitz können derzeit nicht festgelegt werden. Die Nutzung des Bergbaufolgesees zur Ablagerung der Erzaufbereitungsrückstände muss deshalb unabhängig vom Fortschritt der Gewässerherstellung des Bergbaufolgesees Nochten geplant werden.

### 3.6.1.2 Wasserbilanz

Der Bergbaufolgesee Nochten wird durch Niederschlag, Wassereinleitungen und Grundwasser gespeist. Verlustgrößen sind die Gewässerverdunstung, der Grundwasserabstrom und die Ausleitung von Oberflächenwasser.

Die Flutung, der Wasserspiegelanstieg und der instationäre Grundwasseraustausch des Bergbaufolgesees Nochten wurden von der LE-B unter Annahme mittlerer Erwartungswerte für die Flutungsmengen aus der Spree mit einem Hydrogeologischen Großraummodell berechnet. Die Flutung beginnt laut Modell im Jahr 2038. Bei einer mittleren Flutungsrate von  $1,06 \text{ m}^3/\text{s}$  wird der Endwasserstand nach 28 Jahren im Jahr 2066 erreicht. Der Wasserspiegel steigt im See schneller als der umgebende Grundwasserspiegel. Während der Flutung strömt dem Bergbaufolgesee deshalb kein Grundwasser zu (Bild 18). Grundwasserabstrom erfolgt in einer Größenordnung bis maximal  $50 \text{ m}^3/\text{min}$ .

Nach dem Erreichen des Endwasserstandes von  $+118,0 \text{ m NHN}$  wird die Flutung etwa 5 Jahre mit einem sich sukzessive verringernden Volumenstrom zur Nachsorge fortgesetzt. In der Umgebung des Sees steigt der Grundwasserspiegel. Etwa im Jahr 2070 kehrt sich die Grundwasserfließrichtung um. Zu dieser Zeit springt auch die Kippenvorflut im Süden des Sees an und entwässert in den See. Oberflächenwasser fließt dem See diffus aus dem oberirdischen Einzugsgebiet zu. Der oberirdische Zufluss wird für den stationären Zustand mit etwa  $8,2 \text{ m}^3/\text{min}$  bilanziert. Der Grundwasserzufluss erreicht stationär  $5,4 \text{ m}^3/\text{min}$ . Das klimatische Bilanzdefizit (Zehrung) über der Seefläche beträgt  $2,7 \text{ m}^3/\text{min}$ . Ein Bilanzüberschuss von etwa  $10,9 \text{ m}^3/\text{min}$  wird über die Struga in die Spree ausgeleitet (Bild 18).



**Bild 18:** Prognostischer Verlauf der Flutung, der Volumenströme und der Wasserstands-entwicklung im Bergbaufolgesee Nochten im AG 1, Quelle: LE-B.

Durch die Lage des Bergbaufolgesees auf der ehemaligen Hochfläche Trebendorf ist der Grundwasseraustausch gering. Dadurch stellt sich für einen Bergbaufolgesee dieser Größe eine ungewöhnlich lange Verweilzeit von knapp 100 Jahren ein (Tabelle 26).



### 3.6.1.3 Hydrochemie

Unter Berücksichtigung der Beschaffenheit des Flutungswassers aus der Spree, der Hydrochemie des umgebenden Grundwassers, der eluierbaren Stoffgehalte der abgebaggerten und geschütteten Böschungen, des Masseneintrags in den See infolge Niederschlags- und Wellenerosion sowie der bekannten hydrochemischen und mikrobiologischen Prozesse in einem Restsee des Braunkohlenbergbaus wurde die Wasserbeschaffenheit im künftigen Bergbaufolgesee Nochten mittels hydrogeochemischer Modellierung prognostiziert.

Da die Flutung kurz nach der Außerbetriebnahme des Tagebaus aufgenommen werden soll, setzt sie bei einem kleinen Anfangsvolumen des Restsees ein. Entsprechend prägt sich die Wasserbeschaffenheit des gering mineralisierten und neutralen Flutungswassers der Spree durch. Zum Abschluss der Flutung wird das Seewasser bei  $\text{pH} \approx 7,5 \dots 8,0$  eine Sulfatkonzentration von rund 180 mg/L und eine niedrige Eisenkonzentration aufweisen.

Nach dem Abschluss der Flutung und mit zunehmendem Zufluss des versauerungsdisponierten Grund- und Kippenwassers wird der Restsee Nochten etwa zum Jahr 2090 versauern. Im Zuge der Versauerung steigen langsam die Sulfat-, Eisen- und Ammoniumkonzentrationen. Die Sulfatkonzentration wird sich weit nach dem Prognosehorizont bei rund 1.000 mg/L einstellen. Bei  $\text{pH} < 4$  werden die Eisenkonzentration auf ca. 20 mg/L und die Ammoniumkonzentration auf ca. 0,5 mg/L ansteigen. Da der Restsee Nochten in die Struga ausleiten soll und an das öffentliche Gewässernetz angebunden wird, muss ein neutraler Zustand durch chemische Wasserbehandlung (Inlake-Neutralisation) durch die LE-B hergestellt werden. Im neutralen Zustand fällt zudem Eisen aus.

### 3.6.1.4 Schichtung

Mit einer mittleren Tiefe von ca. 38 Meter, einer maximalen Tiefe von 86 Meter und einem Tiefengradienten von  $F \approx 9$  (Tabelle 26) wird der Restsee Nochten eine stabile thermische Schichtung ausbilden. Der Restsee Nochten wird ein dimiktisches **Schichtungsverhalten** mit Sommer- und Winterstagnation sowie Vollzirkulationen im Frühjahr und Herbst ausprägen.

## 3.6.2 Nutzungsbedingungen

### 3.6.2.1 Stapelraum

Mit einem Volumen von ca. 660 Mio. m<sup>3</sup> bietet der Tagebau Nochten ausreichend Stapelraum zur Einlagerung von ca. 41 Mio. m<sup>3</sup> Aufbereitungsrückstände des Kupferbergbaus. Die Einspülung erfolgt auch hier günstiger Weise in eine Tieflage. Welche Tieflage dafür in Betracht kommt, hängt vom konkreten Betriebszustand des Tagebaus Nochten zu Beginn der Auf-fahrung des Kupferbergwerkes Spremberg ab.

### 3.6.2.2 Zeitliche Einordnung

Der Tagebau Nochten (LE-B) ist derzeit noch im Betrieb. Der Tagebau Nochten soll gemäß dem Kohleausstiegsgesetz spätestens im Jahr 2038 auslaufen. Die gegenwärtige Bundesregierung plant, den Kohleausstieg auf das Jahr 2030 vorzuziehen. Die aktuellen Planungen der LE-B zur Verlängerung des Rahmenbetriebsplanes im AG 1 des Tagebaus Nochten bilden etwa den Ausbauzustand des Tagebaus im Jahr 2030 ab.

In Anbetracht der Planungsunsicherheiten sowohl für den Braunkohlenbergbau als auch für den Kupferbergbau ist es deshalb erforderlich, die Verwahrungsvarianten K4 und K5 möglichst unabhängig vom Betriebszustand der Tagebaue zu gestalten. Das heißt, die Verspülung sollte sowohl in einem trockenen Restraum als auch in einem Restsee in einem unterschiedlichen Flutungszustand darstellbar sein.

### 3.6.3 Auswirkungen auf den Wasserpfad

#### 3.6.3.1 Wirkpfade

Dieerspülung der Flotationsrückstände in das Restloch des Tagebaus Nochten hat hydrochemische Auswirkungen auf folgende Wasserpfade:

1. auf den Bergbaufolgesee Nochten,
2. auf das abströmende Grundwasser und
3. auf die Struga bei Ausleitung aus dem vollständig gefluteten Bergbaufolgesee.

Die Einspülung in einen Restraum des Braunkohlenbergbaus (Bergbaufolgesee oder trockenes Restloch) erfolgt als Suspension der Aufbereitungsrückstände mit einem Wassergehalt von 85 % entsprechend der Tabelle 2.

#### 3.6.3.2 Restsee

##### Morphometrie

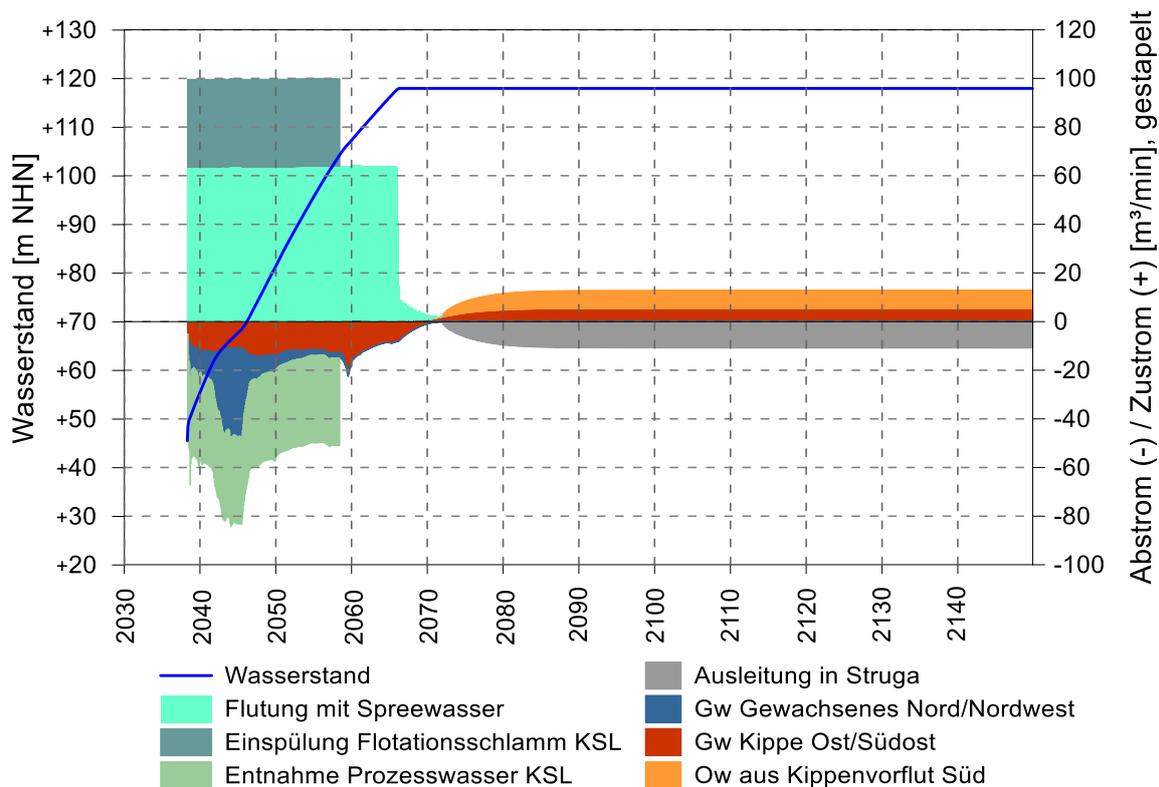
Die Einstapelung der Flotationsrückstände des Kupferbergbaus beansprucht ein Seevolumen von etwa 6 %. Im Restsee Nochten würden sich die mittlere rechnerische Seetiefe um etwa 2 Meter von 37,6 Meter auf 35,4 Meter, die maximale Tiefe von rund 86 auf 80 Meter und der Tiefengradient  $F$  von 14,7 auf 13,4 verringern (Tabelle 13). Ein Wert des Tiefengradienten von  $F > 1,5$  gilt als empirisches Maß für die Stabilität der thermischen Schichtung. Das dimiktische Schichtungsverhalten des BFS Nochten bleibt demnach unbeeinflusst.

**Tabelle 27: Veränderung morphometrischer und limnophysikalischer Kenngrößen des zukünftigen BFS Nochten bei Einstapelung von 40 Mio. m<sup>3</sup> Erzaufbereitungsrückständen des Kupferbergwerkes Spremberg.**

Kennwert	Symbol	Maßeinheit	Ohne Einspülung	Mit Einspülung	Kommentar
Wasserspiegel	H	m NHN	+118,0	+118,0	
Wasservolumen	V	Mio. m <sup>3</sup>	660	620	
Wasserfläche	A	Mio. m <sup>2</sup>	17,5	17,5	
Mittlere Tiefe	$z_m$	m	37,6	35,4	
Maximale Tiefe	$z_{max}$	m	86	80	bei Einstapelung in Tief lagen
Effektive Länge	$L_{eff}$	km	7,7	7,7	
Effektive Breite	$B_{eff}$	km	3,5	3,5	
Mittlere theoretische Epilimniontiefe	$z_{epi}$	m	9,4	9,4	$z_{epi} = 4,785 \cdot (L_{eff} + B_{eff})^{0,28}$
Tiefengradient	F	---	9,1	8,5	$F = \frac{z_{max}}{z_{epi}}$
Referenzsichttiefe	$ST_{Ref}$	m	14,2	13,4	$ST_{Ref} = 0,265 \cdot z_m + 0,425 \cdot F + 0,398$
Epilimnionvolumen zur Sommerstagnation	$V_{epi}^{max}$	Mio. m <sup>3</sup>	150	150	
Hypolimnionvolumen zur Sommerstagnation	$V_{hypo}^{min}$	Mio. m <sup>3</sup>	510	470	
Volumenverhältnis Hypolimnion zu Epilimnion	n	-	3,4	3,1	$n = \frac{V_{hypo}^{min}}{V_{epi}^{max}}$

## Wasserbilanz

Die Flutung des Restsees Nochten soll gemäß dem Hydrogeologischen Großraummodell der LE-B und gemäß stochastischen Modellierungen zur Verfügbarkeit des Flutungswassers mit dem Modell WBalMo<sup>6</sup> rund 30 Jahre zzgl. einer etwa fünfjährigen Nachsorgephase dauern. In dieser Zeit werden kumulativ 930 Mio. m<sup>3</sup> Spreewasser eingeleitet. Davon sind 660 Mio. m<sup>3</sup> volumenwirksam für den Restsee. Die Differenz füllt einen Teil des Grundwasserabsenkungstrichters auf. Dieses Grundwasser strömt später, während des Grundwasserwiederanstiegs und nach einer Strömungsumkehr des Grundwassers in den einzelnen Herkunftsbereichen dem Restsee wieder zu (Bild 19).



**Bild 19:** Wasserbilanz des Restsees Nochten bei Flutungsbeginn im Mai 2038 mit MQ = 63,6 m<sup>3</sup>/min Spreewasser sowie Einspülung von 36 m<sup>3</sup>/min Flotationsschlamm aus dem Kupferbergwerk Spremberg und Entnahme des gleichen Volumenstroms zur Bereitstellung von Prozesswasser.

Im vorliegenden Fall wird die Verspülung der Aufbereitungsrückstände zeitgleich mit der Flutung begonnen. Im Falle, dass mit der Verspülung früher begonnen werden muss, erfolgt die Verspülung in einen trockenen, abgegrenzten Restraum. Das Defizit an Prozesswasser muss in diesem Fall durch Sumpfungswasser des Tagebaus Nochten ersetzt werden, das in diesem Zustand noch reichlich anfällt. Auch ein späterer Beginn der Verspülung der Aufbereitungsrückstände nach 2038 ist ohne Einschränkungen darstellbar.

<sup>6</sup> WBalMo ist ein Wasserbewirtschaftungsmodell der DHI-WASY GmbH und wird in Form des Ländermodells WBalMo Spree-Schwarze Elster von den Wasserbehörden der Bundesländer für langfristige wasserwirtschaftliche Prognosen im Einzugsgebiet der Spree und der Schwarzen Elster eingesetzt.

## Hydrochemie

In der nachfolgenden Tabelle 28 sind die an der Flutung des BFS Nochten beteiligten Wässer hydrochemisch gekennzeichnet.

**Tabelle 28: Hydrochemische Kennzeichnung der an der Flutung des Bergbaufolgesees direkt oder indirekt beteiligten Wässer.**

Kennwert	Maßeinheit	Vorlagevolumen im Restsee	Flutungswasser Spree	Grundwasserzufluss aus unverritzten GWL		Grundwasserzufluss aus der Innenkippe		
				Nord (a)	Nordost (b)	Ost (c)	Süd/West (d)	Kippenvorflut
				Prognose	OBF21200	4806(130) 4673(130) 4671(1312) 4531(1312) 4327(1312)	5631(321) 6931(3331) 6930(4341)	Prognose
		2038	2015-2020	2019/20	2019/20	2038	2038	2038
pH-Wert	---	3,0	7,8	5,2	6,6	5,7	5,6	3,1
K <sub>S4.3</sub>	mmol/L	---	1,7	0,3	0,5	1,4	1,1	---
K <sub>B4.3</sub>	mmol/L	6,7	---	---	---	---	---	4,8
Chlorid	mg/L	21	30	21	13	13	14	7,5
Sulfat	mg/L	1.800	160	950	54	1.600	1.800	1.060
Arsen	µg/L	---	<1	17	<1	100	20	---
Barium	µg/L	---	---	---	---	---	---	---
Kupfer	µg/L	---	3	---	---	---	---	---
Kobalt	µg/L	---	<1	200	<1	210	3	---
Molybdän	µg/L	---	---	---	---	---	---	---
Zink	µg/L	---	4	270	150	510	50	---
Bor	µg/L	---	---	---	---	---	---	---

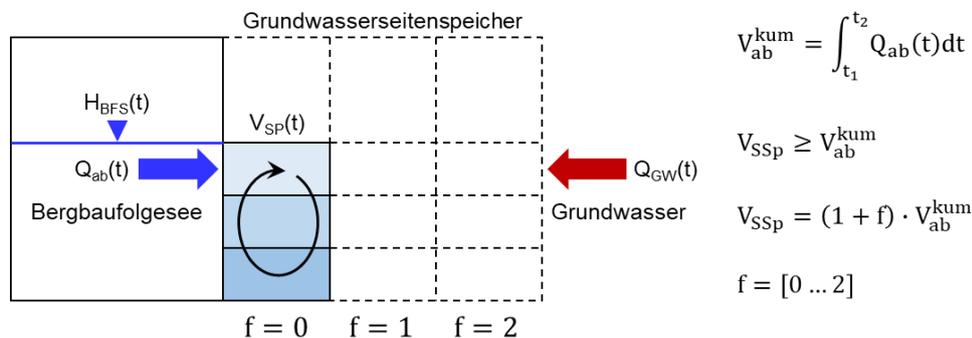
Im Rahmen des Grundwassergütemonitorings der LE-B werden die Elemente Kupfer, Barium Molybdän und Bor nicht bestimmt, weil sie keinen genetischen Bezug zum Pyrit haben und deshalb im Zuge der Pyritverwitterung und ihrer Folgereaktionen nicht freigesetzt werden. Für diese Elemente werden deshalb in den beteiligten Grundwässern die Hintergrundkonzentrationen der zutreffenden hydrogeochemischen Einheit 01R17 „Lausitzer Känozoikum“ im Bereich der Kupferlagerstätte Spremberg angenommen (Tabelle 29).

**Tabelle 29: Geogene Hintergrundwerte der hydrogeochemischen Einheit 01R17 „Lausitzer Känozoikum“ im Bereich der Kupferlagerstätte Spremberg für die relevanten Kennwerte im 50. und im 90. Perzentil nach HÜK200 HGW, Daten: [BGR & SGD 2014], Werte auf zwei signifikante Stellen gerundet.**

Kennwert	Einheit	Lausitzer Känozoikum 01R17	
		50. Perz.	90. Perz.
Chlorid	mg/L	19	52
Sulfat	mg/L	51	150
Kupfer	µg/L	1,8	3,6
Arsen	µg/L	0,34	1,1
Barium	µg/L	40	70
Kobalt	µg/L	1,0	4,6
Molybdän	µg/L	0,02	0,15
Zink	µg/L	17	44
Bor	µg/L	0,01	0,03

## Modellbildung

Im Unterschied zum Spreetaler See (Abschnitt 3.3), der sich in einem fortgeschrittenen Flutungszustand mit einem hohen Füllstand befindet und dessen aktuelle Wasserbilanz einschließlich der Bilanzbereiche deshalb weitgehend dem nachbergbaulichen Zustand entsprechen, soll die Verspülung der Flotationsrückstände des Kupferbergwerks Spremberg in einen juvenilen, noch in der Entstehung befindlichen Bergbaufolgesee erfolgen. Das hat zur Folge, dass in der Anfangsphase der Flutung Seewasser in die anliegenden Grundwasserleiter und Kippen eindringt und zu einem späteren Zeitpunkt wieder zurückströmt (s. o.). Das hat auch stoffliche Auswirkungen auf den Bergbaufolgesee. Dieser Prozess des zeitweiligen Abströmens und wieder Zurückströmens von Grundwasser wird im Modell als Grundwasserseitenspeicher berücksichtigt (Bild 20). In Unkenntnis der tatsächlichen Wirkweite des Seitenspeichers wird die Variable  $f$  eingeführt, bzgl. der Sensitivitätsbetrachtungen angestellt werden können.



**Bild 20: Konzept des Grundwasserseitenspeichers.**

Für die Betrachtungen wird das instationäre Wasserbilanzmodell der LE-B zur Flutung des Bergbaufolgesees Nochten benutzt. Die Flotationsrückstände werden mit einem Volumenstrom von ca. 20 Mio. m<sup>3</sup>/a eingespült. Die gleiche Menge Wasser wird dem See im Zuge der Recycling des Prozesswassers wieder entnommen. Der instationäre Volumenzuwachs des Sees, der im Austausch mit dem Grundwasser steht, muss deshalb nicht verändert werden<sup>7</sup>. Die marginale Volumenveränderung durch die Feststoffe der Aufbereitungsrückstände wird bei diesen Betrachtungen vernachlässigt.

## Ergebnisse

Die prognostische Entwicklung der Chloridkonzentration im Restsee Nochten ist im Bild 21 für drei Szenarien des Beginns der Einspülung gezeigt:

- ab Flutungsbeginn,
- 5 Jahre nach Flutungsbeginn und
- 10 Jahre nach Flutungsbeginn.

Je früher die Einspülung beginnt, desto höher steigt die Chloridkonzentration temporär im See, weil sie auf ein kleineres Seevolumen trifft. Ein früher Beginn der Einspülung ist langfristig jedoch günstiger, weil sich die Chloridkonzentration bis zum Abschluss der Flutung stärker verdünnt. Wenn die Einspülung direkt mit der Flutung des Sees beginnt, liegt die Chloridkonzentration des Seewassers zum Flutungsabschluss bei 200 mg/L. Wenn die Einspülung fünf Jahre nach Flutungsbeginn beginnt, stellt sich zum Flutungsabschluss eine Chlorid-

<sup>7</sup> Deshalb kann ein Szenarium, bei dem die Einspülung der Flotationsrückstände früher als die Flutung des Restsees Nochten beginnt, auf der vorhandenen Datengrundlage nicht abgebildet werden. Das würde neue geohydraulische Modellierungen der LE-B erfordern.



konzentration bei 250 mg/L ein. Und wenn die Einspülung erst zehn Jahre nach Flutungsbeginn startet, stellt sich zum Flutungsabschluss eine Chloridkonzentration bei 300 mg/L ein (Tabelle 30 und Bild 21).

**Tabelle 30: Zusammenfassung der Ergebnisse zur Prognose der Chloridkonzentration im Restsee Nochten bei flutungsbegleitender Verspülung der Flotationsrückstände des Kupferbergwerkes Spremberg.**

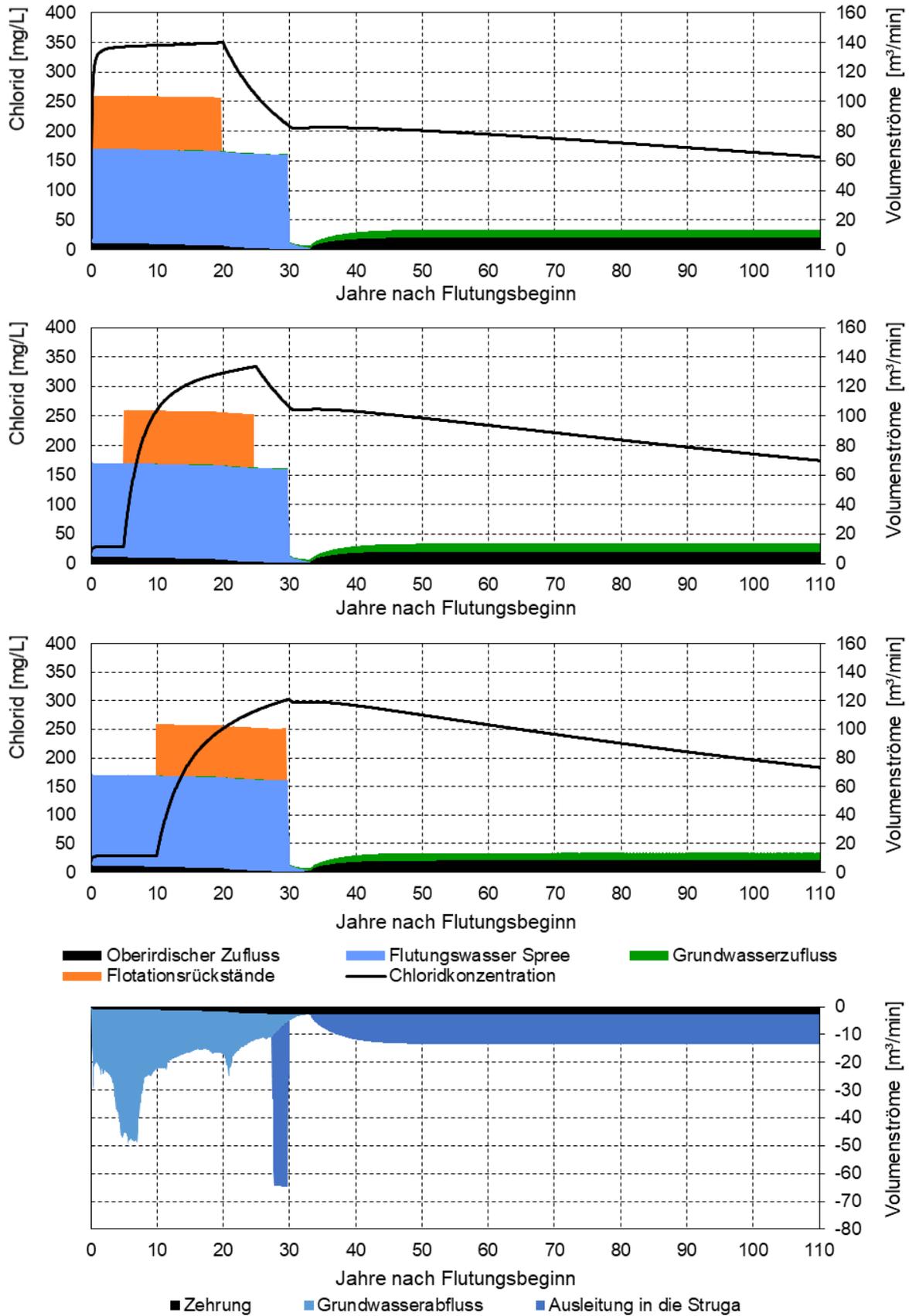
Kennwert	Maßeinheit	Szenarium 1	Szenarium 2	Szenarium 3
Beginn der Einspülung nach Flutungsbeginn	Jahre	+0	+5	+10
Maximale Chloridkonzentration	mg/L	350	330	305
... nach Jahren	Jahre	+20	+25	+30
Chloridkonzentration zum Flutungsabschluss	mg/L	200	250	300
Unterschreitung einer Chloridkonzentration von 200 mg/L	Jahre	+50	+85...+90	+95...+100

Je niedriger die Chloridkonzentration zum Flutungsabschluss liegt, desto stärker wird die Konzentration anschließend durch die Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet verdünnt. Eine Verdünnung auf 200 mg/L, entsprechend dem Orientierungswert nach Anlage 7 OGewV dauert unterschiedlich lang (Tabelle 30). Die Ergebnisse zeigen, dass ein früher Beginn der Einspülung grundsätzlich günstiger für die sich nach Abschluss der Flutung einstellende Chloridkonzentration im Seewasser ist.

Der Bergbaufolgesee Nochten hat nachbergbaulich keinen Grundwasserabstrom. Diese hydrogeologische Konstellation führt dazu, dass das gesamte in die Grundwasserseiten-speicher infiltrierte Grundwasser mit erhöhten Chloridkonzentrationen dem See wieder zuströmt. Prüfungen der Modellsensitivität bzgl. der Größe des Seitenspeichers (Variable f in Bild 20) haben für diesen Fall keine starke Sensitivität gezeigt.

## Schichtung

Die Einlagerung von rund 41 Mio. m<sup>3</sup> Flotationsrückständen hat in Anbetracht der geringen Volumen- und Tiefenverluste des Bergbaufolgesees Nochten keine signifikanten Auswirkungen auf das thermische Schichtungsverhalten und auf die Mixis.



**Bild 21:** Prognose der Chloridkonzentration im zukünftigen Restsee Nochten bei 20-jähriger Einspülung der Flotationsrückstände aus dem Kupferbergwerk Spremberg ab Flutungsbeginn (1. von oben), 5 Jahre nach Flutungsbeginn (2. von oben) und 10 Jahre nach Flutungsbeginn (3. von oben) sowie die Ausleitungsmengen (unten).

### 3.6.3.3 Grundwasser

In der Flutungsphase strömt vom Restsee Nochten Seewasser in die umgebenden Grundwasserleiter und insbesondere in die Kippe ab. Dabei wird ein Teil der mit den Flotationsrückständen eingetragenen Stoffe (z. B. Chlorid) ins Grundwasser verfrachtet. Da sich die Grundwasserströmung am Nord-, Ost- und Südufer des Restsee nach dem Erreichen des Zielwasserstandes wieder umkehrt, strömen die Stoffe wieder zum Restsee zurück. Eine Belastung des Grundwassers tritt deshalb langfristig nicht ein.

### 3.6.3.4 Oberflächenwasser

Mit der Ausleitung in die Vorflut wird ein Teil der eingetragenen Stoffe (z. B. Chlorid) in die Struga und anschließend in die Spree verfrachtet. Die Ausleitung erfolgt frühestens zum Zeitpunkt des Erreichens des Endwasserstandes. Der Anteil der Ausleitung am Durchfluss der Struga beträgt nach Prognosen der LE-B voraussichtlich 40 % bis 50 %. Die mittlere Chloridkonzentration der Struga würde damit von aktuell rund 50 mg/L auf etwa 100 bis 130 mg/L ansteigen. Bezogen auf die Spree beträgt die Erhöhung der Chloridkonzentration nach der Einmündung der Struga maximal 2 bis 3 mg/L.

## 3.7 Verspülung im Restloch Welzow (K5)

Die morphometrischen Eckdaten eines künftigen Restsees im Tagebau Welzow-Süd im TA I sind in der Tabelle 31 enthalten. Die Planungen sehen einen Restsee mit einer Kubatur von ca. 590 Mio. m<sup>3</sup>, einer mittleren Tiefe von ca. 30 Meter und einer maximalen Tiefe von ca. 75 Meter vor.

**Tabelle 31: Veränderung morphometrischer und limnophysikalischer Kenngrößen des zukünftigen BFS Welzow bei Einstapelung von 40 Mio. m<sup>3</sup> Erzaufbereitungsrückständen des Kupferbergwerkes Spremberg (Datenquelle: LE-B).**

Kennwert	Symbol	Maßeinheit	Ohne Einspülung	Mit Einspülung	Kommentar
Wasserspiegel	H	m NHN	+108,0	+108,0	
Wasservolumen	V	Mio. m <sup>3</sup>	590	550	
Wasserfläche	A	Mio. m <sup>2</sup>	19,6	19,6	
Mittlere Tiefe	z <sub>m</sub>	m	30,1	28,1	
Maximale Tiefe	z <sub>max</sub>	m	75	68 *)	bei Einstapelung in Tieflagen
Effektive Länge	L <sub>eff</sub>	km	5,6	5,6	
Effektive Breite	B <sub>eff</sub>	km	5,5	5,5	
Mittlere theoretische Epilimniontiefe	z <sub>epi</sub>	m	9,4	9,4	$z_{epi} = 4,785 \cdot (L_{eff} + B_{eff})^{0,28}$
Tiefengradient	F	---	8,0	7,2	$F = \frac{z_{max}}{z_{epi}}$
Referenzsichttiefe	ST <sub>Ref</sub>	m	11,8	10,9	$ST_{Ref} = 0,265 \cdot z_m + 0,425 \cdot F + 0,398$
Epilimnionvolumen zur Sommerstagnation	V <sub>epi</sub> <sup>max</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	k.A.	k.A.	
Hypolimnionvolumen zur Sommerstagnation	V <sub>hypo</sub> <sup>min</sup>	Mio. m <sup>3</sup>	k.A.	k.A.	
Volumenverhältnis Hypolimnion zu Epilimnion	n	---	k.A.	k.A.	$n = \frac{V_{hypo}^{min}}{V_{epi}^{max}}$

\*) Schätzwert

Zur Flutung, der Wassermengenbilanz sowie zur Wasserbeschaffenheit im Bergbaufolgesee Welzow lagen zum Zeitpunkt der Bearbeitung keine Daten vor. Eine modellgestützte Betrachtung zu den Auswirkungen der Verspülung der Aufbereitungsrückstände war daher nicht



möglich. Die morphometrischen Verhältnisse des Bergbaufolgesees Welzow sind allerdings ähnlich wie im Bergbaufolgesee Nochten im AG 1 (Abschnitt 3.6). Es wird daher davon ausgegangen, dass die für den Bergbaufolgesee Nochten getroffenen Aussagen auf den Bergbaufolgesee Welzow übertragen werden können.

### 3.8 Vergleich der Verbringungsvarianten

Die betrachteten Verbringungsvarianten für die Aufbereitungsrückstände der Kupfererzflotation werden nachfolgend im Vergleich gegenübergestellt (Tabelle 33). Für einzelne Kriterien erfolgt eine Bewertung nach der Farbskala in der Tabelle 32.

