

Wissenschaftlich-technisches Projekt
- Gewässergüte Tagebauseen Lausitz -

b-tu
Brandenburgische
Technische Universität
Cottbus

Institut für
Wasser und Boden



LMBV
Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH



„Perspektive See“

Zum Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit
in den Lausitzer Bergbaufolgeseen

Abschlussbericht Projektzeitraum 2008 – 2012

Wissenschaftlich-technisches Projekt
- **Gewässergüte Tagebauseen Lausitz** -

„Perspektive See“

**Zum Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den
Lausitzer Bergbaufolgeseen**

Abschlussbericht Projektzeitraum 2008 – 2012



Cottbus, Dresden - Dezember 2012

Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz

Titel: Abschlussbericht Projektzeitraum 2008 - 2012

Auftraggeber: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-
Verwaltungsgesellschaft mbH

Projektbeauftragter: Dr.-Ing. F.-C. Benthaus, Dr. O.Totsche

Auftrags-Nummer: 45041533

Auftragnehmer: Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Projektleiter: Prof. Dr. rer. nat. habil. U. Grünewald

Projektkoordination: Dr.-Ing. D. Schoenheinz

Bearbeiter: BTU Cottbus, LS Hydrologie und Wasserwirtschaft
Dipl.-Ing. R. Ender
Dipl.-Ing. P. Fleischhammel
Prof. Dr. U. Grünewald
Dipl.-Geol. A. Schapp
Dr.-Ing. D. Schoenheinz
Dipl.-Hydr. S. Schümberg

IWB - Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann
Dipl.-Geoökol. D. Seiler
Dr. W. Uhlmann
Dipl.-Hydr. K. Zimmermann



Prof. U. Grünewald
(Projektleiter)

Inhalt

Inhalt	3
Tabellenverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis.....	6
1 Einleitung.....	11
2 Sanierung des regionalen Wasser- und Stoffhaushaltes in der Lausitz	13
2.1 Neue und flexible Lösungsansätze für die bergbaulichen Hinterlassenschaften.....	13
2.2 Sicherung der Sanierung durch wissenschaftlich-technische Projektbegleitung.....	15
2.3 Überblick zu den Bergbaufolgeseen in der Lausitz	16
3 Hydrochemie von Bergbaufolgeseen.....	21
3.1 Stoffquellen.....	21
3.2 Maßgebende hydrochemische Prozesse.....	22
3.3 Acidität und Pufferung.....	26
3.4 Hydrochemische Muster	29
4 Prognose der Wasserbeschaffenheit von Bergbaufolgeseen	30
4.1 Methodik der Beschaffenheitsprognose.....	30
4.2 Räumliche Diskretisierung und Berücksichtigung unterschiedlicher Stoffeinträge..	31
4.3 Von der Prognose zum Planungsinstrument.....	35
4.4 Problemstoffe und spezifische (Modell-)Lösungen.....	36
4.5 Trophische Bewertung von Bergbaufolgeseen.....	39
5 Bergbaufolgeseen in den Einzugsgebieten der Spree und der Schwarzen Elster in ihren unterschiedlichen Ausprägungen.....	44
5.1 Einzugsgebiet der Oberen Spree.....	44
5.1.1 Einzugsgebiet, hydrologische Verhältnisse und Nutzungsvorstellungen für die Bergbaufolgeseen	44
5.1.2 Das SB Bärwalde als wasserwirtschaftlicher Speicher und Erholungssee	47
5.1.3 Das Speichersystem LOHSA II als Beispiel für eine langfristig notwendige Wassergütebewirtschaftung	52
5.2 Einzugsgebiet der Mittleren Spree.....	58
5.2.1 Einzugsgebiet, hydrologische Verhältnisse und Nutzungsvorstellungen für die Bergbaufolgeseen	58
5.2.2 Der Klinger See als Landschafts- und Erholungssee	61
5.2.3 Der Gräbendorfer See als Beispiel einer erfolgreichen Fremdflutung	64

5.2.4	Der Lichtenauer und der Schönfelder See - zwei ungleiche Nachbarn	68
5.3	Einzugsgebiet Schwarze Elster	73
5.3.1	Einzugsgebiet, hydrologische Verhältnisse und Nutzungsvorstellungen für die Bergbaufolgeseen	73
5.3.2	Das Seensystem Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch.....	78
5.3.3	Die Erweiterte Restlochkette bis Meuro als Beispiel eines stark vernetzten Seensystems	83
5.3.4	Die Kleine Restlochkette Lauchhammer als Natur- und Landschaftsseen	88
6	Bewirtschaftung und Steuerung der Wasserbeschaffenheit in Fließgewässern und angebundenen Bergbaufolgeseen	92
6.1	Grundkonzepte der wassergütewirtschaftlichen Steuerung und Bewirtschaftung im bergbaulichen Sanierungsgebiet	92
6.2	Gütesteuermmodell Spree (GSM Spree)	93
6.3	Wassergütebewirtschaftungsmodell Obere Spree	97
6.4	Wassergütebewirtschaftungsmodell Schwarze Elster	105
7	Weitere Themenfelder	110
7.1	Langfristige Sicherung der Nachsorge	110
7.2	Technologische Maßnahmen zur Behandlung von Bergbaufolgeseen.....	111
7.3	Einbeziehung der Bergbaufolgeseen in die Hochwasservorsorge.....	114
7.4	Berücksichtigung der Auswirkungen des möglichen Klimawandels auf die Bergbaufolgeseen.....	116
7.5	Bergbaufolgeseen im Kontext mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie	119
8	Fazit und Ausblick	121
9	Literaturverzeichnis	123

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Maßnahmen zur Gewässerentwicklung und Flutungsstand Dezember 2012 (LMBV 2012b) ausgewählter Bergbaufolgeseen.....	18
Tabelle 3-1:	Pyrit- und Markasitverwitterung in Kippen	21
Tabelle 3-2:	Pufferreaktionen in Kippen	22
Tabelle 3-3:	Prozesse der Eisenoxidation, -hydrolyse und -fällung	23
Tabelle 3-4:	Relative Bedeutung der Stoffeinträge in Bergbaufolgeseen während ihrer maßgeblichen Entwicklungsphasen	25
Tabelle 3-5:	Reaktionen bei der Neutralisation mit Natronlauge	26
Tabelle 3-6:	Wasserbeschaffenheit in ausgewählten juvenilen Bergbaufolgeseen der Lausitz bei Grundwassereigenaufgang.....	28
Tabelle 3-7:	Hydrochemische Muster von Bergbaufolgeseen.....	29
Tabelle 4-1:	Problematrix saurer Tagebauseen	37
Tabelle 4-2:	Messgrößen zur Trophiebestimmung (LAWA 1999)	40
Tabelle 4-3:	Bewertungsstufen 1 bis 7 in Abhängigkeit vom trophischen Istzustand und vom Referenzzustand (LAWA 1999).....	40
Tabelle 4-4:	Trophischer Zustand und trophierelevante Merkmale ausgewählter Lausitzer Bergbaufolgeseen, Juni 2012	43
Tabelle 5-1:	Hydrologische Grunddaten von Pegeln im Einzugsgebiet der Oberen Spree (LfULG 2012, 2012a, 2012b).....	45
Tabelle 5-2:	Talsperren im Einzugsgebiet der Oberen Spree (LfUG 2002, LTV 2010, IKSE 2005).....	46
Tabelle 5-3:	Ausgewählte morphometrische und wasserwirtschaftliche Kennzahlen des SB Bärwalde, des Speichersystems LOHSA II und des Scheibesees	46
Tabelle 5-4:	Ausgewählte Parameter zur Wasserbeschaffenheit im SB Bärwalde, Speichersystem LOHSA II und Scheibensee (LMBV 2012c) im Vergleich zu den Ausleitkriterien	47
Tabelle 5-5:	Vergleich der Ausleitkriterien mit Spannweite und Median der Messungen im nördlichen Seebereich (Epilimnion und Oberfläche), Zeitraum 2010 und 2011 (LMBV 2012c)	50
Tabelle 5-6:	Hydrologische Grunddaten von Pegeln im Einzugsgebiet der Mittleren Spree (LUGV 2012)	59
Tabelle 5-7:	Ausgewählte morphometrische Kennzahlen von Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Mittleren Spree	60
Tabelle 5-8:	Ausgewählte Parameter zur Wasserbeschaffenheit von Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Mittleren Spree (LMBV 2012c)	60
Tabelle 5-9:	Hydrologische Grunddaten von Pegeln an der Schwarzen Elster und ausgewählter Nebenflüsse (LfULG 2012, 2012a, 2012b, LUGV 2012, LHW 2012).....	74
Tabelle 5-10:	Nutzungen der Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochkette (ITLS 2008, REK 2003, RGP 2010)	75
Tabelle 5-11:	Ausgewählte morphometrische Kennzahlen von Bergbaufolgeseen im Endzustand im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (LMBV 2012b, BTU 2009a, BTU 2010a, BTU 2011a)	76

Tabelle 5-12:	Ausgewählte Parameter zur Wasserbeschaffenheit von Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (LMBV 2012c)	77
Tabelle 7-1:	Entwicklung der mittleren Zuflüsse MQ zur Talsperre Bautzen für unterschiedliche WEREX-Klimaszenarien (nach LTV, 2009)	117

Abbildungsverzeichnis

Bild 2-1:	Ableitung von Sumpfungswasser des aktiven und Sanierungsbergbaus in die Schwarze Elster und die Spree	13
Bild 2-2:	Volumen der Bergbaufolgeseen (Mio. m ³), Stand Dezember 2012 (LMBV 2012b).....	19
Bild 2-3:	Übersichtsdarstellung zum Lausitzer Braunkohlerevier und zur Bergbaufolgelandschaft, Stand 2011	20
Bild 3-1:	Stoffeinträge und chemische Prozesse in sauren Bergbaufolgeseen, nach (LUA 2001)	23
Bild 3-2:	Stabilitätsbereiche der Eisenminerale Ferrihydrit, Schwertmannit und H-Jarosit im pH-pe-Diagramm des Eisens (schematisch).....	24
Bild 3-3:	Pufferkurve und chemische Zusammensetzung der Ausfällungen bei Titration des sauren Seewassers aus dem Bergbaufolgesee Restloch 111 (Plessa) mit Natronlauge (nach Totsche 2006)	27
Bild 3-4:	Habitus der separierten Ausfällungen bei Titration des sauren Seewassers aus Bergbaufolgeseen Restloch 111 (Plessa) mit Natronlauge (nach Totsche 2006).....	27
Bild 3-5:	Kennzeichnung der komponentenspezifischen Acidität in ausgewählten Bergbaufolgeseen der Lausitz	28
Bild 4-1:	Modellierung der Wasserbeschaffenheit eines Bergbaufolgesees nach dem Grundprinzip der Stoffmengenbilanzierung.....	30
Bild 4-2:	Räumliche Modellhierarchien für Bergbaufolgeseen.....	31
Bild 4-3:	Räumliche Diskretisierung des Grundwasserströmungsmodells der LMBV im Bergbaufolgesee Burghammer und Unterscheidung nach Herkunftsbereichen (LMBV 2010c)	32
Bild 4-4:	Berechneter Masseneintrag durch Windwellenerosion im Speicherbecken Bärwalde.....	33
Bild 4-5:	Modellbildung für den pH-abhängigen Wirkungsgrad von Kalksteinmehl und Kalkhydrat bei der In-lake-Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen	34
Bild 4-6:	Prognose des pH-Wertes im Bergbaufolgesee Burghammer für zwei Szenarien des Flutungsbeginns mit Oberflächenwasser aus der Kleinen Spree (BTU 1996)	35
Bild 4-7:	Prognose des pH-Wertes im Speicherbecken Burghammer für das Beispiel Staubewirtschaftung und regelmäßige In-lake-Bekalkungen (IWB 2012)	36
Bild 4-8:	Logistische Wachstumsfunktion, Monod-Kinetik der Abbaurate und resultierende Substratkonzentration (Parametrisierung exemplarisch).....	38
Bild 4-9:	Gemessene und berechnete Ammoniumstickstoff-Konzentration im Speicherbecken Burghammer im Zeitraum der In-lake-Neutralisation	39
Bild 4-10:	Trophische Bewertung natürlicher Seen nach LAWA (1999)	40

Bild 4-11:	Anpassung des Prognosemodells zur trophischen Bewertung von Bergbaufolgeseen	41
Bild 5-1:	Fließschema Gebiet der Oberen Spree	44
Bild 5-2:	Mittlerer Jahresabfluss MQ an Pegeln im Oberen Spreegebiet (LfULG 2012).....	45
Bild 5-3:	Lage des SB Bärwalde zwischen Spree und Schwarzem Schöps einschließlich Überleitern, Hydroisohypsen 2011 [m NHN].....	48
Bild 5-4:	Tagebau Bärwalde, oben: 1996, unten: 2009 (Fotos: BTU)	49
Bild 5-5:	Flutungsmengen und Entwicklung des Wasserstands im SB Bärwalde (LMBV 2012e).....	50
Bild 5-6:	Entwicklung der Parameter pH-Wert [-] und Sulfat [mg/L] 2005 bis 2011	51
Bild 5-7:	Lage des Speichersystems LOHSA II	52
Bild 5-8:	Flutungs-, Füllstands- und pH-Wert-Entwicklung im SB Dreiweibern (IWB 2010a).....	53
Bild 5-9:	Flutungs-, Füllstands- und pH-Wert-Entwicklung im SB Lohsa II (IWB 2010a).....	54
Bild 5-10:	Flutungs-, Füllstands- und pH-Wert-Entwicklung im SB Burghammer (IWB 2010a).....	55
Bild 5-11:	Prognose des pH-Werts im SB Burghammer unter dem Einfluss der Staubewirtschaftung und der regelmäßig wiederholten In-lake-Neutralisation (BTU 2012a).....	56
Bild 5-12:	Prognostische Mittelwerte und Spannbreiten der Säurekapazität KS _{4,3} im Speichersystem LOHSA II für unterschiedliche Varianten der Speicherbewirtschaftung (BTU 2005).....	57
Bild 5-13:	Fließschema Gebiet der Mittleren Spree	58
Bild 5-14:	Übersicht zum Bergbaufolgesees Klinger See.....	61
Bild 5-15:	Blick über den Klinger See auf die Kippenseite des Tagebaus Jänschwalde (Foto: BTU 2011)	61
Bild 5-16:	Flutungs- und Füllstandsentwicklung im Klinger See bis Ende 2011 (BTU 2011).....	62
Bild 5-17:	Prognostizierter Verlauf des pH-Wertes im Klinger See bis 2020 für zwei Flutungsvarianten (BTU 2011)	63
Bild 5-18:	pH-Messwerte in verschiedenen Tiefenstufen des Klinger Sees (BTU 2011).....	63
Bild 5-19:	Lage des Gräbendorfer Sees, Hydroisohypsen 2011 [m NHN]	65
Bild 5-20:	Restloch Gräbendorf 1996 (oben) und Gräbendorfer See 2005 (unten), (Fotos: BTU 1996 und 2005)	66
Bild 5-21:	Flutungsmengen aus dem Südumfluter der Spree und Wasserstandsentwicklung des Gräbendorfer Sees	67
Bild 5-22:	Beschaffenheitsentwicklung Gräbendorfer See am Beispiel des pH-Wertes in Abhängigkeit der Flutung.....	68
Bild 5-23:	Tiefenabhängige pH-Wert-Entwicklung im Gräbendorfer See.....	68
Bild 5-24:	Grundwasserströmungsraum, Hydroisohypsen 2011 [m NHN] und Acidität bzw. Alkalinität in den pleistozänen Rinnen und den Kippenbereichen der Bergbaufolgelandschaften Schlabendorfer Felder (links) und Seeser Felder (rechts).....	69

Bild 5-25:	Lichtenauer See 1997 und 2003 (Fotos: BTU 1996 und 2003)	70
Bild 5-26:	Schönfelder See 1997 und 2007 (Fotos: BTU 1997 und 2007)	72
Bild 5-27:	Fließschema Gebiet der Schwarzen Elster	73
Bild 5-28:	Übersicht über das Bergbaufolgeseensystem Lugteich-Kortitzmühle- Laubusch, Hydroisohypsen 2011 [m NHN].....	78
Bild 5-29:	Erika-See - ehemaliges Absetzbecken Laubusch für Industrieabwässer im Jahr 2004 (oben) und 2011 (unten), (Fotos: BTU).....	79
Bild 5-30:	Entwicklung des pH-Wertes und der Eisen-gelöst-Konzentration im nördlichen Teilbecken („Klärteich“) des BFS Lugteich	80
Bild 5-31:	Entwicklung des pH-Wertes im Erika-See unter dem Einfluss der erhöhten Einleitung von saurem Seewasser aus dem BFS Heide VI (LMBV 2012c).....	81
Bild 5-32:	Berechnete Entwicklung des pH-Wertes im Erika-See für unterschiedliche Zuflüsse aus dem BFS Heide VI.....	82
Bild 5-33:	Mindestdauer einer Wasserstandsabsenkung am BFS Heide VI als Funktion der abzusenkenden Staulamelle.....	82
Bild 5-34:	Lage der Erweiterten Restlochkette	83
Bild 5-35:	Flutungsbauwerke in der Erweiterten Restlochkette, links: Einlaufkaskade Oberer Landgraben zum Sabrodter See (Foto: IWB 2006), rechts: Flutung Großräschener See (Foto: LMBV 2007).....	84
Bild 5-36:	Stand der Flutung in den Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochkette, Juni 2012	85
Bild 5-37:	pH-Wert und Acidität der Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochkette	86
Bild 5-38:	Prognose des pH-Wertes im Sedlitzer See (BTU 2009b)	86
Bild 5-39:	Exemplarischer Einsatz- und Kapazitätsplan für die Neutralisation der Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochkette, (IWB 2009b)	87
Bild 5-40:	Übersicht über die Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochkette (Lauchhammer), Hydroisohypsen 2011 [m NHN].....	88
Bild 5-41:	Blick über die Bergbaufolgelandschaft Grünhaus (ehemaliger Tagebau Kleinleipisch), Foto: LMBV (2010).....	89
Bild 5-42:	pH-Wert, Acidität und Sulfatgehalt in den Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochkette (Daten: LMBV 2012c).....	90
Bild 5-43:	Beispiel Bergheider See: Flutungs- und Füllstandsentwicklung sowie Messergebnisse und Prognose der pH-Werte bei In-lake-Neutralisation ab Januar 2014.....	90
Bild 6-1:	Zeithorizonte bei Bewirtschaftung und Steuerung der Wasserbeschaffenheit in Fließgewässern und Bergbaufolgeseen	92
Bild 6-2:	Wasserhaushaltliche und stoffliche Kopplung deterministischer Blockmodelle für Bergbaufolgeseen, Fließgewässer und Grundwasser	93
Bild 6-3:	Kontroll- und Steuerstruktur der wasserwirtschaftlichen Sanierung und Stellung der Modelle GRMSTEU und GSM Spree	93
Bild 6-4:	Schematische Darstellung des GSM Spree Modellkonzeptes.....	94
Bild 6-5:	Schematische Darstellung des Modellgebietes des GSM Spree und der integrierten Steuerelemente (rote Quadrate)	95
Bild 6-6:	Konzeptschema des Meldesystems zur zeitnahen Bereitstellung von Beschaffenheitsdaten für das GSM Spree	96