**Tabelle 32: Bewertungsskala für die Tabelle 33.**

Farbe	Bewertung
Weiß	Nicht bewertungsrelevant
Hellblau	Sehr günstig
Hellgrün	Günstig
Hellgelb	Ambivalent
Orange	Ungünstig

**Tabelle 33: Vergleich der Verbringungsvarianten und Ableitung der Präferenz.**

Kriterium \ Variante	B1 Verspülung Spreetal-Nordost		D2 Aufhaltung		K4/K5 Verspülung Nochten oder Welzow
	B1.1 Ohne Recycling	B1.2 Mit Recycling	D2.1 ohne Basisabdichtung	D2.2 mit Basisabdichtung	Mit Recycling
Notwendige Aufbereitung der Flotationsrückstände	Keine	Keine	Entwässerung auf 15 % ... 20 %	Entwässerung auf 15 % ... 20 %	Keine
Menge der Flotationsrückstände	40 Mio. m <sup>3</sup>	40 Mio. m <sup>3</sup>	40 Mio. m <sup>3</sup>	40 Mio. m <sup>3</sup>	40 Mio. m <sup>3</sup>
Maximal verfügbarer Stapelraum	90 Mio. m <sup>3</sup>	90 Mio. m <sup>3</sup>	120 ha 42 Meter Höhe	120 ha 42 Meter Höhe	660 Mio. m <sup>3</sup>
Flexibilität der Platzreserven	Keine	Keine	Mit Flächen- erweiterung	Mit Flächen- erweiterung	Sehr groß
Flexibilität des Nutzungszeitraumes	Hoch (günstig vor Gewässerherstellung)	Hoch (günstig vor Gewässerherstellung)	Unbegrenzt	Unbegrenzt	Hoch (günstig in der Flutungsphase)
Wasserbedarf	20 Mio. m <sup>3</sup> /a	20 Mio. m <sup>3</sup> /a	1 Mio. m <sup>3</sup> /a	1 Mio. m <sup>3</sup> /a	20 Mio. m <sup>3</sup> /a
Wasserpfad	→ Bergbaufolgeseen → Grundwasser	→ Bergbaufolgesee	→ Sickerwasser → Grundwasser → Spree	→ Spree	→ Bergbaufolgesee
Gefährdete aquatische Schutzgüter	Bergbaufolgeseen der Restloch-kette	Spreetaler See	Ggf. Grundwasser	Keine (ggf. Wasserbehandlung)	Ggf. Bergbaufolgesee
Ewigkeitslast	Keine	Keine	Nachsorge Halde	Nachsorge Halde und Sickerwasser	Keine
Besondere Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kein zusätzlicher Flächenverbrauch</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kein zusätzlicher Flächenverbrauch</li> <li>Deckung des Wasserbedarfs aus dem Verspülraum</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Unabhängige Variante für die KSL</li> <li>Geringer Wasserbedarf</li> <li>Geringe Nachsorge</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Unabhängige Variante für die KSL</li> <li>Geringer Wasserbedarf</li> <li>Kontrollierter Wasserpfad</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kein zusätzlicher Flächenverbrauch</li> <li>Hohe Wirtschaftlichkeit</li> <li>Deckung des Wasserbedarfs aus dem Verspülraum</li> </ul>



Kriterium \ Variante	B1 Verspülung Spreetal-Nordost		D2 Aufhaltung		K4/K5 Verspülung Nochten oder Welzow
	B1.1 Ohne Recycling	B1.2 Mit Recycling	D2.1 ohne Basisabdichtung	D2.2 mit Basisabdichtung	Mit Recycling
Besondere Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Hoher Nutzungsdruck</li> <li>▪ Hoher Wasserbedarf</li> <li>▪ Hydraulik des Überleiters zum Sabrodter See</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Starke Anreicherung der Laststoffe im Spreetaler See</li> <li>▪ Hoher Nutzungsdruck</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Flächenverbrauch</li> <li>▪ Offener und damit unkontrollierbarer Wasserpfad</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Flächenverbrauch</li> <li>▪ Dauerhafte Nachsorge für das Haldensickerwasser</li> </ul>	
Präferenz	---	4	2	2	1

Unter Berücksichtigung der in der Tabelle 33 genannten Faktoren wird den Varianten K4/K5 „Verspülung im Restloch Nochten oder Welzow“ jeweils mit Recycling des Prozesswassers die gutachterliche Präferenz gegeben. Die Varianten D2 „Aufhaltung“ mit den Untervarianten D2.1 „ohne Basisabdichtung“ oder D2.2 „mit Basisabdichtung“ sind die zweite Wahl. Die Variante B1.1 „Verspülung im Spreetaler See“ ohne Recycling des Prozesswassers hat keine Aussicht auf Umsetzung. Die Variante B1.2 „Verspülung im Spreetaler See“ mit Recycling des Prozesswassers hat nur sehr geringe Aussicht auf Umsetzung. Obwohl sich die Sanierungsarbeiten der LMBV beträchtlich verzögert haben und damit das Zeitfenster für die Genehmigung dieser Variante offengeblieben ist, muss mit einem zunehmenden Nutzungsdruck gerechnet werden.

## 4 Bergbauliches und nachbergbauliches Wassermanagement

### 4.1 Geologie, Hydrogeologie und Geochemie

Die Geologie des Kupfererzorkommens Spremberg und Graustein ist in der jüngeren Literatur ausführlich zum Beispiel in [Geo BB 2015], [Geo SN 2008] und [Geo SN 2009] beschrieben. Die Kupfererzorkommen Spremberg und Graustein liegen am NE-Rand der Antiklinalstruktur Mulkwitz. Die Erzfelder Spremberg und Graustein sind vom Türkendorfer Graben voneinander getrennt.

Der Kupferschiefer liegt an der Basis des transgressiven Zechsteins (Oberes Perm). Dabei handelt es sich um eine feinkörnige, feingeschichtete, grauschwarze, bituminöse Tonmergelstein- bis Mergelsteinfolge. Der Kupferschiefer wird vom Zechsteinkonglomerat beziehungsweise von hellem Sandstein (sogenanntes Weißliegendes) unterlagert. Diese liegenden marinen Sedimente werden stratigrafisch dem Rotliegenden (Unteres Perm) zugeordnet. Das Hangende des Kupferschiefers wird durch den Zechsteinkalk (Ca1, Werrazyklus) gebildet. Der Kupferschiefer selbst weist eine geringmächtige Beckenfazies, eine mächtige, karbonatische Randfazies und eine Schwellenfazies auf.

Die Erzführung tritt in den drei Lithotypen Sandstein (auch „Sandsteinerz“), Kupferschiefer und Kalkstein/Dolomit (auch „Dolomiterz“) auf. Diese Lithotypen sind zu jeweils einem Drittel an der gewinnbaren Metallmenge (hier vor allem Kupfer, Silber, Blei und Zink) beteiligt, unterliegen jedoch größeren Schwankungen sowohl in der Erzmächtigkeit und im Metallgehalt und damit in der Metallmenge.

Die höheren Kupfergehalte sind an größere Störungszonen gebunden, insbesondere im Kreuzungsbereich variszischer Störungen mit NNE-SSW bis NNW-SSE streichenden Bruchzonen. Charakteristisch sind durch Hämatit rot gefärbte Zonen innerhalb des Kupferschiefers („Rote Fäule“), in deren Nachbarschaft sich die Kupfer-Reicherze befinden.

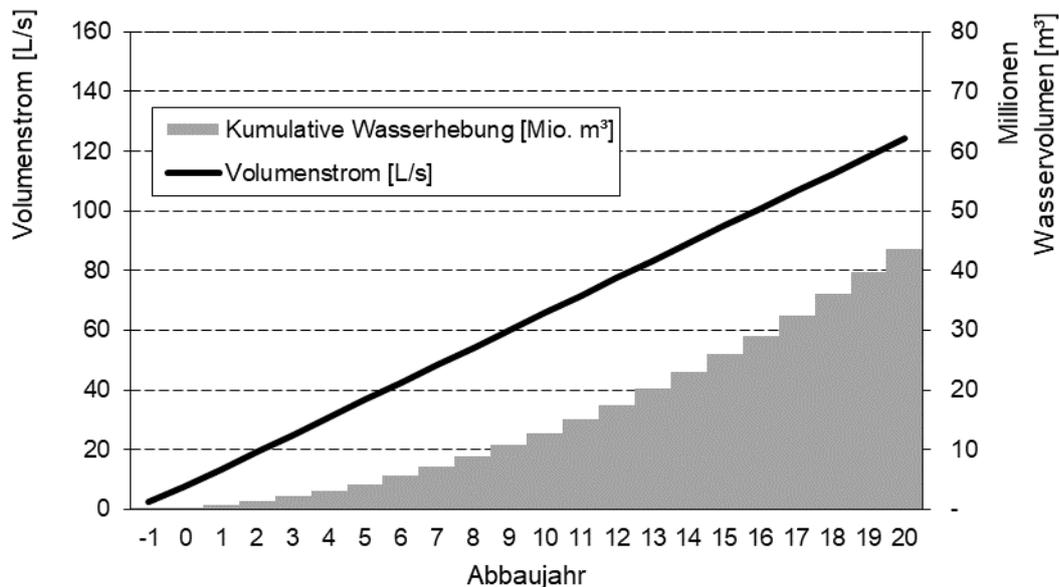
Das Kupfer ist überwiegend in den Mineralen Chalkosit, Bornit und Chalkopyrit gebunden. Neben Kupfer sind des Weiteren Blei, Zink und Silber von wirtschaftlichem Interesse [Liedtke & Vasters 2008].

## 4.2 Sumpfungswasser

### 4.2.1 Wassermengen

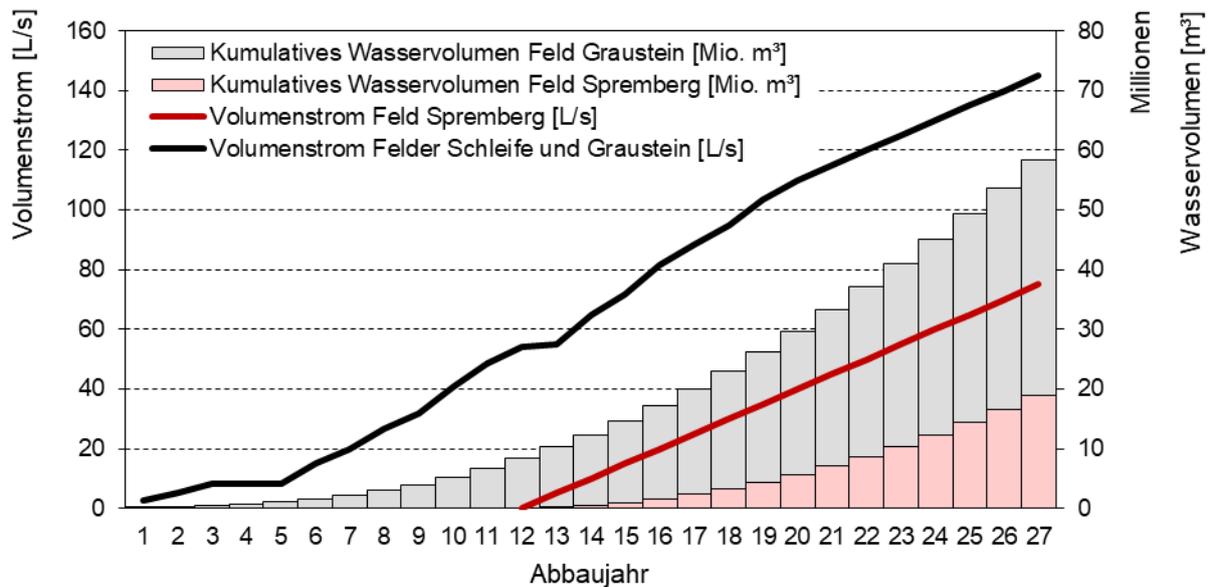
Zu den Mengen des Sumpfungswassers für die Kupfererzlagerstätten Graustein und Spremberg liegen Abschätzungen des Mansfeld Kombinates aus den Jahren 1972 bis 1974 vor, siehe [MK 1973] und [MK 1974b]. In diese Abschätzungen sind die Erfahrungen aus dem Mansfelder Kupferbergbau eingeflossen.

Die erste Abschätzung [MK 1973] ging bei alleiniger Exploitation des Abbaufeldes Spremberg von einer stetigen Zunahme des Sumpfungswassers während einer 20-jährigen Betriebszeit, beginnend mit der Einrichtung des Bergwerkes, bis auf 124 L/s aus (Bild 22). Damit würden kumulativ etwa 44 Mio. m<sup>3</sup> Sumpfungswasser aus dem Abbaufeld Spremberg gehoben.



**Bild 22: Prognose der Sumpfungswassermenge im Feld Spremberg, Quelle: [MK 1973].**

Eine spätere Einschätzung zu den Sumpfungswassermengen, im Übrigen durch den gleichen Bearbeiter (G. Hlawatschke), sah die aufeinanderfolgenden Abbau der Lagerstätten Graustein und Spremberg über einen Zeitraum von insgesamt 27 Jahren vor [MK 1974b], wobei die Lagerstätte Spremberg im Anschluss an die Lagerstätte Graustein-Schleife innerhalb von 15 Jahren ausgebeutet werden sollte. In diesem Fall wäre die Lagerstätte Spremberg durch die Lagerstätte Graustein vorentwässert worden. Insgesamt hätte sich der Volumenstrom des Sumpfungswassers während der 27-jährigen Betriebszeit beider Felder auf etwa 145 L/s erhöht, wobei der höchste Volumenstrom der Lagerstätte Spremberg zum Ende des Bergbaubetriebs nach 15 Jahren etwa 75 L/s erreicht hätte (Bild 23). Das kumulative Volumen des Sumpfungswassers in den Lagerstätten Graustein und Spremberg wurde mit 58 Mio. m<sup>3</sup> ausgewiesen. Davon wären etwa 19 Mio. m<sup>3</sup> auf das vorentwässerte Feld Spremberg entfallen.



**Bild 23: Prognose der Sumpfungswassermenge bei aufeinanderfolgendem Abbau der Felder Graustein und Spremberg, Quelle: [MK 1974b].**

Die beiden Varianten [MK 1973] (Bild 22) und [MK 1974b] (Bild 23) sind aufgrund unterschiedlicher Annahmen nicht unmittelbar miteinander vergleichbar.

Eine dritte Quelle zu den Sumpfungswassermengen erschließt sich in der Bearbeitung der UIT Umwelt- und Ingenieurtechnik GmbH Dresden im Jahr 2010 [UIT 2011]. Die UIT hatte technologische und wirtschaftliche Betrachtungen zur Behandlung des Sumpfungswassers angestellt (Abschnitt 4.5.4). Der UIT lagen vermutlich die gleichen Quellen [MK 1973] und [MK 1974b] zugrunde. Von der UIT wurden zwei Fälle für die geohydraulischen Eigenschaften des Deckgebirges definiert:

- ein weitgehend undurchlässiges Deckgebirge (Fall 1 in der Tabelle 34) und
- ein stärker durchlässiges Deckgebirge infolge wassergängiger Klüfte (Fall 2 in der Tabelle 34).

Als Bemessungsgrundlagen für die Behandlung des Sumpfungswassers wurden des Weiteren ein Drittel der Abbauentwicklung und die vollständige Abbauentwicklung der Kupferlagerstätte Spremberg betrachtet (Tabelle 34). Je nach Kombination der Varianten spreizt sich die Sumpfungswassermenge zwischen 23 und 116 L/s. Der Fall 1 ist als sogenannter Best Case und der Fall 2 als Worst Case zu bewerten. Eine risikominimierte Bemessung muss sich am Worst Case ausrichten.

**Tabelle 34: Annahmen der UIT zu den Sumpfungswassermengen, Quelle: [UIT 2011].**

Geohydraulische Eigenschaften des Deckgebirges	1/3 Abbauentwicklung		Vollständige Abbauentwicklung	
	m³/d	L/s	m³/d	L/s
Fall 1: undurchlässig	2.000	23	2.000	23
Fall 2: durchlässig	6.000	69	10.000	116



## 4.2.2 Wasserbeschaffenheit

### 4.2.2.1 Hydrochemie des Sumpfungswassers

Zur Beschaffenheit des Formationswassers der künftigen Kupferlagerstätte Spremberg lagen zum Bearbeitungsbeginn keine Informationen vor. Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen werden in diesen tiefen Horizonten von den Ländern oder von Unternehmen nicht betrieben.

Von der LEAG bzw. ihrer Vorgängerinnen, der LAUBAG bzw. der Vattenfall Europe Mining AG (VEM), wurden in den zurückliegenden Jahrzehnten aus unterschiedlichen Gründen die tiefen tertiären Grundwasserleiter G7 (Spremberger Folge) und G8 (Cottbuser Folge) lokal erkundet. Dabei hatte sich bestätigt, dass in den Verbreitungsgebieten des G7 und G8 südlich der Struktur Mulkwitz Süßwasser vorliegt, das nördlich der Struktur Mulkwitz zunehmend versalzt. Die Befunde zu den tiefen tertiären Grundwasserleitern sind jedoch nicht geeignet, das Sumpfungswasser der Kupferlagerstätte Spremberg hydrochemisch zu kennzeichnen.

In einem ersten Ansatz wurden vom Gutachter Solebohrungen in der näheren und weiteren Umgebung der Kupferlagerstätte recherchiert. Der Gutachter wurde in Bad Muskau und in Burg/Spreewald diesbezüglich fündig. An beiden Orten wurden in den 1990er und 2000er Jahren salzhaltige Tiefenwässer zu balneologischen Zwecken erschlossen. Anfragen bei den Eigentümern bezüglich geologischer und aktueller hydrochemischer Informationen zu ihren Solebrunnen blieben jedoch fruchtlos. Beide Solebrunnen erschließen Buntsandsteinformationen. Die Informationen wären zumindest tauglich, einen Best Case bezüglich der Beschaffenheit des Formationswassers der Kupferlagerstätte abzubilden. Außerdem würden die aktuellen Untersuchungen Informationen zu Nebenbestandteilen und Spurenelementen des Tiefenwassers liefern. Zum Solebrunnen Bad Muskau wurde der Gutachter in der zweiten Auflage des Deutschen Bäderbuches [Käß & Käß 2008] fündig.

Im Laufe der weiteren Bearbeitung des Gutachtens konnten schließlich Unterlagen des Mansfeld Kombines aus den 1970er Jahren zur Beschaffenheit des Formationswassers verfügbar gemacht werden [MK 1974c]. Aus einzelnen Erkundungsbohrungen wurden seinerzeit durch sogenannte hydraulische Gestängetests Wasserproben aus den Zechsteinformationen gewonnen und hinsichtlich der chemischen Hauptkomponenten untersucht. In [MK 1974c] sind acht hydrochemische Analysen des Formationswassers aus fünf Bohrungen dokumentiert. Nach der Elimination unvollständiger (Spb 115), doppelter (Spb 114 und Spb 116) und offensichtlich fehlerbehafteter Analysen (Spb 115) verbleiben vier Befunde aus vier Bohrungen zur Bewertung der Beschaffenheit des Formationswassers (Tabelle 35). Die Befunde werden nachfolgend im Vergleich mit der Sole Bad Muskau dargestellt und diskutiert.

Zur Einordnung der hydrochemischen Befunde ist anzumerken, dass sämtliche Bohrungen im Feld Graustein und im tieferen Lagerstättenbereich (Testintervalle zwischen 1.050 und 1.500 Meter unter Gelände) liegen.



**Tabelle 35: Analysen des Formationswassers der Kupferlagerstätte Spremberg im Ergebnis von hydraulischen Schichtenprüfertests (sogenannten Gestängetests), Quelle: [MK 1974c].**

Bohrung	Einheit	Spb114	Spb116	Spb118	Spb119	Bad Muskau
Datum	---	11.-13.07.1972	30.11.-02.12.1971	06.-07.12.1971	15.-18.05.1972	05.05.2001
Testhorizont	---	Ca1-P1	S1-P1	Ca2d	Ca1d-P1	S2-S3
Endteufe	m u. GOK	1.644,5	1.634,5	1.310,0	1.267,0	1.586,0
Testintervall von	m u. GOK	1.561,7	1.582,4	1.048,5	1.194,0	k.A.
Testintervall bis	m u. GOK	1.644,5	1.634,5	1.093,6	1.244,6	k.A.
Schichttemperatur	°C	+49,0	+45,0	+36,0	+40,0	+44
Zufluss am Ende der Liftperiode	L/min	4,8	3,2	k.A.	35,0	174
pH-Wert	---	6,3	5,7	5,8	6,4	6,4
Gesamtsalzgehalt	g/L	319,4	302,4	305,0	266,4	75,6
Chlorid	mg/L	216.000	220.000	215.000	164.400	42.700
Sulfat	mg/L	3.204	4.980	4.088	6.110	3.570
Hydrogencarbonat	mg/L	317	28	12	286	226
Natrium	mg/L	35.500	25.900	30.636	79.000	26.600
Magnesium	mg/L	55.500	47.400	49.440	14.200	327
Kalium	mg/L	5.600	3.652	5.520	2.500	257
Calcium	mg/L	3.200	218	280	1.860	1.830
Eisen	mg/L	42,0 *)	189,0 *)	41,0 *)	29,0 *)	8,7
Mangan	mg/L	13,7	22,3	3,0	3,7	0,5

S3: Mittlerer Buntsandstein, Volpriehausen-Folge

S2: Unterer Buntsandstein, Bernburg-Folge

S1: Unterer Buntsandstein, Calvörde-Folge

Ca1: Zechstein, Werra-Folge

Ca1d: Zechstein, Werra-Folge

Ca2d: Zechstein, Staßfurt-Folge

P1: Unterperm, Rotliegendes

k. A. – keine Angabe

\*) unplausibel

Die Qualität der Probennahme mittels der Gestängetests kann nachträglich nicht bewertet werden. Dennoch wird eingeschätzt, dass die gewonnenen und untersuchten Wasserproben mindestens hinsichtlich des Mineralisationsniveaus (der Salinität) valide sind. Die hohen Eisenkonzentrationen, die als Eisen-gesamt bestimmt wurden, werden überwiegend als Artefakte eingeschätzt. Sie würden den Formationswässern der karbonatischen Zechsteinfazies eine Versauerungsdisposition verleihen, die dafür nicht plausibel ist. Außerdem sind für hochsalinare Tiefenwässer weltweit keine hohen Eisenkonzentrationen dokumentiert.

Die Salinität wurde in [MK 1974c] nicht explizit gemessen, sondern aus den Konzentrationen der Hauptionen berechnet. Das Niveau der durch die Gestängetests nachgewiesenen Salinität des Formationswassers ist mit 266 bis 320 g/L sehr hoch und übersteigt die Annahmen in [MK 1974b] zur Salinität erheblich. Die Salinität der untersuchten Formationswässer ist auch deutlich höher als in der Sole von Bad Muskau (75 g/L).

Die Umrechnung der Massenkonzentrationen der Hauptionen des untersuchten Formationswassers (Tabelle 35) in moläquivalente Konzentrationen (Tabelle 36) zeigt, dass es sich überwiegend um Wässer des Magnesium-Natrium-Chlorid-Typs (Spb114, Spb116 und Spb118) sowie in einem Fall um ein Wasser des Natrium-Magnesium-Chlorid-Typs (Spb119) handelt. Sie weichen damit deutlich von der Sole Bad Muskau ab, bei der es sich um ein nahezu reines Natrium-Chlorid-Wasser handelt.

**Tabelle 36: Moläquivalente Anteile des Formationswassers der Lagerstätte Spremberg in der Tabelle 35.**

Bohrung	Einheit	Spb114	Spb116	Spb118	Spb119	Bad Muskau
Geologie	---	Ca1-P1	S1-P1	Ca2d	Ca1d-P1	
pH-Wert	---	6,3	5,7	5,8	6,4	
Gesamtsalzgehalt	g/L	319,4	302,4	305,0	266,4	75,6
<b>Anionen</b>						
Chlorid	mg/L	98,8%	98,3%	98,6%	97,2%	93,9%
Sulfat	mg/L	1,1%	1,6%	1,4%	2,7%	5,8%
Hydrogencarbonat	mg/L	0,1%	0,0%	0,0%	0,1%	0,3%
<b>Kationen</b>						
Natrium	mg/L	24,1%	22,0%	24,0%	72,2%	90,3%
Kalium	mg/L	2,2%	1,8%	2,5%	1,3%	0,5%
Calcium	mg/L	2,5%	0,2%	0,3%	1,9%	7,1%
Magnesium	mg/L	71,2%	76,0%	73,2%	24,5%	2,1%

Neben Calcit und Gips sind typische Minerale der Halogenese, d. h. der primären Salzausscheidung bei der Eindampfung von Meereswassers, Halit, Sylvin, Epsomit, Hexahydrat, Carnallit und Bischofit (Tabelle 37). Magnesium ist in den salinaren Zechsteinsedimenten vorwiegend mit den Mineralen Carnallit  $\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  und Bischofit  $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  assoziiert. Magnesiumsulfate und Magnesiumchloride gehören zu den am stärksten löslichen Salzen der Halogenese und fallen deshalb erst im Finale der Halogenese aus.

**Tabelle 37: Gesteinsbildende Minerale der Halogenese (Salzbildung), Quellen: [Rösler & Lange 1975].**

Nr.	Mineral	Stöchiometrie	Löslichkeit in destilliertem Wasser in g/L bei +20°C	Quelle
1	Calcit	$\text{CaCO}_3$	0,014 *)	
2	Gips	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	2,14	<a href="http://www.salzwiki.de">www.salzwiki.de</a>
3	Halit	$\text{NaCl}$	359	<a href="http://www.salzwiki.de">www.salzwiki.de</a>
4	Sylvin	$\text{KCl}$	343	<a href="http://www.salzwiki.de">www.salzwiki.de</a>
5	Epsomit	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	700	<a href="http://www.salzwiki.de">www.salzwiki.de</a>
6	Hexahydrat	$\text{MgSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	825	<a href="http://www.salzwiki.de">www.salzwiki.de</a>
7	Carnallit	$\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	>1.600	
8	Bischofit	$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1.169	<a href="http://www.salzwiki.de">www.salzwiki.de</a>

\*) in destilliertem Wasser ohne Kohlensäure

Die Prüfung der vier in der Tabelle 35 und Tabelle 36 dokumentierten chemischen Analysen des Formationswassers ergibt folgende Sättigungsindizes für die gesteinsbildenden Minerale in den Formationswässern (Tabelle 38):

- Der Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht in den beprobten Formationswässern ist aufgrund der robusten Beprobungsart durch die Gestängetests stark gestört. Der Partialdruck für Kohlendioxid ist deshalb wenig aussagekräftig.
- Entsprechend ist auch das Gleichgewicht für Calcit verschoben. In den Formationswässern des Zechsteins ist die Calcitsättigung sowohl theoretisch als auch praktisch zu erwarten. Die Werte für  $\text{SI}_{\text{Cc}} > 0$  in den Bohrungen Spb114 und Spb119 liefern dafür Indizien.
- Die Formationswässer stehen desgleichen im Sättigungsgleichgewicht mit Gips. Die berechneten Sättigungsindizes liegen ausreichend nah bei  $\text{SI}_{\text{Gy}} = 0$ .



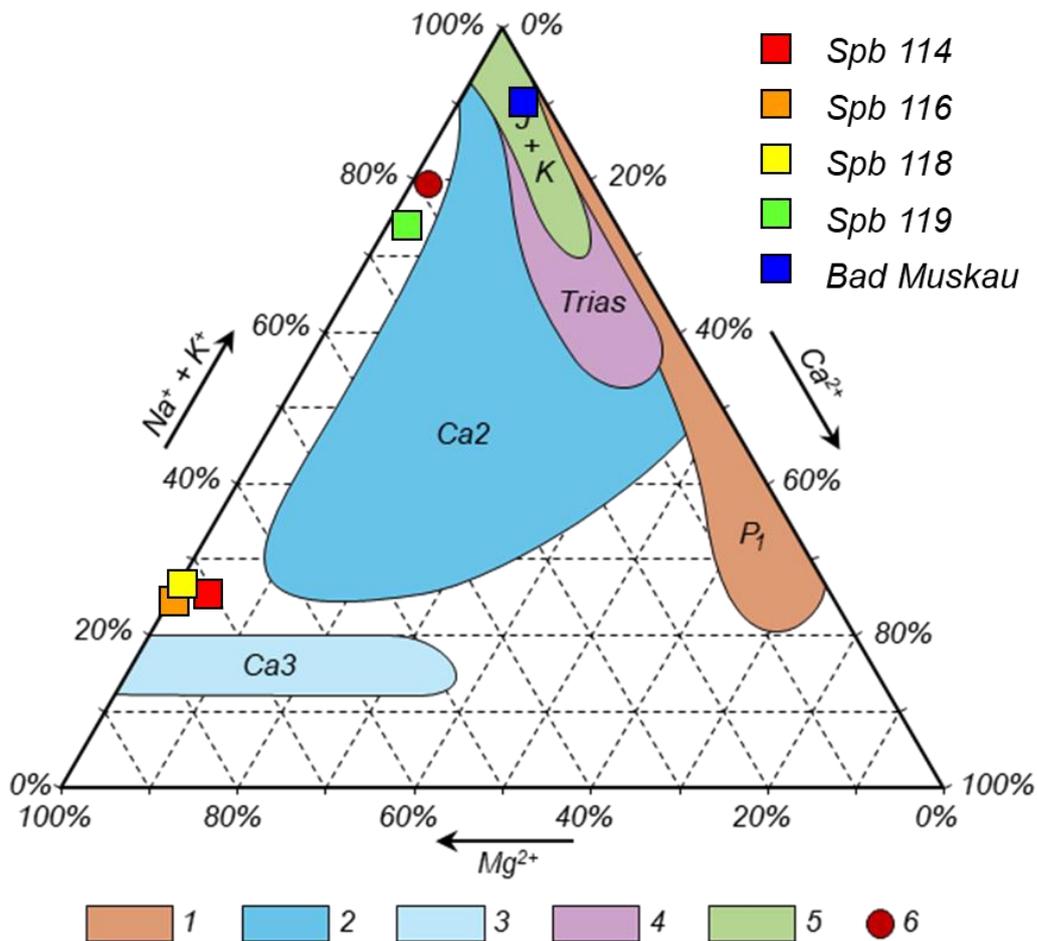
- Die Formationswässer stehen außerdem im Sättigungsgleichgewicht mit Halit. Die berechneten Sättigungsindizes für Halit liegen unter Berücksichtigung der Unschärfen der Probengewinnung und der Genauigkeit der Analytik nahezu idealerweise bei  $SI_{\text{Ha}} \approx 0$ .
- Die weiteren Minerale der Halogenese, wie Sylvin, Epsomit, Hexahydrit, Carnallit und Bischofit sind untersättigt. Die in der genannten Reihenfolge zunehmende Untersättigung entspricht nahezu idealerweise der typischen Sequenz der Salzausfällung bei der Halogenese.

**Tabelle 38: Ermittlung der Gaspartialdrücke und Sättigungsindizes für die Analysen der Formationswässer aus [MK 1974c] nach dem PITZER-Modell.**

Nr.	Gas bzw. Mineral	Stöchiometrie	Gaspartialdruck bzw. Sättigungsindex			
			Spb114	Spb116	Spb118	Spb119
0	Kohlendioxid	CO <sub>2</sub>	-1,9	-2,0	-2,7	-1,3
1	Calcit	CaCO <sub>3</sub>	<b>+0,9</b>	-1,8	-2,1	<b>+0,7</b>
2	Gips	CaSO <sub>4</sub> · 2H <sub>2</sub> O	<b>+0,2</b>	-0,8	-0,7	<b>+0,1</b>
3	Halit	NaCl	-0,1	-0,4	-0,2	-0,3
4	Sylvin	KCl	-1,1	-1,4	-1,1	-1,8
5	Epsomit	MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	-2,0	-1,4	-1,4	-2,0
6	Hexahydrit	MgSO <sub>4</sub> · 6H <sub>2</sub> O	-2,1	-1,6	-1,5	-2,2
7	Carnallit	KMgCl <sub>3</sub> · 6H <sub>2</sub> O	-2,2	-2,6	-2,4	-4,3
8	Bischofit	MgCl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	-2,3	-2,4	-2,4	-3,7

Die vorgefundenen magnesiumreichen Formationswässer in den Bohrungen Spb114, Spb116, Spb118 und Spb119 sind Ergebnis des Fortschrittes der Halogenese, bei der sich Halit (Steinsalz) bereits im Lösungsgleichgewicht befindet und aus den Wässern quantitativ ausgefallen ist. In den ersten drei Bohrungen ist dieser Prozess weiter fortgeschritten als in der letztgenannten. Die Ausfällung von Halit und damit von Natrium führt zu einer relativen Anreicherung von Magnesium im Formationswasser.

Magnesium-Chlorid-Solen kommen in Tiefenwässern seltener als Natrium-Chlorid- oder Calcium-Chlorid-Solen vor. In unabhängigen Quellen wurde das Vorkommen magnesiumreicher bzw. sogar magnesiumdominierter Solen beispielsweise in den Zechsteinfazies Ca2 (Hauptdolomit) und Ca3 (Hauptanhydrit) Mitteldeutschlands [Seim & Tischendorf 1990] sowie im Hauptdolomit der Lausitz [Rösler & Lange 1975] angezeigt (Bild 24). Die hydrochemischen Befunde zum magnesiumreichen Formationswasser in den Zechsteinfazies der Kupferlagerstätten Spremberg und Graustein sind folglich grundsätzlich plausibel.



**Bild 24:** Kationendreeck der Wasserbeschaffenheit von Solen in paläozoischen und mesozoischen Formationen Mitteldeutschlands nach [Seim & Tischendorf 1990] und Verortung der Wasseranalysen zu den Formationswässern aus [MK 1974c] (1 – Rotliegendes; 2 – Zechstein, Hauptdolomit; 3 – Zechstein, Hauptanhydrit; 4 – Trias; 5 – Jura und Kreide; 6 – rezentes Ozeanwasser).

Da Magnesiumchloride im Wasser besser löslich sind als Steinsalz (Halit), können im Formationswasser Salinitäten deutlich über 300 g/L auftreten. Bei gleicher Salinität ist der Chloridgehalt von Magnesium-Chlorid-Wässern zudem deutlich höher als der von Natrium-Chlorid-Wässern (Tabelle 39).

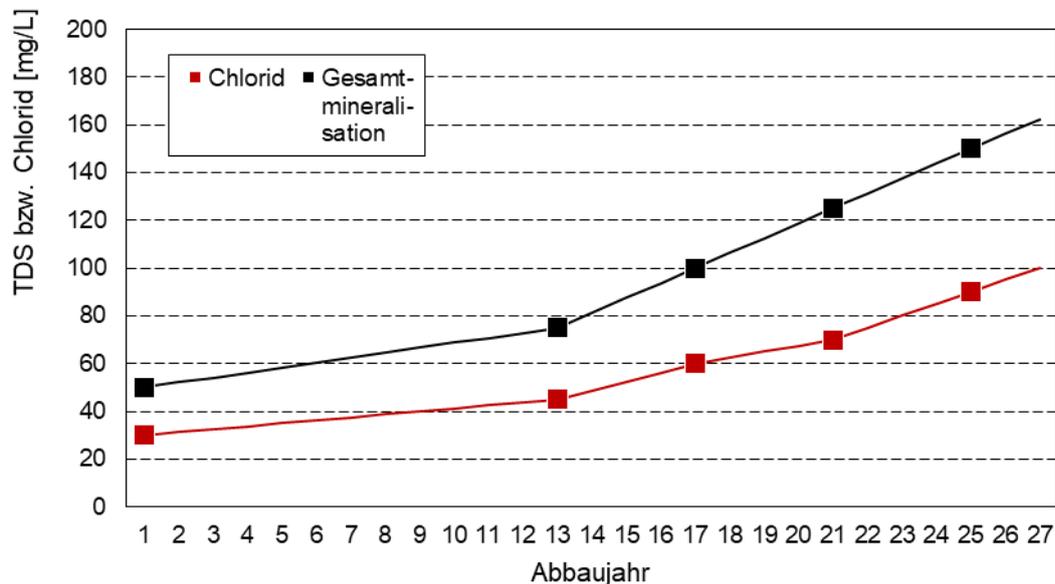
**Tabelle 39:** Massenanteile des Chlorids in verschiedenen Salzen (Angaben gerundet).

Salz	Massenanteil Chlorid
NaCl	61 %
MgCl <sub>2</sub>	74 %

#### 4.2.2.2 Entwicklung der Salinität

In [MK 1974b] wurden Abschätzungen zur zeitlichen Entwicklung der Salinität des Sumpfungswassers während der Ausbeutung der Lagerstätte getroffen. Diese Abschätzung wurde für den seriellen Abbau der Felder Graustein und Spremberg vorgenommen, vgl. Bild 23. Sie beruht auf einer Analogie zum Mansfelder Kupferbergbau. Die Salinität des Sumpfungswassers wurde danach zu Beginn des Lagerstättenaufschlusses mit 50 g/L und nach 25 Jahren Abbau der Lagerstätte mit 125 g/L angenommen (Bild 25). Das Formationswasser wurde als Natrium-Chlorid-Wasser angenommen, obwohl zum Zeitpunkt dieser Bewertung die abweichenden Befunde aus den Gestängetests [MK 1974c] bereits vorlagen (Tabelle 35).

In Anbetracht des hohen Anteils von Magnesium in den erkundeten Formationswässern (Tabelle 36) ist die Annahme eines Massenanteils von 61 % Chlorid an der Salinität inkonsequent (siehe Bild 25). Bei einem Molverhältnis von Magnesium zu Natrium wie 3 zu 1 beträgt der Massenanteil des Chlorids bis zu 74 % (Tabelle 39).



**Bild 25: Prognose der Salinität und Chloridkonzentration des Sumpfungswassers, Quelle: [MK 1974b].**

Das Sumpfungswasser in einem Grubenbau setzt sich nicht nur aus den Formationswässern zusammen. Erfasst werden auch Wässer, die unter Tage für technologische Prozesse, als Löschwasser, als Sanitärwasser, zur Staubbindung und so weiter zum Einsatz kommen. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass der maßgebliche Zufluss zum Grubenbau über Störungszonen erfolgt, die Kontakt zu hangenden Formationen (Buntsandstein, Tertiär) haben. Hier ist mit weniger stark salinaren Wässern zu rechnen, wie der Unterschied zwischen den erkundeten Formationswässern und der Sole Bad Muskau belegt.

Eine abschließende Prognose zur Salinität und zur ionaren Zusammensetzung des Sumpfungswassers lässt sich zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht treffen. Deshalb wird vorerst an der Prognose der Salinität und des Chloridkonzentration aus [MK 1974b] festgehalten. Die neu einbezogenen Erkenntnisse zur Hydrochemie des Formationswassers in Abschnitt 4.2.2.1 bedeuten, dass die Annahmen zur Beschaffenheit des Sumpfungswassers aus [MK 1974b] nicht dem Worst Case entsprechen, womit die Belastbarkeit der Einschätzungen zu den Wirkungen des Sumpfungswassers auf die Fließgewässer im Falle einer Einleitung (Abschnitt 4.4) verstärkt wird. Andererseits zeigen die Untersuchungen, dass im Sumpfungswasser mit einer stofflichen Zusammensetzung gerechnet werden kann, die neue Perspektiven der stofflichen Nutzung eröffnet (z. B. Magnesiumgewinnung).

#### 4.2.2.3 Sole Bad Muskau

In der Neuzeit wurden im Festgestein Solebohrungen mit dem Zweck der balneologischen Nutzung aufgeschlossen, so zum Beispiel in Bad Muskau und Burg im Spreewald. Anfragen bei den Nutzern bzgl. hydrochemischer Daten der aufgeschlossenen Solebohrungen blieben unbeantwortet. In der zweiten Auflage des Deutschen Bäderbuches [Käb & Käb 2008] findet sich jedoch eine ausführliche Standortbeschreibung des Solebades Bad Muskau einschließlich einer geologischen Beschreibung des Bohrprofils und einer ausführlichen hydrochemischen Analyse. Diese Solebohrung ist aufgrund ihrer räumlichen Nähe zur Kupferlagerstätte Graustein und Spremberg von Interesse.



Die Solebohrung schließt das Hangende des Unteren Buntsandsteins auf und gewinnt die Sole aus dem Unteren und Mittleren Buntsandstein. Im Deutschen Bäderbuch [Käb & Käb 2008] findet sich eine umfangreiche Wasseranalyse (Tabelle 40 und Tabelle 41), die typische Meso- und Mikrokomponenten salinärer Wässer einschließt. Die Untersuchung datiert auf das Jahr 2001.

**Tabelle 40: Wasserbeschaffenheit der Sole in Bad Muskau, Quelle: [Käb & Käb 2008].**

Kriterium/Kennwert	Maßeinheit	Wert
Entnahmetag	---	05.05.2001
Analyse	---	LABORUNION/Bad Elster
Wassertemperatur	°C	+44
Ergiebigkeit	L/s	2,9
	L/min	170

Das Grundwasser des Unteren/Mittleren Buntsandsteins hat am Standort der Solebohrung Bad Muskau eine Salinität von ca. 76 g/L. Die Salinität des Grundwassers im Buntsandstein, d. h. im Hangenden des Zechsteins, ist damit bereits deutlich höher als die in [MK 1974b] getroffene Annahme zur anfänglichen Salinität des Sumpfungswassers im Zechstein bei Abschluss der Lagerstätte (siehe Bild 25).

**Tabelle 41: Wasserbeschaffenheit der Sole in Bad Muskau, Quelle: [Käb & Käb 2008].**

Kriterium/Kennwert	Symbol bzw. Formel	Maßeinheit	Wert
Elektrische Leitfähigkeit		µS/cm	102.700
Salinität		mg/L	75.660
pH-Wert		---	6,4
<b>Kationen</b>			
Natrium	Na <sup>+</sup>	mg/L	26.600
Calcium	Ca <sup>2+</sup>	mg/L	1.831
Magnesium	Mg <sup>2+</sup>	mg/L	327
Kalium	K <sup>+</sup>	mg/L	257
Eisen	Fe <sup>2+</sup>	mg/L	8,7
Ammonium	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	4,8
Mangan	Mn <sup>2+</sup>	mg/L	0,47
<b>Anionen</b>			
Chlorid	Cl <sup>-</sup>	mg/L	42.713
Sulfat	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/L	3.569
Hydrogenkarbonat	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	226
Bromid	Br <sup>-</sup>	mg/L	62,3
Nitrat	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	0,67
Iodid	I <sup>-</sup>	mg/L	0,41
Hydrogenarsenat	HasO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/L	0,34
Fluorid	F <sup>-</sup>	mg/L	0,31
Hydrogenphosphat	HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/L	<0,03
Hydrogensulfid	HS <sup>-</sup>	mg/L	<0,03
Nitrit	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	<0,005
<b>Undissoziierte Stoffe</b>			
m-Kieselsäure	H <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub>	mg/L	29,4
m-Borsäure	HBO <sub>2</sub>	mg/L	29,8



Kriterium/Kennwert	Symbol bzw. Formel	Maßeinheit	Wert
<b>Gelöste Gase</b>			
Kohlendioxid	CO <sub>2</sub>	mg/L	112
Sauerstoff	O <sub>2</sub>	mg/L	0,35
Schwefelwasserstoff	H <sub>2</sub> S	mg/L	0,09
<b>Spurenelemente</b>			
Strontium	Sr	µg/L	41.900
Lithium	Li	µg/L	5.100
Rubidium	Rb	µg/L	300
Zink	Zn	µg/L	206
Arsen	As	µg/L	172
Cäsium	Cs	µg/L	130
Barium	Ba	µg/L	103
Aluminium	Al	µg/L	<20
Molybdän	Mo	µg/L	19
Beryllium	Be	µg/L	<10
Kobalt	Co	µg/L	<10
Kupfer	Cu	µg/L	<10
Silber	Ag	µg/L	<10
Vanadium	V	µg/L	<10
Zinn	Sn	µg/L	<10
Cadmium	Cd	µg/L	5
Blei	Pb	µg/L	<5
Chrom	Cr	µg/L	<5
Nickel	Ni	µg/L	<5
Antimon	Sb	µg/L	<1
Selen	Se	µg/L	<1
Uran	U	µg/L	0,7
Quecksilber	Hg	µg/L	<0,5

Da die Grundwasserprobe der Solebohrung Bad Muskau aus dem kontinuierlichen Förderstrom eines Leistungspumpversuches entnommen wurde, ist sie voraussichtlich mit deutlich weniger Artefakten belegt als die Untersuchungen [MK 1974b] im Jahr 1971/1972 mittels Gestängetests (Tabelle 35). Im Deutschen Bäderbuch [Käb & Käb 2008] liegt eine konsistente hydrochemische Analyse des Sumpfungswassers vor, deren Ionenbilanz sehr gut ausgeglichen ist. Als unplausibel wird lediglich die Sauerstoffkonzentration bewertet. Ggf. ist der Gashaushalt gestört. Bei der Sole in Bad Muskau handelt es sich um ein Grundwasser vom Natrium-Chlorid-Typ.

Die Wasseranalyse aus der Solebohrung Bad Muskau wurden mit einem hydrogeochemischen Modell<sup>8</sup> hinsichtlich relevanter Lösungsgleichgewichte geprüft. Die Sole Bad Muskau ist bezüglich des Hauptsalzes Halit (Steinsalz) in den Zechsteinformationen unter-sättigt (Tabelle 42).

<sup>8</sup> Aufgrund der hohen Salinität der Sole findet das sogenannte Pitzer-Modell Anwendung.

**Tabelle 42: Ermittlung der Gaspartialdrücke und Sättigungsindizes für die Sole Bad Muskau [Käb & Käb 2008] nach dem PITZER-Modell.**

Nr.	Gas bzw. Mineral	Stöchiometrie	Gaspartialdruck bzw. Sättigungsindex
0	Kohlendioxid	CO <sub>2</sub>	-1,20
1	Calcit	CaCO <sub>3</sub>	+0,05
--- *)	Dolomit	CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	+0,05
2	Gips	CaSO <sub>4</sub> · 2H <sub>2</sub> O	+0,09
--- *)	Zölestin	SrSO <sub>4</sub>	+0,10
3	Halit	NaCl	-1,8
4	Sylvin	KCl	-3,6
5	Epsomit	MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	-3,6
6	Hexahydrat	MgSO <sub>4</sub> · 6H <sub>2</sub> O	-3,8
7	Carnallit	KMgCl <sub>3</sub> · 6H <sub>2</sub> O	-9,7
8	Bischoffit	MgCl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	-7,2

\*) nicht gesteinsbildend

Für die weiteren Betrachtungen wurde die Wasseranalyse der Sole Bad Muskau verwendet (Tabelle 41). Sie wurde mithilfe des hydrochemischen PITZER-Modells an das Spektrum der Salinität von 50 bis 175 g/L angepasst. Die Anpassung erfolgte, indem der Analyse entweder zur Verdünnung Wasser hinzugefügt oder zur Eindickung Wasser entzogen wurde. Dabei galt das in der Tabelle 43 dargestellte Phasenmodell.

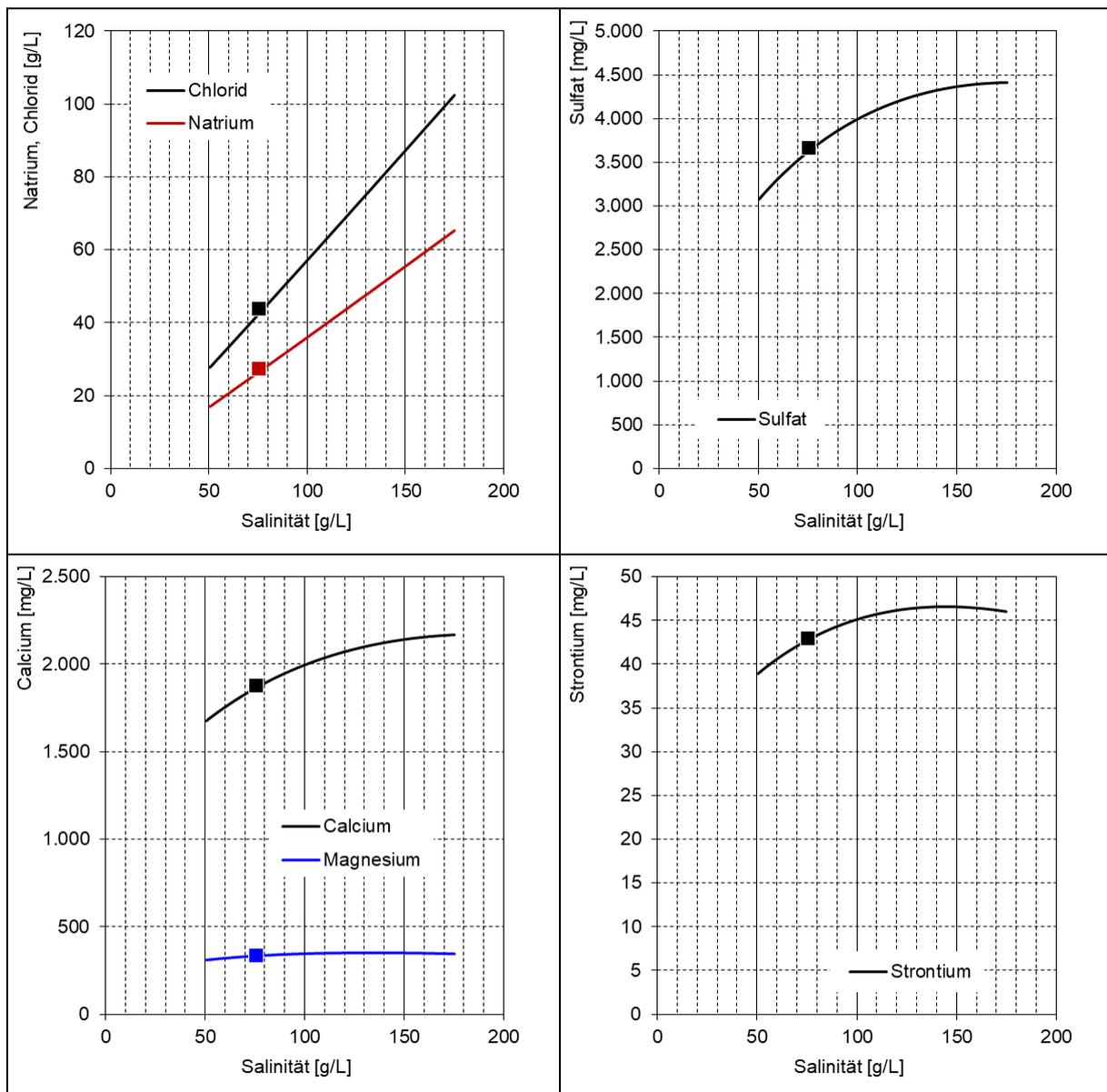
**Tabelle 43: Geochemisches Prozess- und Phasenmodell für die hydrogeochemische Modellierung des Sumpfungswassers der Kupferlagerstätte Spremberg mit dem PITZER-Ansatz.**

Reaktion	Gas bzw. Mineral	Stöchiometrie	Ausgangsgehalt	Thermodynamische Randbedingung	Lösung	Fällung
1	Kohlendioxid	CO <sub>2</sub>	> 0	keine	---	---
2	Calcit	CaCO <sub>3</sub>	> 0	SI ≈ +0,05	■	■
3	Dolomit	CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	> 0	SI ≈ ±0,05	■	■
4	Gips	CaSO <sub>4</sub> · 2H <sub>2</sub> O	> 0	SI ≈ ±0,09	■	■
5	Zölestin	SrSO <sub>4</sub>	> 0	SI ≈ ±0,10	■	■
6	Halit	NaCl	0	keine	---	□

Symbolerläuterung zu den Reaktionen:

■	Vom Modell obligatorisch vorgesehen.
□	Möglich, sofern eine Übersättigung erreicht wird.
---	Nicht zulässig.

Mittels des PITZER-Modells kann somit eine konsistente Hydrochemie des Sumpfungswassers abgebildet werden (Bild 26). Da die Sättigung für Halit in der vorgegebenen Bandbreite der Salinität nicht erreicht wird, verhalten sich die Natrium- und Chloridkonzentrationen linear zur Salinität (Bild 26 links oben). Das trifft auf die anderen Ionen, die mit einer oder mehreren Mineralphasen im Gleichgewicht stehen, nicht zu. Im konkreten Fall ging es insbesondere darum, eine salinitätsabhängige Sulfatkonzentration zu ermitteln (Bild 26 rechts oben).



**Bild 26:** Berechnung der hydrochemischen Zusammensetzung der Sole Bad Muskau für eine Bandbreite der Salinität zwischen 50 und 150 g/L.

### 4.2.3 Prognose

Aus den vorgenannten Betrachtungen wird folgende Zahlenmatrix für die Betrachtungen zum Flutungswassermanagement abgeleitet (Tabelle 44).

**Tabelle 44:** Prognosezahlen für den Volumenstrom und die Beschaffenheit des Sumpfungswassers in den Zeithorizonten des Kupferbergbaus.

Zeitpunkt des Bergbaus	Volumenstrom	Salinität		Chlorid		Sulfat	
		mg/L	kt/a	mg/L	kt/a	mg/L	kt/a
5.	25	50.000	39	28.300	22	3.090	2,4
10.	50	75.000	118	42.400	67	3.620	5,7
15.	75	100.000	237	56.500	134	3.980	9,4
20.	100	125.000	394	70.600	223	4.210	13,3
25.	125	150.000	591	84.800	334	4.350	17,2
30.	150	175.000	828	98.900	468	4.400	20,8

Hinsichtlich der Salinität ist die UIT davon ausgegangen, dass sich ein hoher Volumenstrom des Sumpfungswassers (116 L/s im Worst Case, vgl. Tabelle 34) nicht mit der höchsten zu erwartenden Salinität (150 mg/L im Worst Case) kombiniert. Die Erfahrungen des Kupferbergbaus im Mansfelder Revier, siehe [MK 1974b], sprechen gegen die Annahme der UIT, dass sich die Salinität des Sumpfungswassers mit zunehmender Menge verringert. Deshalb weichen die von [UIT 2011] ermittelten Salzfrachten (Tabelle 45) von den hier verwendeten (Tabelle 44) ab. Die Angaben der UIT zum Worst Case in der Tabelle 45 (gelb hinterlegt) sind mit dem 20. Betriebsjahr in der Tabelle 44 (ebenfalls gelb hinterlegt) zu vergleichen.

**Tabelle 45: Zahlengerüst der Fa. UIT für die Salzbelastung des Sumpfungswassers nach 20 Jahren Betriebsdauer des Kupferbergwerks, Quelle: [UIT 2011].**

Geohydraulische Eigenschaften des Deckgebirges	Spanne	1/3 Abbauentwicklung			Vollständige Abbauentwicklung		
		Volumenstrom	TDS	Fracht	Volumenstrom	TDS	Fracht
		L/s	g/L	kt/a	L/s	g/L	kt/a
Fall 1: undurchlässig	Min	23	60	44	23	100	73
	Max		90	66		150	110
Fall 2: durchlässig	Min	69	30	66	116	50	183
	Max		50	110		80	292

Durch die weiterhin geplanten Erkundungsarbeiten im Rahmen des PFV werden die Ergebnisse zur Grundwasserströmung und zur Hydrochemie der Formationswässer verdichtet werden. Letztendlich stellen sich die exakten Volumenströme und die Hydrochemie des Sumpfungswassers erst mit dem Betrieb des Kupferbergwerkes heraus.

### 4.3 Umgang mit dem Sumpfungswasser

In den früheren Bearbeitungen des Mansfeld Kombinates [MK 1974a] zu den Lagerstätten Graustein und Spremberg wurden zum Umgang mit dem Sumpfungswasser folgende Möglichkeiten erwogen:

- I. eine Entsalzung,
- II. die Ableitung mittels einer Solepipeline (zur Oder) und
- III. das Verpressen in den Untergrund.

Für eine Entsalzung (Variante I) wurden der Energiebedarf und die Kosten berechnet. Die Entsalzung wurde als grundsätzliche Option in Erwägung gezogen. Einen Stand der Technik für die Entsalzung eines hochsalinaren Sumpfungswassers gab es in der DDR seinerzeit jedoch noch nicht. Die Autoren in [MK 1974a] verweisen auf entsprechende verfahrenstechnische Entwicklungen in der Volksrepublik Polen.

Für die Variante II wurde eine Einleitung des hochsalinaren Sumpfungswassers ausschließlich in die Oder bei Guben in Betracht gezogen. Den Erwägungen des Baus einer knapp 100 Kilometer langen Solepipeline [MK 1974a] lagen die Abschätzungen zur Menge des Sumpfungswassers und zur Salinität aus [MK 1973] und [MK 1974b] zugrunde (Abschnitt 4.2.1 bzw. 4.2.2.2).

Die Variante III, das Verpressen in den Untergrund, wurde aufgrund fehlender unterirdischer Speicherräume in der Umgebung der Kupfererzlagerstätte ohne weitere Vertiefung verworfen.

Nach Evaluation der frühen Untersuchungen des Mansfeld Kombinates, unter Berücksichtigung des aktuellen Zustandes des Braunkohlenbergbaus und unter Einbeziehung des neuen Standes der Technik (vgl. Abschnitt 4.5.4) wird das Sumpfungswassermanagement unter neuen Gesichtspunkten betrachtet bzw. die Variantenzahl erweitert. In Betracht kommen:



1. die Entsalzung,
2. die Einleitung in eine Vorflut,
3. das Verpressen in den Untergrund,
4. die Einstapelung in eine Bergbauhohlform des Braunkohlenbergbaus sowie
5. die Rückverfüllung bzw. Flutung des Kupferbergwerkes.

**Option 1:** Zur Entsalzung hochsalinärer Wässer hat sich in den zurückliegenden 50 Jahren ein neuer Stand der Technik entwickelt (Abschnitt 4.5.4). Neu sind vor allem physikalische Verfahren. Unverändert geblieben ist der hohe Energiebedarf für thermische Verfahren der Entsalzung. Die seinerzeit bei der Braunkohlenverstromung reichlich anfallende und kostengünstig verfügbare Abwärme steht nach dem Kohleausstieg für die KSL nicht mehr zur Verfügung.

**Option 2:** Die Einleitung salinärer Wässer in einen Vorfluter ist nach wie vor Stand der Technik in der Kali- und Salzindustrie. Die Kali- und Salzindustrie steht jedoch insbesondere wegen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie unter enormen umweltpolitischen Druck, so dass diese Option der KSL voraussichtlich nicht zur Verfügung steht. Da diese Option wirtschaftlich ist und sich ggf. mit anderen Optionen kombinieren lässt, wird sie dennoch umfassend geprüft (Abschnitt 4.4).

**Option 3:** Das Verpressen hochsalinärer Wässer in den Untergrund wurde bis vor kurzem noch von der Kali- und Salzindustrie praktiziert. Es setzt die Verfügbarkeit geeigneter Speichergesteine voraus. Die Untergrundverpressung steht unter einem vergleichbaren umweltpolitischen Vorbehalt wie die Einleitung salinärer Wässer in die Vorflut (Abschnitt 4.5.1).

**Option 4:** In der Bergbaufolgelandschaft des Braunkohlenbergbaus entstehen beträchtliche Hohlräume, die überwiegend geflutet und zu Bergbaufolgeseen gestaltet werden. Die Kubatur allein der in der Umgebung des künftigen Standortes des Kupferbergbaus neu entstehenden Restseen (Nochten und Welzow-Süd) beträgt etwa 1,5 Mrd. m<sup>3</sup> und bietet theoretisch genügend Stapelraum für das hochsalinare Sumpfungswasser des Kupferbergbaus (Abschnitt 4.5.3).

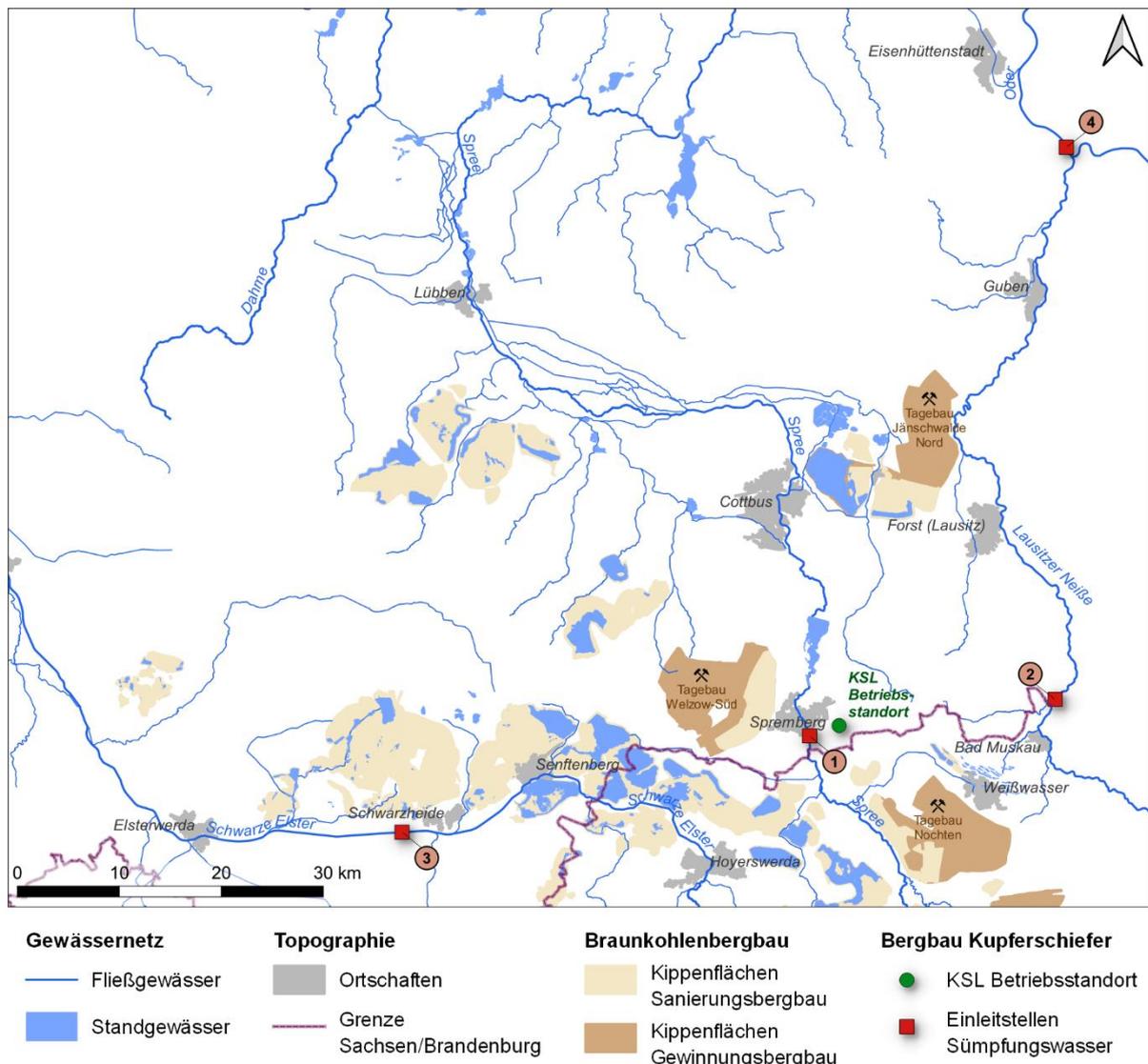
**Option 5:** Nach Abschluss des Kupferbergbaus verbleibt eine unterirdische Hohlform in der Lagerstätte, die sich über viele Jahre selbständig mit Grundwasser füllt. Die Rückverfüllung des Grubenbaus kann durch Fremdflutung beschleunigt werden (Abschnitt 4.5.5). Unter Berücksichtigung der Geochemie der Lagerstätte und der Hydrochemie des tiefen Grundwassers ist eine hochsalinare Sole zur Flutung zu bevorzugen. Dazu kann einerseits die nach Option 4 zwischengestapelte Sole verwendet werden. Andererseits können die nach der Entsalzung verbleibenden Rückstände (Option 1) bereits während des Bergbaubetriebs in den Grubenbau eingelagert werden.

## 4.4 Einleitung des Sumpfungswassers in Fließgewässer

### 4.4.1 Mögliche Einleitstellen

Das geplante Kupferbergwerk Spremberg liegt in der Nähe der Stadt Spremberg und damit in unmittelbarer Nachbarschaft der Spree. Deshalb kommt zunächst die Spree für die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL in Betracht. In weiterer Entfernung kommen als Alternativen in zunehmender Entfernung die Lausitzer Neiße, die Schwarze Elster und die Oder für die Einleitung des Sumpfungswassers in Frage (Bild 27).

Die vorgeschlagenen Einleitstellen wurden primär nach hydrologischen und hydrochemischen Kriterien festgelegt (Tabelle 46). Aspekte der Wirtschaftlichkeit und Genehmigungsfähigkeit spielten bei der Auswahl keine Rolle. Auf die Wahl der Einleitstelle wird in den entsprechenden Kapiteln eingegangen (Kapitel 4.4.4 bis 4.4.7).



**Bild 27:** Gebietsübersicht mit dem geplanten Betriebsstandort der KSL und den möglichen Einleitstellen für das Sumpfungswasser (Nummerierung der Einleitstellen entsprechend der Tabelle 46).

**Tabelle 46:** Mögliche Einleitstellen für das Sumpfungswasser der KSL in regionale Fließgewässer.

Nr.	Fließgewässer	Einleitstelle	Entfernung vom Betriebsstandort (Luftlinie)	Betroffener Oberflächengewässerkörper	Gewässertyp nach LAWA
1	Spree	bei Spremberg	3 km	DESN_582-4	15g
2	Lausitzer Neiße	bei Bad Muskau	22 km	DESN_147497	17
3	Schwarze Elster	bei Schwarzheide	44 km	DEBB538_31_1	15g
4	Oder	bei Eisenhüttenstadt	61 km	DEBB6_3	20

#### 4.4.2 Bewertungsmaßstab

Die formalen hydrochemischen Kriterien und Limitationen für die Einleitung des hochsalinaren Sumpfungswassers werden durch die Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vorgegeben [OGewV 2016/2020]. In der Tabelle 47 sind für ausgewählte chemische Kennwerte die für den jeweiligen Gewässertyp gültigen Orientierungswerte und Umweltqualitätsnormen

aufgeführt, die den guten chemischen Zustand des Fließgewässers kennzeichnen. Die Auswahl orientiert sich dabei an den Kennwerten, die in der Sole Bad Muskau in messbaren Konzentrationen auftraten (vgl. Abschnitt 4.2.2.3). Die Vorgaben der OGewV werden in den nachfolgenden Betrachtungen zur Einleitung des Sumpfungswassers berücksichtigt, vgl. Kapitel 4.4.3.

**Tabelle 47: Orientierungswerte und Umweltqualitätsnormen ausgewählter bergbau-relevanter Kennwerte nach [OGewV 2016/2020] für die betroffenen Gewässertypen.**

Parameter	Sulfat	Chlorid	Arsen	Kupfer	Zink	Nickel	
OGewV	Anlage 7	Anlage 7	Anlage 6	Anlage 6	Anlage 6	Anlage 8	Anlage 8
Medium	Wasser	Wasser	Sediment Schwebstoff	Sediment Schwebstoff	Sediment Schwebstoff	Wasser	Wasser
Werttyp	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert (JD-UQN) <sup>1)</sup>	Maximum (ZHK-UQN)
Gewässertyp nach LAWA	mg/L	mg/L	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/L	µg/L
15g	200	200	40	160	800	4	34
17	200	200	40	160	800	4	34
20	200	200	40	160	800	4	34

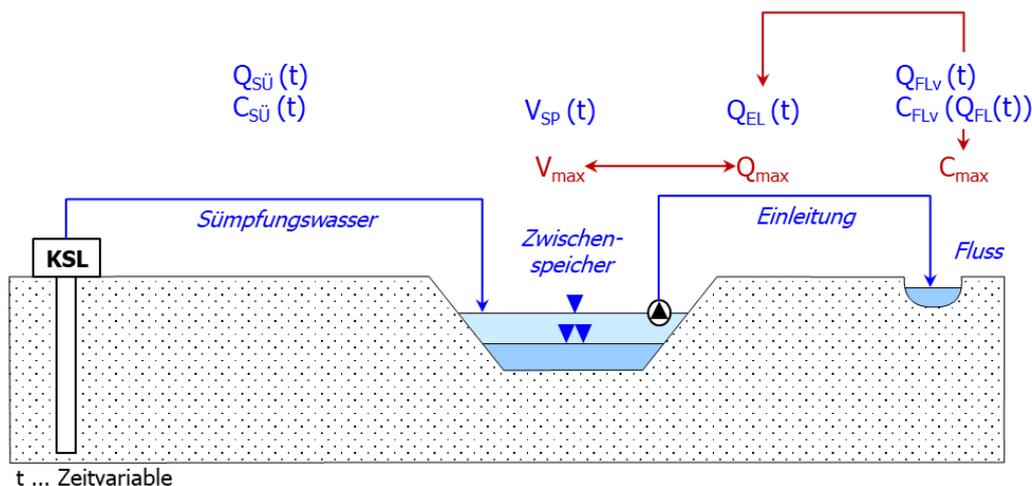
1) bioverfügbarer Anteil

Unabhängig von den Umweltqualitätsnormen nach Anlage 6, 7 und 8 OGewV in der Tabelle 47 können die Länder unter bestimmten Bedingungen abweichende Bewirtschaftungsziele nach § 30 WHG oder Ausnahmen nach § 31 WHG festlegen.

#### 4.4.3 Nachweise der Auswirkungen

Die hydrochemischen Auswirkungen der Einleitung von Sumpfungswasser auf das jeweilige Fließgewässer werden modellgestützt ermittelt. Zur Anwendung kommt ein **konzeptionelles Knotenpunktbilanzmodell** (Bild 28).

Für das **Sumpfungswasser** wird die Prognose zur Menge und zur Wasserbeschaffenheit aus dem Abschnitt 4.2.3 zugrunde gelegt. Die zeitliche Veränderlichkeit der Sumpfungswassermenge und -beschaffenheit über den geplanten Betriebszeitraum der KSL wird zu sechs Zeitschnitten mit fünf Jahren Abstand ausgewiesen (Bild 28 und Tabelle 44).