Bild 6-7:	Anpassung des Gütesteuermodells an die Ergebnisse einer Stichtagsmessung	97
Bild 6-8:	Luftbild des SB Lohsa II mit Blickrichtung Nordosten zum Scheibensee (links) und SB Burghammer (Foto: LMBV 2009).....	98
Bild 6-9:	Systemschema des Wassergütebewirtschaftungsmodells Obere Spree	99
Bild 6-10:	Geohydraulische Fälle an der Grenze zwischen See und Grundwasser.....	100
Bild 6-11:	Anpassung der Hysterese Modelle für den Grundwasserzustrom aus dem Hangenden Süd, der Kippe Nordwest und dem Hangenden Ost des Bergbaufolgesee SB Bärwalde.....	101
Bild 6-12:	Dynamik der Grundwasser-Volumenströme in ausgewählten Bilanzbereichen der SB Lohsa II (oben) und SB Burghammer (unten) infolge der Bewirtschaftung des SB Lohsa II für eine WBalMo-Realisierung (mittels abgeleitetem Hysterese Modell berechnet).....	102
Bild 6-13:	Fernwirkung der Ausleitung des Bergbaufolgesees Burghammer auf die Sulfatkonzentration der Spree in Zerre über die Kleine Spree.....	103
Bild 6-14:	Prognostische Entwicklung der Sulfatkonzentration im Bergbaufolgesee Burghammer mit Darstellung des statistischen Erwartungsbereiches der Prognose (Berechnungen mit dem Wassergütebewirtschaftungsmodell Obere Spree).....	104
Bild 6-15:	Überleiter 12 (im Bau) zwischen Geierswalder (oben) und Senftenberger See (unten) mit Untertunnelung der Schwarzen Elster (Foto: LMBV 2012)	105
Bild 6-16:	Systemschema des Gütebewirtschaftungsmodells Schwarze Elster	106
Bild 6-17:	Prognose der Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster zwischen Neuwiese und Elsterwerda (Berechnungen mit dem Wassergütebewirtschaftungsmodell Schwarze Elster).....	108
Bild 7-1:	Schema der Informationsflüsse zur Kopplung der für die langfristige Sicherung der Nachsorge maßgeblichen Modelle.....	111
Bild 7-2:	Schema der Informations- und Datenflüsse zur Umsetzung des Prinzips der ständig arbeitenden Modelle (SAM) am Beispiel der wissenschaftlichen Begleitung einer In-lake-Wasserbehandlung	113
Bild 7-3:	Vergleich der Stau- bzw. Nutzräume eines Tagebausees und einer Talsperre im Vergleich zu ihren Gesamtvolumina bzw. -stauräumen	115
Bild 7-4:	Auswirkungen veränderter WEREX-Projektionen auf die Bewirtschaftung der Talsperre Bautzen im Regelbetrieb (nach LTV 2009).....	117
Bild 7-5:	Bearbeitungsschema zur Berücksichtigung der Auswirkungen des Klimawandels bei der Gewässergütebewirtschaftung am Beispiel des SB Bärwalde (BTU 2010b).....	118

1 Einleitung

Weltweit werden mehr als 80 % der Mineralgewinnung im Tagebaubetrieb realisiert (Younger 2004). Das betrifft Metallerze, Stein- oder Braunkohle und Rohstoffe für die Bauindustrie wie Sand oder Kies. In Folge des obertägigen Abbaus entstanden und entstehen eine Vielzahl von bergbaulichen Hohlformen. Diese sogenannten Restlöcher werden je nach den wirtschaftlichen und technischen Bedingungen der Bergbauunternehmen und den berg- und umweltrechtlichen Rahmenbedingungen der Staaten vollständig oder teilweise verfüllt, in der Regel mit Abraum. Andere werden bergmännisch nicht verfüllt. In diesen offenen oder nur teilweise verfüllten Gruben bilden sich bei entsprechender Lage zum Grundwasserspiegel Bergbaufolgeseen unterschiedlichster Ausprägung. Sie reichen von einzelnen, relativ kleinen, kraterseeartigen Steinbruchseen bis zu riesigen Binnenseen.

Dort, wo die aktiven Tagebaue in die Grundwasserkörper eingreifen, zerstören sie ganz oder teilweise deren Struktur und Wechselwirkung, deren Speicher- und Pufferungsvermögen. Der Landschaftswasserhaushalt wird erheblich aus dem Gleichgewicht gebracht. Gleichzeitig unterliegen derart betroffene Regionen bergbaubedingter Versauerung und Kontamination. Damit existiert weltweit eine stoffhaushaltliche Herausforderung, die vor allem auf der Freilegung, Oxidation und Lösung von sulfidischen und metallischen Mineralen von Kohlebegleitern bzw. –bestandteilen beruht („Acidic Mine Drainage – AMD“).

Der wichtigste wasserbeschaffenheitsrelevante Einfluss des Braunkohlebergbaus geht von der Versauerung als Folge der Oxidation der in den kohlebegleitenden Schichten vorhandenen Sulfidminerale (Pyrit und Markasit) aus. Insbesondere beim Abtragen und Umlagern der Deckschichten in den Tagebauen erfolgt eine intensive Belüftung und eine Oxidation dieser Mineralien, siehe z. B. Singer und Stumm (1970). Im Zuge der Wasserabsenkung und Wasserhaltung bei der Trockenlegung der Kohleflöze setzt sich die Oxidation fort. Dieser Prozess wird unter dem Einfluss von Mikroorganismen beschleunigt und führt bei Mangel an puffernden Materialien zu einer Versauerung und Mobilisierung von Metallen. Die damit einhergehenden Probleme werden in aller Regel erst nach dem Wiederanstieg des Grundwassers bzw. mit der Wiedernutzbarmachung der Tagebaue sichtbar.

In den weltmarktführenden Bergbauländern, wie Australien oder Südafrika mit gewaltigen Kupfer-, Gold-, Uran-, Steinkohle- und Bauxit- Tagebauen, existiert seit langem eine Vielzahl von Bergbaufolgeseen, die sich hinsichtlich Alter und Größe sowie geologischer, hydrologischer und geochemischer Ausprägung unterscheiden. Vielfach gehen von ihnen erhebliche Gefahren und Risiken für die Umwelt aus. Bereits im Jahr 2000 formulierte die Weltbank in ihrem Bericht „It’s not over when it’s over“ die Notwendigkeit, Konzeptionen zur Wiedernutzbarmachung von Bergbaulandschaften bereits von Beginn an in die Aufschlussplanung einzubeziehen (World Bank 2000). Häufig kann aber die vielerorts bestehende Bergbau- und Umweltgesetzgebung wenig Druck zur Aufarbeitung der bergbaulichen Hinterlassenschaften ausüben (z. B. DRAD 2012, Kumar u. a. 2012). Damit ist verbunden, dass noch zu wenige systematische wissenschaftliche und technische Untersuchungen zum großräumigen Umgang mit der AMD-Problematik existieren. Noch im Juni 2003 wurde auf einer Tagung zum Grundwassermanagement in Bergbauregionen (Prokop u. a. 2004, S. 26) auf die Frage: *„Can we predict the quality of mine drainage water? (Können wir die Qualität von Bergbauwässern vorhersagen?)“* geantwortet: *„Well, no, not really. (Nicht wirklich.)“*

In ähnlicher Richtung stellen Geller u. a. (2012) in ihrem Vorwort vom Dezember 2011 fest: *„Mine pit lakes and their unique features are largely neglected in the limnology literature. The standard textbooks on limnology ... used in English, Spanish, and German speaking countries do not mention these types of lakes at all. (Bergbaufolgeseen und deren einzigartige Merkmale werden größtenteils in der limnologischen Fachliteratur vernachlässigt. Die Standardlehrbücher zur Limnologie ... im englisch-, spanisch- und deutschsprachigen Raum erwähnen diesen Seentyp überhaupt nicht.)“*

Insofern stellte die Entwicklung möglichst nachhaltiger Lösungskonzepte zur wasser- und stoffhaushaltlichen Sanierung der Hinterlassenschaften des großräumigen Braunkohlebergbaus in Ostdeutschland in den Jahren nach 1990 nicht nur eine besonders wirtschaftliche, sondern auch eine praktische Herausforderung dar. Deren schrittweise Umsetzung und kontinuierliche Weiterentwicklung dauert bis heute an.

Vor 20 Jahren, am 01.12.1992, wurden durch das „Verwaltungsabkommen zwischen der Bundesrepublik Deutschland sowie den neuen Bundesländern über die Finanzierung ökologischer Altlasten“ die Finanzierungsgrundlagen für

- die Stilllegung (abgeschlossen 1999) unwirtschaftlicher Betriebe der Braunkohlenindustrie der ehemaligen DDR und
- die Sanierung sowie Nutzbarmachung bergbaulich beanspruchter Flächen

gelegt. Dafür galt es auch, die notwendigen wissenschaftlich-technischen sowie technologischen Voraussetzungen zu schaffen.

In der Lausitz wurden im wissenschaftlich-technischen Projekt „Gewässergüte Tagebauseen Lausitz“ seit 1995 umfassende und systematische Arbeiten zur Hydrologie, Hydrochemie und Limnologie von Bergbaufolgeseen in engem interdisziplinärem Zusammenwirken durchgeführt. Die Zusammenstellung entsprechender erster „Analysen, Bewertungen und Prognosen“ erfolgte im Juli 1995 (LUA 1995). Vertiefte „konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen“ wurden ebenfalls im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg der (Fach)Öffentlichkeit im September 2001 übergeben (LUA 2001). Inzwischen liegt eine Vielzahl an Gutachten, Stellungnahmen, Fortschrittsberichten und Ähnliches zu den einzelnen Bergbaufolgeseen der Lausitz vor. Gleichzeitig entwickelt sich das „Lausitzer Seenland“ gewissermaßen auch zu einem Markenzeichen eines erfolgreichen Sanierungsbergbaus (siehe z. B. Richter und Jünigk 2012) und es bestehen große Erwartungshaltungen bezüglich der nachhaltigen Sanierung und Folgenutzung der bergbaulichen Hinterlassenschaften. Die Sanierung hat sich immer mehr von den Aufgaben der klassischen Massenbewegung und Rekultivierung der Flächen hin zur wasserwirtschaftlichen Sanierung verlagert. Das Ziel ist dabei die Wiederherstellung sich wieder weitgehend selbst regulierender wasser- und stoffhaushaltlicher Kreisläufe, dessen Realisierung sich ohne Zweifel noch über weitere Jahrzehnte erstrecken wird.

Der vorliegende Abschlussbericht der Projektphase 2008 bis 2012 stellt exemplarisch den erreichten Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen der Lausitz dar. Schwerpunkte sind dabei vor allem die in dieser Projektphase bearbeiteten Seen. Herausgestellt werden deren Gemeinsamkeiten und Besonderheiten in den verschiedenen Teil-einzugsgebieten der Spree und der Schwarzen Elster sowie die Erfordernisse und Möglichkeiten zur Bewirtschaftung und Steuerung der Wasserbeschaffenheit.

2 Sanierung des regionalen Wasser- und Stoffhaushaltes in der Lausitz

2.1 Neue und flexible Lösungsansätze für die bergbaulichen Hinterlassenschaften

Großräumiger und tiefgreifender Braunkohleabbau, wie er in den von der Eiszeit überprägten Landschaften der Lausitz (Nowel u. a. 1994) betrieben wird, ist ohne entsprechende Entwässerungsmaßnahmen nicht möglich. Bei einer durchschnittlichen Förderung von ca. 6 m³ Wasser pro Tonne geförderter Braunkohle kumulierte sich bis zum Jahr 1990 das Grundwasserdefizit im Lausitzer Revier auf ca. 13 Milliarden Kubikmeter.

Das vor allem über Filterbrunnen gehobene Sumpfungswasser wurde in Grubenwasserreinigungsanlagen aufbereitet und lieferte über viele Jahrzehnte einen überregionalen Überschuss an „künstlichem Abfluss“ z. B. in der Spree für den Spreewald und für die Hauptstadt Berlin.

Die umfangreiche und abrupte Stilllegung einer Vielzahl großer Tagebaue und der damit verbundene drastische Rückgang der Sumpfungswassermengen nach 1990 (Bild 2-1) führte zwangsläufig zu regionalen und überregionalen Wassermengenproblemen in Form einer drastischen Durchflussverringern in den Oberflächengewässern.

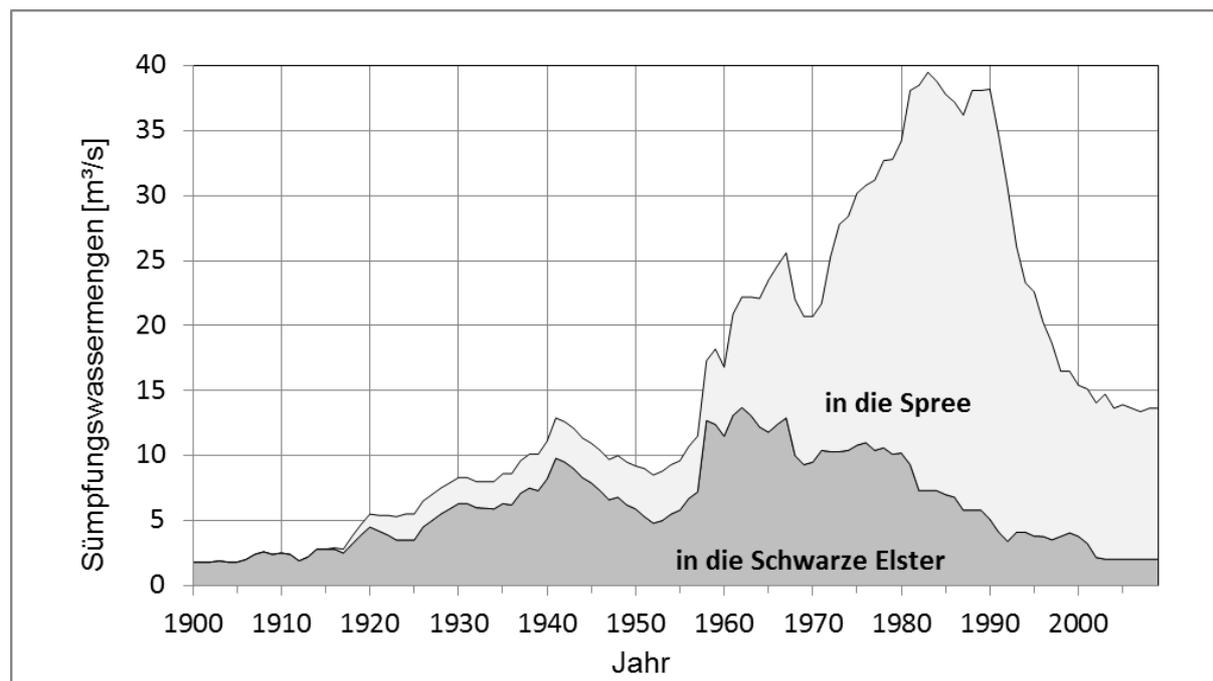


Bild 2-1: Ableitung von Sumpfungswasser des aktiven und Sanierungsbergbaus in die Schwarze Elster und die Spree

Mit dem gleichzeitig einsetzenden großräumigen Grundwasserwiederanstieg und dem meist damit einhergehenden, absehbaren Anschluss der Bergbaufolgeseen an die Fließgewässer stellt sich zudem ein Wasserbeschaffenheitsproblem in einer bislang nicht bekannten Dimension dar. Im Rahmen der wasser- und stoffhaushaltlichen Sanierung besteht demzufolge nicht nur die Aufgabe, die regionalen Grundwasserdefizite auszugleichen und die Restlöcher mit Wasser zu füllen (siehe Kapitel 2.3). Vielmehr geht es darum, in den betroffenen Flusseinzugsgebieten nachteilige Auswirkungen auf die Gewässer sowie den

Naturhaushalt und auf die unterschiedlichen Wassernutzungen während und nach der Flutung zu vermeiden bzw. zu vermindern. Im „Rahmenkonzept 1994“ heißt es, „unter Berücksichtigung der ökologischen Bedingungen und notwendiger Wassernutzungen [sind] solche Verhältnisse herzustellen, die einen weitgehend sich selbst regulierenden Wasserhaushalt ermöglichen“ (siehe z. B. Maul 1996). Dies setzt belastbare Prognosen voraus, aus denen sowohl die wassermengenwirtschaftlichen als auch die wassergütewirtschaftlichen Effekte von Sanierungsmaßnahmen in den betroffenen Flusseinzugsgebieten ersichtlich werden.

Die Prognosen der Wasserbeschaffenheit in den entstehenden Bergbaufolgeseen bedürfen daher neben der differenzierten Erfassung der Beschaffenheit der Grund- und Flutungswasser auch der Erfassung der verschiedenen Wechselwirkungen zwischen den Seen und dem Grundwasser. Dazu sind zunächst für die einzelnen Restlöcher bzw. Bergbaufolgeseen und in Abhängigkeit von den hydrogeologischen und hydrochemischen Umfeldbedingungen

- die Grundwasserzu- und -abströme,
- die klimatische Wasserbilanz als Differenz aus Niederschlag und Verdunstung der freien Wasserfläche,
- die Zuflüsse zum See aus dem oberirdischen Einzugsgebiet, das im Wesentlichen durch die Böschungsfächen gebildet wird, sowie
- die Einleitung von Oberflächenwasser bei der Fremdflutung bzw. die Ausleitung von Seewasser in die Vorflut nach dem Erreichen der Stauziele

problembezogen zu prognostizieren (siehe Kapitel 4.1). Das ist nur auf der Basis detaillierter Grundwasserströmungsmodelle, welche auch die großräumigen Variationen der Grundwasserströmungen in und zwischen den Gewässereinzugsgebieten erfassen, möglich.

Die hydrologischen und limnologischen Besonderheiten der Bergbaufolgeseen im Vergleich zu natürlichen Seen,

- die tiefen Einschnitte in die Grundwasserleiter und
- das geringe bzw. fehlende autochthone Sediment

bewirken über längere Zeit eine hohe Austauschrate des Seewassers mit dem umgebenden Grundwasser. Das führt dazu, dass die Hydrochemie dieser Seen zunächst nur untergeordnet durch hydrobiologische Prozesse beeinflusst wird (siehe Kapitel 3.2 und 4.5).

Inzwischen wurden im Rahmen des wissenschaftlich-technischen Projektes „Gewässergüte Tagebauseen der Lausitz“ für 26 der 27 großen Bergbaufolgeseen in der Lausitz belastbare Prognosen der Beschaffenheitsentwicklung erstellt. Nur der in der Oberlausitz gelegene Berzdorfer See wurde innerhalb eines anderen Projekts bearbeitet. Ziel der Prognosen ist es,

- die Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen bzw. Bergbaufolgeseen-Systemen festzustellen und deren potentielle Entwicklung modellgestützt zu ermitteln,
- die jeweils bestehenden Risiken bei der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit zu bewerten,
- den zum Erreichen der jeweils angestrebten Gewässergüte erforderlichen Handlungsbedarf aufzuzeigen und
- relevante Maßnahmen abzuleiten.

Aus der Verknüpfung der sich daraus ergebenden vielfältigen einzugsgebietsbezogenen Wasserbewirtschaftungs-Alternativen wird es dann möglich, günstige Szenarien auszuwählen und in entsprechende Maßnahmen z. B.

- der Wasserverteilung („Flutungskonzeptionen“),
- der Wasserspeicherung („Speicherkonzeptionen“) und
- der Wasseraufbereitung („Konditionierungskonzeptionen“)

umzusetzen, wobei auch der jeweils erreichte Sanierungsfortschritt berücksichtigt wird. Durch diese Maßnahmen sollte möglichst verhindert werden, dass stark saures und schadstoffhaltiges Wasser unkontrolliert aus den, schrittweise in die Vorfluter, die Grundwasserlandschaft und Gewässerökosysteme eingebundenen, Bergbaufolgeseen austritt.

Die Prognosen und der bisherige Verlauf der Entwicklung der Bergbaufolgeseen bestätigen, dass die Flutung mit Oberflächenwasser das favorisierte Verfahren ist, um in überschaubarer Zeit den gestörten Wasser- und Stoffhaushalt der betroffenen Flusseinzugsgebiete in ein dynamisches Gleichgewicht zu bringen. Sie zeigen aber auch, wie empfindlich die ersten neuen Seen z. B. auf technische oder niedrigwasserbedingte Flutungsunterbrechungen reagieren und wo besondere Risiken bei der Nichteinhaltung der Nutzungsziele bestehen. Insbesondere wird deutlich, dass nach wie vor ein großer Handlungsbedarf - z. B. bei der Fremdwasserzuführung aus Nachbareinzugsgebieten, bei den Prioritätensetzungen zugunsten der Sicherung von Wassergüteeorderungen aber auch bezüglich der Überprüfung der Sanierungsziele besteht. Ebenso offensichtlich ist, dass eine langfristige Nachsorge (siehe Kapitel 7.1) und wissenschaftliche Begleitung im Rahmen der Sanierung des Wasser- aber insbesondere des Stoffhaushaltes der bergbaubeeinflussten Gewässereinzugsgebiete der Lausitz unvermeidlich sind.

2.2 Sicherung der Sanierung durch wissenschaftlich-technische Projektbegleitung

Ziel des Projektes „Gewässergüte Tagebauseen Lausitz“ war es, in engem Zusammenwirken z. B. mit dem Projekt „Grundwassergüte Lausitz“, den Prozess der Sanierung des anthropogen beeinflussten Wasser- und Stoffhaushaltes im Bergbaurevier wissenschaftlich zu begleiten und aus der Analyse der beobachteten Entwicklungen sowie den prognostizierten Beschaffenheitsentwicklungen in den entstehenden Bergbaufolgeseen Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Durch die kontinuierliche Bearbeitung und das Monitoring der Bergbaufolgeseen sowie deren Umfeldern konnten seit den ersten Prognosen zur Wasserbeschaffenheit der Bergbaufolgeseen im Jahr 1995 die Kenntnisse deutlich verbessert, adäquate Prognoseinstrumente entwickelt und an der Füllstandsentwicklung verifiziert werden.

Inzwischen wird für die Fremdwasserflutung der Bergbaufolgeseen in der Lausitz Wasser aus den Einzugsgebieten der Spree, der Schwarzen Elster und der Lausitzer Neiße sowie unterstützend gereinigtes Ablaufwasser aus Grubenwasserreinigungsanlagen genutzt. Außerdem werden die bei der Grubenwasserreinigung anfallenden alkalischen Eisenhydroxidwässer (AEW) zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in den Seen verwendet.

Im Vordergrund der Projektphase von 2008 bis 2012 stand die Weiterentwicklung der komplexen Betrachtung von Bergbaufolgeseen und Bergbaufolgeseen-Systemen. Einbezogen wurden die Wechselwirkungen mit den größeren Vorflutssystemen und die Berücksichtigung des sich mit dem Klimawandel möglicherweise ändernden Wasserdargebots. Daraus ließen sich Empfehlungen zur Optimierung des Ressourceneinsatzes für die Flutung und die damit verknüpften z. B. wasserbaulichen Investitionsentscheidungen ableiten.

Weiterhin waren heutige und zukünftige Anforderungen an Maßnahmen für die Wasserbehandlung der Bergbaufolgeseen abzuleiten, um bestmögliche Verhältnisse der Wasserbeschaffenheit bei günstigen Aufwands-Nutzen-Verhältnissen durch Gewässergütesteuerung und –bewirtschaftung erreichen zu können.

Die meisten Seen befinden sich derzeit in der Flutungsphase, einige haben bereits ihre geplanten Zielwasserstände erreicht und befinden sich in der Nachsorgephase (Kapitel 2.3). Mit der erforderlichen Ausleitung erster Bergbaufolgeseen in die Vorfluter waren die gegenseitigen Wechselwirkungen mit den Fließgewässersystemen in die Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung einzubeziehen. Es geht dabei sowohl um die Ausleitung aus Bergbaufolgeseen als auch um den Grundwasseranschluss der Fließgewässer. Damit stellt sich zunehmend eine vollständige Vernetzung von Fließgewässer-, Standgewässer- und Grundwassersystemen mit differenzierten wechselseitigen Beeinflussungen von Menge und Beschaffenheit ein (siehe Kapitel 6).

Gegenüber den vorangegangenen Projektphasen verschob sich das Gewicht von den Fragestellungen „Wie entwickelt sich die Wasserbeschaffenheit bis zum Erreichen des Zielwasserstands?“ bzw. „Ist durch die Flutung noch eine Neutralisation des Seewassers erreichbar?“ stärker auf das Themenfeld der chemischen Wasserbehandlung (In-lake-Verfahren) und die Bewertung des Einflusses der Ausleitungen aus den Bergbaufolgeseen in die Fließgewässer.

Aufgrund des eingeschränkten regionalen Wasserdargebots sowie sich ändernder Rahmen- und Randbedingungen bei der wasser- und stoffhaushaltlichen Sanierung, zum Beispiel infolge von Verzögerungen bei Genehmigungsverfahren, veränderten Fertigstellungsterminen bei Flutungs- und Überleitungsbauwerken, unvorhergesehenen geomechanischen bzw. geotechnischen Einschränkungen, gewinnen Verfahrenstechnologien zur Aufbereitung bergbaubeeinflusster Wässer an Bedeutung (s. Kapitel 7.2). Dafür mussten verschiedene Verfahrenskonzepte hinsichtlich ihrer Wirtschaftlichkeit und praktischen Durchführbarkeit geprüft und bewertet werden.

Die mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und den jeweiligen Landeswassergesetzen verbundenen rechtlichen Anforderungen an den Schutz und insbesondere an die Wiederherstellung eines guten chemischen Zustands und guten ökologischen Potentials der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete in der Bergbaufolgelandschaft waren und sind flussgebietsübergreifend zu berücksichtigen (siehe Kapitel 7.5).

2.3 Überblick zu den Bergbaufolgeseen in der Lausitz

Einen geographischen Überblick zum Betrachtungsraum der entstehenden Bergbaufolgelandschaft gibt Bild 2-3. Er ist im Süden durch das Lausitzer und im Norden durch das Baruther Urstromtal begrenzt. Das Lausitzer Urstromtal ist geprägt durch die Obere Spree und die Schwarze Elster. Die Mittlere Spree reicht vom Lausitzer Grenzwall bis zum Baruther Urstromtal. Darüber hinaus sind die zahlreichen darin entstehenden Bergbaufolgeseen, Kippenbereiche und aktiven Bergbauflächen dargestellt.

Die Lage des Kohleflözes und die Gewinnungstechnologie der Tagebaue wirken sich auf die Form der später entstehenden Gewässer aus. Der meist kleinräumige Abbau des 1. Lausitzer Flözhorizonts im Schwenkbetrieb mit geringem Mechanisierungsgrad hat kleine, häufig runde Seen zur Folge. Aus dem Abbau des 2. Lausitzer Flözhorizonts mittels Abraumförderbrücken resultieren große tiefe Seen am Rande der Kippenkomplexe, wie u.a. am Klinger See (Kapitel 5.2.2) oder den Schlabendorfer Seen (Kapitel 5.2.4) ersichtlich ist (LUA 1995).

Insgesamt ist die Flutung der Lausitzer Bergbaufolgeseen bereits weit fortgeschritten (Tabelle 2-1). Obwohl verschiedene Bergbaufolgeseen bereits Vollfüllung erreicht haben (Bild 2-2), ist zur Stabilisierung der Wasserbeschaffenheit häufig eine weitergehende Fremdwasserflutung im Sinne einer langfristigen Nachsorge notwendig. Wie wichtig das ist, zeigte sich beispielhaft am Senftenberger See, der bereits in den 1970er Jahren geflutet wurde. Aufgrund von technischen Sanierungsarbeiten am Wehr Koschen im Winter 1994/1995 wurde die Frischwasserzufuhr zum Senftenberger See aus der Schwarzen Elster über mehrere Monate unterbrochen. In dieser Zeit sank der pH-Wert in Teilbereichen auf pH \approx 4 bis 5. Die Wiedereinstellung der ursprünglichen hydrochemischen Verhältnisse erforderte anschließend eine intensive halbjährliche Flutung.

Die Maßnahmebeschreibung in der Tabelle 2-1 gibt einen Überblick über die Flutungs- und Wasserbehandlungsmaßnahmen zum Jahresende 2012. Die unterschiedlichen Symbole stehen für:

- Maßnahmen, die abgeschlossen wurden bzw. aktuell stattfinden,
- ◇ Maßnahmen, die geplant sind,
- ◆ Maßnahmen, die weitergeführt werden sollen bzw. die bereits abgeschlossen wurden und mittelfristig wieder geplant sind.

„Fremdflutung“ bedeutet die Einleitung von Wasser aus oberirdischen Fließgewässern oder Grubenwasserreinigungsanlagen. „Aus-/Überleitung“ kennzeichnet, inwieweit der See direkt oder indirekt (über andere Seen) an das Fließgewässernetz angeschlossen ist oder sein wird. „AEW-Einleitung“ steht für die Zuführung alkalischen Eisenhydroxidwassers. Bei „Initial“- und „Nachsorgeneutralisation“ handelt es sich um chemische Wasserbehandlungsmaßnahmen im See („In-lake“). „Speicher“ stellt die Nutzung von Bergbaufolgeseen als Wasserbewirtschaftungselement dar.

Tabelle 2-1: Maßnahmen zur Gewässerentwicklung und Flutungsstand Dezember 2012 (LMBV 2012b) ausgewählter Bergbaufolgeseen

Bergbaufolgensee	Fremdflutung	Aus-Überleitung	AEW-Einleitung	Initialneutralisation	Nachsorge-neutralisation	Speicher	Flutungsbeginn	(voraussichtliches) Flutungsende	Füllstand [%]	Volumen gesamt [Mio. m ³]
Einzugsgebiet Obere Spree										
SB Bärwalde (RL Bärwalde)	◆	◆				◆	11/1997	2009	93	173
SB Dreiweibern (RL Dreiweibern)	◆	◆				◇	07/1996	2002	95	35
SB Lohsa II (RL Lohsa II)	◆	◇		◇	◇	◇	08/1997	2015	66	97
SB Burghammer (RL Burghammer)	◆	◆		●	◆	◇	07/1997	2009	88	35
Scheibensee (RL Scheibe)	◆	◆		●	◆		08/2002	2011	100	110
Einzugsgebiet Mittlere Spree										
Gräbendorfer See (RL Gräbendorf)	◆	◆					03/1996	2007	99	92
Altdöberner See (RL Greifenhain)	◆	◇					05/1998	2021	65	294
Schönfelder See (RL 4)	●	◆					12/1997	2008	100	8
Schlabendorfer See (RL14/15)	●	◇		◇	◇		06/2002	2012	100	46
Drehnaer See (RL 12)	●	◇					10/1999	2012	100	13
Lichtenauer See (RL F)		◆		●	◆		2011	2011	100	23
Klinger See (RL Südrandschlauch)	◆	◇					11/2000	2021	38	100
Einzugsgebiet Schwarze Elster										
Spreetaler See (RL SNO)	◆	◇	◆	◇	◇		11/1998	2015	94	97
Neuwieser See (RL Bluno)	◆	◇		◇	◇		02/2002	2016	71	56
Blunoer Südsee (RL Nordschlauch)	◆	◇		◇	◇		03/2005	2016	72	64
Sabrodter See (RL Nordrandschlauch)	◆	◇		◇	◇		04/2006	2016	77	27
Geierswalder See (RL Koschen)	◆	◇		●	◆	◇	03/2004	2013	91	98
Sedlitzer See (RL Sedlitz)	◆	◇	●	◇	◇	◇	12/2005	2016	51	212
Partwitzer See (RL Skado)	◆	◇		◇	◇	◇	11/2004	2013	86	133
Großbräschener See (RL Meuro)	◆	◇	◇	◇	◇		03/2007	2016	61	135
Lugteich (RL Lugteich)	◆	◇					12/2010	2018	37	3
Kortitzmühler See (RL Kortitzmühle)	◆	◆	●	◇	◇		2016	2016	70	1,4
Erika-See (RL Laubusch)	◆	◆					k. A.	1970	95	6
Bergheider See (RL Klettwitz)	●	◇					09/2001	2015	85	36
Heidensee (RL 131N)		◆	●				2012	2012	91	4
Grünhauser See West (RL 129)		◆					k. A.	2012	100	0,5
Grünhauser See Ost (RL 130)		◆	●				k. A.	2012	96	1,7
Kleinleipischer See (RL 131S)		◆					2012	2012	94	7

● abgeschlossene oder aktuelle Maßnahme, ◇ geplante Maßnahme, ◆ aktuelle Maßnahme, die weitergeführt werden soll bzw. abgeschlossene Maßnahme, die mittelfristig wieder geplant ist
() bergbauliche Bezeichnung, k. A.- keine Angabe

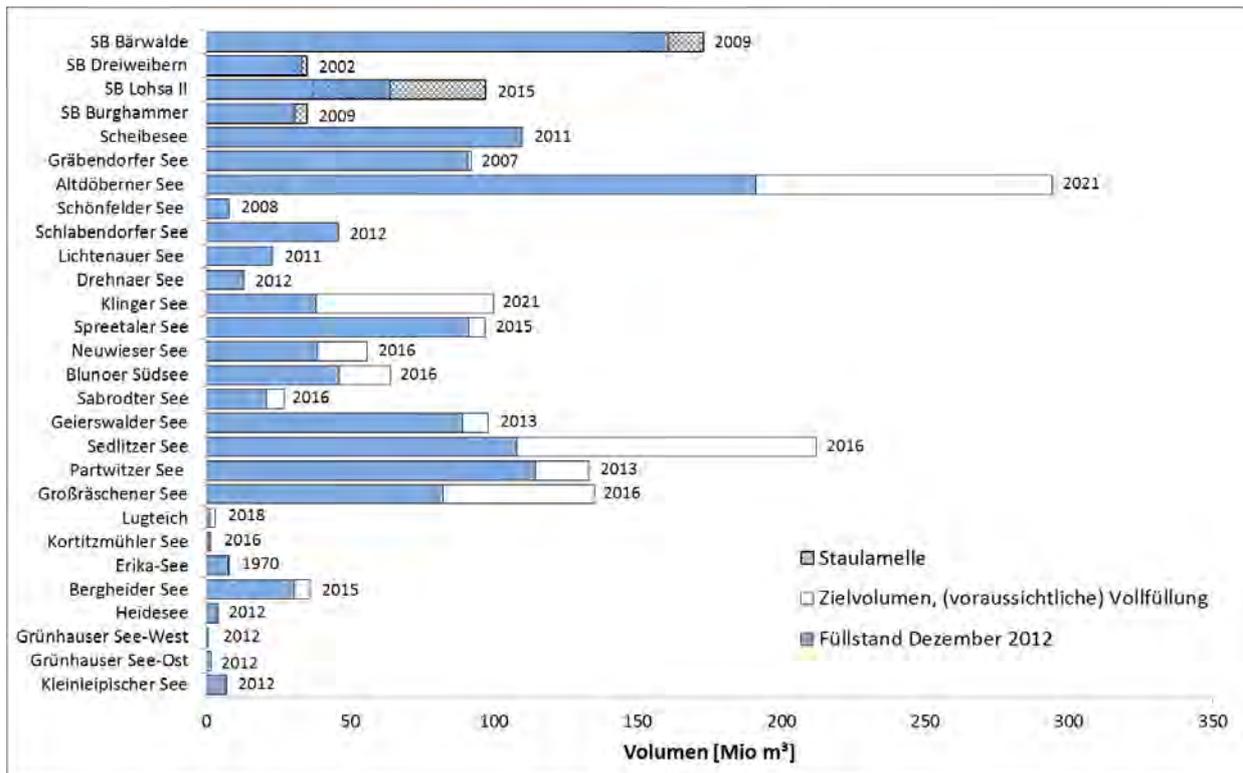


Bild 2-2: Volumen der Bergbaufolgeseen (Mio. m³), Stand Dezember 2012 (LMBV 2012b)

Um den Prozess der Wiederherstellung eines sich selbst regulierenden Wasserhaushalts nach Menge und insbesondere nach Beschaffenheit zu beschleunigen, werden neben der Fremdflutung verschiedene technologische Wasserbehandlungsmaßnahmen (DGFZ 2012, Geller u. a. 2012) eingesetzt bzw. hinsichtlich ihrer Einsetzbarkeit geprüft.

Die nachfolgenden Ausführungen zu beispielhaft ausgewählten Bergbaufolgeseen in den drei Teileinzugsgebieten Obere Spree, Mittlere Spree und Schwarze Elster veranschaulichen die enormen Anstrengungen der vergangenen 20 Jahre, die dabei erzielten Ergebnisse und Erfolge sowie den daraus resultierenden Erkenntniszuwachs zur Entwicklung der Lausitzer Bergbaufolge(seen)landschaft. Sie zeigen aber auch über die aktuellen Maßnahmen hinaus: es bleibt noch viel zu tun!