**Bild 28: Schema des konzeptionellen Knotenpunktbilanzmodells zum Nachweis der Auswirkungen der Sumpfungswassereinleitung auf das Fließgewässer unter Berücksichtigung eines Zwischenspeichers.**

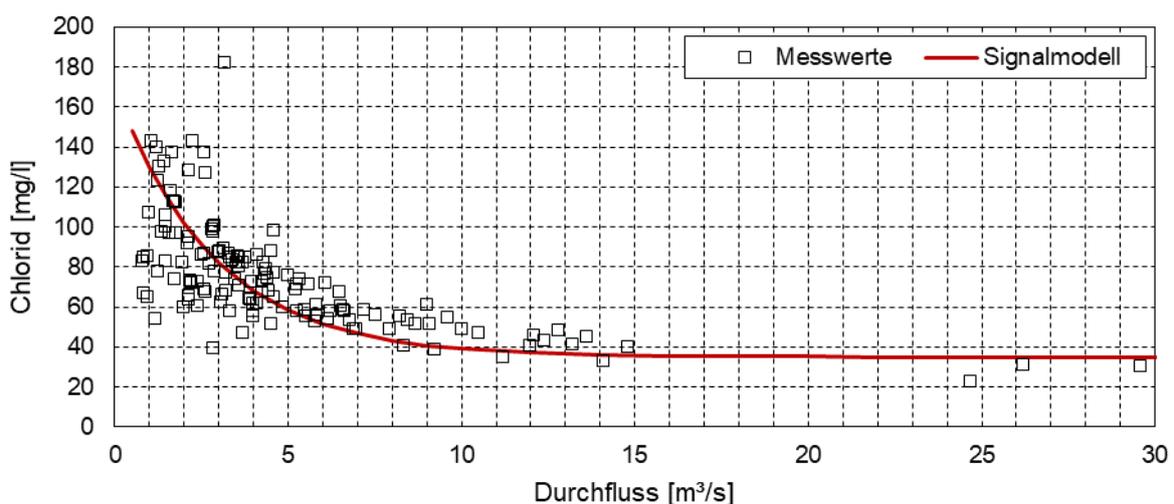
Die in die Vorflut einleitbare Sumpfungswassermenge ist von der **Vorbelastung des Fließgewässers** sowie von den stoffspezifischen Ziel- bzw. Grenzwerten abhängig. Eine Bilanzbetrachtung auf der Grundlage von Mittel- oder Grenzwerten der Wassermenge und der Wasserbeschaffenheit wird der Problematik nur unzureichend gerecht. Aussagen zur Häufigkeit von Zielwertüberschreitungen in den Fließgewässern können nur durch dynamische Betrachtungen gewonnen werden. Die Dynamik des Durchflusses in den Fließgewässern wird durch gemessene Durchflussganglinien auf der Basis von Tagesmittelwerten abgebildet (Bild 28). Als Datengrundlage werden Durchflussreihen amtlicher Pegel für den Zeitraum der zurückliegenden und mit Daten belegten elf hydrologischen Jahren von 2010 bis 2020 verwendet. Damit werden ausreichend dargebotsarme (2018 und 2019) und dargebotsreiche (2011, 2013 und 2017) Jahre erfasst.

Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer wird behördlicherseits monatlich erfasst. Die Dynamik der Wasserbeschaffenheit wird durch Signalmodelle  $C = f(Q)$  abgebildet, die die Abhängigkeit der Konzentration eines chemischen Kennwertes vom Durchfluss in der gleichen zeitlichen Auflösung wie der Durchfluss (als Tageswert) wiedergeben (Gleichung 1). Für die zu betrachtenden Fließgewässer wurde die Durchflussabhängigkeit der Kennwerte Sulfat und Chlorid untersucht und Signalmodelle abgeleitet. Die Parameter der Signalmodelle sind in Tabelle 48 aufgeführt. In Bild 29 ist exemplarisch das abgeleitete Signalmodell für den Kennwert Chlorid in der Schwarzen Elster im Vergleich mit den Messwerten dargestellt.

**Gleichung 1: Signalmodell für die Durchflussabhängigkeit von Stoffkonzentrationen in Fließgewässern.**

$$\bar{C}(Q(t)) = C_0 + (C_{\max} - C_0) \cdot e^{-\alpha \cdot Q(t)}$$

- $\bar{C}(Q(t))$  .....Rechnerischer Terminwert der durchflussabhängigen mittleren Stoffkonzentration .....  $\left[\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right]$
- $Q(t)$  .....Terminwert des Durchflusses .....  $\left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}}\right]$
- $C_{\max}$  .....Theoretischer Maximalwert der Stoffkonzentration .....  $\left[\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right]$
- $C_0$  .....Hintergrundwert der Stoffkonzentration .....  $\left[\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right]$
- $\alpha$  .....Koeffizient der Exponentialfunktion .....  $\left[\frac{\text{s}}{\text{m}^3}\right]$



**Bild 29:** Beispielhafte Darstellung eines Signalmodells für die Chloridkonzentration in Abhängigkeit vom Durchfluss der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer und der Gütemessstelle Lauchhammer. Daten: LfU Brandenburg.

**Tabelle 48: Parametersätze für die abgeleiteten Signalmodelle nach Gleichung 1 zur Kennzeichnung der Durchflussabhängigkeit der Kennwerte Chlorid und Sulfat in den betrachteten Fließgewässern.**

Fließgewässer	Chlorid			Sulfat		
	$C_0$	$C_{\max}$	$\alpha$	$C_0$	$C_{\max}$	$\alpha$
	mg/L	mg/L	s/m <sup>3</sup>	mg/L	mg/L	s/m <sup>3</sup>
Spree	30	30	0,0000	100	720	-0,0625
Schwarze Elster	35	170	-0,3500	110	650	-0,3150
Lausitzer Neiße	22	50	-0,0930	50	130	-0,0700
Oder	90	600	-0,0097	70	160	-0,0073

Die Einleitung des hochsalinaren Sumpfungswassers in die Fließgewässer wird durch stoffspezifische **Zielwerte** limitiert. Die Zielwerte definieren die maximal zulässige Stoffkonzentration im jeweiligen Fließgewässer (Bild 28). Aus der Differenz der Fracht der Vorbelastung und der zur Einhaltung des Zielwertes zulässigen Fracht wird die stoffspezifische Aufnahmekapazität des Fließgewässers für die Salzfracht und unter Berücksichtigung seiner Salzkonzentration die Menge des Sumpfungswassers berechnet, die zum konkreten Termin abgeschlagen werden kann. Für die Modellbetrachtungen werden zunächst die Orientierungswerte bzw. Umweltqualitätsnormen der [OGewV 2016/2020] als Zielwerte verwendet (Tabelle 47). Es handelt sich um die im Jahresdurchschnitt gültigen Orientierungswerte z. B. für Sulfat und Chlorid. Im Unterschied zum Orientierungswert wird der Zielwert für die Sumpfungswassereinleitung im Sinne eines Immissionswertes als maximal zulässige Konzentration interpretiert.

In Phasen mit hoher Vorbelastung der Fließgewässer kann ggf. nur ein Teil des Sumpfungswassers in die Vorflut eingeleitet werden, wohingegen in Phasen mit geringer Vorbelastung theoretisch deutlich höhere Sumpfungswassermengen in das Fließgewässer eingeleitet werden könnten. Die Einleitung ist jedoch durch die Kapazität der Pumpe und Rohrleitung limitiert, die das Sumpfungswasser zum Fließgewässer führt.

Durch einen **Zwischenspeicher** und die Möglichkeit einer zeitversetzten Abgabe kann die Aufnahmekapazität der Fließgewässer für das Sumpfungswasser besser ausgenutzt werden. Die Pumpleistung ist entsprechend höher zu bemessen. Zu diesem Zweck wurde im Modell ein Speicherelement ergänzt (Bild 28). Der in einem Zeitschritt nicht einleitbare Teil des Sumpfungswassers wird zwischengespeichert und in Phasen mit geringer Vorbelastung und entsprechend erhöhter Aufnahmekapazität des Fließgewässers in den Grenzen der installierten Pumpleistung abgeschlagen. Die möglichen hydrochemischen Wechselwirkungen des Zwischenspeichers mit dem Grundwasser werden in der Betrachtung nicht berücksichtigt.

Die Wirkung der Einleitung von Sumpfungswasser auf das Fließgewässer wird mit einem **konservativen Mischungsansatz** abgebildet. Vereinfachend wird davon ausgegangen, dass sich das Sumpfungswasser an der Einleitstelle vollständig in das Fließgewässer einmischt. Stoffumwandlungs- und Stoffabbauprozesse werden nicht berücksichtigt.

Der **Volumenstrom** im Fließgewässer nach Einleitung des Sumpfungswassers ergibt sich aus der Summe der beiden Teilströme (Gleichung 2).

**Gleichung 2: Zeitdiskrete Volumenstrombilanz am Bilanzknoten.**

$$Q_{FG}^1(t) = Q_{FG}^0(t) + Q_{SU}^{EL}(t)$$



$Q_{FG}^1$ .....	Volumenstrom des Fließgewässers nach Einleitung des Sumpfungswassers .....	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$
$Q_{FG}^0$ .....	Volumenstrom des Fließgewässers vor Einleitung des Sumpfungswassers .....	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$
$Q_{SÜ}^{EL}$ .....	Volumenstrom des einzuleitenden Sumpfungswassers .....	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$
t.....	Zeitschritt	

Die resultierende **Stoffkonzentration** im Fließgewässer nach Einleitung des Sumpfungswassers und vollständiger Vermischung mit dem Flusswasser ermittelt sich aus der konservativen Stoffbilanz nach Gleichung 3.

**Gleichung 3: Stoffkonzentration einer konservativen Komponente im Mischwasser am Bilanzknoten.**

$$C_{FG}^1(t) = \frac{Q_{FG}^0(t) \cdot C_{FG}^0(t) + Q_{SÜ}^{EL}(t) \cdot C_{SÜ}(t)}{Q_{FG}^1(t)}$$

$Q_{FG}^0$ .....	Volumenstrom des Fließgewässers vor Einleitung des Sumpfungswassers .....	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$
$C_{FG}^0$ .....	Stoffkonzentration im Fließgewässer vor Einleitung des Sumpfungswassers .....	$\left[\frac{mg}{L}\right]$
$Q_{SÜ}^{EL}$ .....	Volumenstrom des einleitbaren Sumpfungswassers nach Gleichung 4.....	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$
$C_{SÜ}$ .....	Stoffkonzentration im Sumpfungswasser .....	$\left[\frac{mg}{L}\right]$
$Q_{FG}^1$ .....	Volumenstrom des Fließgewässers nach Einleitung des Sumpfungswassers nach Gleichung 2 .....	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$
$C_{FG}^1$ .....	Stoffkonzentration im Fließgewässer nach Einleitung des Sumpfungswassers .....	$\left[\frac{mg}{L}\right]$
t.....	Zeitschritt	

Die **einleitbare Sumpfungswassermenge** bzw. die Aufnahmekapazität des Fließgewässers zum Bilanzierungszeitpunkt ergeben sich aus der Vorbelastung des Fließgewässers und der Stoffkonzentration des Sumpfungswassers im Vergleich zum kennwertspezifischen Zielwert nach der Gleichung 4.

**Gleichung 4: Ermittlung des zulässigen Volumenstroms für die Einleitung von Sumpfungswasser zur Einhaltung einer vorgegebenen Stoffkonzentration (Grenz- bzw. Zielwert) im Fließgewässer.**

$$Q_{SÜ}^{EL}(t) = Q_{FG}^0(t) \cdot \frac{C_{max} - C_{FG}^0(t)}{C_{SÜ}(t) - C_{max}}$$

$Q_{SÜ}^{EL}$ .....	Volumenstrom des einleitbaren Sumpfungswasser.....	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$
$Q_{FG}^0$ .....	Volumenstrom des Fließgewässers vor Einleitung des Sumpfungswassers .....	$\left[\frac{m^3}{s}\right]$
$C_{FG}^0$ .....	Stoffkonzentration im Fließgewässer vor Einleitung des Sumpfungswassers .....	$\left[\frac{mg}{L}\right]$
$C_{SÜ}$ .....	Stoffkonzentration im Sumpfungswasser .....	$\left[\frac{mg}{L}\right]$
$C_{max}$ .....	Zulässige Stoffkonzentration im Fließgewässer .....	$\left[\frac{mg}{L}\right]$
t.....	Zeitschritt	

Ist die einleitbare Sumpfungswassermenge niedriger als das zeitgleiche Aufkommen des Sumpfungswassers, kann nur ein Teil des Sumpfungswassers eingeleitet werden, da sonst der angesetzte Zielwert überschritten wird. Der nicht einleitbare Anteil des Sumpfungswassers kann in einem fiktiven **Speicherraum** zwischengespeichert und zeitversetzt in das Fließgewässer abgegeben werden (Bild 28). Der Volumenstrom für den Rückhalt im bzw. für die Abgabe aus dem Speicherraum berechnet sich nach der Gleichung 5. Der Inhalt des Speicherraumes berechnet sich nach der Gleichung 6, wobei der Speicherinhalt des Speicherraumes limitiert werden kann.



**Gleichung 5: Ermittlung des Volumenstroms für den Rückhalt in bzw. die Abgabe aus einem Zwischenspeicher.**

$$Q_{SP}(t) = Q_{SÜ}(t) - Q_{SÜ}^{EL}(t), \text{ wobei gilt:}$$

$$Q_{SP}(t) > 0 \rightarrow \text{Rückhalt im Speicherraum}$$

$$Q_{SP}(t) < 0 \rightarrow \text{Abgabe aus dem Speicherraum}$$

$Q_{SP}$  .....Volumenstrom des im Speicherraum zurückzuhaltenden bzw. aus dem Speicherraum abzugebenden Sumpfungswassers.....  $\left[\frac{m^3}{s}\right]$   
 $Q_{SÜ}$  .....Volumenstrom des Sumpfungswasseraufkommens im Zeitschnitt  $\Delta t$ .....  $\left[\frac{m^3}{s}\right]$   
 $Q_{SÜ}^{EL}$  .....Volumenstrom des einleitbaren Sumpfungswasser nach der .....  $\left[\frac{m^3}{s}\right]$   
 $t$ .....Zeitschritt

**Gleichung 6: Ermittlung des Zwischenspeicherinhalts.**

$$V_{SP}(t) = V_{SP}(t-1) + Q_{SP}(t) \cdot \Delta t, \text{ unter Beachtung der Speicherkapazität}$$

$$0 \leq V_{SP}(t) \leq V_{max}$$

$V_{SP}(t)$  .....Inhalt des Speicherraums im Zeitschritt  $t$ .....  $[m^3]$   
 $Q_{SP}(t)$  .....Volumenstrom des im Speicherraum zurückgehaltenen bzw. aus dem Speicherraum abgegebenen Sumpfungswassers.....  $\left[\frac{m^3}{s}\right]$   
 $V_{max}$  .....maximaler Speicherinhalt.....  $[m^3]$   
 $\Delta t$  .....Zeitschrittweite .....  $[s]$   
 $t$ .....Zeitschritt

Die maßgeblichen Laststoffe des Sumpfungswassers des Kupferbergbaus der KSL sind Chlorid und Sulfat (Abschnitt 4.2.3). Die relevante Limitation für die Einleitung des Sumpfungswasser stellt im vorliegenden Fall vor allem Chlorid dar, vgl. Tabelle 44. Weiterhin kann durch die Sumpfungswassereinleitungen des Braunkohlenbergbaus verursachten hohen Vorbelastung der Fließgewässer auch Sulfat für die Ableitung des Sumpfungswasser des Kupferbergbaus der KSL limitierend sein. Die **modellgestützten Betrachtungen** zur Sumpfungswassereinleitung erfolgen daher für die beiden Leitkennwerte Chlorid und Sulfat.

Im Rahmen der nachfolgenden Untersuchungen sind folgende **Fragen** zu beantworten:

1. Welche Wirkung hat eine restriktionsfreie Einleitung des hochsalinaren Sumpfungswassers auf die Stoffbelastung des Fließgewässers?
2. Wieviel Sumpfungswasser kann unter Berücksichtigung der Limitation der gesetzlichen Immissionswerte in die Fließgewässer abgeschlagen werden?
3. Im Falle einer Limitierung der Einleitung: Welche Verbesserung kann für die Sumpfungswassereinleitung durch eine Modifikation des Zielwertes (Immissionswertes) im Fließgewässer erzielt werden?
4. Im Falle einer Limitierung der Einleitung: Welche Verbesserung kann für die Sumpfungswassereinleitung durch die Einbeziehung eines Zwischenspeichers erzielt werden?
5. Durch welche Kombination der Antworten auf die dritte und vierte Frage kann ggf. eine restriktionsfreie Einleitung des Sumpfungswassers gewährleistet werden?

Die betrachteten **Modellvarianten** (Tabelle 49) unterscheiden sich hinsichtlich der Immissionswerte für Chlorid und Sulfat (Symbol G, Angabe in mg/L) und der Größe des nutzbaren Zwischenspeichers (Symbol S, Angabe in Mio. m<sup>3</sup>).

Mit der **Modellvariante G200/S0** (Tabelle 49) wird geprüft, wieviel Sumpfungswasser unter Berücksichtigung der festgelegten Immissionswerte in das Fließgewässer eingeleitet werden kann und welche Konzentration sich nach der Einleitung des Sumpfungswassers im Fließgewässer einstellt (Frage 2).



In den **Modellvarianten G300/S0, G400/S0 und G500/S0** wurden die Immissionswerte für Chlorid und Sulfat auf 300, 400 bzw. 500 mg/L angehoben (Tabelle 49). Mit den Modellvarianten soll geprüft werden, ob das Sumpfungswasseraufkommen bei einem angehobenem Immissionswert ggf. vollständig in die Fließgewässer eingeleitet werden kann (Frage 3).

Mit den Modellvarianten **G200/S1, G200/S2 und G200/S5** wird geprüft, welche Auswirkungen der Betrieb eines flussnahen Zwischenspeichers auf die Sumpfungswassereinleitung und auf die Stoffkonzentration im Fließgewässer hat (Frage 4). Die Modellvarianten unterscheiden sich hinsichtlich der Größe des Zwischenspeichers (Tabelle 49). Die Größe des Zwischenspeichers wurde aus dem prognostizierten Aufkommen an Sumpfungswasser abgeleitet. Der mit 5 Mio. m<sup>3</sup> größte Zwischenspeicher (Modellvariante G200/S5) entspricht etwa dem Jahresvolumen des maximalen Sumpfungswasseraufkommens von 0,15 m<sup>3</sup>/s zum Ende der Bergbautätigkeit (siehe Tabelle 44).

**Tabelle 49: Annahmen für die Modellvarianten zur Sumpfungswassereinleitung in die Fließgewässer.**

Variante	Volumen des Zwischenspeichers	Immissionswert für Chlorid	Immissionswert für Sulfat
	Mio. m <sup>3</sup>	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	200	200
G300/S0	0,0	300	300
G400/S0	0,0	400	400
G500/S0	0,0	500	500
G200/S1	1,0	200	200
G200/S2	2,0	200	200
G200/S5	5,0	200	200

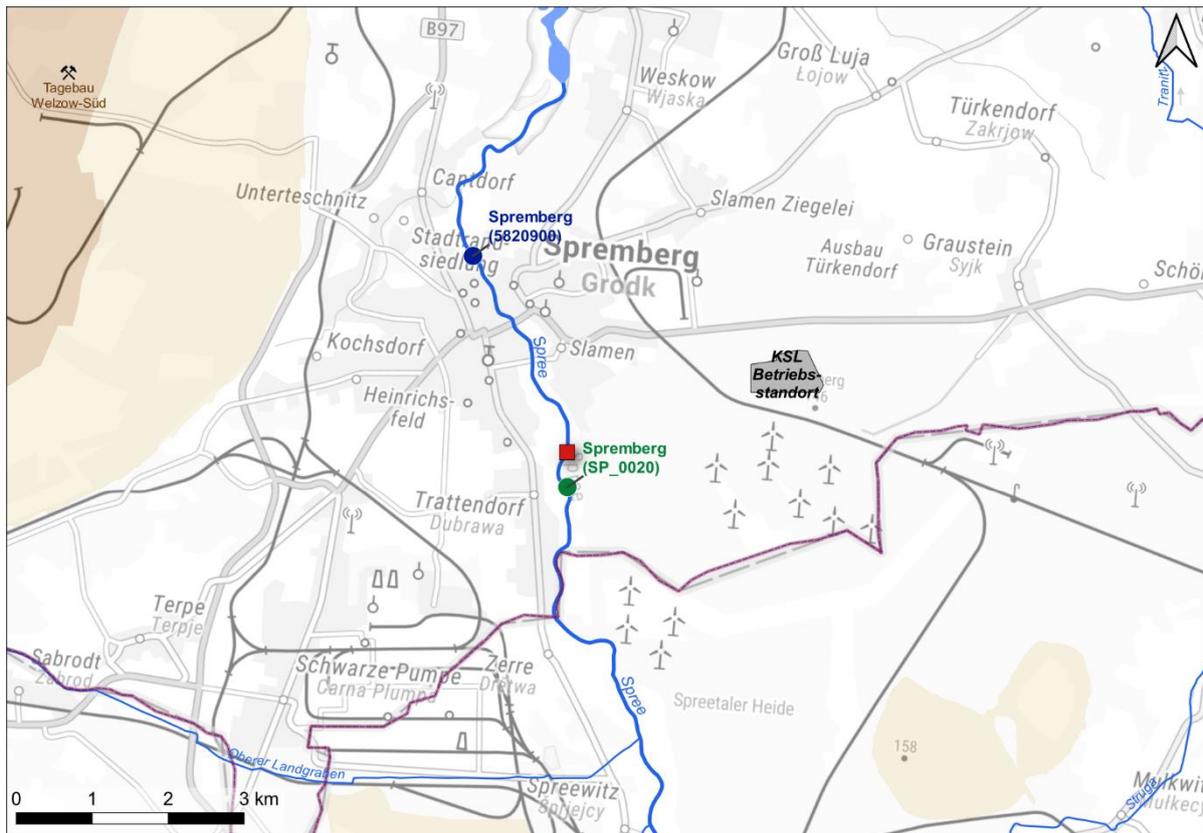
#### 4.4.4 Spree

##### 4.4.4.1 Übersicht

Die Spree verläuft ca. 3 km westlich vom zukünftigen Betriebsstandort der KSL nach Norden und mündet nach Passage der Stadt Spremberg in die Talsperre Spremberg (Bild 30). Die Spree führt am Pegel Spremberg das Wasserdargebot aus einem rund 2.090 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet und das Sumpfungswasser des Braunkohlenbergbaus der LEAG aus den Tagebauen Reichwalde, Nochten und Welzow-Süd ab. Die Wasserführung der Spree ist weiterhin von der Bewirtschaftung der Talsperren (Bautzen, Quitzdorf) und Speicher (Lohsa I, Bärwalde, Dreiweibern/Lohsa II/Burghammer) geprägt. Die Einleitungen des Braunkohlenbergbaus der LEAG und des Sanierungsbergbaus der LMBV prägen die Wasserbeschaffenheit der Spree maßgeblich.

Für die Einleitung des Sumpfungswassers aus dem geplanten Kupferbergwerk Spremberg bietet sich die Spree in Trattendorf südlich von Spremberg an (Bild 30). Die Spree ist vom Grubengebäude mit einer Rohrleitung ohne Querung relevanter Infrastruktur oder Siedlungsflächen erreichbar. Sollte eine Behandlung des Sumpfungswassers erforderlich sein, wären eine Überleitung zum Industriestandort Schwarze Pumpe und dort der Bau einer autarken Wasserbehandlungsanlage (WBA) notwendig (Abschnitt 4.5.4).

Zur Charakterisierung der Durchflussverhältnisse und der Wasserbeschaffenheit der Spree im Bereich der vorgeschlagenen Einleitstelle werden die Daten der nächstgelegenen Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen des LfU Brandenburg genutzt (Bild 30 und Tabelle 50).



**Gewässernetz**

- Fließgewässer
- Standgewässer

**Topographie**

- Grenze Sachsen/Brandenburg

**Braunkohlenbergbau**

- Kippenflächen Sanierungsbergbau
- Kippenflächen Gewinnungsbergbau

**Bergbau Kupferschiefer**

- Einleitstelle Sumpfungswasser

**Messstellen**

- Durchfluss
- Wasserbeschaffenheit

Topographische Hintergrundkarte:  
 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2022),  
 Datenquellen: [https://sg.geodatenzentrum.de/web\\_public/Datenquellen\\_TopPlus\\_Open\\_01.02.2022.pdf](https://sg.geodatenzentrum.de/web_public/Datenquellen_TopPlus_Open_01.02.2022.pdf)

**Bild 30:** Lageplan mit der vorgeschlagenen Einleitstelle des Sumpfungswassers der KSL in die Spree und mit den relevanten Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen.

**Tabelle 50:** Messstellen zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit an der vorgeschlagenen Einleitstelle der KSL in die Spree.

Kennwert	Messstelle	Bezeichnung der Messstelle	Betreiber	Daten	Von	Bis
Durchfluss	5820900	Spremberg	LfU Brandenburg	Tagesmittelwert	01.11.2009	31.10.2020
Wasserbeschaffenheit	SP_0020	Spremberg	LfU Brandenburg	Terminwerte	01.11.2009	31.10.2020

**4.4.4.2 Wasserdargebot**

Die Durchflussverhältnisse im Bereich der Einleitstelle werden anhand der Daten des Pegels Spremberg charakterisiert (Bild 30 und Tabelle 50). Dazu wurde die elfjährige Durchflussreihe von 2010 bis 2020 auf der Grundlage von Tagesmittelwerten verwendet. In den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020 wurden am Pegel Spremberg Durchflüsse zwischen 5,5 m<sup>3</sup>/s im Minimum und 139 m<sup>3</sup>/s im Maximum erfasst. Der mittlere Durchfluss lag bei 14,2 m<sup>3</sup>/s (Bild 31 und Tabelle 51). Im Betrachtungszeitraum wurden sowohl Hochwasserereignisse als auch längere Niedrigwasserperioden erfasst (Bild 31). Die summarischen Sumpfungswasser-

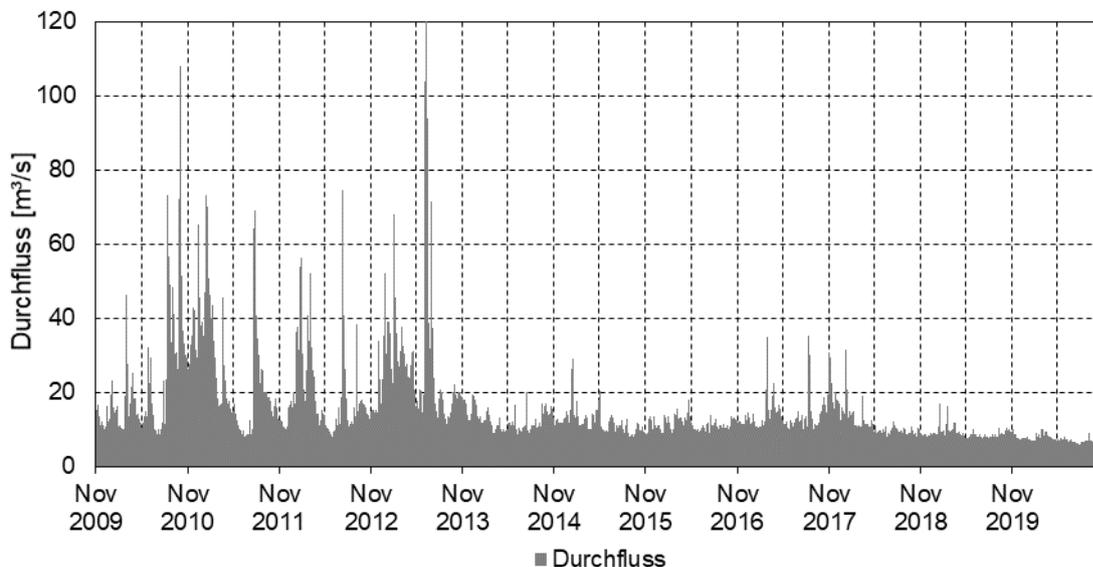
einleitungen aus den Tagebauen Reichwalde, Nochten und Welzow-Süd lagen im Mittel der hydrologischen Jahre 2010 bis 2020 bei rund 4,8 m<sup>3</sup>/s und betrug damit 34 % des Mittelwasser- und 45 % des mittleren Niedrigwasserdurchflusses der Spree (vgl. Tabelle 51 und Bild 31).

Der geplante Braunkohleausstieg wird zu einer drastischen Verringerung des Durchflusses der Spree führen, da die Sumpfungswassereinleitungen aus den Tagebauen Reichwalde, Nochten und Welzow-Süd künftig entfallen. Darüber hinaus wird in den folgenden Jahren über mehrere Jahrzehnte zusätzlich ein Flutungswasserbedarf für die neu entstehenden Restseen in den o. g. Tagebauen entstehen, der das Wasserdargebot der Spree zusätzlich beansprucht (vgl. Tabelle 51).

**Tabelle 51: Hydrologische Kenngrößen des Durchflusses der Spree am Pegel Spremberg für relevante Zeithorizonte. Daten: LfU Brandenburg.**

Zeitraum	Anzahl der Messwerte	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ
		m <sup>3</sup> /s				
IST-Zustand: hydrologische Jahre 2010 – 2020	4.018	5,5	10,5	14,2	23,2	139,0
Nach dem Kohleausstieg (ohne Flutung)	---	---	5,7*	9,4 *)	---	---
Nach dem Kohleausstieg (mit Flutung)	---	---	---	7,9 *)	---	---

\*) Schätzung



**Bild 31: Ganglinie des Durchflusses der Spree am Pegel Spremberg in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.**

#### 4.4.4.3 Wasserbeschaffenheit

Die Wasserbeschaffenheit der Spree im Bereich der Einleitstelle wird anhand der Daten der Gütemessstelle Spremberg charakterisiert (Bild 30 und Tabelle 50). Daten zur Wasserbeschaffenheit liegen durch die Ländermonitorings als monatliche Terminwerte vor. Die Wasserbeschaffenheit der Spree ist derzeit durch die Wirkungen des Braunkohlenbergbaus stark geprägt:

- die Sumpfungswassereinleitungen des Braunkohlenbergbaus der LE-B (GWBA Kringelsdorf, GWBA Tzschelln, GWBA Schwarze Pumpe),

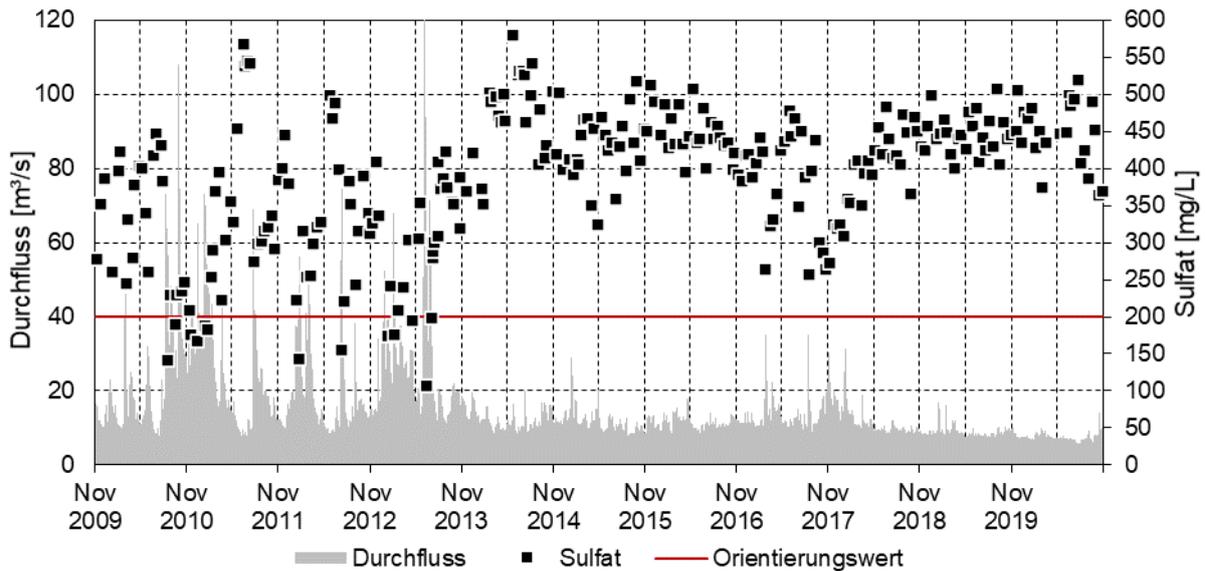
- die Ausleitungen aus den Speichern des Sanierungsbergbaus der LMBV (Bärwalde, Speichersystem Lohsa II) sowie
- die diffusen Stoffeinträge aus dem Grundwasser im Bereich des Sanierungsbergbaus der LMBV.

Die Sumpfungswassereinleitungen des Braunkohlenbergbaus und die Ausleitungen aus den Speichern des Sanierungsbergbaus äußern sich vor allem in hohen Sulfatkonzentrationen (Tabelle 52 und Bild 32). Die mittlere Sulfatkonzentration der Spree liegt mit 390 mg/L deutlich über dem Orientierungswert der OGewV von 200 mg/L (Tabelle 47). Die erhöhte Eisenkonzentration der Spree ist auf den diffusen Zutritt bergbaulich beeinflussten Grundwassers zurückzuführen (Tabelle 52). Die Chloridkonzentration der Spree liegt im Mittel bei 30 mg/L und damit deutlich unter dem Orientierungswert der OGewV von 200 mg/L (Tabelle 52 und Bild 33). Der Braunkohlenbergbau hat praktisch keinen Einfluss auf die Chloridkonzentration der Spree.

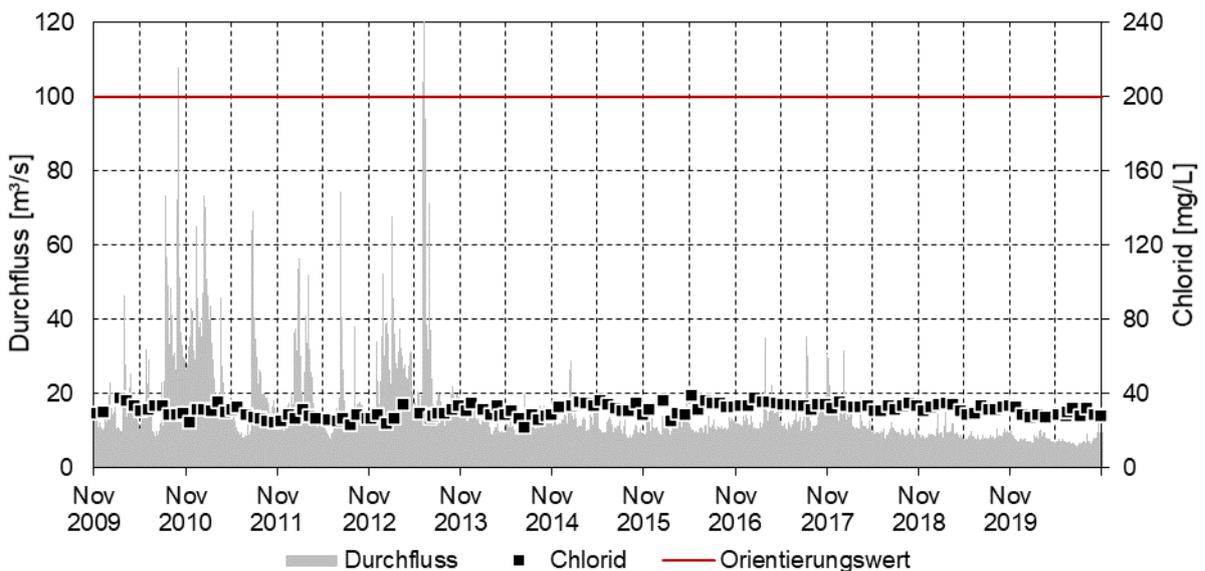
Die derzeit erhöhte Sulfatbelastung der Spree wird mit dem Kohleausstieg deutlich zurückgehen, da die Sumpfungswassereinleitungen aus den Tagebauen Reichwalde, Nochten und Welzow-Süd entfallen. Die Sulfateinträge aus den Speichern des Sanierungsbergbaus entwickeln sich durch eine intensive Wasserbewirtschaftung rückläufig. Die LMBV plant, den diffusen Eiseneintrag aus dem Grundwasser durch geeignete Abwehrmaßnahmen in den nächsten Jahren zu mindern. Die Chloridkonzentration der Spree bleibt vom Kohleausstieg unberührt.