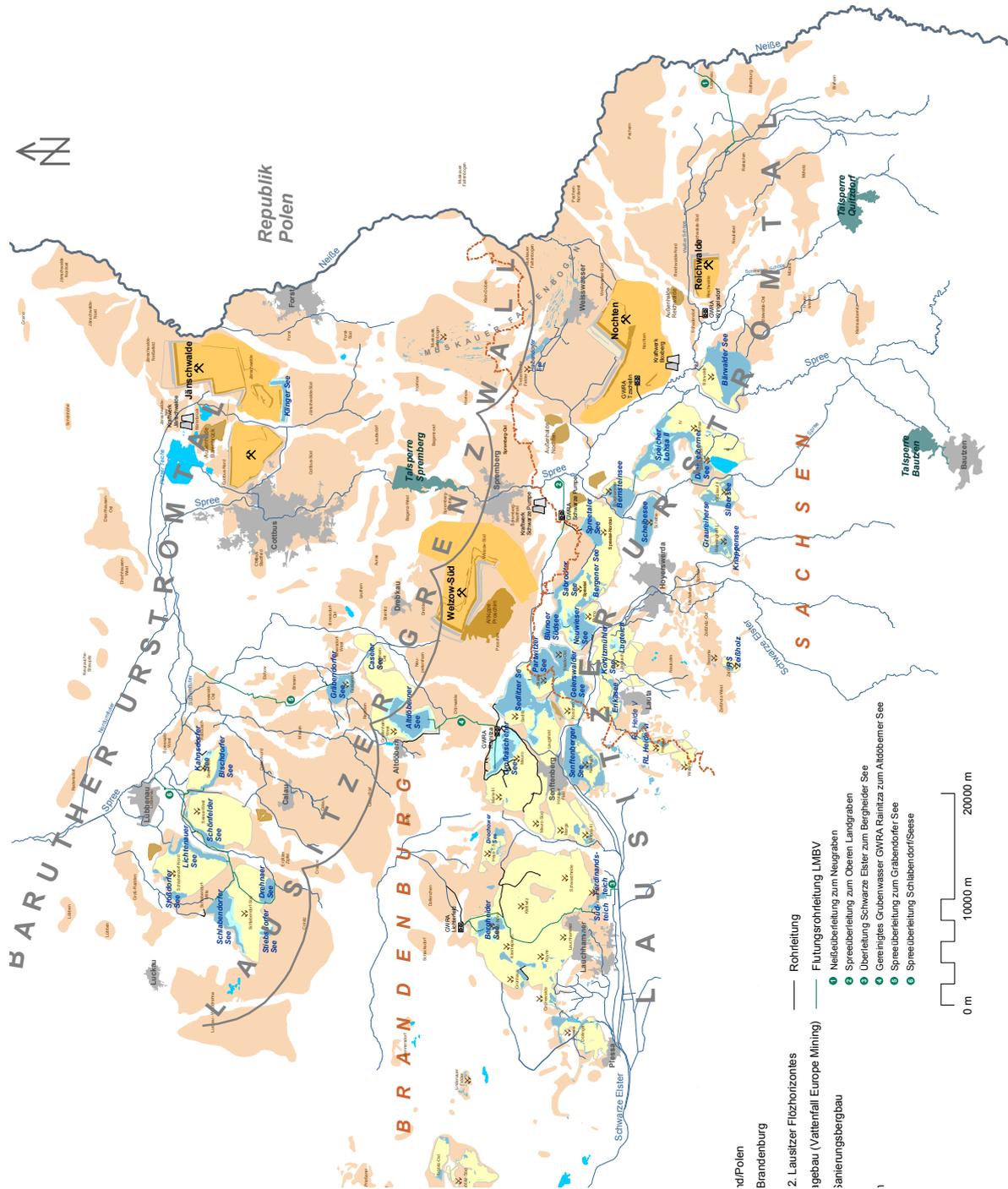


Bild 2-3: Übersichtsdarstellung zum Lausitzer Braunkohlerevier und zur Bergbaufolgelandschaft, Stand 2011

3 Hydrochemie von Bergbaufolgeseen

3.1 Stoffquellen

Die meisten der durch Grundwasseraufgang gefüllten Bergbaufolgeseen des Lausitzer Braunkohlenreviers sind sauer. Das dominierende Anion in sauren Bergbaufolgeseen ist Sulfat. Die Kationen saurer Seen setzen sich zu etwa 50 bis 75 % aus den basischen Kationen Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium sowie zu etwa 25 bis 50 % aus Wasserstoffionen und den hydrolytisch reagierenden Kationen Eisen(III) und Aluminium zusammen.

Das tertiäre Deckgebirge enthält Pyrit und Markasit (FeS_2). Diese Eisendisulfidminerale sind nur im anoxischen Milieu stabil. Bei Kontakt mit Luftsauerstoff und Wasser verwittern Pyrit und Markasit. Die erste Belüftung der tertiären Deckgebirgssedimente erfolgt während der Grundwasserabsenkung im Vorfeld eines Braunkohlentagebaus. Beim unmittelbaren Aufschluß des Deckgebirges im Tagebaubetrieb findet im Zuge der Baggerung, des Transports und der Verkippung eine zweite, wesentlich intensivere Belüftung der Abraumsedimente statt. Eine dritte Phase der Belüftung setzt mit der Liegezeit der Kippe ein. Der Sauerstoffeintrag erfolgt hier durch Diffusion von der Oberfläche. Die Pyritverwitterung in der Kippe endet erst beim Luftabschluss durch den Grundwasseranstieg.

In der oberflächennahen Oxidationszone der Abraumkippen entstehen unter Sauerstoffüberschuss mobile und immobile Eisen(III)verbindungen und freie Schwefelsäure entsprechend der Gleichungen (3-1) und (3-2) in Tabelle 3-1. Die Schwefelsäure verringert den pH-Wert bis in Bereiche um $\text{pH} \approx 1$. Unter Luftabschluss dient das Eisen(III) als Oxidationsmittel, bis es vollständig aufgebraucht ist. Mit dem Verbrauch des dreiwertigen Eisens kommt die Pyritverwitterung zum Erliegen. Im anoxischen Milieu tiefer Kippenbereiche liegt der pH-Wert bei $\text{pH} \approx 4$ bis 6. Dieser Prozess lässt sich stöchiometrisch als „Pyritverwitterung mit anoxischem Finale“ darstellen (Gleichungen (3-3) und (3-4) in Tabelle 3-1). Da Eisen(II) gut löslich ist, reichert es sich im Kippenwasser an.

Tabelle 3-1: Pyrit- und Markasitverwitterung in Kippen

Prozess	Reaktionsgleichung	
Pyritverwitterung mit oxischem Finale	$\text{FeS}_2 + \frac{15}{4} \text{O}_2 + \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	$\text{pH} < 3,5$ (3-1)
	$\text{FeS}_2 + \frac{15}{4} \text{O}_2 + \frac{7}{2} \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 \downarrow + 2\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+$	$\text{pH} > 3,5$ (3-2)
Pyritverwitterung mit anoxischem Finale	$\text{FeS}_2 + \frac{7}{2} \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	(3-3)
	$\text{FeS}_2 + 14\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} \rightarrow 15\text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$	(3-4)

Durch die starken Säuren in der Oxidationszone werden weitere Minerale verwittert oder gelöst. Besondere Bedeutung für die Pufferung des Kippenwassers haben die Carbonat- und Silikatverwitterung (Tabelle 3-2). Die Carbonatverwitterung nach Gleichung (3-7) und (3-8) spielt dann eine Rolle, wenn kalkhaltige pleistozäne Sedimente (z. B. Geschiebemergel) mit verkippt werden. Durch die Carbonatverwitterung wird ein Teil der Säuren gepuffert. In den oberflächennahen belüfteten Kippenbereichen entstehen Substrate mit hohen Anteilen löslicher Calcium-, Eisen- und Aluminiumsulfate (Uhlmann u. a. 1998). Die Eluate der Substrate aus der Oxidationszone sind meist stark sauer. Beim Kontakt des Seewassers mit diesen Substraten werden die leicht löslichen Stoffe ausgewaschen. Die hohen Aluminiumgehalte juveniler saurer Bergbaufolgeseen sind auf diesen Prozess zurückzuführen.

Tabelle 3-2: Pufferreaktionen in Kippen

Prozess	Reaktionsgleichung		
Silikat- verwitterung	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8 + 3\text{H}_2\text{O} + 4\text{H}^+ \rightarrow \text{Na}^+ + \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4^0$	pH < 5	(3-5)
	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8 + 7\text{H}_2\text{O} + \text{H}^+ \rightarrow \text{Na}^+ + \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}_4\text{SiO}_4^0$	pH > 5	(3-6)
Carbonat- verwitterung	$\text{CaCO}_3 + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{H}_2\text{CO}_3$	pH < 6,5	(3-7)
	$\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$	pH > 6,5	(3-8)

Unter anoxischen Bedingungen entstehen deutlich weniger freie Säuren. Der pH-Wert anoxischer Kippenwässer liegt deshalb meist im schwach sauren Bereich. Da die Kohlensäure aus der Carbonatverwitterung (Gleichung (3-7) in Tabelle 3-2) nicht entweichen kann, stellt sich in den Kippen meist ein hoher CO₂-Partialdruck ein. In den unbelüfteten Kippenbereichen entsteht ein hoch mineralisiertes Grundwasser, das mit Sulfat, Eisen(II), Calcium, Kohlensäure und anderen Verwitterungsprodukten angereichert ist. Der pH-Wert eines anoxischen Kippengrundwassers ist jedoch kein Maß für die Versauerung. Die potentielle Versauerungsneigung eines anoxischen Kippenwassers bei Belüftung kann näherungsweise aus der Differenz der moläquivalenten Konzentrationen von Eisen(II) und Hydrogencarbonat bzw. der Alkalinität wie folgt geschätzt werden:

$$\text{Aci}_{\text{ox}} \approx 2 \cdot [\text{Fe}^{2+}] - \text{K}_{\text{S4,3}} \quad [\text{mmol/L}]. \quad (3-9)$$

Die Versauerungsneigung wird als potentielle Acidität des Kippenwassers (Aci_{ox}) bezeichnet und mit dem Kürzel „ox“ (für vollständig oxidiert) gekennzeichnet. Die potentielle Acidität kann aus Analyseergebnissen nach der Gleichung (3-9), mit hydrogeochemischen Modellen wie z. B. PHREEQC (Parkhurst und Appelo 1999) oder durch einen geeigneten oxidativen Aufschluss im Labor, z. B. mit Wasserstoffperoxid, ermittelt werden. Die letzten beiden Methoden liefern auch den pH-Wert (pH_{ox}) des belüfteten Kippenwassers.

3.2 Maßgebende hydrochemische Prozesse

In der juvenilen Entwicklungsphase der Bergbaufolgeseen des Braunkohlenbergbaus sind zwei Quellen maßgebend für die Stoffeinträge: der Zutritt von Grundwasser, insbesondere aus den Kippen, sowie die Erosion und Auswaschung der steilen Böschungen der Tagebauhohlform (Bild 3-1). Beim Übertritt des anoxischen Grundwassers aus der unbelüfteten Kippe in den belüfteten Bergbaufolgensee wird das zweiwertige Eisen zu dreiwertigem Eisen oxidiert (Gleichung (3-10) in Tabelle 3-3). Das Eisen(III) hydrolysiert durch die Reaktion mit Wasser (Gleichung (3-11) in Tabelle 3-3). Dabei werden Wasserstoffionen frei. Diese Hydrolysereaktionen sind die eigentlich säurebildenden Prozesse. Die Gesamtreaktion der Eisen(II)-oxidation und Eisen(III)hydrolyse führt zur Bildung freier Wasserstoffionen und ist der maßgebende Versauerungsprozess in den Bergbaufolgeseen des Braunkohlenbergbaus (Gleichung (3-12) in Tabelle 3-3).

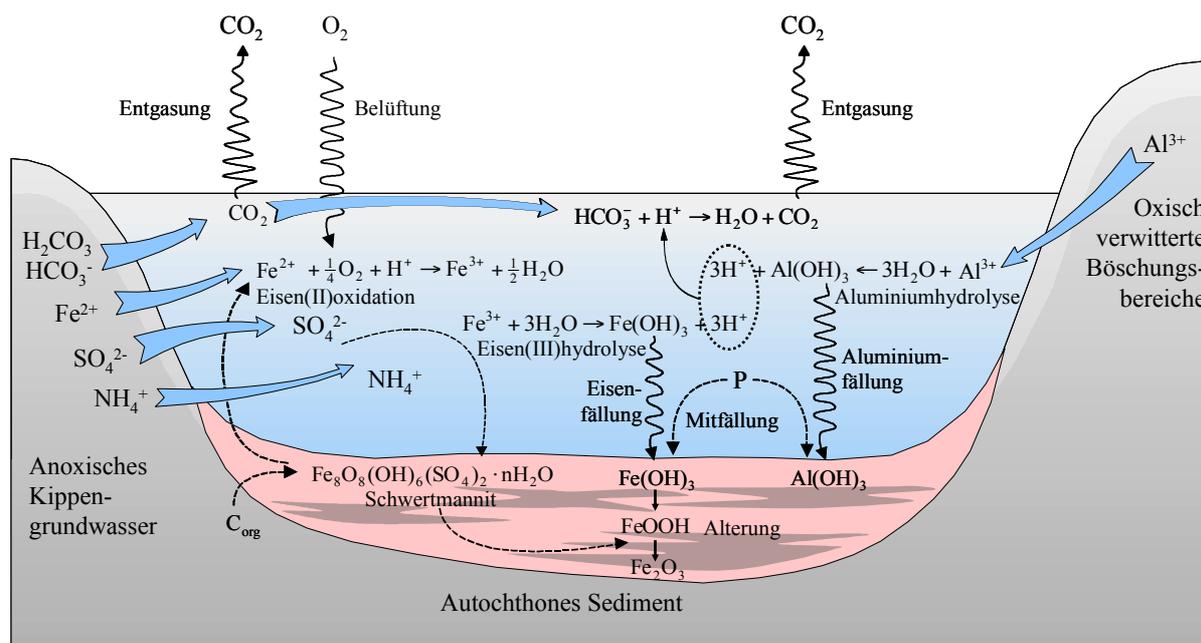


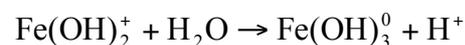
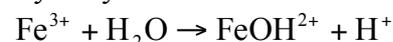
Bild 3-1: Stoffeinträge und chemische Prozesse in sauren Bergbaufolgebächen, nach (LUA 2001)

Tabelle 3-3: Prozesse der Eisenoxidation, -hydrolyse und -fällung

Oxidation



Hydrolyse



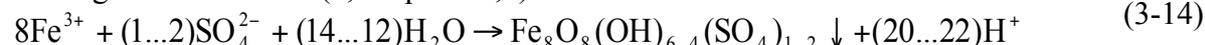
Gesamtreaktion der Eisenoxidation und -hydrolyse



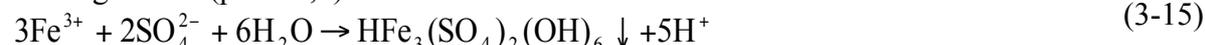
Fällung Ferrihydrit (pH > 3,5):



Fällung Schwertmannit (2,8 > pH > 3,5):



Fällung Jarosit (pH < 2,8):



Die Bildung von Eisen(III)hydroxid (z. B. Ferrihydrit) nach Gleichung (3-12) und (3-13) gilt nur unter schwach sauren bis alkalischen Bedingungen und in gering mineralisierten Wässern. Bei niedrigen pH-Werten bilden sich Eisenoxihydroxysulfate. In stark sauren Bergbauwässern ist vor allem die Bildung von Schwertmannit (Gleichung (3-14)) und Jarosit (Gleichung (3-15)) bekannt (Bigham u. a. 1996), (Bild 3-2). Die bevorzugte Bildung von Schwertmannit findet im Bereich von pH ≈ 4,5...4,8 bis pH ≈ 2,6...2,8 und von Jarosit unter pH < 2,6...2,8 statt. Mit dem Schwertmannit und Jarosit wird zunächst ein Teil des Sulfates und damit der Säuren gebunden. Diese Minerale sind jedoch instabil und wandeln sich bei veränderten hydrochemischen Bedingungen in einfache Eisenoxidhydrate und Eisenoxide um (Uhlmann und Büttcher 2002). Dabei wird das Sulfat und damit die Säure wieder freigesetzt.

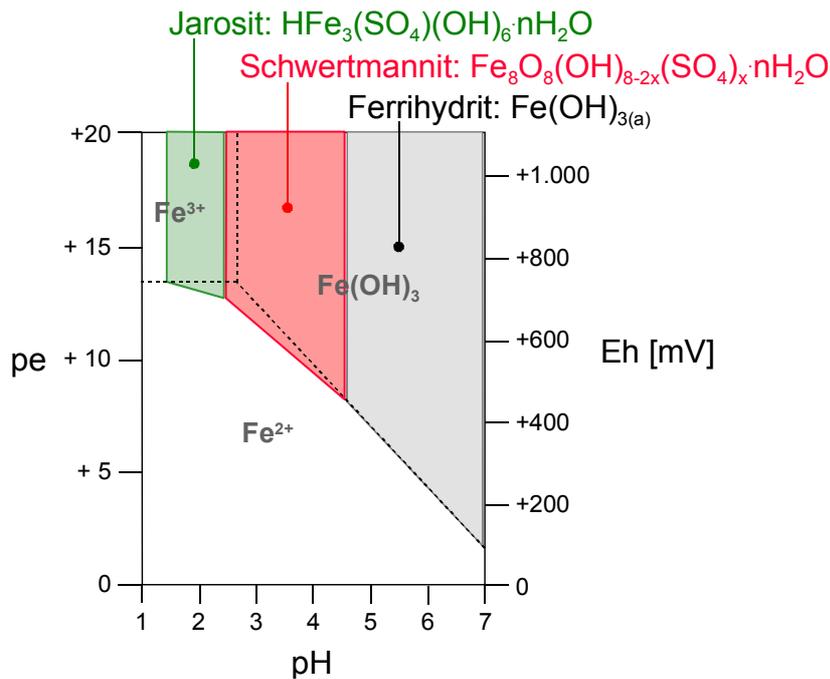


Bild 3-2: Stabilitätsbereiche der Eisenminerale Ferrihydrit, Schwertmannit und H-Jarosit im pH-pe-Diagramm des Eisens (schematisch)

Die Tagebauböschungen sind überwiegend steil und unbewachsen. Während des Grundwasseranstiegs und der Flutung finden durch Niederschlags- und Wellenerosion beträchtliche Massenumlagerungen statt. Die geologischen Besonderheiten des Lausitzer Braunkohlenreviers führen außerdem zu Setzungsfließen, die im Einzelfall sehr große Ausmaße erreichen können. Durch die Böschungserosion und Rutschungen werden überwiegend Bereiche der Oxidationszone erfasst. Dabei werden die leicht löslichen Stoffe ausgewaschen und ins Seewasser eingetragen. Auf diesem Weg gelangt gelöstes Aluminium in die Seen. Das Aluminium(III)ion hydrolysiert analog dem Eisen(III) und setzt dabei Säuren frei:



Die bei der Eisen(III)- und Aluminiumhydrolyse freigesetzten Wasserstoffionen werden anteilig durch das Hydrogencarbonat des Kippenwassers gepuffert:



Die äußeren geochemischen Umgebungsbedingungen bestimmen somit maßgeblich die hydrogeochemische Entwicklung der Bergbaufolgeseen des Braunkohlenbergbaus. Verfügt das Kippenmaterial über eine ausreichende Menge an särepuffernden Mineralen, z. B. an Karbonaten (Calcit) aus pleistozänen Geschiebemergeln, kann sich beim Grundwasser-eigenaufgang auch ein neutraler Bergbaufolgensee entwickeln. Auch diese Seen weisen meist einen erhöhten Elektrolytgehalt auf. Neben Sulfat als dominierendem Anion tritt hier Hydrogencarbonat auf. Ein Beispiel im Lausitzer Braunkohlenrevier für die Entwicklung eines neutralen Sees bei Eigenaufgang des Grundwassers ist der Schönfelder See (Kapitel 5.2.4). Solche Seen sind aufgrund der geologischen Bedingungen im Lausitzer Sanierungsbergbau aber in der Minderzahl. Im Unterschied hierzu sind die natürlichen eiszeitlichen Seen deutlich niedriger mineralisiert. Sie befinden sich meistens im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht mit Hydrogencarbonat als dominierendem Anion.

Die wesentlichen Säure generierenden Stoffeinträge in Bergbaufolgeseen finden folglich mit dem Grundwasser in Form von Eisen(II) sowie durch Erosion und Auswaschung der Böschungen in Form von freien Säuren und Aluminium statt. Das mit dem Grundwasser in die Bergbaufolgeseen eingetragene Hydrogencarbonat entweicht durch physikalische und chemische Prozesse. Aus diesem Grund enthalten saure Bergbaufolgeseen nur sehr wenig anorganischen Kohlenstoff. Das kann zu einer C-Limitierung der biologischen Primärproduktion führen. Durch Mitfällung der Phosphate an den ausgefällten Eisen- und Aluminiumhydroxiden befinden sich juvenile Bergbaufolgeseen meist in einem oligotrophen Zustand (Kapitel 4.5).

Die relative Bedeutung einzelner Quellen der Stoffeinträge verändert sich im Laufe der Entwicklung eines Bergbaufolgesees und in Abhängigkeit davon, ob der Bergbaufolgesee geflutet bzw. in der Folge bewirtschaftet wird (Tabelle 3-4). Anfänglich führt die Niederschlagserosion auf den steilen und offen liegenden Böschungen zu hohen Stoffeinträgen (Spalte 5 in Tabelle 3-4). Nach Außerbetriebnahme der Sumpfanlagen drängt potentiell saures Grundwasser aus der nahen Umgebung des Tagebaus in die Hohlform (Spalte 3 in Tabelle 3-4). Der Eigenaufgang des Grundwassers wird häufig von Rutschungen begleitet, die verwitterte Kippensubstrate in die Bergbaufolgeseen eintragen (Spalte 4 in Tabelle 3-4). In der Phase der Fremdflutung dominieren die Stoffeinträge mit dem Flutungswasser (Spalte 2 in Tabelle 3-4). Mit der Herausbildung eines freien Wasserspiegels beeinflusst die Wellenerosion die Stoffeinträge (Spalte 6 in Tabelle 3-4). Eine zügige Flutung drängt das Seewasser in die Grundwasserleiter und mindert den Umfang der Rutschungen (Spalten 3 und 4 in Tabelle 3-4). Flutungspausen, die bei Wassermangel in den Sommermonaten sehr häufig auftreten, erhöhen umgekehrt die Gefahr von Rutschungen und führen zur Umkehr der Grundwasserfließrichtung in den See. In diesen Phasen erfahren viele Seen eine Wiederversauerung. In einem gefüllten Bergbaufolgesee stabilisieren sich die Böschungen. Der Anteil der Erosion an den Stoffeinträgen geht zurück. Die Grundwasserströme dominieren die Stoffeinträge. In den ersten Phasen der Speicherbewirtschaftung eines jungen Bergbaufolgesees führen die Stauspiegelschwankungen zur Auswaschung der wechselfeuchten Uferbereiche (Spalte 7 in Tabelle 3-4). Diese Prozesse werden mit der Zeit deutlich gedämpft. In einem „reifen“ Bergbaufolgesee gehen die Einflüsse des Grundwassers und der Erosion allmählich zurück. Ob ein Bergbaufolgesee langfristig zur Versauerung tendiert, hängt häufig von der konkreten Grundwassersituation des Sees ab. Liegt der See im Einflussbereich von potentiell sauren Kippengrundwasserströmen, kann die Versauerung Jahrzehnte bis Jahrhunderte anhalten.

Tabelle 3-4: Relative Bedeutung der Stoffeinträge in Bergbaufolgeseen während ihrer maßgeblichen Entwicklungsphasen

Entwicklungsphase des Tagebausees	Flutungswasser	Grundwasser	Rutschungen	Niederschlagserosion	Windwellenerosion	Elution durch Stauspiegelschwankungen
Leere Hohlform						
Grundwasseraufgang						
Fremdflutung						
Flutungsunterbrechung						
Gefüllter Tagebausee						
Speicherbewirtschaftung						
„Reifer“ Tagebausee						

3.3 Acidität und Pufferung

Als Pufferung in Bergbaufolgeseen wird die Gesamtheit der homogenen und heterogenen hydrogeochemischen Reaktionen verstanden, die einem Anstieg des pH-Wertes entgegenwirken. Für Bergbaufolgeseen sind im Wesentlichen vier Puffersysteme maßgebend. Aufsteigend vom sauren zum neutralen bzw. schwach alkalischen Milieu sind das der Hydrogensulfatpuffer, der Eisenpuffer, der Aluminiumpuffer und der Carbonatpuffer. Durch die Dissoziation von Hydrogensulfat, die Hydrolyse von Eisen(III), die Hydrolyse von Aluminium und schließlich die Dissoziation von Kohlensäure werden neben den messbaren freien Wasserstoffionen (pH-Wert) weitere Wasserstoffionen freigesetzt. Die Prozesse verzögern die Neutralisation und werden deshalb als Puffer bezeichnet.

Der Hydrogensulfatpuffer geht auf eine Besonderheit der Schwefelsäure zurück. Die zweite Dissoziationsstufe der Schwefelsäure, d. h. die Dissoziation vom Hydrogensulfat zum Sulfat, hat eine Dissoziationskonstante von $K = 10^{-1,9}$ bzw. $pK = 1,9$:



Bei $\text{pH} = 1,9$ liegen deshalb etwa 50 % der Schwefelionen als Hydrogensulfat und 50 % als Sulfat vor. Bei einem pH-Wert von 2,9 liegen immer noch etwa 9 % der Schwefelionen als Hydrogensulfat vor. Die Berücksichtigung der Dissoziation der Schwefelsäure ist deshalb von Bedeutung, weil in sauren Bergbaufolgeseen Sulfat das einzige Anion ist und in sehr hohen Konzentrationen vorliegt. Die Acidität des Hydrogensulfats kann in Einzelfällen 20 % der Gesamtacidität betragen. Der Hydrogensulfatpuffer äußert sich darin, dass in der ersten Phase der Neutralisation eines entsprechend stark sauren Gewässers keine oder nur sehr geringe Ausfällungen stattfinden (vgl. auch Bild 3-3 und Bild 3-4 oben links).

Der relative Anteil des Hydrogensulfats an der analytisch nachgewiesenen Sulfatkonzentration kann im Bereich $\text{pH} = 2$ bis 4 nach folgender Gleichung näherungsweise berechnet werden (LUA 2001):

$$r_{\text{HSO}_4} = -0,036 \cdot (\text{pH})^3 + 0,452 \cdot (\text{pH})^2 - 1,905 \cdot (\text{pH}) + 2,678 \quad (3-19)$$

Die Pufferbereiche saurer Bergbaufolgeseen können aus Titrationskurven abgeleitet werden. Die Neutralisationsgleichungen der einzelnen Puffer bei beispielhafter Verwendung von Natronlauge zur Neutralisation lauten (Tabelle 3-5):

Tabelle 3-5: Reaktionen bei der Neutralisation mit Natronlauge

Puffer	Reaktionsgleichung	Wirkungsbereich
Freie Wasserstoffionen	$\text{H}^+ + \text{NaOH} \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{Na}^+$	$\text{pH} \approx 2,5 \dots 4,0$ (3-20)
Hydrogensulfat	$\text{HSO}_4^- + \text{NaOH} \rightarrow \text{SO}_4^{2-} + \text{Na}^+ + \text{H}_2\text{O}$	$\text{pH} \approx 2,5 \dots 4,0$ (3-21)
Eisen(III)	$\text{Fe}^{3+} + 3\text{NaOH} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}^+$	$\text{pH} \approx 2,8 \dots 3,5$ (3-22)
Aluminium	$\text{Al}^{3+} + 3\text{NaOH} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{Na}^+$	$\text{pH} \approx 4,4 \dots 5,2$ (3-23)

Die vollständige Aciditätsbilanz eines Grundwassers im Vergleich zu einem Referenzwert im neutralen Bereich, wofür in Anlehnung an das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht üblicherweise der $\text{pH} = 8,2$ verwendet wird, lautet:

$$\text{Aci}_{\text{ox}} \approx [\text{H}^+] + [\text{HSO}_4^-] + 2 \cdot [\text{Fe}^{2+}] + 3 \cdot [\text{Fe}^{3+}] + 3 \cdot [\text{Al}^{3+}] - \text{K}_{\text{S}_{4,3}} \quad [\text{mmol/L}]. \quad (3-24)$$

In Bild 3-3 ist exemplarisch die Titration des stark sauren Seewassers aus dem Bergbaufolgesee Restloch 111 (Plessa) dargestellt. Bis zu einer Dosis von 3,0 mmol/L NaOH werden überwiegend freie Wasserstoffionen neutralisiert und Hydrogensulfationen dissoziiert. Der Anstieg des pH-Wertes erfolgt zunächst nur gering. Es bilden sich nur wenige Ausfällungen. Bei pH = 2,8 beginnt der Eisenpuffer. Zu seiner Überwindung sind kumulativ etwa 10,0 mmol/L NaOH erforderlich. Die Ausfällungen haben im konkreten Fall eine gelbe Farbe und sind mineralogisch dem Schwertmannit verwandt. Etwa zwischen pH = 4,4 und 5,2 wirkt der Aluminiumpuffer, der in Bild 3-4 (unten) am weißen Niederschlag gut zu erkennen ist. Er wird erst nach einer kumulativen Dosis von ca. 13,5 mmol/L NaOH überwunden. Erst danach erreicht der pH-Wert des Seewassers den Neutralbereich, in dem unterschiedliche Puffer mit geringerer Intensität wirken. Bei pH-Werten > 4,9 wird auch Mangan ausgefällt (dunkler Niederschlag). Aufgrund der geringen Kohlenstoffgehalte des Seewassers bildet sich bei der chemischen Neutralisation zunächst kein Hydrogencarbonatpuffer.

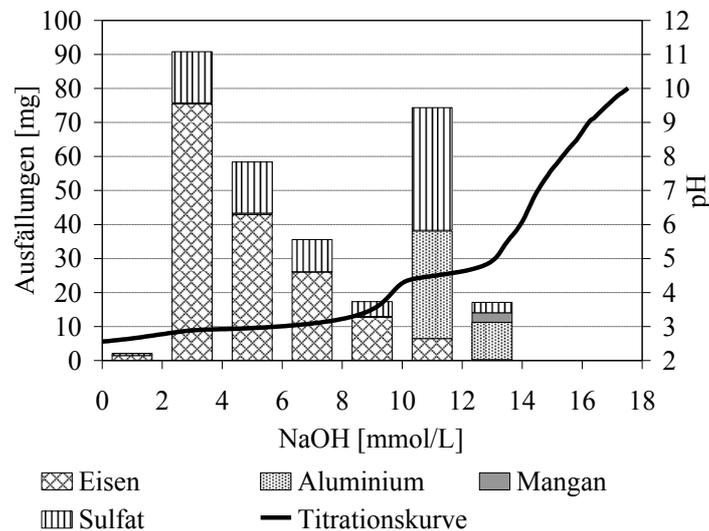


Bild 3-3: Pufferkurve und chemische Zusammensetzung der Ausfällungen bei Titration des sauren Seewassers aus dem Bergbaufolgesee Restloch 111 (Plessa) mit Natronlauge (nach Totsche 2006)

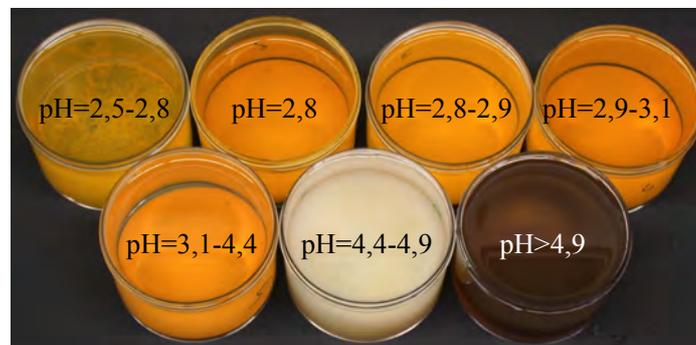


Bild 3-4: Habitus der separierten Ausfällungen bei Titration des sauren Seewassers aus Bergbaufolgesee Restloch 111 (Plessa) mit Natronlauge (nach Totsche 2006)

Die sauren Bergbaufolgeseen unterscheiden sich quantitativ durch unterschiedliche Anteile der einzelnen Puffer (Tabelle 3-6, Bild 3-5). Entsprechend sind für die Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen unterschiedliche Mengen an Flutungswasser und unterschiedlich lange Flutungsdauern bzw. unterschiedliche Mengen an Neutralisationsmitteln erforderlich. Das Volumen und die chemische Zusammensetzung der gebildeten Schlämme unterscheiden sich ebenfalls. Der Bedarf an Flutungswasser oder chemischen Rohstoffen zur Neutralisation des Bergbaufolgesees Lugteich ist, gemessen an der Basenkapazität $K_{B8,2}$, gegenüber dem Bergbaufolgensee Koschen mindestens sechsfach und die Schlamm- bildung, gemessen am Eisen, etwa 16-fach höher (Tabelle 3-6 und Bild 3-5). Bei vergleichbarer Acidität in den Bergbaufolgeseen Lugteich und Plessa-Nord ist die Acidität unterschiedlich strukturiert. Der deutlich höhere Anteil des Aluminiums im Bergbaufolgensee Plessa-Nord führt hier bei vergleichbaren Einsätzen von Flutungswasser bzw. Neutralisationsmitteln zu einer schnelleren Überwindung des Eisenpuffers, aber zu einer deutlich verzögerten Überwindung des Aluminiumpuffers. Durch die sehr hohen Aluminiumkonzentrationen werden sich die chemische Zusammensetzung, der Habitus, die Dichte und damit die Setzungseigenschaften der Schlämme im Bergbaufolgensee Plessa-Nord von den anderen Bergbaufolgeseen deutlich unterscheiden (vgl. auch Bild 3-4 unten Mitte).

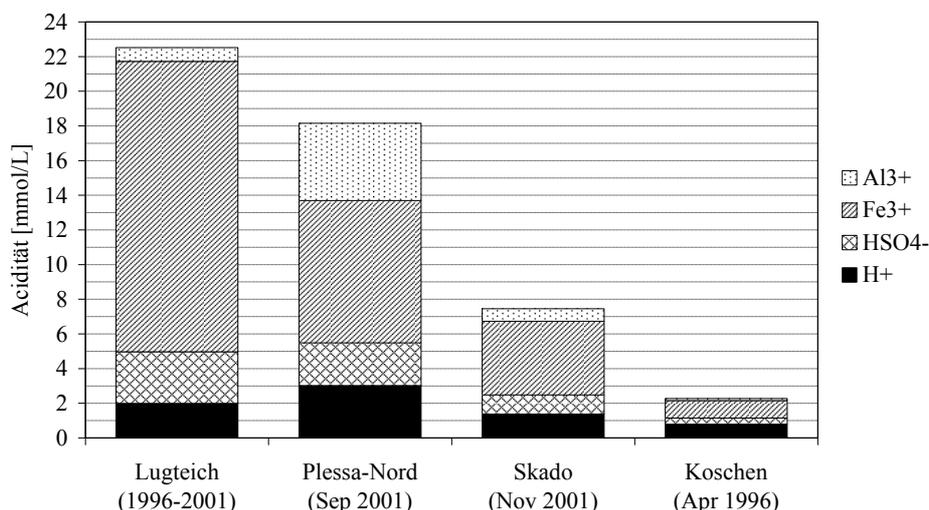


Bild 3-5: Kennzeichnung der komponentenspezifischen Acidität in ausgewählten Bergbaufolgeseen der Lausitz

Tabelle 3-6: Wasserbeschaffenheit in ausgewählten juvenilen Bergbaufolgeseen der Lausitz bei Grundwassereigenaufgang

Kennwert	Maßeinheit	Lugteich 1996-2001	Plessa-Nord 2001	Skado 2001	Koschen 1996
pH		2,7	2,5	2,9	3,1
$K_{B4,3}$	mmol/L	16	12	5	2
$K_{B8,2}$	mmol/L	19	17	8	3
Sulfat	mg/L	2.400	1.400	1.250	770
Eisen(III)-gelöst	mg/L	320	150	80	20
Aluminium	mg/L	7	40	6	1

3.4 Hydrochemische Muster

Aufgrund der verschiedenen hydrogeologischen und geochemischen Rahmen- und Randbedingungen der Bergbaufolgeseen bilden sich differenzierte hydrochemische Muster aus (Tabelle 3-7). Diese Muster unterscheiden sich durch den pH-Wert, die Basen- bzw. Säurekapazität, die ausgebildeten Puffer und typische Ausfällungen.

Die Besonderheit der durch Flutung oder durch chemische Wasserbehandlung neutralisierten Bergbaufolgeseen besteht darin, dass meist nur ein geringer Hydrogencarbonatpuffer aufgebaut wird. Der Pufferaufbau bei der chemischen Wasserbehandlung ist durch das Calcitgleichgewicht begrenzt. Die Entcarbonisierung während der chemischen Wasserbehandlung kann zu einem massiven Wirkungsgradverlust führen (vgl. Kapitel 3.1).

Eine vergleichbare hohe Pufferkapazität wie in natürlichen Seen wird in Bergbaufolgeseen meist erst nach Jahrzehnten und auch dann nur bei hydrogeologisch günstigen Bedingungen erreicht, wenn der Säurezustrom aus dem Grundwasser deutlich abflaut. Der Senftenberger See, der seit 1976 vollständig geflutet ist, unterliegt auch heute noch dem Einfluss sauren Grundwassers. Der neutrale Zustand des Senftenberger Sees wird durch die Schwarze Elster aufrechterhalten, die im Nebenschluss im langjährigen Mittel mit 0,6 m³/s durch den Senftenberger See geleitet wird (vgl. Kapitel 2.3).

Tabelle 3-7: Hydrochemische Muster von Bergbaufolgeseen

Prozess	pH-Wert	Säure-Basen-Zustand	K _{B4,3} mmol/L	K _{S4,3} mmol/L	Puffer						typische Eisenminerale	Calcit-sättigung
					H ⁺	HSO ₄ ⁻	Fe ³⁺	Al ³⁺	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻		
Grundwasser-aufgang	< 2,8	extrem sauer	> 10		■	■	■	■			Jarosit	
	2,8...3,2	stark sauer	3...10		■	■	■	■			Schwertmannit	
Flutung	3,2...4,3	sauer	0...3		□	□	■	■			Ferrihydrit	
	4,3...6,5	schwach sauer		~ 0				□				
				> 0...0,5					□			
6,5...7,5	circum neutral		< 1					■				
Natürlicher Zustand	> 7,0	neutral bis schwach basisch		> 1					■		Eisenoxidhydrate	■
Chemische Maßnahmen	7,0...8,5	neutral bis schwach basisch		< 0,5					□	□	Ferrihydrit	■

■ dominant □ vorhanden

4 Prognose der Wasserbeschaffenheit von Bergbaufolgeseen

4.1 Methodik der Beschaffenheitsprognose

Belastbare Vorhersagen der Wasserbeschaffenheit in den verschiedenen Entwicklungsphasen der Bergbaufolgeseen (s. Kapitel 3.2, insbesondere Tabelle 3-4) sind von entscheidender Bedeutung für die Langfristplanung sowie für die Finanz- und Ressourcenplanung des Trägers des Sanierungsbergbaus, aber auch für die Berg-, Wasser- und Umweltbehörden der beteiligten Bundesländer. Neben diesen organisatorisch-technischen, administrativen und gesetzlichen Wirkungsgefügen erfordert die Prognose der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen aufgrund der wechselseitigen Abhängigkeiten des Wasser- und Stoffhaushaltes zwischen den Fließgewässern, dem Grundwasser und den Bergbaufolgeseen die Nutzung geeigneter numerischer Modelle.