**Tabelle 52: Wasserbeschaffenheit der Spree an der Gütemessstelle Spremberg (SP\_0020) in den hydrologischen Jahre 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. (Die relevanten Kennwerte Sulfat und Chlorid sind hervorgehoben).**

Kennwert	Maßeinheit	Anzahl	10. Perz.	Median	Mittelwert	90. Perz.
Sauerstoffkonzentration	mg/L	275	8,7	10,1	10,1	11,9
Sauerstoffsättigung	%	275	92	95	95	98
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	276	723	978	936	1.100
pH-Wert	---	276	6,6	7,0	7,0	7,2
Säurekapazität K <sub>s4,3</sub>	mmol/L	141	1,2	1,4	1,4	1,6
Natrium	mg/L	11	21,4	22,2	23,2	26,4
Kalium	mg/L	11	6,4	6,8	7,0	7,7
Calcium	mg/L	11	136	155	156	171
Magnesium	mg/L	11	27,1	29,7	30,3	33,8
Chlorid	mg/L	141	27	31	31	35
Sulfat	mg/L	278	255	410	391	491
Ammonium-Stickstoff	mg/L	141	0,2	0,3	0,3	0,5
Eisen	mg/L	276	3,0	5,6	5,6	7,5
Mangan	mg/L	141	0,4	0,5	0,5	0,6
Arsen	µg/L	0	---	---	---	---
Cadmium	µg/L	128	0,01	0,03	0,03	0,04
Kupfer	µg/L	141	0,5	0,9	1,1	2,0
Nickel	µg/L	128	8,8	11,0	11,3	14,0
Blei	µg/L	128	0,1	0,2	0,3	0,7
Quecksilber	µg/L	127	0,005	0,005	0,006	0,005
Zink	µg/L	141	10,0	13,0	13,6	18,0



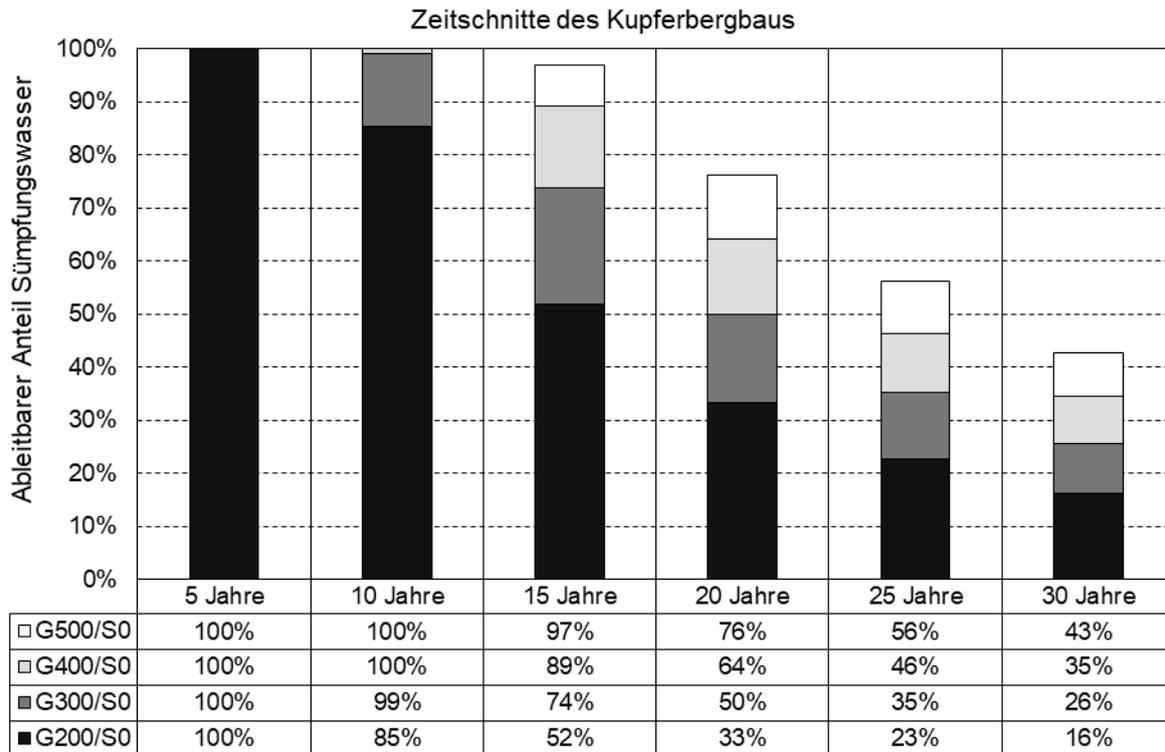
**Bild 32:** Ganglinie des Durchflusses der Spree am Pegel Spremberg als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Sulfatkonzentration an der Gütemessstelle Spremberg in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.



**Bild 33:** Ganglinie des Durchflusses der Spree am Pegel Spremberg als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Chloridkonzentration an der Gütemessstelle Spremberg in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.

#### 4.4.4.4 Auswirkungen

Die Auswirkungen einer Einleitung des Sumpfungswassers der KSL auf die Spree werden anhand des Leitkennwertes Chlorid an der elfjährigen Datenreihe des Durchflusses sowie der Mengen- und Salzprognose des Sumpfungswassers aus den Abschnitten 4.2.1 bzw. 4.2.2 geprüft. Aufgrund der geringen Chloridvorbelastung der Spree kann das Sumpfungswasser der KSL im 5. Jahr unter Beachtung eines Immissionswertes von 200 mg/L Chlorid (Modellvariante G200/S0) vollständig in die Spree eingeleitet werden (Bild 34). Die mittlere Chloridkonzentration der Spree erhöht sich dadurch von 30 auf 90 mg/L (Tabelle 53). Etwa ab dem 10. Jahr kann das Sumpfungswasser unter Beachtung der Zielvorgabe von 200 mg/L Chlorid nicht mehr vollständig in die Spree eingeleitet werden (Bild 34 und Tabelle 53).



**Bild 34:** Ableitbarer Anteil des Sumpfungswassers in die Spree bei Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0), 300 mg/L (Modellvariante G300/S0), 400 mg/L (Modellvariante G400/S0) und 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) in den Zeitschnitten des Kupferbergbaus.

Durch die Nutzung eines **Zwischenspeichers** kann die variable, durchflussabhängige Aufnahmekapazität der Spree besser ausgenutzt und die mittlere Chloridkonzentration der Spree nach Einleitung verringert werden (Tabelle 53). Mit einem Zwischenspeicher von 1 Mio. m<sup>3</sup> ist auch im 10. Jahr eine vollständige Einleitung des Sumpfungswassers unter Beachtung des Orientierungswertes der OGewV noch möglich (Modellvariante G200/S1). Spätestens im 15. Jahr kann der Orientierungswert auch mit einem Zwischenspeicher von 5 Mio. m<sup>3</sup> Volumeninhalt (Modellvariante G200/S5) nicht mehr eingehalten werden (Tabelle 53).

Die Berechnungen zeigen, dass die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL über den gesamten geplanten Betriebszeitraum nur mit einer **Anhebung des Immissionswertes** für Chlorid möglich ist. Für eine vollständige Ableitung müsste der Immissionswert für Chlorid spätestens nach etwa 15 Jahren auf 400 mg/L angehoben werden. Ab dem 20. Jahr genügt auch ein Immissionswert von 500 mg/L Chlorid nicht mehr, das Sumpfungswasser vollständig in die Spree einzuleiten (Tabelle 53).

Die aktuelle Vorbelastung der Spree mit **Sulfat** liegt mit 390 mg/L bereits deutlich über dem Orientierungswert der OGewV von 200 mg/L. Wird der Orientierungswert für Sulfat im Sinne eines Immissionswertes interpretiert, ist die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL in die Spree formal nicht möglich (Tabelle 54). Durch die Sumpfungswassereinleitung erhöht sich die Sulfatkonzentration in der Spree auf 400 mg/L im 10. Jahr und 410 mg/L im 20. Jahr. Für eine Einleitung müsste der Immissionswert bereits vor Beginn der Einleitung auf 400 mg/L und ab dem 20. Jahr auf 450 mg/L angehoben werden. Die Nutzung eines Zwischenspeichers hat unabhängig von dessen Volumen nur marginale Auswirkungen auf die Sulfatkonzentration in der Spree (Tabelle 54).

Die dargestellten Ergebnisse zeigen die Auswirkungen der Sumpfungswassereinleitung für die derzeitigen Durchfluss- und Beschaffenheitsverhältnisse der Spree. In Folge des **Braunkohleausstiegs** werden sich die Bedingungen für die Sumpfungswassereinleitung in die Spree weiter verschlechtern. Durch den Wegfall der Sumpfungswassereinleitungen des Braunkohlenbergbaus wird sich zwar die Sulfatbelastung der Spree deutlich verringern, jedoch verringern sich auch der Durchfluss der Spree und damit die Aufnahmekapazität für Chlorid. Unter diesen Bedingungen wird die Sumpfungswassereinleitung der KSL zu höheren Chloridkonzentrationen als im betrachteten Ist-Zustand führen.

**Tabelle 53: Mittlere Chloridkonzentration in der Spree nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.**

Modell-variante	Zwischen-speicher	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren						
		Ist	5.	10.	15.	20.	25.	30.
		Mio. m <sup>3</sup>	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	30	90	220	400	650	950	1.320
G200/S1	1,0	30	90	200	370	630	930	1.300
G200/S2	2,0	30	90	180	360	610	920	1.280
G200/S5	5,0	30	90	180	310	560	870	1.230

Rot: Überschreitung des Orientierungswertes der [OGewV 2016/2020] für den Fließgewässertyp 15g.

**Tabelle 54: Mittlere Sulfatkonzentration in der Spree nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.**

Modell-variante	Zwischen-speicher	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren						
		Ist	5.	10.	15.	20.	25.	30.
		Mio. m <sup>3</sup>	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	390	390	400	410	410	420	430
G200/S1	1,0	390	390	400	400	410	420	420
G200/S2	2,0	390	390	400	400	410	420	420
G200/S5	5,0	390	390	390	400	410	410	420

Rot: Überschreitung des Orientierungswertes der [OGewV 2016/2020] für den Fließgewässertyp 15g.

#### 4.4.5 Lausitzer Neiße

##### 4.4.5.1 Übersicht

Die Lausitzer Neiße verläuft ca. 22 km östlich des geplanten Betriebsstandortes der KSL nach Norden. Die Lausitzer Neiße führt am Pegel Klein-Bademeusel das Wasserdargebot aus einem rund 2.730 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet ab, das überwiegend auf polnischem Territorium liegt und am Nordhang des Isergebirges gespeist wird. Die Wasserführung der Lausitzer Neiße ist weitgehend natürlich.

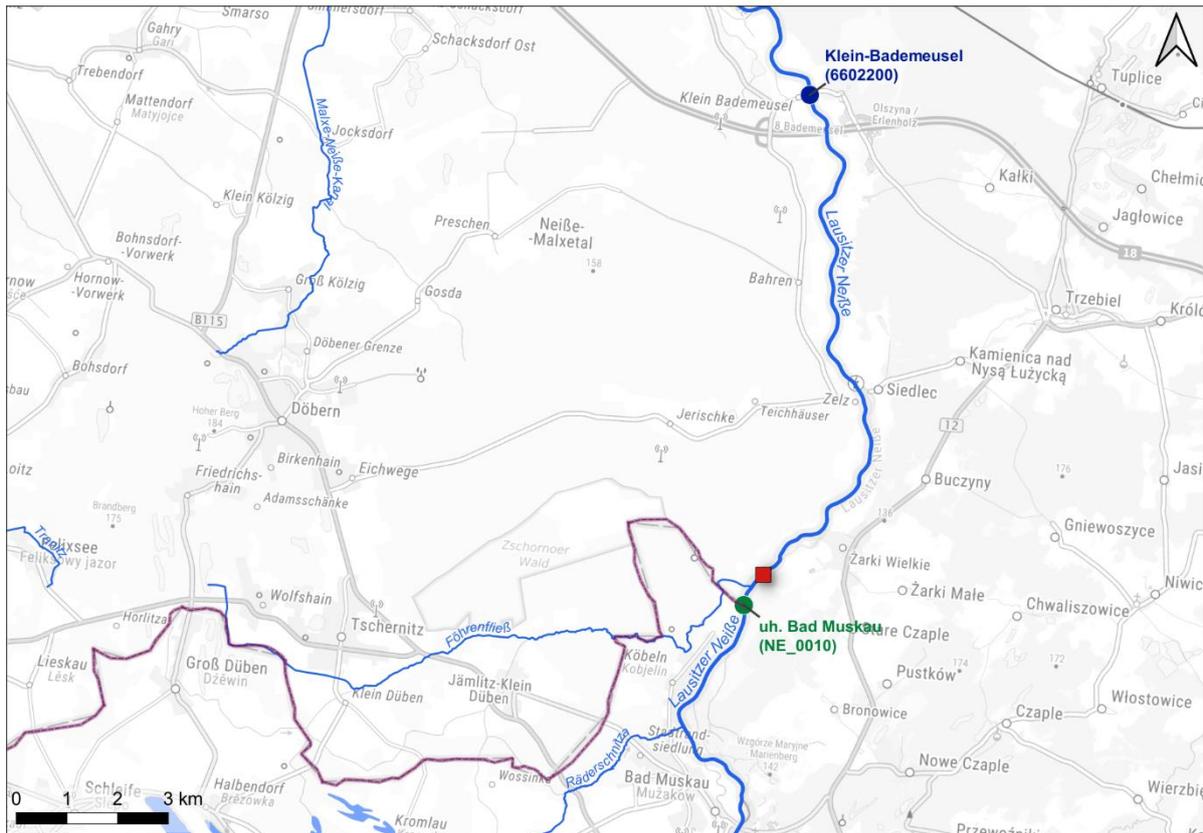
Bei einem ausreichenden Wasserdargebot können über die Neißewasserüberleitung der LMBV maximal 2 m<sup>3</sup>/s Wasser in das Einzugsgebiet der Spree übergeleitet werden. Die Einleitungen in die Neiße durch den Sanierungsbergbau der LMBV (Ausleitung aus dem Berzdorfer See) und durch den Gewinnungsbergbau der LEAG (Stützungswasser aus dem Tagebau Nochten über die Legnitzka) haben nur geringen Einfluss auf die Wasserführung und auf die Wasserbeschaffenheit der Lausitzer Neiße.

Aus der Sicht des Wasserdargebots und der Wasserbeschaffenheit ist der Neißeabschnitt zwischen der Landesgrenze Sachsen/Brandenburg und der Stadt Forst für die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL geeignet (Bild 35). Die vorgeschlagene Einleitstelle ist die kürzeste Entfernung vom Betriebsstandort der KSL. Zur Ableitung des Sumpfungswassers



muss eine Rohrleitung vom Betriebsstandort zur Einleitstelle verlegt werden. Eine Ableitung des hochsalinaren Sumpfungswassers über den Hermannsdorfer See, den Rothwassergraben, den Braunsteichgraben, den Floßgraben und die Legnitzka ist aus der Sicht der Wassergüte und der berührten wasserabhängigen Schutzgebiete nicht darstellbar.

Zur Charakterisierung der Durchflussverhältnisse und der Wasserbeschaffenheit der Lausitzer Neiße an der vorgeschlagenen Einleitstelle werden die Daten der nächstgelegenen Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen des LfU Brandenburg genutzt (Bild 35 und Tabelle 55).



**Gewässernetz**

- Fließgewässer
- Standgewässer

**Topographie**

- Grenze Sachsen/Brandenburg

**Braunkohlenbergbau**

- Kippenflächen Sanierungsbergbau
- Kippenflächen Gewinnungsbergbau

**Bergbau Kupferschiefer**

- Einleitstelle Sumpfungswasser

**Messstellen**

- Durchfluss
- Wasserbeschaffenheit

Topographische Hintergrundkarte:  
 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2022),  
 Datenquellen: [https://sg.geodatenzentrum.de/web\\_public/Datenquellen\\_TopPlus\\_Open\\_01.02.2022.pdf](https://sg.geodatenzentrum.de/web_public/Datenquellen_TopPlus_Open_01.02.2022.pdf)

**Bild 35:** Lageplan mit der vorgeschlagenen Einleitstelle für das Sumpfungswasser der KSL in die Lausitzer Neiße und mit den relevanten Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen in der Lausitzer Neiße.

**Tabelle 55:** Messstellen zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit an der Einleitstelle in die Lausitzer Neiße.

Kennwert	Messstelle	Bezeichnung	Betreiber	Daten	Von	Bis
Durchfluss	6602200	Klein-Bademeusel	LfU Brandenburg	Tagesmittelwert	01.11.2009	31.10.2020
Wasserbeschaffenheit	NE_0010	uh. Bad Muskau	LfU Brandenburg	Terminwerte	01.11.2009	31.10.2020

#### 4.4.5.2 Wasserdargebot

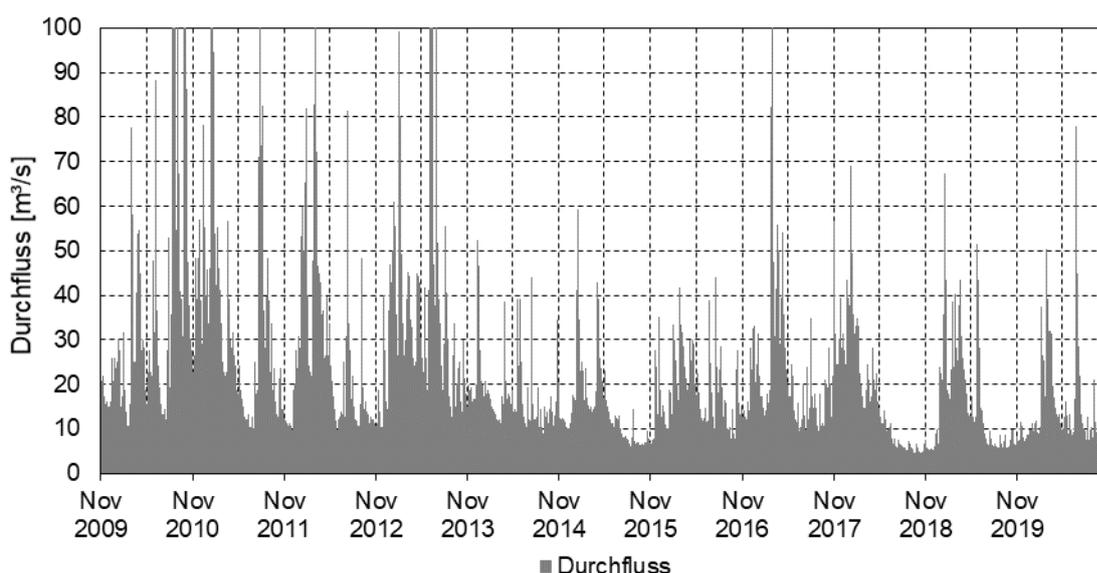
Die Durchflussverhältnisse an der Einleitstelle werden anhand der Daten des Pegels Klein-Bademeusel charakterisiert (Bild 35 und Tabelle 55). In den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020 wurden Durchflüsse zwischen 3,1 m<sup>3</sup>/s im Minimum und 358 m<sup>3</sup>/s im Maximum erfasst. Der mittlere Durchfluss lag bei 20,3 m<sup>3</sup>/s (Bild 36 und Tabelle 56). Im elfjährigen Betrachtungszeitraum wurden sowohl Hochwasserereignisse als auch längere Niedrigwasserperioden erfasst (Bild 36). Die Wasserführung der Lausitzer Neiße zeigt eine weitgehend natürliche innerjährlich Dynamik mit hohen Durchflüssen im Winter- und niedrigen Durchflüssen im Sommerhalbjahr. Der Braunkohlenbergbau der LEAG und der Sanierungsbergbau der LMBV haben keinen bzw. nur geringen Einfluss auf die Wasserführung der Lausitzer Neiße.

Die Wasserführung der Lausitzer Neiße wird zukünftig vom Braunkohleausstieg in Deutschland und Polen beeinflusst. Die LEAG plant, die in den Tagebauen Nochten und Reichwalde entstehenden Bergbaufolgeseen anteilig aus der Lausitzer Neiße zu fluten. Weiterhin wird geprüft, ob das nachbergbauliche Wasserdargebot der Spree dauerhaft durch eine Wasserüberleitung aus der Lausitzer Neiße gestützt werden kann. Die Nutzung der Neißewasserüberleitung ist per Staatsvertrag zwischen Polen und Deutschland auf die Flutung der Bergbaufolgeseen der LMBV beschränkt. Zu einem noch nicht näher bestimmten Zeitpunkt wird auch der polnische Tagebau Turow im Oberstrom der Neiße außer Betrieb gehen. Der Tagebau Turow soll ebenfalls aus der Lausitzer Neiße geflutet werden. Zur Flutung des Tagebaus Turow werden im Mittel etwa 2,0 m<sup>3</sup>/s über etwa 30 bis 40 Jahre veranschlagt.

**Tabelle 56: Hydrologische Kenngrößen des Durchflusses der Lausitzer Neiße am Pegel Klein-Bademeusel für relevante Zeithorizonte. Daten: LfU Brandenburg.**

Zeitraum	Anzahl der Messwerte	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ
		m <sup>3</sup> /s				
IST-Zustand: hydrologische Jahre 2010 – 2020	4.018	3,1	12,1	20,3	45,5	358,0
Nachbergbaulich: Flutung des Tagebaus Turow (Polen)	---	---	10,1*	18,3*	---	---

\*) Schätzung



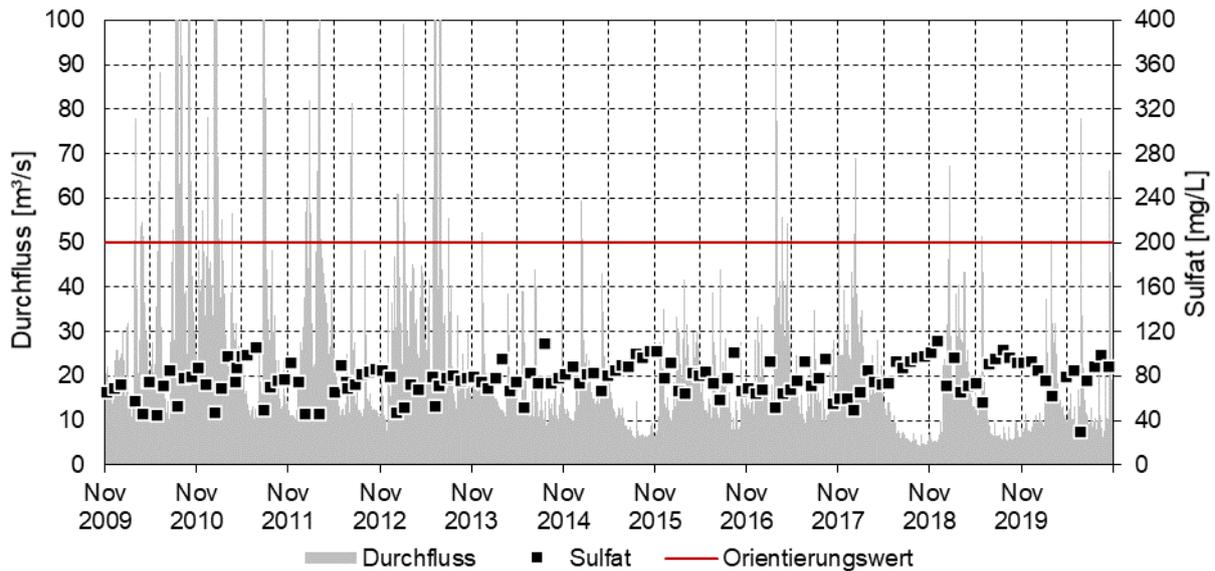
**Bild 36: Ganglinie des Durchflusses der Lausitzer Neiße am Pegel Klein-Bademeusel in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte über 100 m<sup>3</sup>/s sind abgeschnitten).**

#### 4.4.5.3 Wasserbeschaffenheit

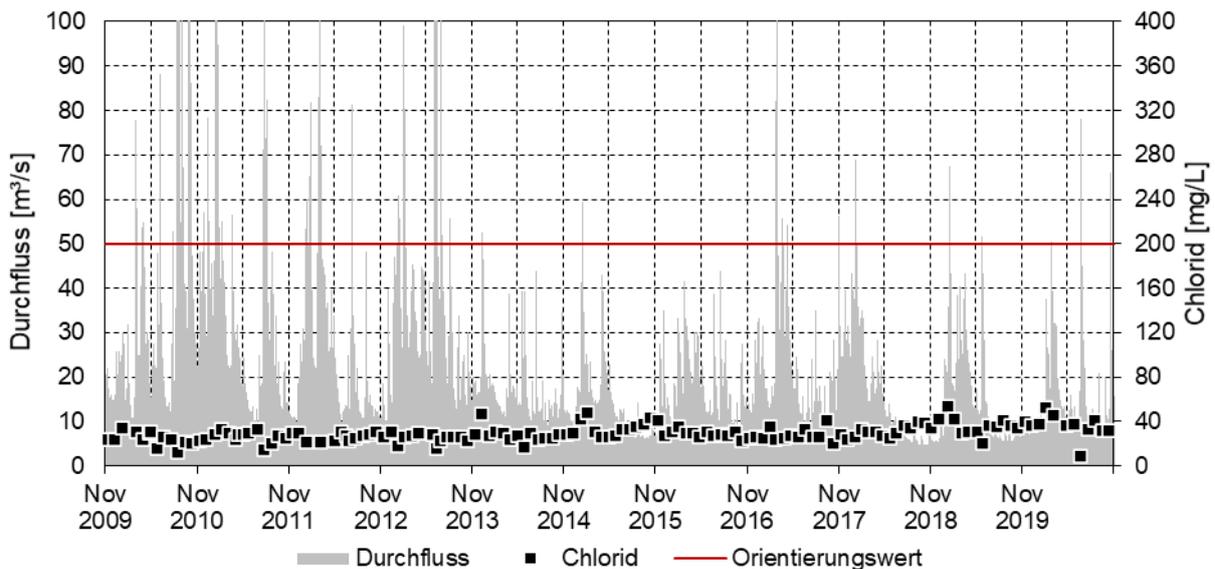
Die Wasserbeschaffenheit der Lausitzer Neiße im Bereich der potenziellen Einleitstelle wird anhand der Daten der Gütemessstelle Bad Muskau charakterisiert (Bild 35 und Tabelle 55). Die Konzentrationen der relevanten Kennwerte liegen auf dem Niveau ihrer natürlichen, geogen bedingten Hintergrundkonzentrationen. Die mittlere Sulfatkonzentration und die mittlere Chloridkonzentration der Lausitzer Neiße liegen mit 77 mg/L bzw. 29 mg/L deutlich unter den Orientierungswerten der OGeWV (vgl. Tabelle 47 und Tabelle 55). Die Konzentrationsdynamik beider Kennwerte zeigt eine Abhängigkeit vom Durchfluss, wobei nach dem typischen Verdünnungseffekt hohe Konzentrationen bei niedrigen Durchflüssen auftreten und umgekehrt (Bild 37 und Bild 38). Der Braunkohlenbergbau der LEAG und der Sanierungsbergbau der LMBV haben keinen nachweisbaren Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit der Lausitzer Neiße. Vom Kohleausstieg in Deutschland (vgl. Abschnitt 4.4.5.2) wird die Wasserbeschaffenheit der Lausitzer Neiße im Bereich der Einleitstelle nicht berührt.

**Tabelle 57: Wasserbeschaffenheit der Lausitzer Neiße an der Gütemessstelle unterhalb Bad Muskau (NE\_0010) in den hydrologischen Jahren von 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. Die relevanten Kennwerte Sulfat und Chlorid sind hervorgehoben.**

Kennwert	Maßeinheit	Anzahl	10. Perz.	Median	Mittelwert	90. Perz.
Sauerstoffkonzentration	mg/L	281	8,8	10,5	10,6	12,6
Sauerstoffsättigung	%	281	91	96	96	101
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	282	312	393	397	477
pH-Wert	---	282	7,1	7,4	7,4	7,7
Säurekapazität K <sub>S4,3</sub>	mmol/L	140	0,8	1,1	1,1	1,3
Natrium	mg/L	20	23,0	37,8	35,9	44,9
Kalium	mg/L	20	4,0	5,6	5,5	6,8
Calcium	mg/L	20	28	35	33	38
Magnesium	mg/L	20	5,9	7,7	7,4	8,6
Chlorid	mg/L	142	22	28	29	39
Sulfat	mg/L	142	55	77	77	97
Ammonium-Stickstoff	mg/L	142	0,0	0,1	0,1	0,2
Eisen	mg/L	140	0,7	0,8	1,2	1,8
Mangan	mg/L	140	0,1	0,1	0,1	0,2
Arsen	µg/L	63	0,71	0,93	1,18	1,78
Cadmium	µg/L	141	0,03	0,07	0,09	0,16
Kupfer	µg/L	141	1,7	2,5	3,7	5,5
Nickel	µg/L	141	3,9	5,0	5,5	7,7
Blei	µg/L	141	0,2	0,5	1,5	3,0
Quecksilber	µg/L	141	0,005	0,005	0,009	0,017
Zink	µg/L	141	7,0	14,0	20,6	31,0



**Bild 37:** Ganglinie des Durchflusses der Lausitzer Neiße am Pegel Klein-Bademeusel als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Sulfatkonzentration an der Gütemessstelle uh. Forst in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte über 100 m<sup>3</sup>/s sind abgeschnitten).



**Bild 38:** Ganglinie des Durchflusses der Lausitzer Neiße am Pegel Klein-Bademeusel als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Chloridkonzentration an der Gütemessstelle uh. Forst in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte über 100 m<sup>3</sup>/s sind abgeschnitten).

#### 4.4.5.4 Auswirkungen

Bis zum 5. Jahr kann das Sumpfungswasser der KSL unter Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0) vollständig in die Lausitzer Neiße eingeleitet werden (Bild 39 und Tabelle 58). Im 10. Jahr ist eine vollständige Ableitung des Sumpfungswassers unter Beachtung des Immissionswertes von 200 mg/L formal nur noch in 89 % der betrachteten Fälle möglich. Allerdings wird aufgrund von Hochwasserereignissen der Orientierungswert für Chlorid von 200 mg/L im Mittel eingehalten (Bild 39 und Tabelle 58), was der Interpretation der OGewV entspricht. Ab dem 15. Jahr ist eine vollständige Einleitung des

Sümpfungswassers in die Neiße auch bei Anhebung des Immissionswertes für Chlorid auf 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) nicht mehr möglich (Bild 39).

Die Nutzung eines **Zwischenspeichers** ist für die Einleitung des Sumpfungswasser aus dem Kupferbergbau in die Lausitzer Neiße nicht relevant. Bis zum 10. Jahr ist die Einleitung unter Beachtung eines Immissionswertes von 200 mg/L auch ohne Zwischenspeicher möglich. Im 15. Jahr ist die Einleitung des Sumpfungswassers auch mit Nutzung eines Zwischenspeichers nur bei einer Anhebung des Immissionswertes für Chlorid möglich (Tabelle 58).

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL in die Lausitzer Neiße über den gesamten Betriebszeitraum nur mit einer **Anhebung des Immissionswertes** für Chlorid gewährleistet werden kann. Die Nutzung eines Zwischenspeichers bringt keine relevanten Vorteile für die Einhaltung des Immissionswertes (Bild 39 und Tabelle 58).

Der Kennwert **Sulfat** wird über den gesamten Betriebszeitraum des Kupferbergwerkes nicht zum Limit einer Einleitung in die Lausitzer Neiße. Die Sulfatkonzentration in der Lausitzer Neiße erhöht sich durch die Sumpfungswassereinleitung im 20. Jahr um 20 mg/L auf 100 mg/L und damit noch deutlich unter dem Orientierungswert der OGewV von 200 mg/L (Tabelle 59).

Der Durchfluss der Lausitzer Neiße wird zukünftig von der Beendigung des Abbaubetriebs im Tagebau Turow (Polen) beeinflusst. Der Tagebau Turow soll aus der Lausitzer Neiße geflutet werden. Unter Berücksichtigung weiterhin einer Wasserüberleitung aus der Lausitzer Neiße in die Spree wird sich der Durchfluss in der Lausitzer Neiße an der Einleitstelle zukünftig verringern und damit die Rahmenbedingungen für die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL verschlechtern.

**Tabelle 58: Mittlere Chloridkonzentration in der Lausitzer Neiße nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.**

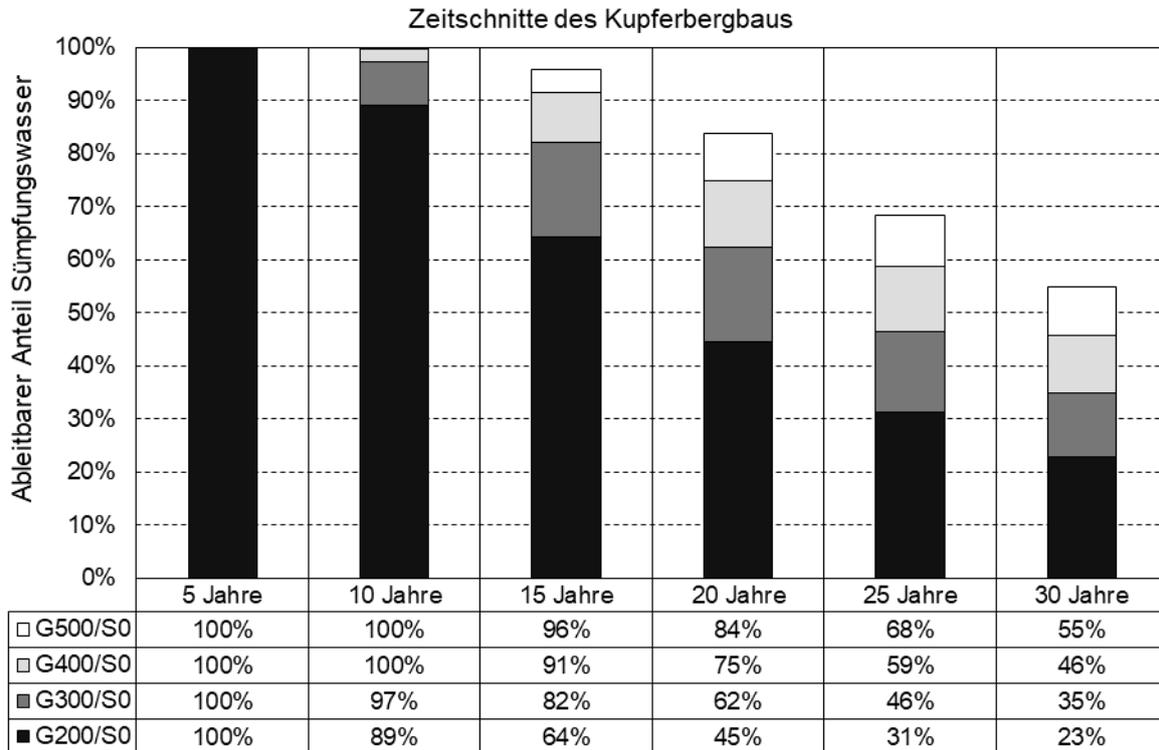
Modellvariante	Volumen des Zwischenspeichers	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren						
		Ist	5.	10.	15.	20.	25.	30.
		Mio. m <sup>3</sup>	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	30	80	190	340	550	820	1.130
G200/S1	1,0	30	80	160	310	520	790	1.110
G200/S2	2,0	30	80	160	290	510	780	1.090
G200/S5	5,0	30	80	160	230	460	730	1.040

Rot: Überschreitung des Orientierungswertes der [OGewV 2016/2020] für den Fließgewässertyp 17.