Zur Bewertung und Vorhersage der Wasserbeschaffenheit im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Sanierung der ehemaligen Braunkohletagebaue der Lausitz hat sich aufgrund seiner flexiblen Modellstruktur sowie der einfachen Kopplung mit weiteren Programmanwendungen und Programmiersprachen die Nutzung des hydrogeochemischen Programms PHREEQC (Parkhurst und Appelo 1999) bewährt. PHREEQC ist darüber hinaus international weit verbreitet und wird vielfältig auch in anderen Regionen der Welt mit AMD-Problemen (siehe Kapitel 1) genutzt (Dunbar 2012).

Die Prognose der Wasserbeschaffenheit erfolgt auf der Grundlage von Stoffmengenbilanzen, deren Voraussetzung wiederum die Wasserbilanz des Sees, d. h. die Entwicklung des Volumens V sowie die Volumenströme Q (Zuströme Index zu, Abströme Index ab) des Grundwassers (GW) und Oberflächenwassers (OW) sind (Bild 4-1).

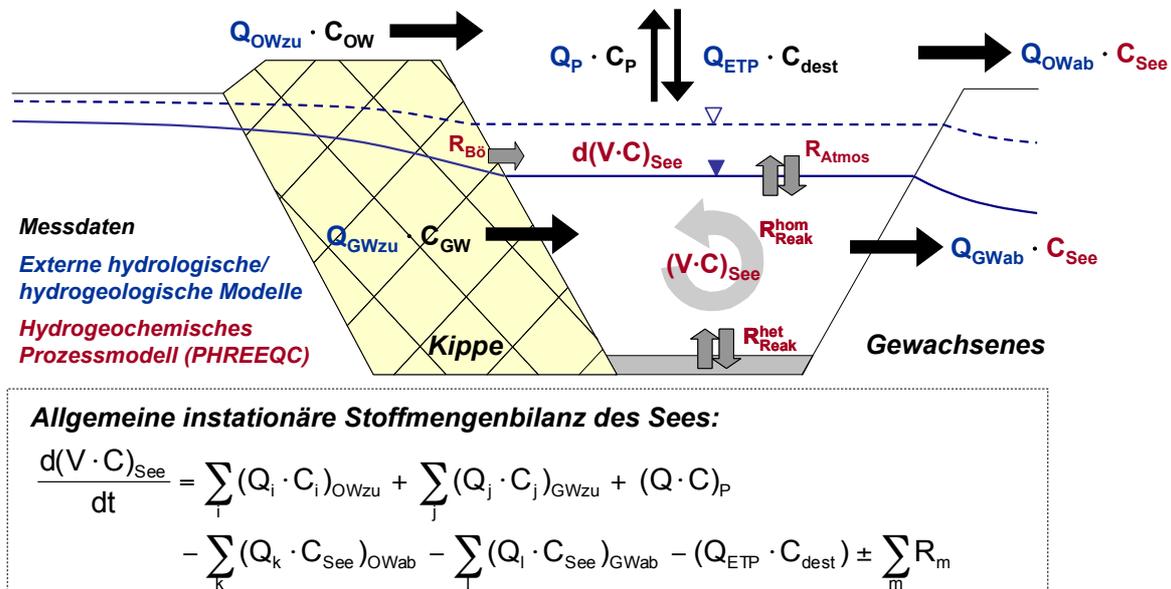


Bild 4-1: Modellierung der Wasserbeschaffenheit eines Bergbaufolgesees nach dem Grundprinzip der Stoffmengenbilanzierung

Das hydrogeochemische Prognosemodell (Bild 4-1) führt die Volumenströme (Q) unter Annahme definierter Wasserbeschaffenheiten in Form von Konzentration (C) zusammen. Daneben werden weitere wichtige Reaktionsprozesse (R) berücksichtigt, wie z. B. der Gasaustausch des Sees mit der Atmosphäre R_{Atmos} und Stoffeinträge durch Böschungserosion $R_{\text{Bö}}$.

Weitere Reaktionen, wie die Zugabe alkalischer Einsatzstoffe bei der In-lake-Neutralisation sowie relevante biologische Stoffwandlungsprozesse, wie z. B. die Nitrifikation, können ebenfalls eingebunden werden. Die komplexen homogenen und heterogenen hydrogeochemischen Prozesse im See, $R_{\text{Reak}}^{\text{hom}}$ und $R_{\text{Reak}}^{\text{het}}$, wie z. B. Komplexbildungen, Dissoziation und Ausfällungen, werden mit PHREEQC berechnet.

Die Wasserbilanz des Sees wird durch externe hydrologische, wasserwirtschaftliche und geohydraulische Modelle (z. B. WBalMo (Kaden u.a. 2005), PCGEOFIM (Sames u.a. 2005)) ermittelt. Die zur Kalibrierung des hydrogeochemischen Prognosemodells verwendeten Stoffkonzentrationen werden vom montanhydrologischen Monitoring der LMBV zur Verfügung gestellt.

4.2 Räumliche Diskretisierung und Berücksichtigung unterschiedlicher Stoffeinträge

Die Bergbaufolgeseen werden problem- und datenadäquat räumlich diskretisiert (Bild 4-2).

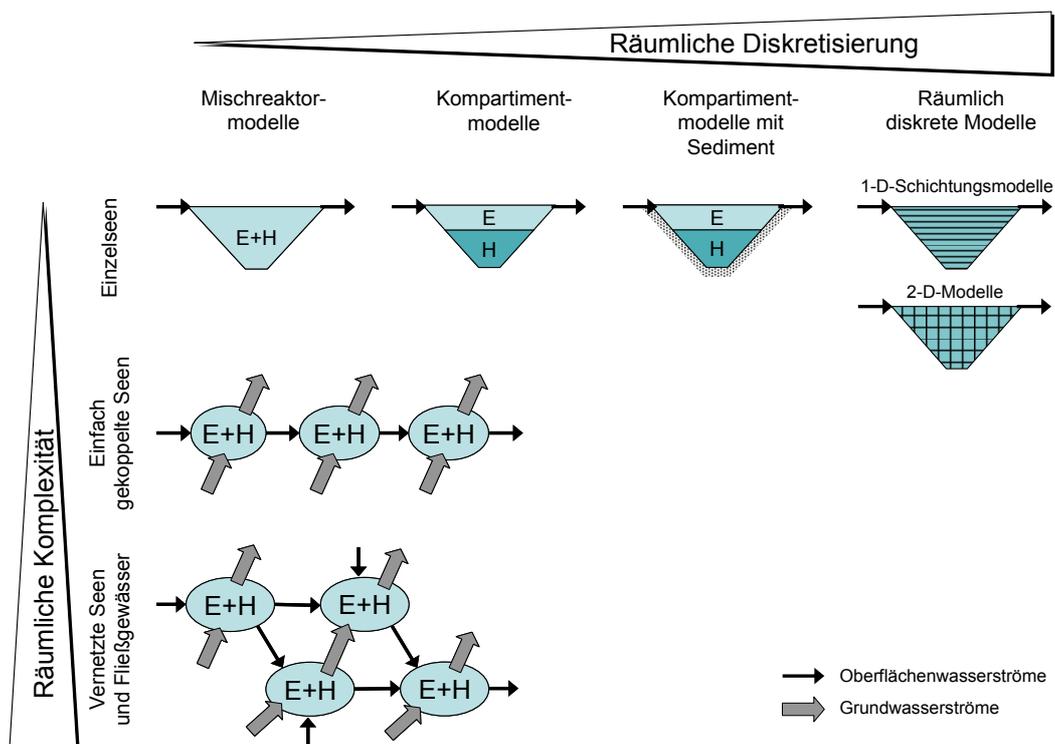


Bild 4-2: Räumliche Modellhierarchien für Bergbaufolgeseen

Die Anfangsphase der Entstehung der Bergbaufolgeseen bzw. für flache Seen kann durch Mischreaktormodelle, bei denen eine vollständige Durchmischung des Wasserkörpers erfolgt, abgebildet werden (z. B. Kleine Restlockette, siehe Kapitel 5.3.4). Die thermische Stratifizierung (z. B. Epilimnion E und Hypolimnion H, siehe Kapitel 4.5) infolge zunehmender Füllung der Seen muss durch Kompartimentmodelle erfasst werden. Wenn Sedimentprozesse relevant sind, werden Stoffeinträge und Wechselwirkungen mit dem Sediment gesondert berücksichtigt. Die Kopplung von Seen und ihre Anbindung an das Fließgewässernetz bedürfen entsprechend komplexer Modellstrukturen.

Spezielle Fragestellungen können räumlich diskrete Modelle erfordern. Wenn z.B. die räumliche Stoffverteilung im See, etwa unter dem Einfluss windinduzierter Strömungsprozesse an der Wasseroberfläche, von Bedeutung ist, müssen gegebenenfalls zweidimensionale Seemodelle, wie zum Beispiel ModGlue (Müller 2004), angewendet werden. Zu berücksichtigen sind dabei jedoch das Verhältnis von hohem Datenbedarf mehrdimensionaler Modelle und den in der Realität vorhandenen Daten sowie die hohen Parameter- und Prozessunsicherheiten (Geller u. a. 2012).

Die wichtigsten Eingangsdaten der hydrochemischen Modelle sind Angaben zum Wasserspiegelanstieg sowie zur Menge und Beschaffenheit der zuströmenden Grund- und Oberflächenwässer. Die Flutungsmengen werden anhand von Analysen der Ressourcenverfügbarkeit bzw. mittels Bewirtschaftungsmodellen (WBaMo) ermittelt. Die Wasserbeschaffenheiten werden aus den Daten des Monitorings der LMBV oder der Länderbehörden abgeleitet. Die Grundwasserströme werden durch die hydrogeologischen Großraummodelle (HGM) der LMBV auf der Softwarebasis von PCGEOFIM berechnet. Dabei werden Zustrom- und Abstrombereiche ausgehalten, die nach hydrogeologischen und bergbautechnologischen Gesichtspunkten differenziert sind (Bild 4-3).

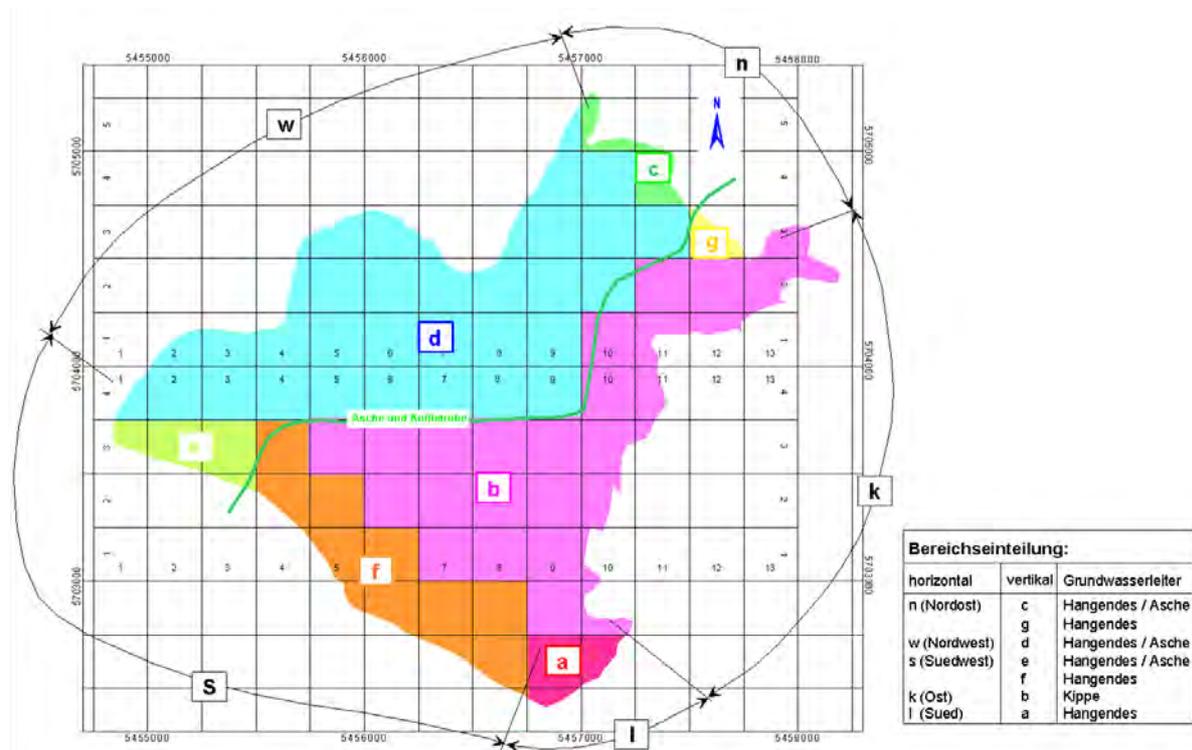


Bild 4-3: Räumliche Diskretisierung des Grundwasserströmungsmodells der LMBV im Bergbaufolgesee Burghammer und Unterscheidung nach Herkunftsbereichen (LMBV 2010c)

Während der Flutung wirken zusätzlich erosionsbedingte Stoffeinträge auf die Wasserbeschaffenheit des Seewassers, die mit Erreichen des Zielwasserstands zum Erliegen kommen (Bild 4-4).

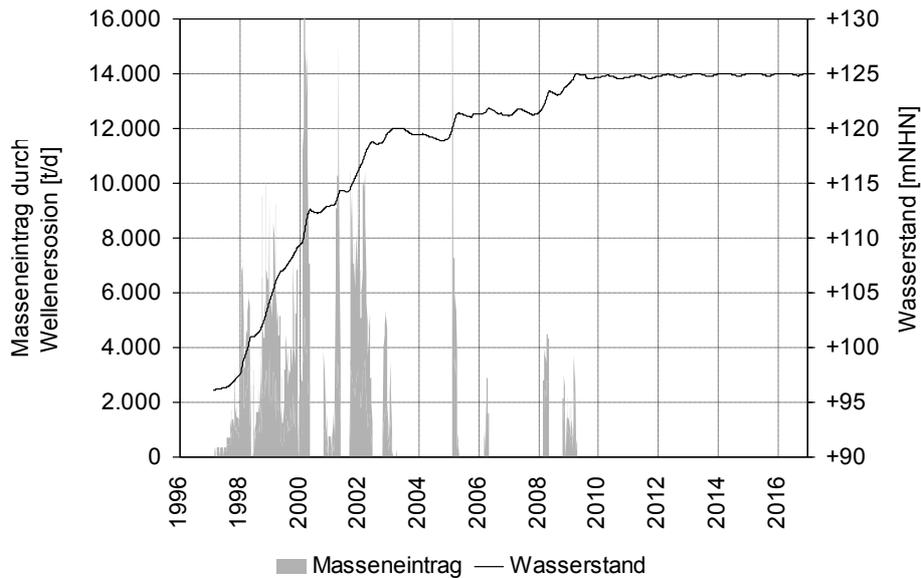


Bild 4-4: Berechneter Masseneintrag durch Windwellenerosion im Speicherbecken Bärwalde

Der Masseneintrag durch die Wellenerosion wird mit einem empirischen Formelsystem nach Wagner (1997) berechnet. Eingangsdaten sind die mittlere Lagerungsdichte, der mittlere Korndurchmesser, der lösliche Stoffbestand und die Kationenaustauschkapazität der erodierten Sedimente. Als Prozessparameter gehen mittlere Wellenhöhen und -längen ein, die durch entsprechende Wellengutachten zur Verfügung gestellt werden. Ein digitales Konturmodell der jeweiligen Tagebauhohlform liefert die überstauten Flächen und Böschungsneigungen. Neben dem mobilisierbaren Stoffgehalt des erodierbaren Böschungsmaterials erfolgt Stoffeintrag vor allem mit dem Flutungswasser und durch Neutralisationsmaßnahmen.

Damit erlangt die modellgestützte Nachbildung und Vorhersage des Einflusses unterschiedlicher Flutungswasserbeschaffenheiten und chemischer Wasserbehandlungsverfahren (z. B. In-lake-Neutralisation, vgl. Tabelle 2-1) für die Prognose der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen zunehmend an Bedeutung. Die In-lake-Neutralisation wird im Prognosemodell als chemische Reaktion des Seewassers mit den alkalischen Einsatzstoffen abgebildet. Grundsätzlich können alle bekannten alkalischen Rohstoffe oder Stoffgemische mit unterschiedlicher stöchiometrischer Zusammensetzung berücksichtigt werden.

Die alkalischen Stoffe haben in den sauren Bergbaufolgeseen erfahrungsgemäß unterschiedliche Wirkungsgrade. Bezogen auf den Masseneinsatz kann der Gesamtwirkungsgrad η eines Stoffes gemäß der Gleichung (4-1) berechnet werden. Der stoffliche Wirkungsgrad η_1 entspricht dem Reinheitsgrad. Der chemische Wirkungsgrad η_2 ist von physikalischen und hydrochemischen Faktoren, insbesondere von der Wassertemperatur, vom pH-Wert, von der Kohlensäurekonzentration und von den Sättigungsgleichgewichten relevanter Festphasen (z. B. Gips, Calcit), abhängig.

$$\eta = \eta_1 \cdot \eta_2 \quad (4-1)$$

mit η Gesamtwirkungsgrad
 η_1 Stofflicher Wirkungsgrad (Reinheitsgrad des Rohstoffes)
 η_2 Chemischer Wirkungsgrad im Medium $f(T, \text{pH}, \text{CO}_2, \dots)$

Experimentelle Versuche in IWB (2009b) haben gezeigt, dass der chemische Wirkungsgrad karbonatischer Rohstoffe in erster Linie vom pH-Wert des Wassers abhängig ist. Im Prognosemodell wird der chemische Wirkungsgrad η_2 deshalb als eine pH-abhängige Exponentialfunktion gemäß der Gleichung (4-2) abgebildet,

$$\eta_2(\text{pH}) = \eta_2(\text{pH}_0) \cdot \exp\{-k \cdot (\text{pH} - \text{pH}_0)\} \quad (4-2)$$

mit $\eta_2(\text{pH})$ pH-abhängige Reaktivität
 $\eta_2(\text{pH}_0)$ maximale Reaktivität im sauren Bereich bei pH_0
 k Parameter der Exponentialfunktion.

Die stoffliche Reinheit handelsüblicher Neutralisationsmittel (Kalksteinmehl, Kalkhydrat) liegt bei rund 95 Masse-% ($\eta_1 = 0,95$). Der mittlere chemische Wirkungsgrad η_2 ist vom pH-Einsatzbereich abhängig und wird durch den Parameter k der Exponentialfunktion definiert. Die Parameterermittlung erfolgt durch geeignete Versuche oder im Ergebnis der modellgestützten Verfahrensbewertung. Nach den bisherigen Erfahrungen zur chemischen Neutralisation Lausitzer Bergbaufolgeseen liegt der chemische Wirkungsgrad für Kalksteinmehl im Einsatzbereich bei $\text{pH} < 5$ zwischen 50 % und 70 % und für Kalkhydrat im Einsatzbereich von $5 < \text{pH} < 9$ zwischen 70 % und 90 % (BTU 2012a).

Zur Ermittlung des Neutralisationsmittelbedarfs und der Intervalle zukünftiger In-lake-Verfahren enthält das Prognosemodell eine automatische pH-Wert-Steuerung der Kalkzugabe. Bei Unterschreitung eines vorgegebenen Grenz-pH-Wertes setzt die Kalkzugabe ein. Diese Grenze wird bisher durch das behördliche Ausleitkriterium $\text{pH} \geq 6$ definiert. Anschließend erfolgt die Anhebung des pH-Wertes bis zu einem oberen Abbruchkriterium, das mit $\text{pH} = 8$ fixiert ist. Nach Erreichen des Ziel-pH-Wertes wird die Behandlung eingestellt und eine Wiederversauerung solange zugelassen, bis der untere Grenz-pH-Wert erneut unterschritten wird. Neben der Einsatzstoffmenge liefert das Modell auf diese Weise auch die Einsatzhäufigkeit der In-lake-Behandlung als wichtige Planungsgrundlage (siehe Bild 4-7).

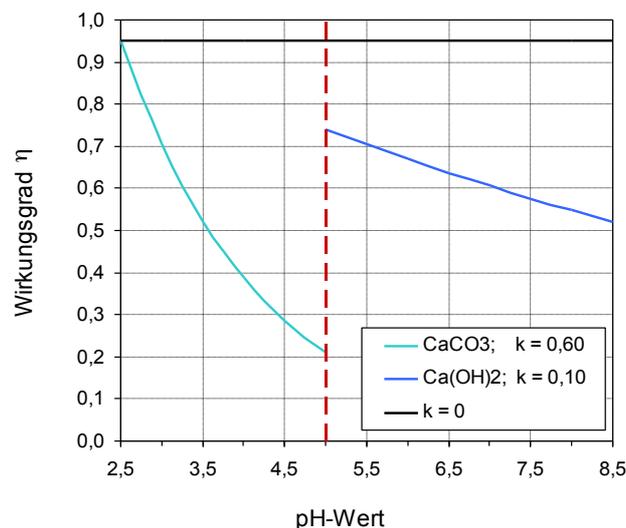


Bild 4-5: Modellbildung für den pH-abhängigen Wirkungsgrad von Kalksteinmehl und Kalkhydrat bei der In-lake-Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen

4.3 Von der Prognose zum Planungsinstrument

Die vielseitigen Möglichkeiten der hydrogeochemischen Modellierung werden im Rahmen des Projektes 112 „Gewässergüte Tagebauseen Lausitz“ bereits seit Mitte der 1990er Jahre genutzt. Wegen des zunächst geringen Erfahrungsschatzes, des geringen Datenbestands zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in gefluteten Braunkohlentagebauen sowie der weitgehend unsicheren Randbedingungen der weiteren Sanierungsplanung basierten die Prognosen in dieser frühen Projektphase vor allem auf Umfeldanalysen und Trendeinschätzungen (Bild 4-6).

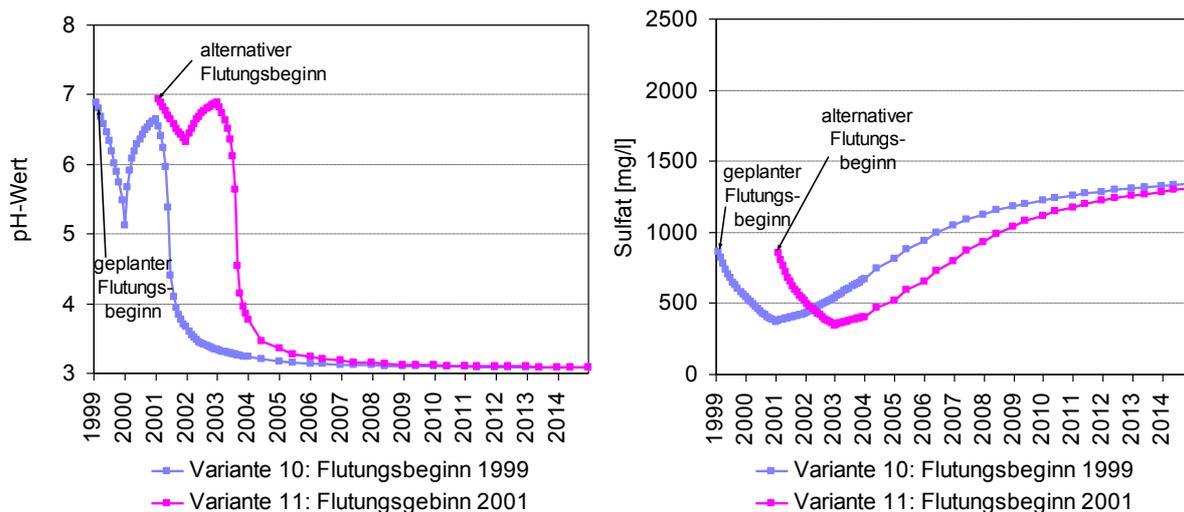


Bild 4-6: Prognose des pH-Wertes im Bergbaufolgesee Burghammer für zwei Szenarien des Flutungsbeginns mit Oberflächenwasser aus der Kleinen Spree (BTU 1996)

Mit dem Fortschritt der Flutung, der Einführung eines systematischen Monitorings der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen und im Grundwasser sowie dem daraus schrittweise qualitativ und quantitativ wachsenden Daten- und Kenntnisstand konnten die hydrogeochemischen Modelle zunehmend besser angepasst und die Zuverlässigkeit der Vorhersagen erhöht werden. In vielen Fällen wurden problemspezifische Modellerweiterungen vorgenommen, z. B. zum Stoffeintrag infolge der Niederschlags- und Wellenerosion, zu den Wasser-Festphasen-Wechselwirkungen an den reaktiven Oberflächen eingeleiteter Eisenhydroxidschlämme (EHS) oder zur Ammoniumnitrifikation in neutralisierten Bergbaufolgeseen (vgl. Kapitel 4.4). Der Leistungsumfang der Prognosemodelle wurde insbesondere auch zur Wirkung chemischer Neutralisationsmaßnahmen (z. B. In-lake-Verfahren) erweitert, so dass sie sowohl verfahrensbegleitend als auch zur Vorhersage zukünftiger Einsatzstoffmengen und -zeiten eingesetzt werden können (Bild 4-7).

Dank dieser problemspezifischen fachlichen Erweiterungen hat sich die Art der offenen und erweiterungsfähigen hydrogeochemischen Modellierung zu einem wichtigen Planungsinstrument für die wasserwirtschaftliche Sanierung der ehemaligen Braunkohlentagebaue in der Lausitz entwickelt. Sie wird heute auch zur Kurzfriststeuerung der Wasserbeschaffenheit in vernetzten Fließgewässersystemen (z. B. mit dem GSM Spree, vgl. Kapitel 6.2) sowie zur Mittelfrist- und Langfristvorhersage des Einflusses wassermengen- und wassergütemaßnahmen (vgl. Kapitel 6.3) genutzt.

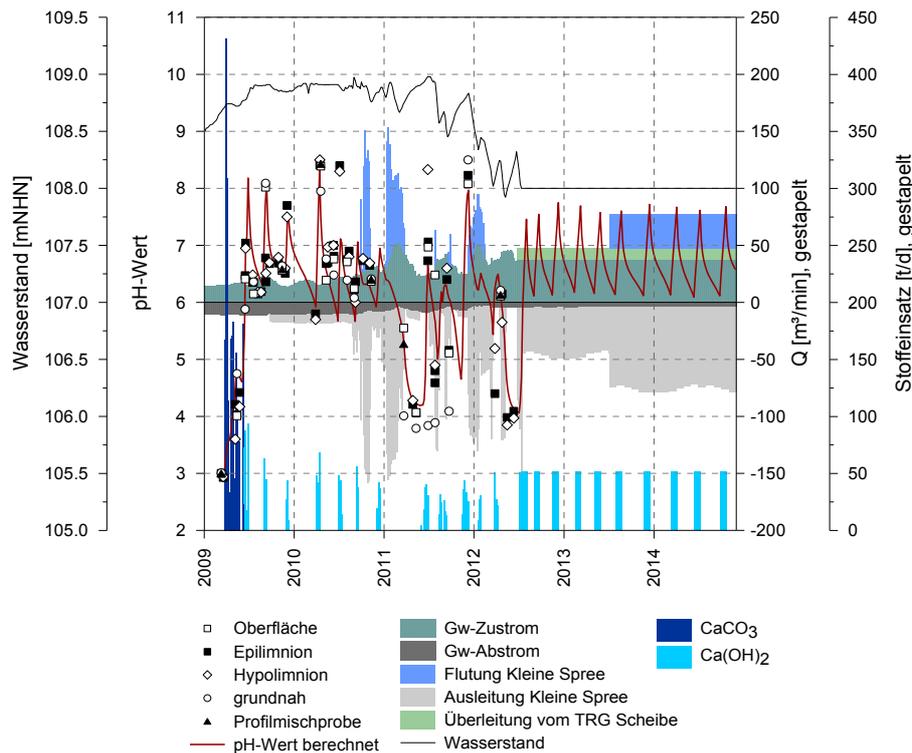


Bild 4-7: Prognose des pH-Wertes im Speicherbecken Burghammer für das Beispiel Staubwirtschaftung und regelmäßige In-lake-Bekalkungen (IWB 2012)

Ungeachtet der verbesserten Datenlage enthalten die hydrochemischen Prognosen naturgemäß Unsicherheiten, die sich einerseits aus der Vielzahl der Eingangsdaten und Parameter sowie andererseits aus veränderlichen Randbedingungen im Prognosezeitraum ergeben. Es ist deshalb erforderlich, die Modellbetrachtungen in der methodischen Einheit von Modellanpassung und Prognose regelmäßig zu wiederholen und diese als ein flexibles Steuerinstrumentarium für die fachliche Begleitung der Wasserbeschaffenheitsentwicklung in der Bergbaufolgelandschaft zu verstehen.

4.4 Problemstoffe und spezifische (Modell-)Lösungen

Die primären wassergütewirtschaftlichen Probleme der Bergbaufolgeseen sind die Versauerung sowie hohe Sulfat-, Metall- und Ammoniumkonzentrationen (Tabelle 4-1). Erhöhte Sulfatkonzentrationen haben nur geringen Einfluss auf die aquatischen Lebensgemeinschaften und verursachen in den betroffenen Gewässern praktisch keine sichtbaren Veränderungen, wie Verfärbungen oder Trübungen. Das Konfliktpotential ergibt sich aus einer erhöhten Sulfatkonzentration in den Fließgewässern, die vor allem zur Trinkwassergewinnung (Uferfiltration) genutzt werden und deshalb auf die Einhaltung von Konzentrationsgrenzwerten, wie z. B. 240 mg/L Sulfat gemäß der Trinkwasserverordnung, angewiesen sind.

Niedrige pH-Werte sowie hohe Eisen-, Aluminium und Schwermetallkonzentrationen haben dagegen eine direkte ökotoxikologische Wirkung. Gleiches trifft auf Ammoniak zu, dessen Bildung pH-abhängig ist. Bei pH-Werten > 8 wird das Gleichgewicht vom Ammonium zum toxischen Ammoniak verschoben.

Um nachteilige Auswirkungen auf die öffentlichen Fließgewässer zu vermeiden, wurden zwischen den Länderbehörden in Brandenburg und Sachsen und der LMBV hydrochemische Ausleitkriterien abgestimmt, nach denen am Auslauf der Bergbaufolgeseen mit pH = 6,0...8,5

ein neutrales Wasser zu gewährleisten ist, das maximal 3 mg/L Gesamteisen, 1 mg/L gelöstes Eisen, 1 mg/L Zink, 40 µg/L Kupfer sowie 1,5 mg/L Ammonium-Stickstoff enthält. Für Sulfat gelten vorfluterspezifische Immissionsziele. An der brandenburgischen Landesmessstelle Spremberg-Wilhelmsthal in der Spree darf z. B. ein Immissionswert von 450 mg/L im 90-Perzentil nicht überschritten werden (AGF 2007) (Tabelle 4-1).

Tabelle 4-1: Problemmatrix saurer Tagebauseen

Kennwert	Problembereich	Ausleitkriterium
pH-Wert (Versauerung)	ökotoxikologische Wirkung	pH = 6,0 – 8,5
Metalle (vor allem Eisen)	Braunfärbung Verschlammung	Eisen-gesamt < 3 mg/L Eisen-gelöst < 1 mg/L Zink < 1 mg/L Kupfer < 0,04 mg/L
Sulfat	Erhöhung Sulfatlast der öffentlichen Fließgewässer Bauwerkskorrosion	vorfluterspezifische Immissionsziele
Ammonium	ökotoxikologische Wirkung des Ammoniaks	Ammonium-Stickstoff < 1,5 mg/L

Eine zuverlässige Prognose des pH-Wertes sowie der relevanten Stoffkonzentrationen in den Bergbaufolgeseen erfordert unterschiedliche spezifische Modelllösungen. Die bei der Pyritverwitterung gebildete Schwefelsäure liegt im typischen pH-Bereich von Oberflächengewässern zwischen pH = 3 und pH = 9 vollständig dissoziiert vor. Das Sulfat verhält sich deshalb weitgehend konservativ und unabhängig vom pH-Wert. Nur im stark sauren pH-Bereich hat die Dissoziation des Hydrogensulfats und die Bildung von Eisen(III)sulfat-Komplexen Auswirkungen auf den Gleichgewichts-pH-Wert (LUA 2001), vgl. Kapitel 3.3. Die Modellierung der Sulfatkonzentration ist deshalb unter Verwendung der thermodynamischen Standarddatensätze vergleichsweise einfach.

Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, die Hydrolyse- und Komplexbildungsgleichgewichte des Eisens sowie die Eisen(III)-Fällung sind im hohen Maße vom pH-Wert abhängig. Bei der hydrochemischen Modellierung ist deshalb die Berücksichtigung von Gleichgewichten unterschiedlicher Mineralfestphasen, wie z. B. von Eisenhydroxid (Ferrihydrit), Aluminiumhydroxid (Gibbsit) oder Calciumkarbonat (Calcit), erforderlich. Für spezielle heterogene Prozesse, wie z. B. die Lösung alkalischer Einsatzstoffe bei der In-lake-Neutralisation, die Ausgasung von Kohlendioxid über die Wasseroberfläche in die Atmosphäre oder die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat werden in PHREEQC spezifische Reaktionskinetiken formuliert.

Die Nitrifikation wird im Modell zum Beispiel als eine vom Wachstum der Nitrifikanten, von der Wassertemperatur und von der Sauerstoffkonzentration beeinflusste Monod-Kinetik abgebildet (Gleichung (4-3)). Der Monod-Term beschreibt die Konzentrationsabhängigkeit der Rate. Der Einfluss des Wachstums der Mikroorganismen, der Wassertemperatur und der Sauerstoffkonzentration werden durch dimensionslose Faktoren berücksichtigt,

$$\frac{d[\text{NH}_4^+]}{dt} = -k_{\text{max}}^{\text{NH}_4} \cdot \frac{[\text{NH}_4^+]}{[\text{NH}_4^+] + K_{1/2}^{\text{NH}_4}} \cdot f(\text{Nitr}) \cdot f(T) \cdot f(\text{O}_2) \quad (4-3)$$

mit	$[\text{NH}_4^+]$	Ammoniumkonzentration (mg/L)
	$k_{\text{max}}^{\text{NH}_4}$	maximale Abbaurate (mg/(L·d))
	$K_{1/2}^{\text{NH}_4}$	Halbsättigungskonzentration (mg/L)
	$f(\text{Nitr})$	Faktor des Nitrifikantenwachstums (-)
	$f(T)$	Faktor der Temperaturabhängigkeit (-)
	$f(\text{O}_2)$	Faktor der Sauerstoffabhängigkeit (-).

Das Wachstum der Nitrifikanten ist in erster Linie vom pH-Wert des Seewassers abhängig. Bei $\text{pH} < 5$ ist das Wachstum gehemmt. Nach Überschreitung von $\text{pH} = 5$ und nach einer gewissen Adaptionszeit setzt das Wachstum der Nitrifikanten entsprechend einer logistischen Funktion ein. Damit ist zunächst ein Anstieg der Umsatzrate verbunden. Die Konzentrationsabhängigkeit der Monod-Kinetik bedingt, dass sich die Rate mit dem Verbrauch des Ammoniums anschließend wieder verringert (Bild 4-8).

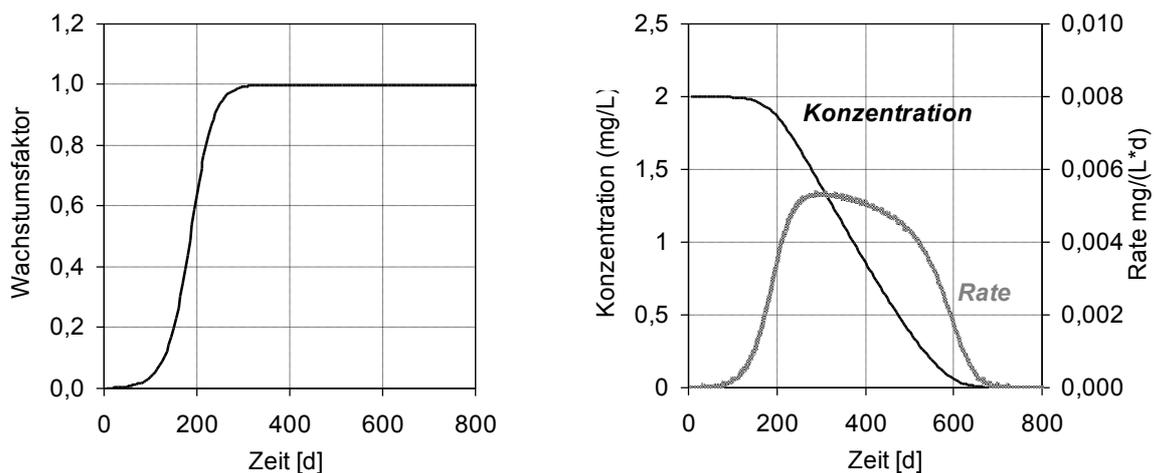


Bild 4-8: Logistische Wachstumsfunktion, Monod-Kinetik der Abbaurate und resultierende Substratkonzentration (Parametrisierung exemplarisch)

Die Parameter der Monod-Kinetik für die Nitrifikation wurden bisher exemplarisch für den Bergbaufolgesee Burghammer angepasst. Mit einer maximalen Abbaurate k_{max} von 0,008 mg $\text{NH}_4\text{-N}/(\text{L}\cdot\text{d})$, einer Halbsättigungskonzentration $K_{1/2}$ von 0,1 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{L}$ und einem Schwellenwert von $\text{pH} = 5$ für das Wachstum der Nitrifikanten wurde die beste Anpassung an die Messwerte des LMBV-Monitorings erzielt. Auch der im Jahr 2011 und 2012 gemessene Wiederanstieg der Ammoniumkonzentration in Korrespondenz mit der zeitweiligen Wiederversauerung des Seewassers auf $\text{pH} \approx 4$ wird vom Modell gut reflektiert (Bild 4-9).