**Tabelle 59: Mittlere Sulfatkonzentration in der Lausitzer Neiße nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.**

Modellvariante	Volumen des Zwischenspeichers	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren						
		Ist	5.	10.	15.	20.	25.	30.
		Mio. m <sup>3</sup>	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	80	80	90	100	100	110	120
G200/S1	1,0	80	80	90	100	100	110	120
G200/S2	2,0	80	80	90	100	100	110	120
G200/S5	5,0	80	80	90	100	100	110	120

Rot: Überschreitung des Orientierungswertes der [OGewV 2016/2020] für den Fließgewässertyp 17.



**Bild 39:** Ableitbarer Anteil des Sumpfungswassers in die Lausitzer Neiße bei Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0), 300 mg/L (Modellvariante G300/S0), 400 mg/L (Modellvariante G400/S0) und 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) in den Zeitschnitten des Kupferbergbaus.

#### 4.4.6 Schwarze Elster

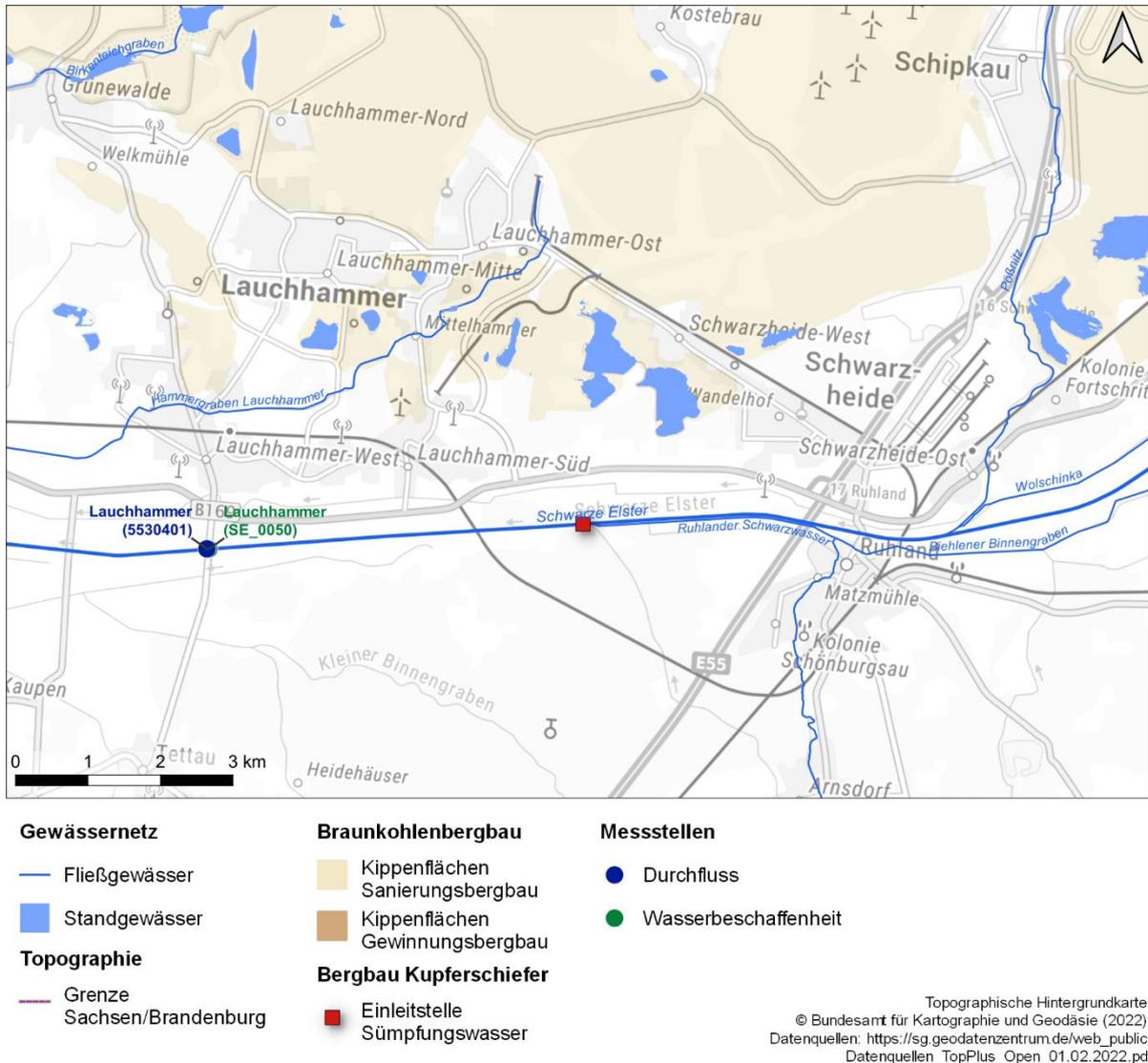
##### 4.4.6.1 Übersicht

Die Schwarze Elster verläuft ca. 44 km westlich des zukünftigen Betriebsstandort der KSL in westliche Richtung. Die Schwarze Elster führt am Pegel Lauchhammer das Wasserdargebot aus einem rund 1.513 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet. Das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster ist nachhaltig stark vom Braunkohlenbergbau geprägt. Die Wasserführung der Schwarzen Elster wird durch die Einleitungen und Entnahmen des Sanierungsbergbaus der LMBV (z. B. zur Flutung der Erweiterte Restlochkette, Einleitungen aus der GWRA Rainitz und aus der GWRA Pößnitz) sowie durch die Bewirtschaftung der Speicher Knappenrode und Niemtsch beeinflusst. Die Wasserbeschaffenheit der Schwarzen Elster wird durch die Einleitungen aus den Anlagen des Sanierungsbergbaus und aus den wasserwirtschaftlichen Speichern sowie die Abwassereinleitung aus dem Chemiepark Schwarzheide geprägt.

Als Einleitstelle für das hochsalinare Sumpfungswasser der KSL wird der Gewässerabschnitt zwischen den Ortschaften Schwarzheide und Lauchhammer unterhalb der Einmündung des Ruhlander Schwarzwassers vorgeschlagen (Bild 40). Erst in diesem Gewässerabschnitt genügt das Wasserdargebot der Schwarzen Elster überhaupt für eine nennenswerte Verdünnung des eingeleiteten Sumpfungswassers. Zur Ableitung des Sumpfungswassers muss eine Rohrleitung vom künftigen Betriebsstandort der KSL zur Einleitstelle verlegt werden. Die Nutzung bestehender Fließgewässer, z. B. der Rainitz oder der Pößnitz, für die Ableitung des hochsalinaren Sumpfungswassers ist aus der Sicht der Wassergüte nicht darstellbar.



Zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit der Schwarzen Elster im Bereich der vorgeschlagenen Einleitstelle werden die Daten der nächstgelegenen Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen des LfU Brandenburg genutzt (Bild 40 und Tabelle 60).



**Bild 40:** Lageplan mit der vorgeschlagenen Einleitstelle für das Sumpfungswasser der KSL in die Schwarze Elster und den relevanten Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen an der Schwarzen Elster.

**Tabelle 60:** Messstellen zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit an der Einleitstelle in die Schwarze Elster. Daten: LfU Brandenburg.

Kennwert	Messstelle	Bezeichnung der Messstelle	Betreiber	Daten	Von	Bis
Durchfluss	5530401	Lauchhammer	LfU Brandenburg	Tagesmittelwert	01.11.2009	31.10.2020
Wasserbeschaffenheit	SE_0050	Lauchhammer	LfU Brandenburg	Terminwerte	01.11.2009	31.10.2020

#### 4.4.6.2 Wasserdargebot

Die Durchflussverhältnisse der Schwarzen Elster im Bereich der potenziellen Einleitstelle werden anhand der Daten des Pegels Lauchhammer charakterisiert (Bild 40 und Tabelle 60). In den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020 wurden sowohl Hochwasserereignisse mit

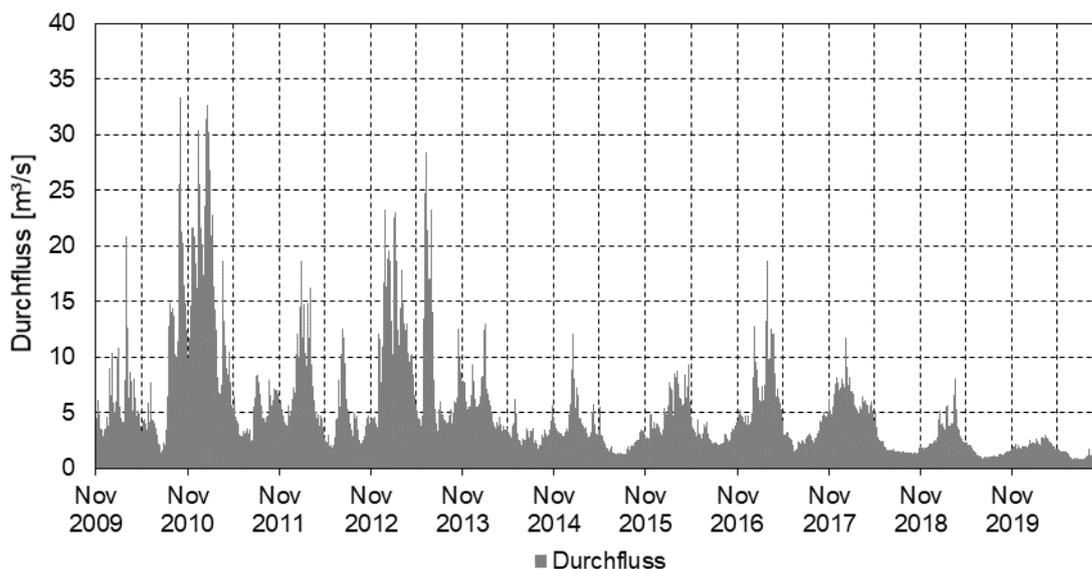
Durchflüssen bis 33,4 m<sup>3</sup>/s als auch längere Niedrigwasserperioden mit Durchflüssen von 0,7 m<sup>3</sup>/s erfasst (Bild 41 und Tabelle 61). Der mittlere Durchfluss der Schwarzen Elster lag im Betrachtungszeitraum am Pegel Lauchhammer bei 4,9 m<sup>3</sup>/s. Die Wasserführung der Schwarzen Elster zeigt eine weitgehend natürliche innerjährlich Dynamik mit hohen Durchflüssen im Winter und niedrigen Durchflüssen im Sommer. Die Speicher im Oberlauf der Schwarzen Elster (Knappenrode, Niemtsch) werden sowohl für die Niedrigwasseraufhöhung als auch für den Hochwasserschutz genutzt. Die Sumpfungswassereinleitungen des Sanierungsbergbaus der LMBV aus der GWRA Raitzta und aus der GWRA Pößnitz stützen den Durchfluss der Schwarzen Elster.

Nach Abschluss des Grundwasserwiederanstiegs im Bereich der Erweiterten Restlochreihe wird deren Bilanzüberschuss über die Raitzta in die Schwarze Elster ausgeleitet. Dadurch erhöht sich der Durchfluss. Die Einleitungen des Sanierungsbergbaus aus der GWRA Raitzta und aus der GWRA Pößnitz entwickeln sich rückläufig. Der Durchfluss in der Schwarzen Elster wird durch die aufgezeigte Entwicklung steigen.

**Tabelle 61: Hydrologische Kenngrößen des Durchflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer für relevante Zeithorizonte. Daten: LfU Brandenburg.**

Zeitraum	Anzahl der Messwerte	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ
		m <sup>3</sup> /s				
IST-Zustand: hydrologische Jahre 2010 – 2020	4.018	0,7	3,4	4,9	7,7	33,4
Nachbergbaulich: Abschluss des Grundwasseranstiegs	---	---	5,4*	7,0*	---	---

\*) Schätzung



**Bild 41: Ganglinie des Durchflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.**

#### 4.4.6.3 Wasserbeschaffenheit

Die Wasserbeschaffenheit der Schwarzen Elster in der Nähe der möglichen Einleitstelle wird anhand der Daten der Gütemessstelle Lauchhammer charakterisiert (Bild 40 und Tabelle 60). Sie wird im Bereich der Einleitstelle von folgenden Faktoren beeinflusst:

- die Ausleitung aus dem Speicher Niemtsch,

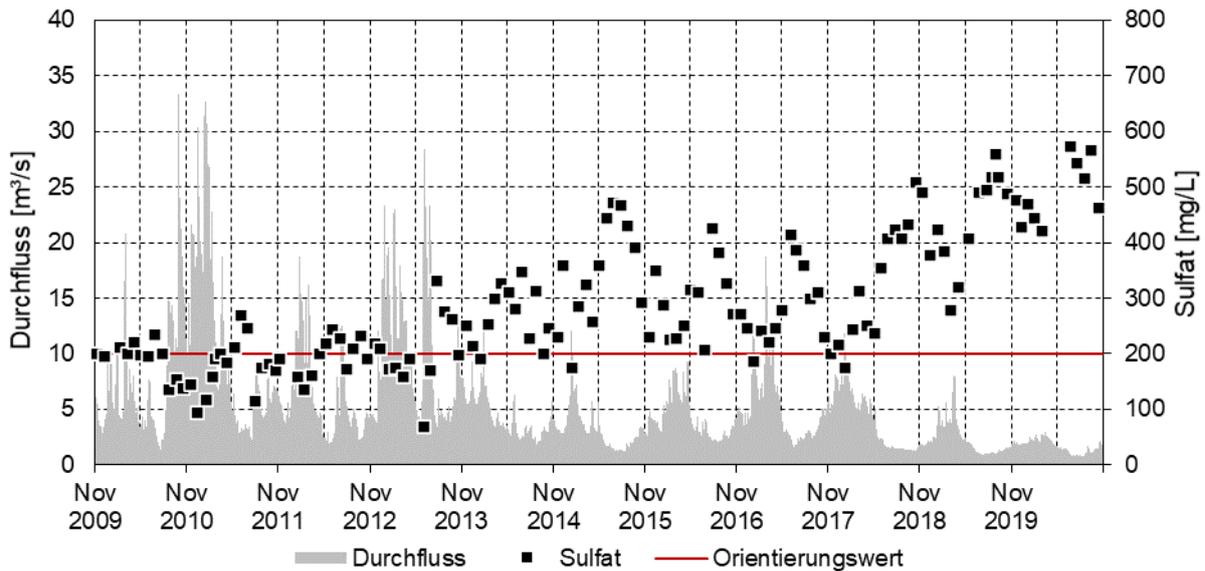
- die Sumpfungswassereinleitungen des Sanierungsbergbaus der LMBV aus der GWRA Rainitz und aus der GWRA Pößnitz,
- die Abwassereinleitung aus dem Chemiepark Schwarzheide,
- die Zuflüsse aus dem bergbaulich beeinflussten Einzugsgebiet (z. B. Pößnitz und Biehler Binnengraben) sowie
- die Zuflüsse aus dem bergbaulich unbeeinflussten Einzugsgebiet (z. B. Ruhlander Schwarzwasser).

Die bergbaulichen Einflüsse zeigen sich vor allem in den erhöhten Sulfat- und Eisenkonzentrationen in der Schwarzen Elster (Tabelle 62). An der Gütemessstelle Lauchhammer lag die Sulfatkonzentration im Mittel der hydrologischen Jahre 2010 bis 2020 bei 290 mg/L und damit über dem Orientierungswert der OGewV (vgl. Tabelle 47 und Tabelle 62). In Folge der erhöhten Sumpfungswassereinleitung aus der GWRA Rainitz stieg die Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster von 200 mg/L im Jahr 2018 auf über 500 mg/L Ende 2020 (Bild 42). Die Chloridkonzentration der Schwarzen Elster lag im Betrachtungszeitraum im Mittel bei 75 mg/L und damit unter dem Orientierungswert der OGewV (vgl. Tabelle 47 und Tabelle 62). Die im Vergleich zur natürlichen, geogen bedingten Hintergrundbelastung erhöhte Chloridkonzentration der Schwarzen Elster ist wesentlich auf die Einleitung von Industrieabwasser aus dem Chemiepark Schwarzheide zurückzuführen. Die Dynamiken der Sulfat- und Chloridkonzentration zeigen eine Abhängigkeit vom Durchfluss, wobei gemäß der Verdünnungsregel hohe Konzentrationen bei niedrigen Durchflüssen auftreten und umgekehrt (Bild 42 und Bild 43).

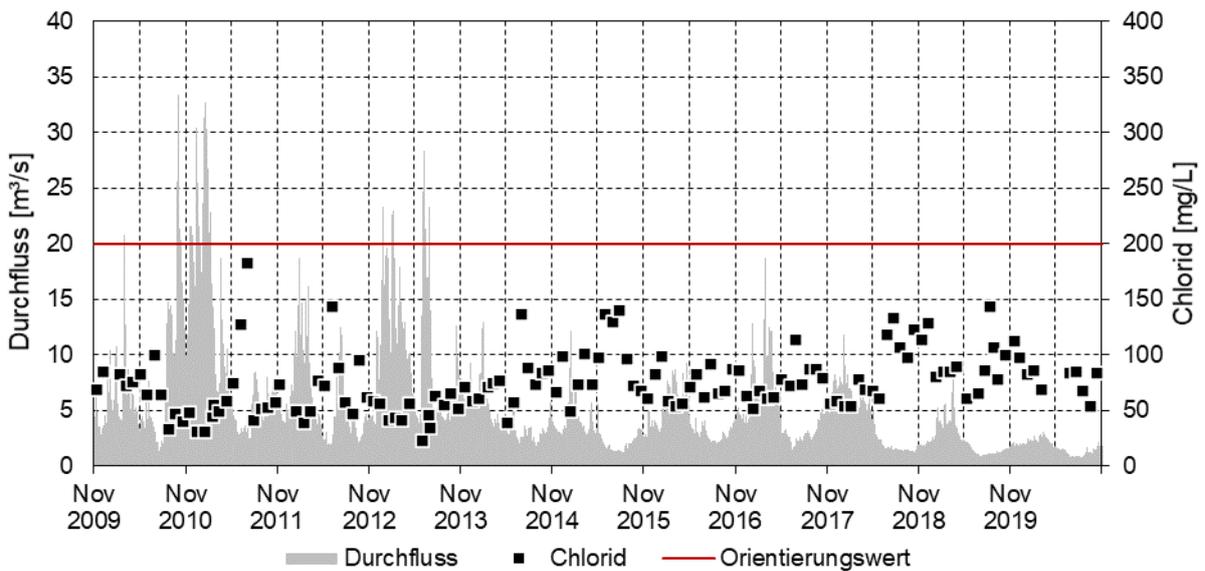
Die zukünftige Ausleitung des Bilanzüberschusses der Erweiterten Restlochekette in die Schwarze Elster sowie der Rückgang der Sumpfungswassereinleitungen aus den GWRA Rainitz und Pößnitz werden sich sowohl auf das Wasserdargebot (vgl. Abschnitt 4.4.6.2) als auch die Wasserbeschaffenheit der Schwarzen Elster auswirken. Die Sulfatkonzentration der Schwarzen Elster wird sich durch die Einleitung aus der Erweiterten Restlochekette voraussichtlich erhöhen und die Chloridkonzentration voraussichtlich verringern.

**Tabelle 62: Wasserbeschaffenheit der Schwarzen Elster an der Gütemessstelle Lauchhammer (SE\_0050) in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg. Die relevanten Kennwerte Sulfat und Chlorid sind hervorgehoben.**

Kennwert	Maßeinheit	Anzahl	10. Perz.	Median	Mittelwert	90. Perz.
Sauerstoffkonzentration	mg/L	139	7,9	9,8	10,0	12,2
Sauerstoffsättigung	%	139	83	91	92	105
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	139	603	868	910	1286
pH-Wert	---	139	6,2	7,0	6,9	7,3
Säurekapazität $K_{S4,3}$	mmol/L	138	0,8	0,9	1,0	1,3
Natrium	mg/L	0	---	---	---	---
Kalium	mg/L	0	---	---	---	---
Calcium	mg/L	0	---	---	---	---
Magnesium	mg/L	0	---	---	---	---
Chlorid	mg/L	139	47	71	75	112
Sulfat	mg/L	139	169	250	287	469
Ammonium-Stickstoff	mg/L	139	0,1	0,2	0,2	0,4
Eisen	mg/L	139	0,3	1,8	2,2	4,2
Mangan	mg/L	0	---	---	---	---
Arsen	µg/L	0	---	---	---	---
Cadmium	µg/L	0	---	---	---	---
Kupfer	µg/L	0	---	---	---	---
Nickel	µg/L	0	---	---	---	---
Blei	µg/L	0	---	---	---	---
Quecksilber	µg/L	0	---	---	---	---
Zink	µg/L	0	---	---	---	---



**Bild 42:** Ganglinie des Durchflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Sulfatkonzentration an der Gütemessstelle Lauchhammer in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.



**Bild 43:** Ganglinie des Durchflusses der Schwarzen Elster am Pegel Lauchhammer als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Chloridkonzentration an der Gütemessstelle Lauchhammer in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg.

#### 4.4.6.4 Auswirkungen

Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen, dass bereits im 5. Jahr auch bei einer Anhebung des Immissionswertes für Chlorid auf 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) keine vollständige Einleitung des Sumpfungswassers der KSL in die Schwarze Elster möglich ist (Bild 44 und Tabelle 63). Bei einem Immissionswert von 500 mg/L könnten im 5. Jahr im Mittel noch 95 % des anfallenden Sumpfungswassers eingeleitet werden. Der Anteil sinkt über den Betriebszeitraum bis auf 15 % im 30. Jahr (Bild 44).

Die Nutzung eines **Zwischenspeichers** für die Sumpfungswassereinleitung in die Schwarze Elster wirkt sich nur bis zum 5. Jahr vorteilhaft aus. Mit einem 5 Mio.m<sup>3</sup> großen Zwischenspeicher (Modellvariante G200/S5) kann die Chloridbelastung der Schwarzen Elster auf das Niveau des Orientierungswertes der OGewV gesenkt werden (Tabelle 63). Die Annahme eines derart großen Speichers lässt sich damit begründen, dass im Raum Lauchhammer zahlreiche kleine Restseen des Braunkohlenbergbaus mit vergleichbaren Volumina verfügbar sind. In der nachfolgenden Betriebszeit stellen sich auch bei Nutzung eines derart großen Zwischenspeichers in der Schwarzen Elster eine mittlere Chloridkonzentrationen weit über 500 mg/L ein (Tabelle 63).

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die vollständige Einleitung des Sumpfungswassers der KSL in die Schwarze Elster über den gesamten Betriebszeitraum auch bei einer deutlichen **Anhebung des Immissionswertes** für Chlorid nicht möglich ist (Bild 44 und Tabelle 63). Der Orientierungswert der OGewV kann nur bei Nutzung eines 5. Mio.m<sup>3</sup> großen Zwischenspeichers bis zum 5. Betriebsjahr eingehalten werden. Im verbleibenden Betriebszeitraum kann durch die Nutzung eines Zwischenspeichers keine relevante Minderung der Chloridkonzentration in der Schwarzen Elster erreicht werden (Tabelle 63).

Die Vorbelastung der Schwarzen Elster mit **Sulfat** liegt im Mittel bei rund 290 mg/L und damit bereits über dem Orientierungswert der OGewV von 200 mg/L (Tabelle 62 und Tabelle 64). Wird der Orientierungswert für Sulfat im Sinne eines Immissionswertes interpretiert, ist die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL in die Schwarze Elster formal nicht möglich. Durch die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL erhöht sich die Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster auf 320 mg/L im 5. Jahr und auf 400 mg/L im 20. Jahr (Tabelle 64). Bei Nutzung eines Zwischenspeichers kann die Erhöhung der Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster begrenzt werden, wobei die Wirkung mit dem Volumen des Zwischenspeichers zunimmt. Allerdings ist auch bei Nutzung eines Zwischenspeichers ab dem 10. Jahr eine Anhebung des Immissionswertes auf 400 mg/L erforderlich (Tabelle 64).

Nach Abschluss des Grundwasserwiederanstiegs im Bereich der Erweiterten Restlochkeite wird der Bilanzüberschuss über die Rainitz in die Schwarze Elster ausgeleitet. Dadurch erhöht sich das Wasserdargebot in der Schwarzen Elster. Im Gegenzug mindert die Einstellung der Sumpfungswassereinleitungen aus der GWRA Rainitz und aus der GWRA Pößnitz das Wasserdargebot in der Schwarzen Elster. Die vorgenannten Entwicklungen wirken sich auch auf die Wasserbeschaffenheit der Schwarzen Elster aus. Durch die Einleitung aus der Erweiterten Restlochkeite werden sich die Sulfatbelastung der Schwarzen Elster erhöhen und die Chloridbelastung verringern. Durch die aufgezeichneten Entwicklungen werden sich die relevanten Rahmenbedingungen für die Sumpfungswassereinleitung der KSL nicht signifikant verbessern. Der Braunkohleausstieg hat keine Auswirkungen auf das Wasserdargebot und auf die Wasserbeschaffenheit die Schwarze Elster.

**Tabelle 63: Mittlere Chloridkonzentration in der Schwarzen Elster nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.**

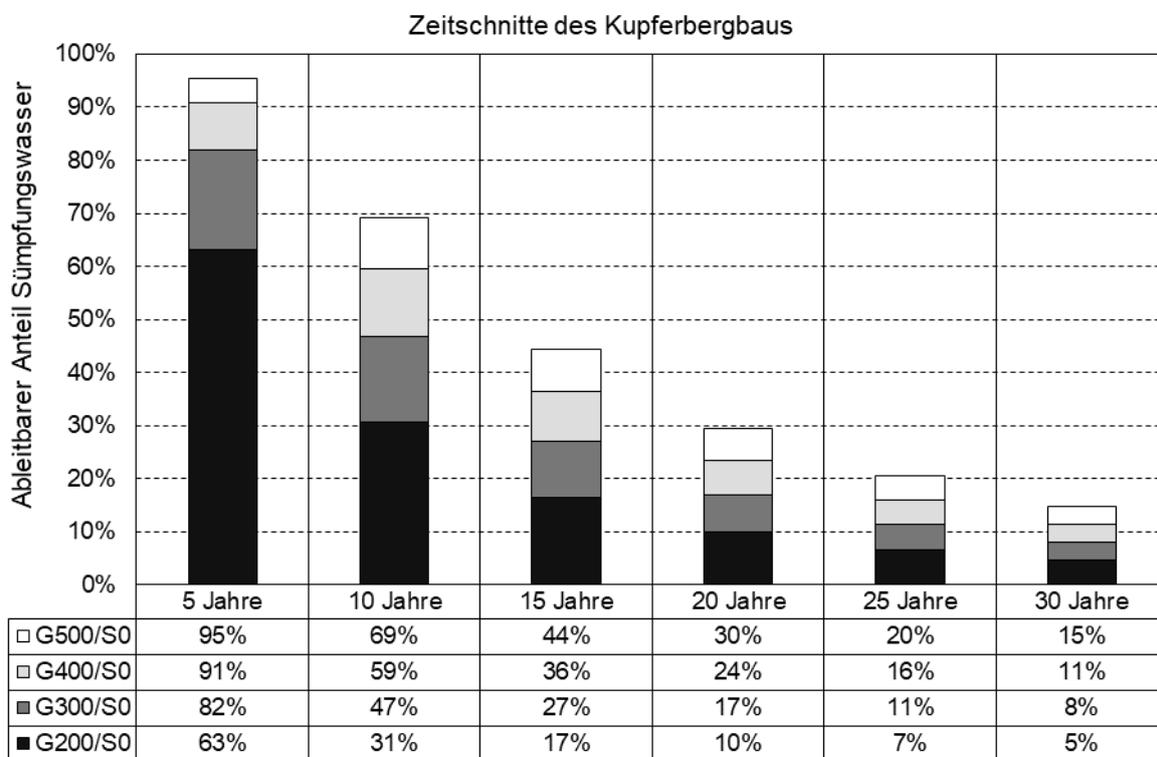
Modellvariante	Volumen des Zwischenspeichers	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren						
		Ist	5.	10.	15.	20.	25.	30.
		Mio. m <sup>3</sup>	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	80	320	790	1.490	2.410	3.530	4.860
G200/S1	1,0	80	260	750	1.460	2.360	3.480	4.790
G200/S2	2,0	80	210	720	1.420	2.310	3.430	4.750
G200/S5	5,0	80	190	590	1.300	2.190	3.310	4.570

Rot: Überschreitung des Orientierungswertes der [OGewV 2016/2020] für den Fließgewässertyp 15g.

**Tabelle 64: Mittlere Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.**

Modellvariante	Volumen des Zwischenspeichers Mio. m <sup>3</sup>	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren						
		Ist	5.	10.	15.	20.	25.	30.
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	290	320	350	370	400	420	450
G200/S1	1,0	290	310	330	360	390	410	440
G200/S2	2,0	290	300	330	360	380	410	430
G200/S5	5,0	290	300	320	340	370	400	420

Rot: Überschreitung des Orientierungswertes der [OGewV 2016/2020] für den Fließgewässertyp 15g.



**Bild 44: Ableitbarer Anteil des Sumpfungswassers in die Schwarze Elster bei Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0), 300 mg/L (Modellvariante G300/S0), 400 mg/L (Modellvariante G400/S0) und 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) in den Zeitschnitten des Kupferbergbaus.**

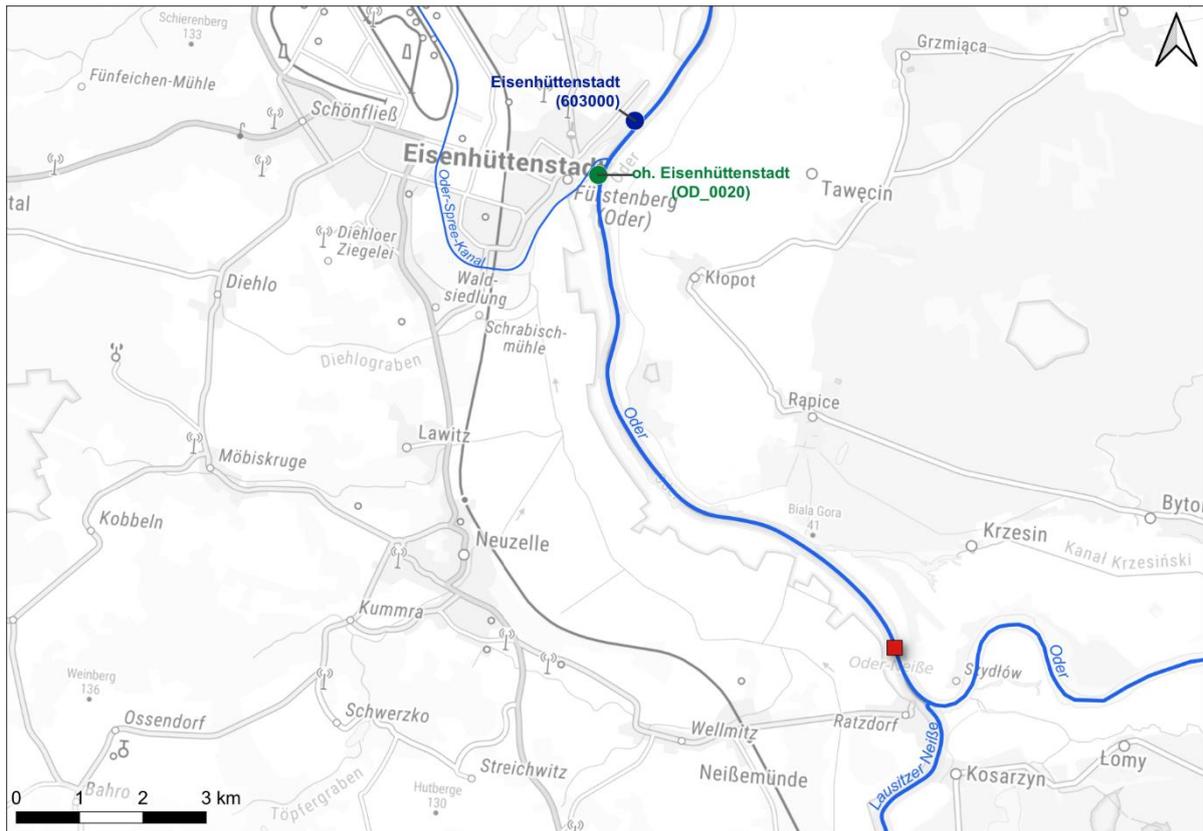
#### 4.4.7 Oder

##### 4.4.7.1 Übersicht

Die Oder verläuft ca. 61 km nordöstlich des zukünftigen Betriebsstandortes der KSL. Sie entwässert nach Norden zur Ostsee. Die Oder bildet den Grenzfluss zwischen Polen und Deutschland. Die Oder führt am Pegel Eisenhüttenstadt das Wasserdargebot aus einem ca. 52.000 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet ab. Der überwiegende Teil des Einzugsgebietes der Oder liegt auf polnischem Territorium. Die Lausitzer Neiße mündet südlich von Eisenhüttenstadt bei Ratzdorf in die Oder (Bild 45).



Aus Sicht des Wasserdargebots und der Wasserbeschaffenheit ist der gesamte Abschnitt der Oder zwischen der Einmündung der Lausitzer Neiße und der Einmündung des Spree-Oder-Kanals bei Eisenhüttenstadt für die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL geeignet (Bild 45). Die vorgeschlagene Einleitstelle wurde aufgrund der kürzesten Entfernung vom Betriebsstandort der KSL gewählt. Zur Ableitung des Sumpfungswassers muss eine Rohrleitung verlegt werden. Zur Charakterisierung der Durchfluss- und Beschaffenheitsverhältnisse der Oder im Bereich der vorgeschlagenen Einleitstelle werden die Daten der nächstgelegenen Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen des LfU Brandenburg genutzt (Bild 45 und Tabelle 65).



**Gewässernetz**

- Fließgewässer
- Standgewässer

**Topographie**

- Grenze Sachsen/Brandenburg

**Braunkohlenbergbau**

- Kippenflächen Sanierungsbergbau
- Kippenflächen Gewinnungsbergbau

**Bergbau Kupferschiefer**

- Einleitstelle Sumpfungswasser

**Messstellen**

- Durchfluss
- Wasserbeschaffenheit

Topographische Hintergrundkarte:  
 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2022),  
 Datenquellen: [https://sg.geodatenzentrum.de/web\\_public/Datenquellen\\_TopPlus\\_Open\\_01.02.2022.pdf](https://sg.geodatenzentrum.de/web_public/Datenquellen_TopPlus_Open_01.02.2022.pdf)

**Bild 45:** Lageplan mit der vorgeschlagenen Einleitstelle für das Sumpfungswasser der KSL in die Oder und mit den relevanten Durchfluss- und Beschaffenheitsmessstellen.

**Tabelle 65:** Messstellen zur Charakterisierung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit an der Einleitstelle in die Oder.

Kennwert	Messstelle	Bezeichnung	Betreiber	Daten	Von	Bis
Durchfluss	603000	Eisenhüttenstadt	LfU Brandenburg	Tagesmittelwert	01.11.2009	31.10.2020
Wasserbeschaffenheit	OD_0020	oh. Eisenhüttenstadt	LfU Brandenburg	Terminwerte	01.11.2009	31.10.2020

#### 4.4.7.2 Wasserdargebot

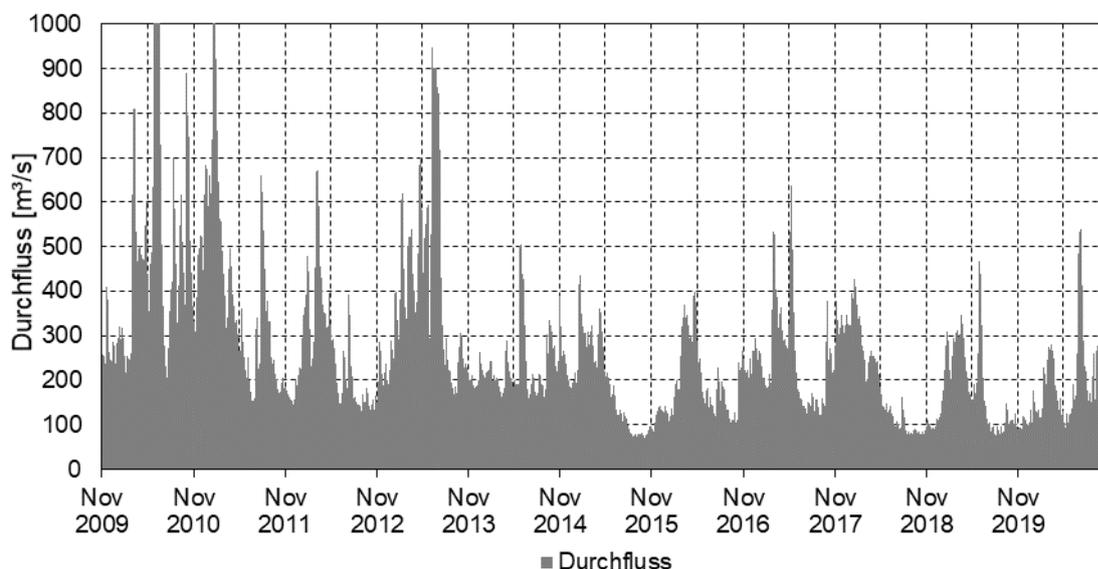
Die Durchflussverhältnisse der Oder im Bereich der Einleitstelle werden anhand der Daten des Pegels Eisenhüttenstadt charakterisiert (Bild 45 und Tabelle 65). In den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020 wurden am Pegel Eisenhüttenstadt sowohl Hochwasserereignisse bis  $1.940 \text{ m}^3/\text{s}$  als auch längere Niedrigwasserperioden mit  $63,6 \text{ m}^3/\text{s}$  im Minimum erfasst (Bild 46 und Tabelle 66). Der Mittelwasserdurchfluss der Oder lag im Betrachtungszeitraum bei rund  $252 \text{ m}^3/\text{s}$ . Die Durchflussganglinie des Pegels Eisenhüttenstadt zeigt, dass in der Oder die hohen Durchflüsse überwiegend im späten Frühjahr und die niedrigen Durchflüsse im Winter auftreten (Bild 46). Die Durchflussdynamik der Oder ist stark vom Sudetengebirge beeinflusst. Die Frühjahrshochwässer hängen oft mit der Schneeschmelze zusammen.

Zur zukünftigen Entwicklung der Durchflussverhältnisse der Oder im Bereich der Einleitstelle liegen keine Betrachtungen vor. Da die Lausitzer Neiße lediglich 10 % des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt ausmacht, sind die Veränderung der Durchflussverhältnisse in der Neiße (Abschnitt 4.4.5.2) für die Oder vernachlässigbar (Tabelle 66).

**Tabelle 66: Hydrologische Kenngrößen des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt für relevante Zeithorizonte. Daten. LfU Brandenburg.**

Zeitraum	Anzahl der Messwerte	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ
		$\text{m}^3/\text{s}$	$\text{m}^3/\text{s}$	$\text{m}^3/\text{s}$	$\text{m}^3/\text{s}$	$\text{m}^3/\text{s}$
IST-Zustand: hydrologische Jahre 2010 – 2020	4.018	63,6	180,9	252,3	361,4	1940,0
Nachbergbaulich: Flutung des Tagebaus Turow (Polen)	---	---	179*	250 *)	---	---

\*) Schätzung



**Bild 46: Ganglinie des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte über  $1.000 \text{ m}^3/\text{s}$  sind abgeschnitten).**

#### 4.4.7.3 Wasserbeschaffenheit

Die Wasserbeschaffenheit der Oder im Bereich der potenziellen Einleitstelle wird anhand der Daten der Gütemessstelle Eisenhüttenstadt charakterisiert (Bild 45 und Tabelle 65). Die Wasserbeschaffenheit der Oder zeigt bis auf erhöhte Natrium- und Chloridkonzentrationen



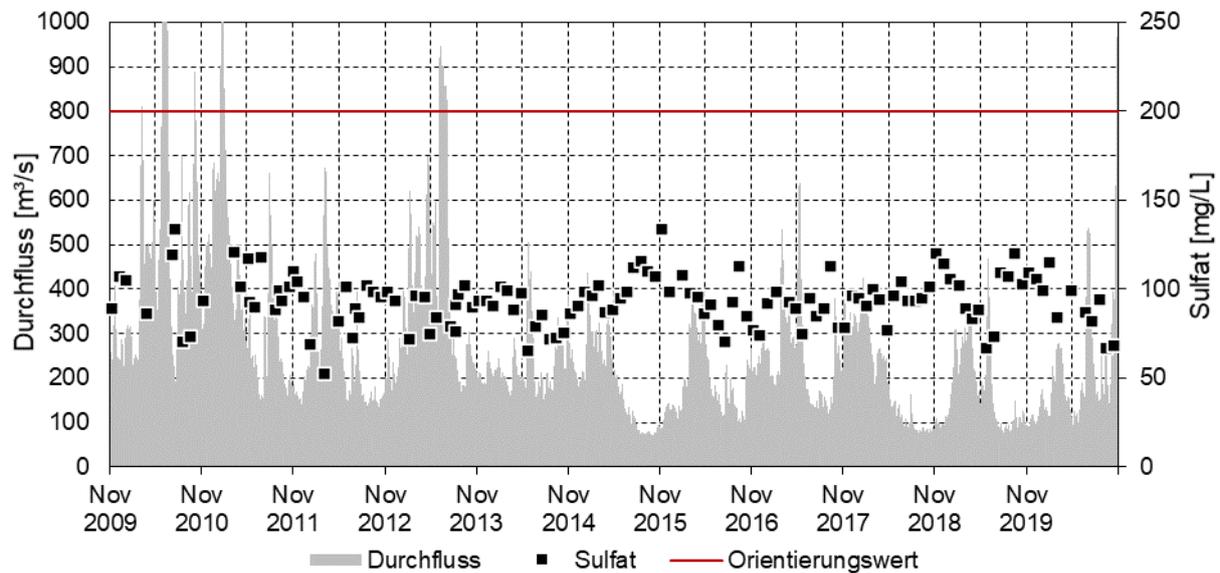
keine wesentlichen Auffälligkeiten (Tabelle 67). Die Chloridkonzentration lag im Mittel der hydrologischen Jahre 2010 bis 2020 bei 179 mg/L und damit nur wenig unter dem Orientierungswert der OGeV (vgl. Tabelle 47 und Tabelle 67). Insbesondere in Niedrigwasserperioden wurden deutlich erhöhte Chloridkonzentration bis 450 mg/L erfasst (Bild 48). Die Chloridbelastung der Oder stammt vornehmlich aus den polnischen Steinkohlerevieren Niederschlesien, Oberschlesien und Rybnik.

Die Sulfatkonzentration in der Oder liegt mit durchschnittlich 93 mg/L nur gering über dem Niveau der natürlichen Hintergrundbelastung und deutlich unter dem Orientierungswert der OGeV (vgl. Tabelle 47 und Tabelle 67). Sowohl die Chlorid- als auch die Sulfatkonzentrationen zeigen Abhängigkeiten vom Durchfluss entsprechend der Verdünnungsregel: hohe Konzentrationen bei niedrigen Durchflüssen und umgekehrt (Bild 47 und Bild 48).

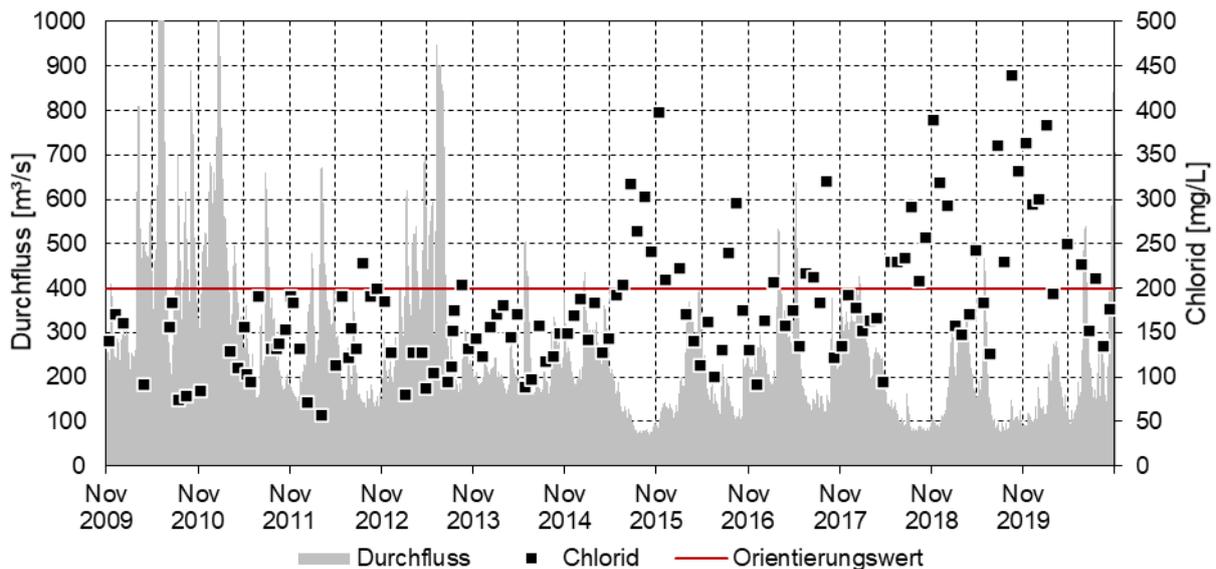
Zur zukünftigen Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Oder im Bereich der potenziellen Einleitstelle können keine Aussagen getroffen werden, da Informationen zu den Maßnahmen der polnischen Behörden zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie nicht zugänglich sind. Deshalb werden die aktuellen Verhältnisse der Oder für den Betriebszeitraum der KSL in den nächsten Dezennien fortgeschrieben.

**Tabelle 67: Wasserbeschaffenheit der Oder an der Gütemessstelle oberhalb Eisenhüttenstadt (OD\_0020) in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg Die relevanten Kennwerte Sulfat und Chlorid sind hervorgehoben.**

Kennwert	Maßeinheit	Anzahl	10. Perz.	Median	Mittelwert	90. Perz.
Sauerstoffkonzentration	mg/L	132	8,5	10,5	10,5	12,6
Sauerstoffsättigung	%	132	91	97	100	114
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	132	696	940	984	1372
pH-Wert	---	132	7,7	7,9	8,0	8,6
Säurekapazität K <sub>S4,3</sub>	mmol/L	132	1,8	2,1	2,1	2,4
Natrium	mg/L	19	88,4	133,0	147,5	216,8
Kalium	mg/L	19	6,2	8,5	8,2	9,9
Calcium	mg/L	19	56	68	68	85
Magnesium	mg/L	19	11,4	13,4	13,9	16,3
Chlorid	mg/L	132	97	164	179	294
Sulfat	mg/L	132	74	94	93	112
Ammonium-Stickstoff	mg/L	132	0,0	0,1	0,1	0,2
Eisen	mg/L	132	0,4	0,7	0,8	1,2
Mangan	mg/L	132	0,1	0,1	0,1	0,2
Arsen	µg/L	62	1,50	2,10	2,43	3,50
Cadmium	µg/L	132	0,04	0,08	0,10	0,15
Kupfer	µg/L	132	2,4	3,5	3,9	5,1
Nickel	µg/L	132	2,6	3,1	3,4	4,3
Blei	µg/L	132	0,7	1,3	1,6	2,4
Quecksilber	µg/L	132	0,005	0,012	0,015	0,024
Zink	µg/L	132	7,8	12,0	15,1	21,0



**Bild 47:** Ganglinie des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Sulfatkonzentration an der Gütemessstelle oh. Eisenhüttenstadt in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte größer 1.000 m<sup>3</sup>/s sind abgeschnitten).



**Bild 48:** Ganglinie des Durchflusses der Oder am Pegel Eisenhüttenstadt als Tagesmittelwerte und monatliche Terminwerte der Chloridkonzentration an der Gütemessstelle oh. Eisenhüttenstadt in den hydrologischen Jahren 2010 bis 2020. Daten: LfU Brandenburg (Durchflusswerte größer 1.000 m<sup>3</sup>/s sind abgeschnitten).

#### 4.4.7.4 Auswirkungen

Durch die hohe Vorbelastung der Oder mit Chlorid ist im gesamten Betriebszeitraum formal keine vollständige Einleitung des Sumpfungswassers möglich (Bild 49). Diese Aussage gilt nur, wenn der Orientierungswert der OGewV für Chlorid als maximaler Immissionswert interpretiert wird. Wird der Orientierungswert entsprechend der OGewV als Jahresmittelwert interpretiert, ist eine Einleitung des Sumpfungswassers bis zum 15. Jahr des Kupferbergbaus restriktionsfrei möglich. Im verbleibenden Betriebszeitraum ist eine Einleitung des Sumpfungswassers bei Anpassung des Immissionswertes für Chlorid auf 300 mg/L möglich (Tabelle 68).

Durch die Nutzung eines **Zwischenspeichers** kann die Aufnahmekapazität der Oder besser ausgenutzt und die mittlere Chloridkonzentration der Oder nach Einleitung des Sumpfungswassers gesenkt werden (Tabelle 68). Der Zwischenspeicher ist allerdings nur bis zum 20. Betriebsjahr von Nutzen. Im verbleibenden Betriebszeitraum kann ein Immissionswertes von 200 mg/L auch mit einem Zwischenspeicher nicht gewährleistet werden (Tabelle 68).

Bei einer **Anhebung des Immissionswertes** für Chlorid auf 300 mg/L ist die Einleitung des Sumpfungswassers der KSL in die Oder über den gesamten Betriebszeitraum restriktionsfrei möglich (Tabelle 68). Zur zukünftigen Entwicklung des Durchflusses und der Wasserbeschaffenheit in der Oder kann keine Aussage getroffen werden. Der deutsche und polnische Gewinnungs- und Sanierungsbergbau im Oberlauf der Neiße haben keinen relevanten Einfluss auf die Oder.

Die Vorbelastung der Oder mit **Sulfat** liegt mit im Mittel 90 mg/L deutlich unter dem Orientierungswert der OGeV von 200 mg/L (Tabelle 67). Die Sumpfungswassereinleitung der KSL führt aufgrund des hohen Durchflusses der Oder über den gesamten Betriebszeitraum zu keiner relevanten Erhöhung der Sulfatkonzentration (Tabelle 69). Der Kennwert Sulfat ist demnach nicht limitierend für die Sumpfungswassereinleitung der KSL.

**Tabelle 68: Mittlere Chloridkonzentration in der Oder nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.**

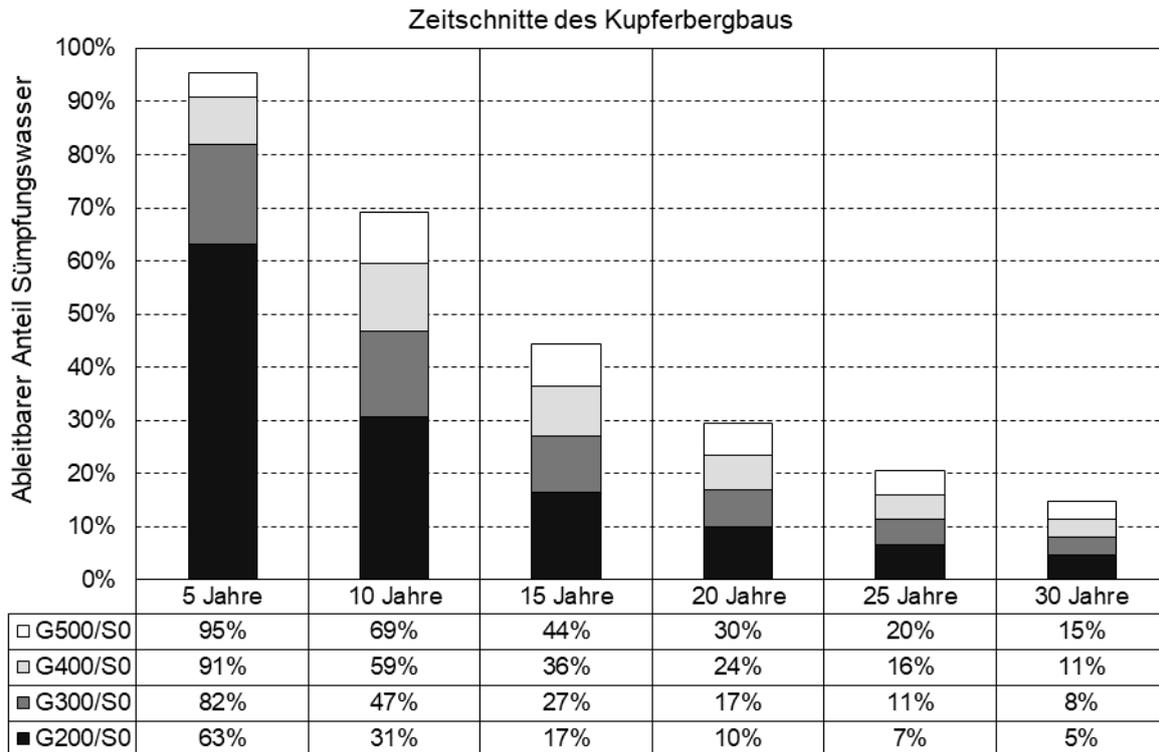
Modell-variante	Volumen des Zwischenspeichers Mio. m <sup>3</sup>	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren						
		Ist	5.	10.	15.	20.	25.	30.
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	170	180	190	200	210	230	260
G200/S1	1,0	170	180	180	190	200	220	250
G200/S2	2,0	170	180	180	190	200	220	240
G200/S5	5,0	170	180	180	190	200	210	230

Rot: Überschreitung des Orientierungswertes der [OGeV 2016/2020] für den Fließgewässertyp 20.

**Tabelle 69: Mittlere Sulfatkonzentration in der Oder nach Einleitung des Sumpfungswassers bei unterschiedlichen Volumina des Zwischenspeichers für die Zeitschnitte des Kupferbergbaus im Vergleich mit dem Ist-Zustand.**

Modell-variante	Volumen des Zwischenspeichers Mio. m <sup>3</sup>	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren						
		Ist	5.	10.	15.	20.	25.	30.
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
G200/S0	0,0	90	90	90	90	90	90	90
G200/S1	1,0	90	90	90	90	90	90	90
G200/S2	2,0	90	90	90	90	90	90	90
G200/S5	5,0	90	90	90	90	90	90	90

Rot: Überschreitung des Orientierungswertes der [OGeV 2016/2020] für den Fließgewässertyp 20.



**Bild 49:** Ableitbarer Anteil des Sumpfungswassers in die Oder bei Beachtung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L (Modellvariante G200/S0), 300 mg/L (Modellvariante G300/S0), 400 mg/L (Modellvariante G400/S0) und 500 mg/L (Modellvariante G500/S0) in den Zeitschnitten des Kupferbergbaus.

#### 4.4.8 Bewertung

Die wesentlichen Eckzahlen zur Bewertung der Einleitung der hochsalinaren Sumpfungswässer der KSL in die Fließgewässer sind in der Tabelle 70 zusammengefasst. Gleichzeitig sind Entwicklungstendenzen für die nächsten Jahre aufgezeigt, die für die Betriebszeit des Kupferbergwerkes Spremberg relevant sind. Die Änderungen sind im Wesentlichen mit dem Braunkohlenbergbau verbunden. Von Bedeutung ist die Erkenntnis, dass es neben den in allen Fließgewässern zu erwartenden Limitierungen für Chlorid auch Limitierungen für Sulfat gibt, und zwar in der Spree (Abschnitt 4.4.4.4) und in der Schwarzen Elster (Abschnitt 4.4.6.4). Die Oder hat als durchflussstärkstes Fließgewässer andererseits bereits eine hohe Vorbelastung mit Chlorid.

Für den Fall, dass das hochsalinare Sumpfungswasser des geplanten Kupferbergwerkes ohne Limitation in die Fließgewässer eingeleitet werden, resultieren folgende mittlere Chloridkonzentrationen in den Fließgewässern (Tabelle 71). Die Spanne reicht von geringen Überschreitungen des Orientierungswertes der OGV in der Oder, über eine vier- bis fünffache Überschreitung desselben in der Neiße bzw. in der Spree bis zu exorbitant hohen Konzentrationen in der durchflussschwachen Schwarzen Elster. Die Schwarze Elster scheidet als aufnehmendes Gewässer für das hochsalinare Sumpfungswasser des Kupferbergwerkes Spremberg somit praktisch aus. Für die Spree und Neiße lässt sich die Einleitung von Teilmengen des Sumpfungswassers oder mit begleitenden Maßnahmen, wie einen Zwischenspeicher, darstellen. Für die Oder bestehen aus stofflicher Sicht günstige Aussichten zur Einleitung des hochsalinaren Sumpfungswassers.

**Tabelle 70: Maßgebliche Eckzahlen der Fließgewässer zur Bewertung der Einleitung des hochsalinaren Sumpfungswassers der KSL.**

Fließgewässer	Einleitstelle	Durchfluss		Vorbelastung (Mittelwerte)		Chemisches Limit für die Einleitung	
		MNQ	MQ	Sulfat	Chlorid	Sulfat	Chlorid
		m³/s	m³/s	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Spree	bei Spremberg	10,5 ↘	14,2 ↘	391 ↘	31 =	■	■
Lausitzer Neiße	bei Bad Muskau	12,1 ↘	20,3 ↘	77 =	29 =	---	■
Schwarze Elster	bei Schwarzheide	4,9 ↗	7,7 ↗	287 ↗	75 ↘	■	■
Oder	bei Eisenhüttenstadt	181 =	252 =	93 =	180 =	---	■

Erläuterung der Symbole:

↗	Steigend
↘	Sinkend
=	Gleichbleibend
■	Limitierend
---	Nicht limitierend

**Tabelle 71: Mittlere Chloridkonzentrationen in den Fließgewässern nach Einleitung des gesamten hochsalinaren Sumpfungswassers der KSL ohne Nutzung eines Zwischenspeichers.**

Fließgewässer	Zeithorizonte des Kupferbergbaus in Jahren						
	IST	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Spree	30	90	220	400	650	950	1.320
Neiße	30	80	190	340	550	820	1.130
Schwarze Elster	80	320	790	1.490	2.410	3.530	4.860
Oder	170	180	190	200	210	230	260

Erläuterung der Farben:

Überschreitung
Keine
Bis zum Doppelten
Zwei- bis Vierfach
Vier- bis Achtfach
Mehr als das Achtfache

Nachfolgend werden die Einleitvarianten einer vergleichenden Bewertung unterzogen, die neben den quantitativen Aspekten weitere Aspekte berücksichtigt (Tabelle 72).

1. Die kürzeste Entfernung der Einleitstelle vom Betriebsstandort des Kupferbergwerkes Spremberg wird als Luftlinie ausgewiesen, da beim vorliegenden Stand der Untersuchungen eine Trassenfindung noch nicht vorgenommen werden muss. Die reale Trasse wird voraussichtlich etwa 50 % länger ausfallen als die Luftlinie.
2. Ein stoffliches Limit für die Einleitung des hochsalinaren Sumpfungswassers ergibt sich aus dem Verschnitt zwischen der stofflichen Vorbelastung des aufnehmenden Fließgewässers und der Stofffrachten des Sumpfungswassers. Das primäre stoffliche Limit stellt eine ggf. bereits vorhandene oder die zuerst erreichte Überschreitung eines Orientierungswertes der Anlage 7 OGewV dar.
3. Mit der über die Betriebsdauer des Kupferbergwerkes zunehmenden Menge und Salinität des Sumpfungswassers (vgl. Tabelle 44) können ggf. weitere Orientierungswerte bzw. Umweltqualitätsnormen (sekundäres Limit) überschritten werden.



4. Die Aufnahmekapazität der Fließgewässer ist der Anteil des Sumpfungswassers, der unter Beachtung des Orientierungswertes für Chlorid nach Anlage 7 OGeWV im angegebenen Betriebsjahr in die Fließgewässer eingeleitet werden kann.
5. Die Wirkung eines in der Nähe der Einleitstelle bewirtschafteten Zwischenspeichers wird danach bewertet, ob damit die Einhaltung des Orientierungswertes der OGeWV für Chlorid im Vergleich zu einer Direkteinleitung verbessert werden kann.
6. Das unter Pkt. 4 nicht in die Fließgewässer einleitbare hochsalinare Sumpfungswasser kann während der Betriebszeit in einer bergbaulichen Hohlform in der Nachbarschaft des Kupferbergwerkes Spremberg eingestapelt werden, um es entweder zeitverzögert nach Abschluss des Kupferbergbaus weiter in die Fließgewässer abzuschlagen oder zur Flutung des Grubenbaues zu verwenden. Die rechnerische Gesamtmenge des Sumpfungswassers beträgt nach 25 Jahren rund 51 Mio. m<sup>3</sup>.
7. Die mittlere Chloridkonzentration im Stapelraum des Sumpfungswassers nach 25 Betriebsjahren ergibt sich aus den zeitvariabel eingestapelten Sumpfungswässern. Da sich mit laufender Betriebszeit, zunehmendem Volumenstrom und steigender Salzkonzentration des Sumpfungswassers die Einleitbedingungen immer restriktiver gestalten, bildet sich im Stapelraum ein hochsalinates Wasser. Die Werte stehen im Vergleich zur Salinität und Chloridkonzentration des Sumpfungswassers, die gemäß Prognose im 25. Betriebsjahr bei 150.000 mg/L bzw. 85.000 mg/L liegen (vgl. Tabelle 44).
8. Die Leerung des mit hochsalinarem Sumpfungswasser unterschiedlich gefüllten Stapelraumes (siehe Pkt. 6) wird je nach Fließgewässer einen unterschiedlich langen Zeitraum beansprucht. Der Volumenstrom für die Leerung des Stapelraumes wird nach der in Abschnitt 4.4.3 beschriebenen Methodik (siehe Gleichung 4) unter Beachtung eines Zielwertes von 200 mg/L Chlorid ermittelt.
9. Die Festlegung eines Immissionswertes für Chlorid oberhalb des entsprechenden Orientierungswertes der Anlage 7 OGeWV im Sinne einer Ausnahme nach § 30 WHG ohne die Nutzung eines Zwischenspeichers wird auf das 25. Betriebsjahr bezogen und auf volle hundert Milligramm der Chloridkonzentration gerundet. Die Festlegung eines Immissionswertes für Chlorid ist im Falle der Oder mit 300 mg/L darstellbar und wird beispielsweise in der Weser praktiziert [FGG Weser 2021]. Im Falle der anderen betrachteten Fließgewässer Schwarze Elster, Spree und Neiße müssten dagegen deutlich höhere Immissionswerte für Chlorid festgelegt werden, was wasserrechtlich keine Aussicht auf Umsetzung hat.
10. Für das zukünftige Genehmigungsverfahren ist von Bedeutung, dass die Lausitzer Neiße und die Oder Grenzgewässer zur Republik Polen sind.

**Tabelle 72: Vergleich der Einleitvarianten des hochsalinaren Sumpfungswassers des Kupferbergwerkes Spremberg.**

Nr.	Kriterien	Spree	Lausitzer Neiße	Schwarze Elster	Oder
	Gewässertyp	15g	17	15g	20
	Immissionswert für Sulfat in mg/L	200	200	200	200
	Immissionswert für Chlorid in mg/L	200	200	200	200
1	Kürzeste Entfernung vom Betriebsstandort (Luftlinie)	3 km	22 km	44 km	61 km
2	Primäres stoffliches Limit für die Einleitung	(Sulfat)	Chlorid	Sulfat	Chlorid
3	Sekundäres stoffliches Limit für die Einleitung	Chlorid	---	Chlorid	---
4	Aufnahmekapazität für das Sumpfungswasser im 25. Betriebsjahr in Bezug auf Chlorid nach OGewV Anlage 7	23 %	31 %	7 %	58 %
5	Wirkung eines Zwischenspeichers vor der Einleitung	Bis zum 2. Zeitschnitt (10 Jahre)	Keine relevante	Keine relevante	Keine relevante
6	Kumulative Kubatur bei Stapelung des nicht einleitbaren Sumpfungswassers [Mio. m <sup>3</sup> ]	29 (57 %)	25 (48 %)	44 (85 %)	20 (38 %)
7	Chloridkonzentration und Salinität <sup>1)</sup> im Stapelraum [mg/L] nach 25 Betriebsjahren	74.000 123.000	75.000 125.000	70.000 117.000	69.000 115.000
8	Zeitraum zur Leerung des Stapelraumes [a]	33	21	152	11
9	Notwendige Anhebung des Immissionswertes für Chlorid im 25. Jahr zur Gewährleistung der Einleitung ohne Zwischenspeicher	1.000	900	3.600	300
10	Besonderheiten	---	Grenzwässer	---	Grenzwässer

#### 4.4.9 Unsicherheiten

Die Eingangsdaten der Bewertung sind mit unterschiedlich hohen Unsicherheiten behaftet. Die größten Unsicherheiten liegen in der Menge und in der Beschaffenheit des Sumpfungswassers (Abschnitt 4.2.3). Bei der Wahl des Umganges mit dem Sumpfungswasser sollten deshalb Varianten favorisiert werden, die bzgl. dieser Unsicherheit weitgehend flexibel sind.

#### 4.5 Alternativen

Neben der Einleitung des Sumpfungswassers in ein Fließgewässer bieten sich folgende vollwertige Alternativen an, die einzeln oder in der Kombination zur Ausführung gelangen können:

- (1) die anteilige Einleitung in mehrere Fließgewässer.
- (2) das Verpressen in den geologischen Untergrund.
- (3) die Zwischenspeicherung des Sumpfungswassers und die zeitverzögerte Abgabe in die Vorflut und
- (4) die technische Entsalzung des Sumpfungswassers sowie
- (5) die Rückverfüllung in die Grube.

#### 4.5.1 Anteilige Einleitung in mehrere Fließgewässer

Die Betrachtungen in Abschnitt 4.4 haben gezeigt, dass über den gesamten Betriebszeitraum zumindest eine anteilige Einleitung des Sumpfungswasser der KSL in die Spree, die Lausitzer Neiße und die Oder unter Einhaltung des Orientierungswertes für Chlorid von 200 mg/L möglich ist. Vor diesem Hintergrund wurde geprüft, ob eine anteilige Ableitung des Sumpfungswassers in mehrere Fließgewässer unter Einhaltung des Orientierungswertes für Chlorid möglich ist. Aus praktischen Erwägungen kommen für diesen Ansatz nur die Spree und die Lausitzer Neiße in Frage.

Die Bewertung einer anteilige Einleitung des Sumpfungswassers der KSL in die Spree und die Lausitzer Neiße erfolgte anhand der in Abschnitt 4.4.4.4 (Spree) und Abschnitt 4.4.5.4 (Lausitzer Neiße) dokumentierten Daten zu den in die Vorfluter ableitbaren Sumpfungswassermengen (vgl. Bild 34 und Bild 39, Tabelle 73). Die Daten zeigen, dass das Sumpfungswasser-aufkommen bis zum 15. Jahr unter Einhaltung des Orientierungswertes für Chlorid von 200 mg/L anteilig in die Spree und die Lausitzer Neiße abgeleitet werden kann. Ab dem 20. Jahr kann das Sumpfungswasser dann nicht mehr vollständig abgeleitet werden (Tabelle 73). Die vollständige Einleitung ist dann nur mit der Festlegung eines Immissionswertes für Chlorid oberhalb des entsprechenden Orientierungswertes der Anlage 7 OGewV im Sinne einer Ausnahme nach § 30 WHG in einem der beiden Fließgewässer möglich. Dafür würde sich aufgrund des höheren Durchflusses und der damit verbundenen höheren Aufnahmekapazität die Lausitzer Neiße anbieten.

**Tabelle 73: In die Spree und die Lausitzer Neiße unter Einhaltung eines Immissionswertes für Chlorid von 200 mg/L ableitbare Sumpfungswassermengen.**

Größe	Einheit	Zeitschnitte des Kupferbergbaus in Jahren					
		5.	10.	15.	20.	25.	30.
Sumpfungswasseraufkommen	m <sup>3</sup> /s	0,025	0,050	0,075	0,100	0,125	0,150
ableitbare Sumpfungswassermenge Spree	m <sup>3</sup> /s	0,025	0,043	0,039	0,033	0,028	0,024
ableitbare Sumpfungswassermenge Lausitzer Neiße	m <sup>3</sup> /s	0,025	0,044	0,048	0,045	0,039	0,034
Summe ableitbare Sumpfungswassermenge	m <sup>3</sup> /s	0,050	0,087	0,087	0,078	0,067	0,059
Anteil ableitbare Sumpfungswassermenge	%	100	100	100	78	54	39

#### 4.5.2 Verpressen

Die Firma K+S (früher: Kali und Salz AG) Kassel hatte von 2015 bis Ende 2021 die Erlaubnis, 1,5 Mio. m<sup>3</sup>/a Sole zu versenken. Eine Fortführung der Versenkung nach dem 31.12.2021 wurde nicht mehr beantragt. Die Beendigung der Versenkung war im Maßnahmenprogramm des dritten Bewirtschaftungsplanes der Wasserrahmenrichtlinie 2015-2021 festgeschrieben. Als Gründe werden die Bewirtschaftungsziele für die Grundwasserkörper sowie die Reduzierung der diffusen Einträge in die Weser angeführt.

Das Verpressen von Sumpfungswasser setzt einen geeigneten Grundwasserleiter voraus, der in der Lage ist, das entsprechende Volumen aufzunehmen. In der Regel bieten sich hierfür ausgebeutete Erdgas- und Erdöllagerstätten an. Solche Lagerstätten sind in der näheren Umgebung der Kupferlagerstätte Spremberg jedoch nicht verfügbar.

Darüber hinaus ist für das Verpressen von hochsalinarem Sumpfungswasser in tiefe Grundwasserleiter mit einem großen öffentlichen Widerstand zu rechnen, obwohl sich darstellen lässt, dass dadurch Grundwasserkörper im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie nicht betroffen sind.



### 4.5.3 Zwischenstapelung

Eine Alternative zum Umgang mit dem hochsalinaren Sumpfungswasser besteht darin, einen zulässigen Anteil in die Vorflut abzuschlagen und den „Rest“ zu stapeln, um ihn nach dem Abschluss des Bergbauvorhabens zeitverzögert weiterhin dosiert in die Vorflut abzugeben. Dieses Konzept der Zwischenstapelung unterscheidet sich grundlegend von der Zwischenspeicherung an der Vorflut (Abschnitt 4.4.3), die von einer zeitnahen Leerung der Speicher - idealer Weise innerhalb einer Saison ausgeht.

Die Unwägbarkeit dieses Konzeptes besteht darin, dass mit der Laufzeit des Bergbaus sowohl die Menge des Sumpfungswassers als auch dessen Salinität zunehmen (vgl. Tabelle 44).

Als Perspektiven für die Verwendung des gespeicherten salinaren Sumpfungswassers bieten sich an:

- (1) eine dosierte Entnahme und Einleitung in die Vorflut,
- (2) der Verbleib im Zwischenspeicher oder
- (3) die Verwendung zur Flutung der Grubenräume des Kupferbergbaus.

### 4.5.4 Entsalzung

#### 4.5.4.1 Technologieübersicht

Der überwiegende Teil von Solen wird weltweit unbehandelt entsorgt. Über 90 % aller Meerwasserentsalzungsanlagen entsorgen die Solen durch Abschlag ins Meer [Panagopolus et al. 2019]. Die Solen des Kalibergbaus in Deutschland wurden bislang hauptsächlich in den Untergrund verpresst oder in Oberflächengewässer eingeleitet.

In den letzten Jahren hat sich der Fokus auf die technologische Behandlung von Solen verschoben. Bei der Aufbereitung der Sole wird diese in der Regel aufkonzentriert, um ein möglichst geringes Volumen des Abproduktes zu erzeugen, das anschließend entsorgt werden muss. Wenn bei der Behandlung als Abprodukt nur eine feste Phase anfällt, bezeichnet man die Behandlung als Zero Liquid Discharge (ZLD). Im idealen Fall kann die feste Phase verwertet werden. Ein typisches Verfahren für das sogenannte Zero Liquid Discharge (ZLD) besteht aus den drei Behandlungsstufen:

1. Aufkonzentrierung,
2. Verdunstung und
3. Kristallisation.

In der Tabelle 74 sind die wesentlichen Technologien zur Behandlung von Solen mit ihren Verfahrensgrenzen, ihrem spezifischen Energieverbrauch (SEC) und der ihrer Ausbeute dargestellt. Thermische Aufbereitungsverfahren sind generell energieintensiver als elektrische. Sie sind in der Regel nur wirtschaftlich, wenn Abwärme aus anderen Prozessen, z. B. aus der Energiegewinnung, verfügbar ist und günstig genutzt werden kann.

Die Tabelle 74 zeigt, dass die im Kupferbergwerk Spremberg erwarteten Solen an die Verfahrensgrenzen der Membranverfahren reichen und deshalb mit diesen Verfahren nicht mehr effizient behandelt werden können. Membranverfahren taugen als vorbereitender Verfahrensschritt zur Eindickung der Solen. Ein ZLD lässt sich als Verfahrenskombination aus Umkehrosmose (RO), Solenkonzentrator (BC) und Solenkristallisator (BCr) umsetzen.

**Tabelle 74: Übersicht über Technologien zur Behandlung von Solen mit Angabe der Verfahrensgrenzen, des spezifischen Energieverbrauchs und der Ausbeute. Die Ausbeute definiert das Verhältnis des Reinwassers zum Rohwasser.**

Kürzel	Technologie	Art	Verfahrensgrenze g/L	Energieverbrauch kWh/m <sup>3</sup> Reinwasser	Ausbeute %	Bewertung
HPRO	Hochdruckumkehrosmose	Membran	< 150	6-8	10 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Scaling, Fouling</li> <li>▪ Geringe Durchsätze</li> <li>▪ derzeit kleiner Markt</li> </ul>
FO	Vorwärtsosmose	Membran	< 200	1-30	bis 98 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Scaling</li> <li>▪ Energieaufwändige Rückgewinnung der Ziehlösung</li> </ul>
OARO	Osmotisch unterstützte Umkehrosmose	Membran	< 250	6-19	40-70 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Kombination aus RO und FO</li> <li>▪ Aufstrebende Technologie</li> <li>▪ Erzeugt keine Trinkwasserqualität</li> <li>▪ TDS im Output ist einstellbar</li> </ul>
MD	Membrandestillation	Thermisch/Membran	< 250	39-67	70-90 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Aufstrebende Technologie</li> <li>▪ Derzeit kleiner Markt</li> <li>▪ Niedrige Verdunstungstemperaturen: &gt;+50°C</li> </ul>
ED/EDR	Elektrodialyse	Elektrochemisch/Membran	< 200	7-15	70-95 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Scaling</li> <li>▪ Geringe Durchsätze</li> </ul>
MSF	Mehrstufige Entspannungsverdampfung	Thermisch	< 250	12-24	85-90 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Hoher Erfahrungswert aus der Entsalzung von Meerwasser</li> <li>▪ Hohe Verdunstungstemperatur von ca. +90°C</li> </ul>
MED	Multieffektdestillation	Thermisch	< 250	8-21	85-90 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Hoher Erfahrungswert aus der Entsalzung von Meerwasser</li> <li>▪ Hohe Verdunstungstemperatur von ca. +80°C</li> </ul>
BC	Solenkonzentrator	Thermisch	< 300	15-25	bis 99 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Fallfilmverdampfer mit Dampfkompressor</li> <li>▪ Kommerzieller Markt</li> <li>▪ Hochwertiges Material notwendig</li> </ul>
BCr	Kristallisator	Thermisch	keine	45-70	bis 99 %	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Viel Energie für Pumpen zur Zirkulation der Masse mit hoher Viskosität</li> <li>▪ Hochwertiges Material notwendig</li> </ul>



#### 4.5.4.2 Verfahrensauswahl

Als Bemessungsgrößen werden die Prognosezahlen für den Volumenstrom und die Beschaffenheit des Sumpfungswassers nach 25 Jahren Betriebszeit zu Grunde gelegt (vgl. Tabelle 44 und Tabelle 75).

**Tabelle 75: Prognosezahlen für den Volumenstrom und die Beschaffenheit des Sumpfungswassers in den Zeithorizonten des Kupferbergbaus.**

Kennwert	Einheit	Wert
Volumenstrom	L/s	125
Salinität	g/L	150
Chlorid	g/L	84,8
Sulfat	g/L	4,35

Aufgrund des hohen TDS-Gehaltes lassen sich die folgenden Ansätze als alleiniges Verfahren ausschließen:

- die Umkehrosmose (RO),
- die Hochdruckumkehrosmose (HPRO)
- die Elektrodialyse (ED/EDR): der Salzgehalt (TDS) im Zufluss muss für diese Zwecke bei derzeitigen Anlagen unter 80 g/L liegen

Aufgrund der energetischen Nachteile gegenüber einem herkömmlichen BC scheiden folgende Technologien aus wirtschaftlichen Gründen aus:

- die Vorwärtsosmose (FO) und
- die Membrandestillation (MD).

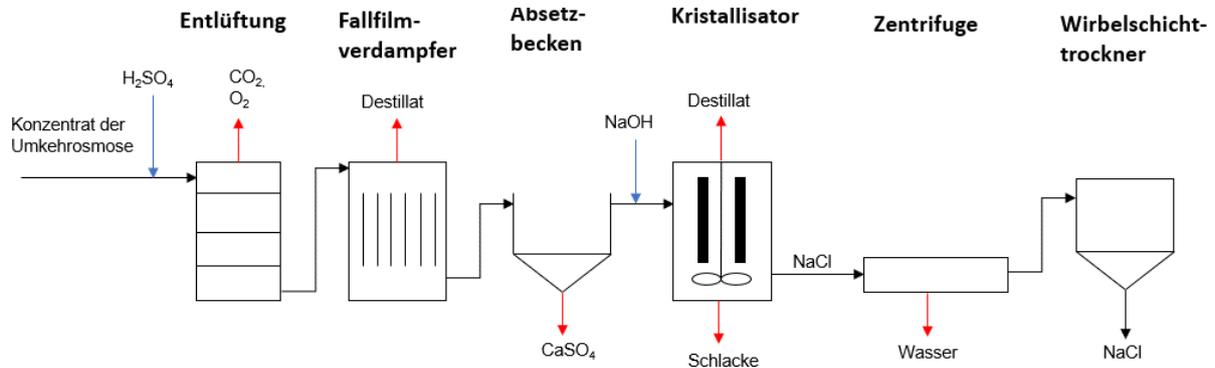
Weiterhin werden die mehrstufige Entspannungsverdampfung (MSF) und die Multi-Effekt-Destillation (MED) ausgeschlossen. Für diese gibt es zwar einen hohen Erfahrungsschatz bei der Entsalzung von Meerwasser, aber bei der Behandlung von Solen wird der Solen-konzentrator (BC) bevorzugt. Ein energetischer Vorteil gegenüber dem BC ist bei der MSF nicht und bei der MED nur geringfügig gegeben.

Der Markt von OARO-Systemen ist aktuell relativ klein. Diese Systeme werden von Hyrec und Gradiant angeboten (Stand Dezember 2021) und wurden auch erfolgreich als Pilotanlagen getestet. Für eine fundierte Aussage zur Anwendbarkeit mit Hinblick auf das Sumpfungswasser des Kupferbergwerkes Spremberg fehlen die Erfahrungswerte zu dieser Technologie.

Für die Auswahl eines geeigneten Verfahrens ist nach derzeitigem Kenntnisstand (Dezember 2021) ein Kombinationsverfahren bestehend aus BC und BCr die geeignete Wahl. Anlagenbauer wie SUEZ und Veolia Water Technologies haben global eine Vielzahl an Anlagen dieser Art gebaut. Als Beispiel hierfür kann die Wasseraufbereitungsanlage des Sumpfungswassers des Kohlebergbaus in Debiensko in Polen genannt werden. Diese Anlage war das weltweit erste ZLD-System, das zur Behandlung von Sumpfungswasser aus dem Kohleabbau zum Einsatz gelangte. Die Anlage ist zur Behandlung von 162 L/s mit einer Salinität von TDS = 8 bis 150 g/L ausgelegt [Xevgenos et. al. 2020]. Das Behandlungsverfahren kann in drei Verfahrensschritten unterteilt werden:

1. eine Vorbehandlung,
2. eine RO-Anlage zur Eindickung der Sole sowie
3. eine thermische Anlage zur Behandlung der Sole der RO-Anlage.

Die thermische Anlage besteht aus zwei BC und einem BCr und behandelt einen Volumenstrom von 4.600 m<sup>3</sup>/d (≈ 53 L/s). In Bild 50 ist ein Fließbild der Wasserbehandlungsanlage mit der Massenbilanz dargestellt. Das Bild 51 zeigt Fotos des BC und des BCr in Debiensko. Ein Teil der Wärme zur Verdunstung wird aus der Abwärme der Kohleverbrennung gewonnen. Der BC ist als Fallfilmverdampfer in vertikaler Bauform ausgeführt. Ein Fallfilmverdampfer hat im Vergleich zu alternativen Technologien einen höheren Wärmeübertragungskoeffizient.



**Fallfilmverdampfer**

$Q_{in}$ : 92 m<sup>3</sup>/h = 25,6 L/s  
 $TDS_{in}$ : 100 g/L  
 $Q_{dest.}$ : 56 m<sup>3</sup>/h = 15,5 L/s  
 $Q_{sole}$ : 32 m<sup>3</sup>/h = 8,9 L/s  
 $TDS_{sole}$ : 300 g/L  
 Sumpf Temp.: 106°C  
 Kondensatordruck: 40 kPa  
 Energieverbr.: 18,5 kWh/m<sup>3</sup>  
 Feed

**Kristallisator**

$Q_{in}$ : 67 m<sup>3</sup>/h = 18,6 L/s  
 $Q_{dest.}$ : 50 m<sup>3</sup>/h = 13,9 L/s  
 $Q_{Schlacke}$ : 10 m<sup>3</sup>/h = 2,8 L/s  
 NaCl Produktion : 12,5 t/h  
 Salz Reinheit: > 99,6 %  
 Kondensatordruck: 85 kPa  
 Energieverbr.: 33,9 kWh/m<sup>3</sup>  
 Feed

**Bild 50:** Behandlungsschema für das RO-Konzentrat des Sumpfungswassers der Kohlemine Debiensko.



**Bild 51:** Solenkonzentrator (links) und Solenkristallisator (rechts) der Kohlemine Debiensko, aus [Xevgenos et. al. 2020].

### 4.5.4.3 Prozessdesign

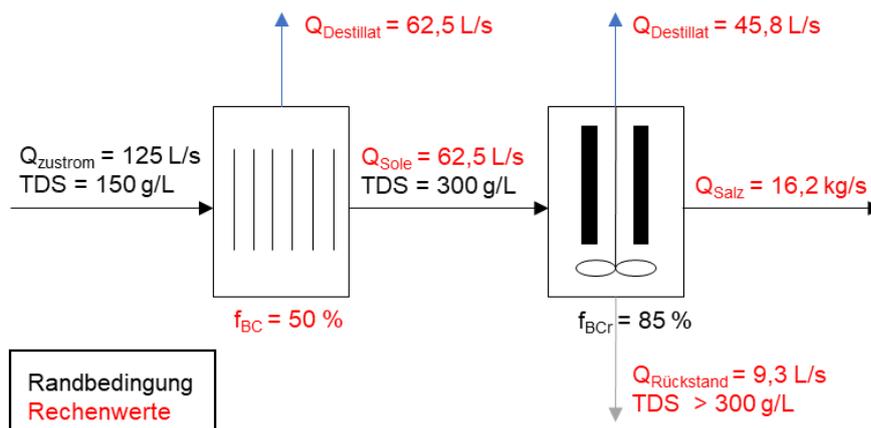
Anhand der Bemessungsgrößen und anlagenspezifischer Daten wurde der Energieverbrauch, die Salzproduktion und die Destillatproduktion für eine zukünftige Wasserbehandlungsanlage des Kupferbergwerkes Spremberg berechnet. Für die Berechnung wurden folgende Vereinfachungen und Annahmen getroffen:

- der TDS-Gehalt fällt überwiegend in Form von NaCl bzw.  $MgCl_2$  aus,
- der TDS-Gehalt im Destillat ist 0 g/L,
- der TDS-Gehalt der Rückstandsschlacke des BCr beträgt 300 g/L und
- der gesamte Output der Sole des BC ist der Input des BCr.

In Bild 52 und Tabelle 76 ist die Volumenstrom- und Massenbilanz dargestellt. Mit einem Zufluss von 125 L/s muss die Aufbereitungskapazität etwa das Doppelte der Anlage in Debiensko (Polen) betragen. Als zu entsorgender Rückstand fallen 9,3 L/s hochkonzentrierter Schlamm an.

**Tabelle 76: Prozessgrößen zur Behandlung von hochsalinarem Sumpfungswasser des künftigen Kupferbergwerkes Spremberg mit BC und BCr.**

Prozessgröße	Einheit	Solenkonzentratoren BC	Kristallisator BCr	Gesamt
Zustrom	L/s	125	62,5	125
Salinität im Zustrom	g/L	150	300	150
Salinität im Abstrom	g/L	300		
Volumenstrom der Sole/Rückstand	L/s	62,5	9,3	9,3
Volumenstrom des Destillats	L/s	62,5	45,8	108,3
Salzproduktion	kg/s	---	16,2	16,2
Spezifischer Energieverbrauch	kWh/m <sup>3</sup> TW	20	50	32,7
Energieverbrauch	kWh/d	108.000	197.900	305.900



**Bild 52: Fließschema mit Volumen- bzw. Massenströmen und TDS-Gehalten.**

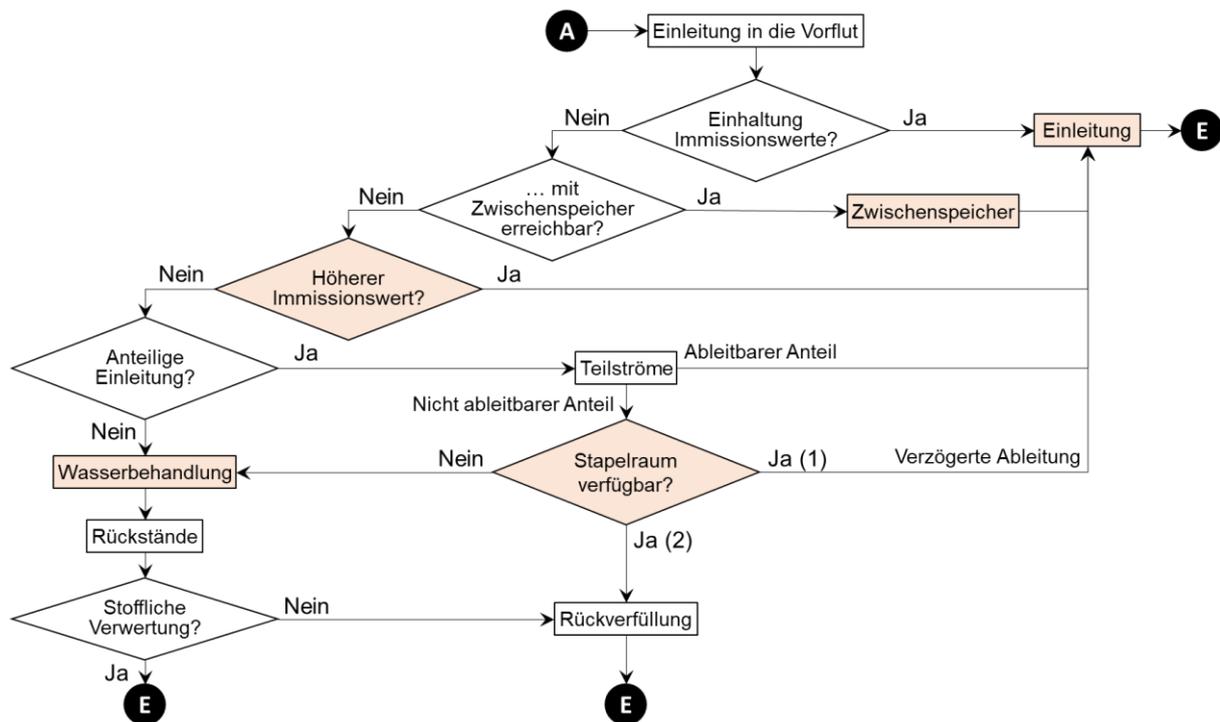
Die hochkonzentrierten Schlämme können im Grubenbau der Kupfererzlagerstätte verwahrt werden (Abschnitt 4.5.5).

### 4.5.5 Rückverfüllung

Nach Abschluss der Ausbeutung der Lagerstätten muss der Grubenbau verwahrt werden. Dazu eignen sich zum Beispiel die Solen aus der Zwischenstapelung (Abschnitt 4.5.3) oder die Rückstände der Entsalzung (Abschnitt 4.5.4).

#### 4.6 Schlussfolgerungen zum Sumpfungswassermanagement

Bei der Exploitation der Kupfererzlagerstätte Spremberg fällt ein hoch salinates Sumpfungswasser in zunehmender Menge und mit zunehmender Salinität im Laufe des Bergbaubetriebs an (Abschnitt 4.2.3). Die Prognosen zur Wassermenge und Wasserbeschaffenheit sind notwendigerweise mit Unschärfen behaftet. Die Erkenntnisse zu den Mengen und zur Beschaffenheit des Sumpfungswasser werden sich erst im Verlaufe der Lagerstättenausbeutung verdichten und präzisieren. Deshalb muss ein Weg gefunden werden, der zugleich einen wirtschaftlichen und einen umweltgerechten Umgang mit dem Sumpfungswasser vereint und Risiken minimiert. Der Entscheidungsbaum für diesen Weg ist in Bild 53 skizziert.



**Bild 53: Entscheidungsbaum für das Flutungswassermanagement zum Kupferbergbau der KSL.**

Der wirtschaftlich und technologisch präferierte Umgang mit dem Sumpfungswasser ist die schadlose **Einleitung in ein Fließgewässer** (Bild 53). Das sollte unter Einhaltung der Immissionswerte für Chlorid in den ersten Betriebsjahren des Kupferbergwerkes in allen Fließgewässern möglich sein. In einem fortgeschrittenen Zustand erreichen die Fließgewässer zu unterschiedlichen Zeitpunkten jedoch ihr Limit für die Einleitung.

Die Aufnahmekapazitäten der Fließgewässer für Salzlasten nehmen in der Reihenfolge Oder, Neiße, Spree und Schwarze Elster ab. Mit einer Ausnahmeregelung von 300 mg/L Chlorid als **weniger strenges Bewirtschaftungsziel** wäre die Einleitung des Sumpfungswassers in die Oder voraussichtlich über die gesamte Betriebsdauer möglich (Bild 53). Vergleichbare Ausnahmen sind für die Neiße nicht geeignet. Für die Neiße ist eine Einleitung in einem fortgeschrittenen Betriebszustand nur noch anteilig möglich. Für die Spree und für die Schwarze Elster kommen Ausnahmeregelungen sowohl aufgrund der hohen Vorbelastung mit Sulfat als auch der geringen Aufnahmekapazität für Chlorid nicht in Betracht.

Die Auswahl der Fließgewässer für die Einleitung des Sumpfungswassers schränkt sich damit auf die Neiße und die Oder ein. Für diese zwei Fließgewässer birgt das Genehmigungsverfahren Risiken, da es sich um Grenzgewässer handelt.



Unter Kosten-Nutzen-Abwägungen ist zu prüfen, ob die Immissionswerte der Fließgewässer durch **Betrieb eines Zwischenspeichers** verbessert werden können (Bild 53). Im Dialog mit den Genehmigungsbehörden ist weiterhin zu klären, ob in Übereinstimmung mit dem Wasser- und Umweltrecht eine Anhebung des Immissionswertes ins Kalkül gefasst werden kann.

Eine Aufteilung des Sumpfungswassers auf zwei oder mehrere Fließgewässer wird nicht in Betracht gezogen.

Die vollständige Einleitung des Sumpfungswassers in ein Fließgewässer einschließlich der zuvor genannten Ergänzungen (Zwischenspeicher, Anhebung des Immissionswertes) kann so lange betrieben werden, bis die zulässige Aufnahmekapazität des Fließgewässers beansprucht ist. In diesem Zustand muss eine weitere Lösung greifen. Dafür kommen entweder ein Stapelraum (Abschnitt 4.5.3), in dem die überschüssigen Salzfrachten zwischengelagert werden können, oder eine Wasserbehandlung in Betracht (Abschnitt 4.5.4).

Das im **Stapelraum** zwischengelagerte Sumpfungswasser kann zu einem späteren Zeitpunkt entweder verzögert in die Fließgewässer abgegeben oder zur Flutung des Grubenbaus nach Abschluss der Bergbautätigkeit verwendet werden (Bild 53). Der erste Ansatz führt die Einleitung des Sumpfungswassers in ein Fließgewässer konsequent zu Ende. Der zweite Ansatz kommt nur durch die Besonderheiten des Standortes in Betracht. Der Braunkohlenbergbau bietet für diesen Zweck zahlreiche Hohlformen mit ausreichender Kubatur.

Ist eine anteilige Einleitung des Sumpfungswassers in ein Fließgewässer aus unterschiedlichen Gründen nicht umsetzbar, ist eine **Behandlung des Sumpfungswassers** erforderlich (Bild 53). Als bevorzugte Lösung für eine Wasserbehandlung kommt eine Kombination aus Umkehrosiose (RO) bis zu einer Salinität von 50 bis 100 g/L, Solenkonzentration (BC) und Solenkristallisation (BCr) in Betracht (Abschnitt 4.5.4.3). Die Wasserbehandlungsanlage kann modular aufgebaut und entsprechend dem Bedarf, d. h. dem wachsenden Anfall an Sumpfungswasser, erweitert sowie entsprechend der veränderlichen Wasserbeschaffenheit verfahrenstechnisch modifiziert werden. Die Wirtschaftlichkeit der Wasserbehandlung lässt sich deutlich verbessern, wenn für die abgeschiedenen Salze und Nebenprodukte eine Verwertung gefunden wird. Die nicht verwerteten Salze und die Rückstandsschlämme der Wasserbehandlung können im Grubenbau verwahrt werden.

Die Option der **Wasserbehandlung** des hochsalinaren Sumpfungswassers nach dem ZLD-Prinzip (Abschnitt 4.5.4.1) hat für den Bergbauunternehmer entscheidende Vorteile: Die technische Lösung ist autark und genehmigungsrechtlich nahezu risikofrei. Sie taugt auch als alleinige Lösung des Sumpfungswassers von Anbeginn des Bergbaubetriebs und wird deshalb als **präferierte Lösung** vorgeschlagen.

## 5 Quellenverzeichnis

- |                  |  |
|------------------|--|
| [AbwV 2004/2022] | Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 20. Januar 2022 (BGBl. I S. 87) geändert worden ist. |
| [AG FGB 2020]    | Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße. – Arbeitsgemeinschaft „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“, Stand: November 2020.   |
| [BbgWG 2012]     | BbgWG - Brandenburgisches Wassergesetz vom 02. März 2012 (GVBl. Nr. 20 vom 24.04.2012 S. 2; 11.07.2014 Nr. 32; 25.01.2016 Nr. 5; 04.12.2017 Nr. 28) Gl.-Nr.: 753-1.  |



- [BGR 2005] Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden: Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. verbesserte und erweiterte Auflage, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.), Hannover, 2005.
- [BGR & SGD 2014] Hydrogeologische Karte von Deutschland 1:200.000, Hintergrundwerte (HÜK200 HGW). Digitale Kartendaten v2.9. Hannover, 2014.
- [FGG Weser 2021] Detaillierter Bewirtschaftungsplan 2021 bis 2027 für die Flussgebietseinheit Weser bezüglich der Salzbelastung gemäß § 83 Abs. 3 WHG in Ergänzung zum Bewirtschaftungsplan 2021 bis 2027 für die Flussgebietseinheit Weser gemäß § 83. Flussgebietsgemeinschaft Weser. Hildesheim, Dezember 2021.
- [Geo BB 2015] Geologie von Brandenburg. Hrsg.: Stackebrandt, W. und D. Franke. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 2015. ISBN 978-3-510-65295-2.
- [Geo SN 2008] Geologie von Sachsen I. Geologischer Bau und Entwicklungsgeschichte. Hrsg.: Pälchen W. und H. Walter. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 2008. ISBN 978-3-510-65239-6.
- [Geo SN 2009] Geologie von Sachsen II. Georessourcen, Geopotenziale, Georisiken. Hrsg.: W. Pälchen. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 2009. ISBN 978-3-510-65249-5.
- [GFE 1972] 2. Zwischeninformation über die hydrogeologischen Verhältnisse im Feld Graustein des Objektes Kupfer Spremberg-Graustein. Bearbeiter: Seeliger. VEB Geologische Forschung und Erkundung, Betriebsteil Freiberg, 28.09.1972. VD GF22/239/72/1/1-91 (MK Archiv-Nr. A0334)
- [GFE 1974] Expertise zur Problematik hydrologischer und hydrochemischer Langzeitbeobachtungen an Buntsandsteinsonden des Objektes Kupfer Spremberg. Bearbeiter: . VEB Geologische Forschung und Erkundung, Betriebsteil Freiberg, 06.02.1974. VD GF23/6/74/1/1-32 (MK Archiv-Nr. A0337)
- [GFE 1975] 1. Zwischenbericht über Ergebnisse der Sondenüberwachung im mittleren Buntsandstein. Objekt: Kupfer Spremberg. Bearbeiter: Seeliger. VEB Geologische Forschung und Erkundung, Betriebsteil Freiberg, 1975. VD GF3/23/75/3/1-35 (MK Archiv-Nr. 1227)
- [GMB 2010] Prüfbericht EB 10/076: Korngrößenverteilung. Gesellschaft für Montan- und Bautechnik mbH, Senftenberg, 02.12.2010.
- [GrwV 2010/2017] Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasser-Verordnung – GrwV) vom 09. November 2010, BGBl. I S. 1513, zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I S. 1044).
- [GUB 2012] Ermittlung der Scherfestigkeit von Tailingsmaterial. Prüfergebnisse bodenphysikalischer Laboruntersuchungen. G.U.B. Ingenieur AG, Lauta, 06.01.2012.
- [GUB 2022] Both, F.-J.: Konzeption des Mineralstoffmanagements. Fortschreibung und Aktualisierung. G.U.B. Ingenieur AG, Hauptniederlassung Zwickau, Zwickau, 28.02.2022.
- [IWB & ERGO 2013] Bestimmung der Lösekinetik der Aufbereitungsrückstände des Kupferbergwerkes Spremberg. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann und ERGO Umweltinstitut GmbH Dresden, 28. März 2013. [Interne Projekt-Nr. 22/12]
- [IWB 2013] Bestimmung der Lösekinetik der Aufbereitungsrückstände des Kupferbergwerkes Spremberg. 1. Ergänzung: Bewertung der Variante B „Verspülen in einen Bergbaufolgesee nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV)“. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 01. Juli 2013. [Interne Projekt-Nr. 22/12]



- [IWB 2015] Chemische Wechselwirkungen zwischen den Aufbereitungsrückständen des Kupferbergwerkes Spremberg und dem Eisenhydroxidschlamm bei einer Verspülung in den Bergbaufolgesee Spreetal-Nordost. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31. Juli 2015. [Interne Projekt-Nr. 33/13]
- [Käß & Käß 2008] Käß, W. und H. Käß: Deutsches Bäderbuch. 2. vollständig überarbeitete Auflage. Hrsg.: Vereinigung für Bäder- und Klimakunde e. V. E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 2008, ISBN978-3-510-65241-9.
- [LAG 2010] Prüfbericht 10/00921: Getrocknete Tailings aus der Kupferaufbereitung (Siebanalyse). Lausitzer Analytik GmbH Schwarze Pumpe, 02.11.2010.
- [LAG 2011] Prüfbericht 11/00484: Tailingsuntersuchungen (Schwefel, Kohlenstoff, Neutralisationspotential, Königswasseraufschluss, Eluat). Lausitzer Analytik GmbH Schwarze Pumpe, 16.06.2011.
- [LFU 2021] Daten des Landesamtes für Umwelt: Wasserschutzgebiete des Landes Brandenburg. Stand: 14.07.2021. <https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/service/geoinformationen/> [abgerufen am 21.03.2022]
- [Liedtke & Vasters 2008] Liedtke, M. und J. Vasters: Renaissance des deutschen Kupferschieferbergbaus? Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover 06.08.2008.
- [Mason & Moore 1985] Mason, B. and C. B. Moore: Grundzüge der Geochemie. Übers. u. bearb. von G. Hintermaier-Erhard. Stuttgart, Enke, 1985. ISBN 3-432-94611-2.
- [MK 1973] Wasserzuflüsse in der Kupfererzlagerstätte Spremberg/Graustein. 1. Überarbeitung. Bearbeiter: G. Hlawatschke. VEB Mansfeld Kombinat W. Pieck, 1973. VD T/59/73/2/1-7 (MK Archiv-Nr. 0049)
- [MK 1974a] Hydrogeologischen Untersuchungen Spremberg. Teilbericht Grubenwasserbeseitigung Kupfererzschachtanlage Spremberg. Bearbeiter: G. Hlawatschke. VEB Mansfeld Kombinat W. Pieck, März 1974. VD T/102/74/1-10 (MK Archiv-Nr. 0036)
- [MK 1974b] Hydrogeologischen Untersuchungen Spremberg. Einschätzung der Wasserzuflüsse zur Kupfererzlagerstätte Spremberg. Bearbeiter: G. Hlawatschke. VEB Mansfeld Kombinat W. Pieck, Mai 1974. VD T/115/74/1-15 (MK Archiv-Nr. 0434)
- [MK 1974c] Abschlussbericht zum F/E-Thema „Hydrogeologische Untersuchungen für TÖS Spremberg“. Bearbeiter: G. Hlawatschke. VEB Mansfeld Kombinat W. Pieck, Eisleben, 31.10.1974. VD T180/74/71-89 (MK Archiv-Nr. 0213)
- [OGewV 2016/2020] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer „Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist“
- [Panagopoulos et al. 2019] Panagopoulos, A.; K.-J. Haralambous and M. Loizidou: Desalination brine disposal methods and treatment technologies. – A review, Science of the total Environment, Athen, 2019.
- [Rösler & Lange 1975] Rösler, H.-J. und H. Lange: Geochemische Tabellen. 2., stark überarbeitete und erweiterte Auflage. Leipzig: VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 1975.
- [Seim & Tischendorf 1990] Seim R. und G. Tischendorf (Hrsg.): Grundlagen der Geochemie. VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig, 1990. ISBN 10: 3342004029, ISBN 13: 9783342004028.



- [Shvarzev 1982] Shvarzev, s. L.: Osnovy gidrogeologij. Hidrogeochimija. Izd. Nauka. Sibirskoje otdelenje. Novosibirsk, 1982 (russ.).
- [TrinkwV 2016/2021] Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. September 2021 (BGBl. I S. 4343) geändert worden ist.
- [UIT 2011] Update of UIT conception of mine water treatment plant at KSL, Umwelt- und Ingenieurtechnik GmbH Dresden, Dezember 2011.
- [Uhlmann & Schurink 2017] Uhlmann W. und E. Schurink: Bestimmung der Lösekinetik der Aufbereitungsrückstände des Kupferbergwerkes Spremberg. Fachgespräch bei der GL4. Cottbus, 29.03.2017. [Interne Projekt-Nr. ohne]
- [VEM 2009] Geologische Schnitte Grausteiner Rinne. Vattenfall Europe Mining AG, Cottbus, 2009.
- [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.
- [Xevgenos et. al. 2020] Xevgenos D.; Tourkodimitri K. P.: Demonstration of an advanced technique for eliminating coal mine wastewater (brines) combined with resource recovery, Deliverable A.2 Preliminary Circular Economy Plan for the coal mine sector in poland, LIFE PROGRAMME der Europäischen Kommission, LIFE18 ENV/GR/000019, September 2020, <https://brinemining.eu/wp-content/uploads/2021/05/A.2.pdf> [zuletzt aufgerufen am 14.02.2022]