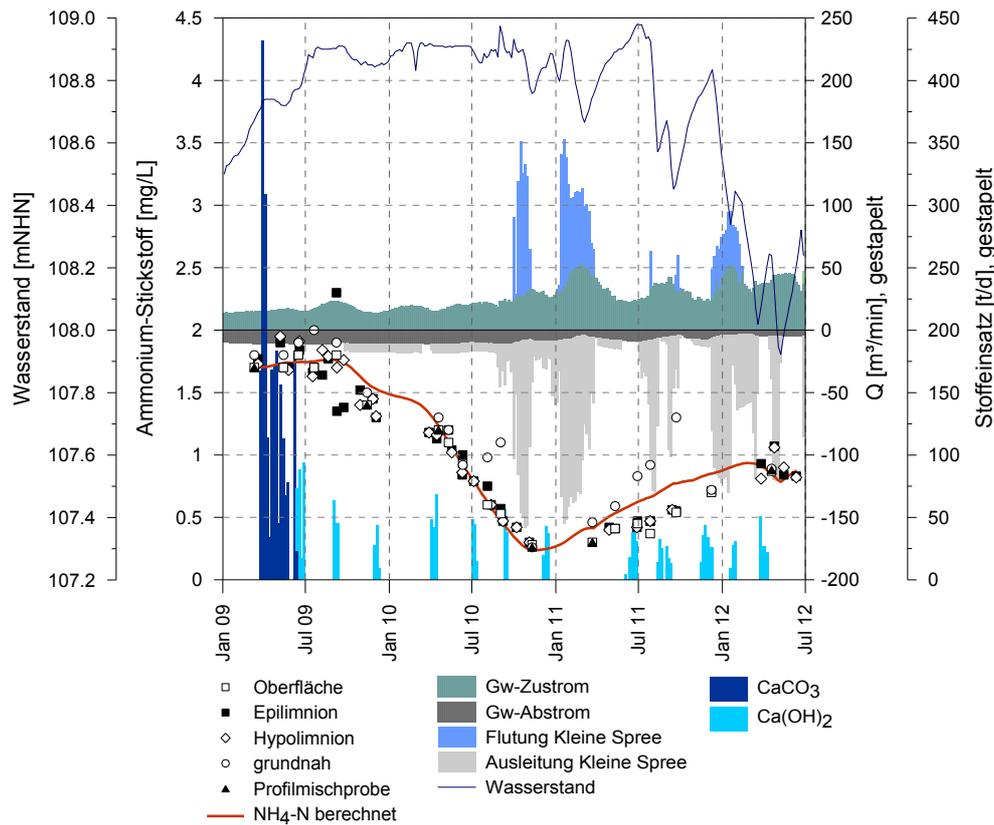


Bild 4-9: Gemessene und berechnete Ammoniumstickstoff-Konzentration im Speicherbecken Burghammer im Zeitraum der In-lake-Neutralisation

4.5 Trophische Bewertung von Bergbaufolgeseen

Die Wasserqualität spiegelt sich neben dem Chemismus auch im trophischen Zustand wider. Die Trophie ist das Nährstoffangebot eines Sees, welches die im See stattfindende Primärproduktion, d. h. die Umsetzung der vorhandenen Nährstoffe in pflanzliche Biomasse, steuert. Der trophische Zustand eines Sees wird im Wesentlichen durch die Morphometrie und die zugeführte Nährstofffracht bestimmt. Nährstoffarme Seen werden als oligotroph bezeichnet, nährstoffreiche als eutroph und sehr nährstoffreiche als polytroph bis hypertroph (Tabelle 4-2).

Eutrophierung ist die Zunahme der Intensität der Primärproduktion durch Nährstoffanreicherung. Die Folgen sind eine massenhafte Algenentwicklung, das Zurückdrängen der Wasserpflanzen und eine zunehmende Sauerstoffzehrung durch Absterben und Zersetzung der Biomasse. Dies ist ein dynamischer Prozess, der nicht direkt messbar ist. Indirekte Messgrößen sind die Sichttiefe, die Nährstoffkonzentrationen (bei natürlichen Seen in der Regel Phosphor als wachstumsbegrenzender Nährstoff bzw. in der Bergbaufolgelandschaft der Lausitz zum Teil auch Kohlenstoff), die Sauerstoffprofile und die Entwicklung der Algenbiomasse als Chlorophyll a (chl a).

Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA erarbeitete 1998 eine „Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ (LAWA 1999). In der Tabelle 4-2 sind die Bereichsgrenzen für den Seentyp „große, geschichtete Seen“ dargestellt, dem der überwiegende Teil der Lausitzer Bergbaufolgeseen entspricht. Diese erreichen in der Lausitz Tiefen bis etwa 50 m.

Tabelle 4-2: Messgrößen zur Trophiebestimmung (LAWA 1999)

Gesamt-Phosphor [µg/L]	Chlorophyll a [µg/L]	Sichttiefe [m]	Trophiegrad [-]
< 15	≤ 3,0	> 5,9	oligotroph o
> 15...45	> 3...10	< 5,9...2,4	mesotroph m
> 45...130	> 11...18	< 2,4...1,5	eutroph e1
> 130...300	> 19...34	< 1,5...0,9	eutroph e2
> 300...500	> 35...59	< 0,9...0,6	polytroph p1
> 500	> 63...100	< 0,6...0,4	polytroph p2
> 500	> 100	< 0,4	hypertroph h

Bei der Bewertung von Klein- und Flachseen entfällt der Trophiegrad Oligotrophie. Meromiktische Seen (dauerhaft geschichtete Seen), wie der Lugteich, werden differenziert betrachtet. Die Bewertung eines Sees basiert auf der Abweichung des tatsächlichen Trophiezustands (Istzustand) vom potenziell natürlichen Trophiezustand (Referenzzustand). Die Abweichung ist in Stufen gegliedert, wobei Stufe 1 die beste und Stufe 7 die schlechteste Bewertungszahl darstellt (Tabelle 4-3).

Tabelle 4-3: Bewertungsstufen 1 bis 7 in Abhängigkeit vom trophischen Istzustand und vom Referenzzustand (LAWA 1999)

		Istzustand						
		oligotroph	mesotroph	eutroph	eutroph	polytroph	polytroph	hypertroph
Referenzzustand	Symbol	o	m	e1	e2	p1	p2	h
	o	1	2	3	4	5	6	7
	m		1	2	3	4	6	7
	e1			1	2	3	5	7
	e2				1	3	5	7
	p1					1	4	7
	p2, h	kommen definitionsgemäß als Referenzzustand nicht vor						

Die Vorgehensweise zur Bewertung des Istzustands nach LAWA (1999) ist in Bild 4-10 schematisch dargestellt.

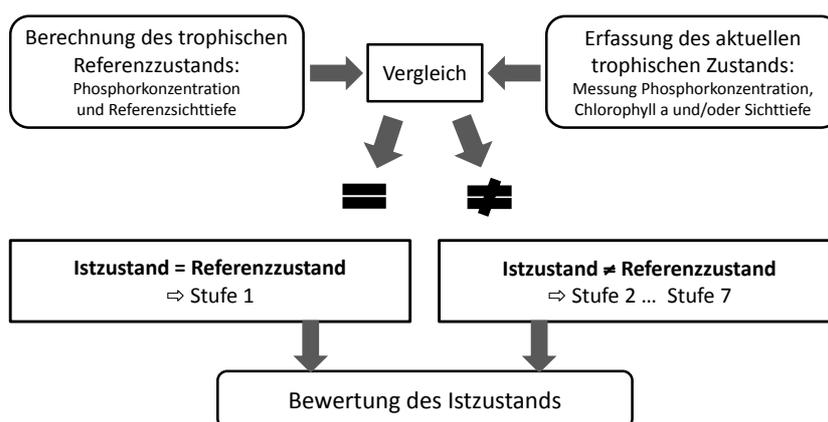


Bild 4-10: Trophische Bewertung natürlicher Seen nach LAWA (1999)

Bergbaufolgeseen sind morphologisch und chemisch andersartig im Vergleich zu natürlichen Seen. Sie sind durch flache und sehr tiefe Bereiche, hohe Metall- und Sulfatkonzentrationen und niedrige Nährstoffkonzentrationen gekennzeichnet. In Bergbaufolgeseen tritt im Vergleich zu natürlichen Seen die Besonderheit auf, dass nährstoffreiches Flutungswasser auf ein hochmineralisiertes und metallreiches Seewasser trifft. Dabei wird Phosphor an Metallhydroxide adsorbiert und sedimentiert (Grüneberg und Kleeberg 2012). Dieser Prozess spielt

bei der Bewertung des Trophiezustands natürlicher Gewässer keine Rolle, ist aber in Bergbaufolgeseen bedeutend. Das zeigt sich für Bergbaufolgeseen an den großen Unterschieden zwischen der nach LAWA (1999) berechneten Phosphorkonzentration und der gemessenen Phosphorkonzentration. Aufgrund der Besonderheiten von Bergbaufolgeseen, wie hohe Fremdwasserflutungsmengen, kurze Aufenthaltszeiten und Phosphorretention, werden nach LAWA (1999) Referenzzustände ausgewiesen, die in den Bergbaufolgeseen in der Realität unterschritten werden. Daher ist eine Anpassung des Prognosemodells für die trophische Bewertung von Bergbaufolgeseen entsprechend Bild 4-11 erforderlich.

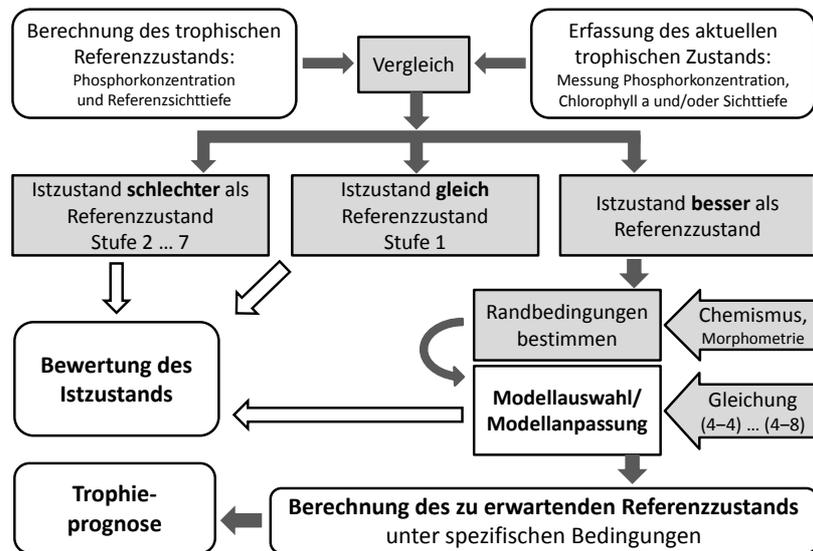


Bild 4-11: Anpassung des Prognosemodells zur trophischen Bewertung von Bergbaufolgeseen

Die Prognose der zu erwartenden Trophie von Bergbaufolgeseen basiert auf der Berechnung

- der Gesamt-Phosphor-Konzentration, siehe Gleichung (4-4),
- der Gesamt-Phosphor-Konzentration nach erweitertem Phosphor-Bilanzmodell, siehe Gleichung (4-5),
- der Gesamt-Phosphor-Konzentration nach P-Retentionsmodellen, siehe Gleichungen (4-6) und (4-7),
- der Referenzsichttiefe, siehe Gleichung (4-8).

Die zu erwartende Gesamtphosphor(TP)-Konzentration wird nach (LAWA 1999) wie folgt berechnet:

$$P_{\text{See}} = \frac{P_{\text{Zu}}}{1 + \sqrt{R_t}} \quad (4-4)$$

mit P_{See} mittlere im See zu erwartende TP-Konzentration

P_{Zu} mittlere TP-Konzentration in den Zuflüssen

R_t mittlere Verweilzeit.

Die Verweilzeit bestimmt in natürlichen Seen u.a. das Maß biologischer Prozesse bei der Umsetzung eingetragener Nährstoffe. Bei entstehenden Bergbaufolgeseen erhält die Verweilzeit eine andere Wichtung (Grüneberg u.a. 2010). Die Messungen der Phosphorkonzentrationen bestätigte vielmehr die Ausfällung und Sedimentation des eingetragenen Phosphors an Metallhydroxiden. Unter Berücksichtigung des Schichtungsverhaltens wurden spezifische

Koeffizienten innerhalb eines erweiterten Phosphor-Bilanzmodells (One-Box-Model) nach Hupfer und Scharf (2002) einbezogen:

$$P_{\text{See}} = \frac{P_{\text{Zu}}}{\beta + R_t \cdot \sigma} \quad (4-5)$$

mit β Schichtungskoeffizient
 σ Sedimentationskoeffizient.

Die Berechnungsansätze nach Gleichung (4-4) und Gleichung (4-5) markieren meist die Grenzbereiche der prognostizierten Entwicklung im Bergbaufolgesee.

Für geflutete und pH-neutrale Bergbaufolgeseen wurden von Grüneberg u.a. (2010) neue Ansätze durch Integration bergbauspezifischer Indikatoren entwickelt. Als solche gelten u. a. die Sulfatkonzentration (Gleichung (4-6)) und die elektrische Leitfähigkeit (Gleichung (4-7)),

$$P_{\text{See}} = \frac{9,6 \cdot P_{\text{Zu}}^{0,63}}{\text{SO}_4^{0,51}} \quad (4-6)$$

$$P_{\text{See}} = \frac{29,4 \cdot P_{\text{Zu}}^{0,71}}{\text{eL}^{0,7}} \quad (4-7)$$

Liegen Sedimentuntersuchungen vor, kann das daraus bestimmte Eisen-Phosphor-Verhältnis in die Berechnung integriert werden (Grüneberg u. a. 2010). Die Ausweisung des trophischen Referenzzustands nach der Gesamtphosphor-Konzentration erfolgt entsprechend Tabelle 4-2.

Wird nach der Neutralisierung und Verdrängung des Kippengrundwassers dem See weiterhin nährstoffreiches Flutungswasser zur Nachsorge zugeführt, besteht durch die Erhöhung der Nährstoffkonzentration eine Eutrophierungsgefährdung (Nixdorf und Leßmann 1999). Unter zehrenden Bedingungen im Hypolimnion, d. h. Sauerstoffmangel, ist die Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment und dadurch die Erhöhung der Primärproduktion möglich. Bei oxidischen Verhältnissen im Hypolimnion wird die Phosphor-Retention im Sediment durch anhaltende Bindungskapazität fortbestehen.

Bestimmend für die trophische Entwicklung eines Bergbaufolgesees ist weiterhin dessen morphometrische Charakteristik. Hierbei bestimmt der Tiefengradient als Maß für die Durchmischungsintensität eines Gewässers den Schichtungstyp. Ist der Tiefengradient $> 1,5$, bildet sich in den Sommermonaten eine stabile thermische Schichtung aus. Unter natürlichen Bedingungen wird für geschichtete Seen der oligotrophe Referenzzustand und für ungeschichtete Seen der mesotrophe Referenzzustand angenommen (LAWA 1999). Mit der Berechnung der Referenzsichttiefe, nachfolgend in der Gleichung (4-8) dargestellt, lässt sich unabhängig von der Nährstoffverfügbarkeit ein trophischer Referenzzustand ermitteln,

$$\text{ST}_{\text{Ref}} = 0,265 \cdot Z_m + 0,425 \cdot F + 0,398 \quad (4-8)$$

mit Z_m mittlere Tiefe
 F Tiefengradient.

Die großen Lausitzer Bergbaufolgeseen sind aufgrund ihrer Morphometrie den geschichteten Gewässern zuzuordnen. Die Berechnungen der Referenzsichttiefen weisen für die Zukunft oligotrophe bis mesotrophe Verhältnisse aus. Der aktuelle trophische Zustand der Lausitzer Bergbaufolgeseen ist in der Tabelle 4-4 dargestellt.

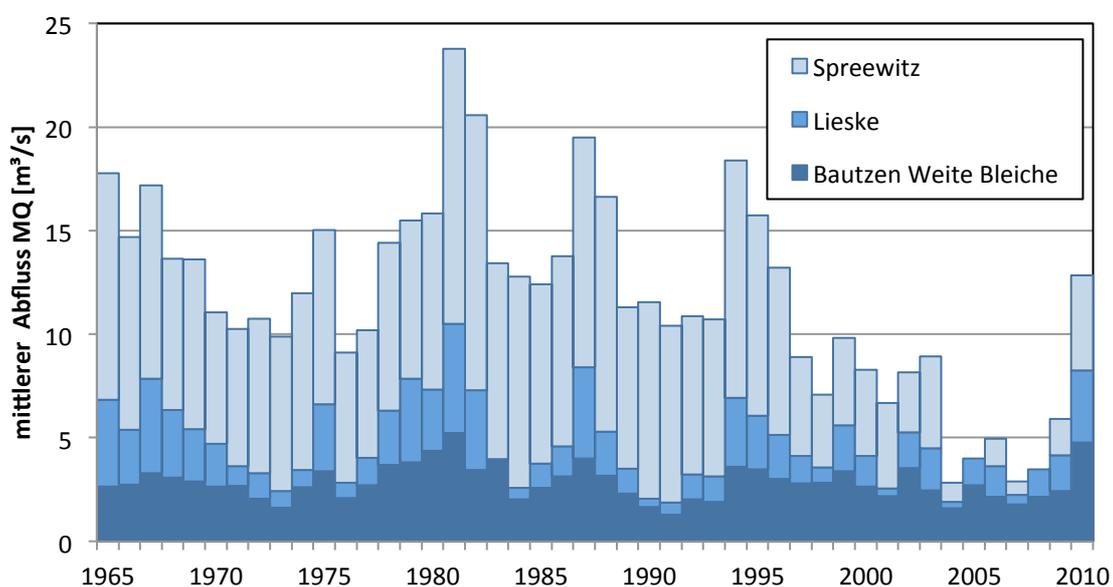
Tabelle 4-4: Trophischer Zustand und trophierelevante Merkmale ausgewählter Lausitzer Bergbaufolgeseen, Juni 2012

Bergbaufolgensee	Besonderheit	pH-Wert	Eisen gesamt mg/L	Trophischer Zustand
Einzugsgebiet Obere Spree				
SB Bärwalde	Fremdflutung aus der Spree bzw. dem Weigersdorfer Fließ	6,5	0,3	mesotroph
SB Dreiweibern	Fremdflutung und kontinuierliche Nachsorge aus der Kleinen Spree	7,2	0,3	mesotroph
SB Lohsa II	gelegentliche Hochwasserentlastung der Spree	3,1	9,5	oligotroph-mesotroph
SB Burghammer	In-lake-Behandlung seit 2009	4,3	0,9	mesotroph
Scheibensee	In-lake-Behandlung 2011/2012	3,3	2,8	oligotroph
Einzugsgebiet Mittlere Spree				
Gräbendorfer See	Fremdflutung aus Südumfluter Spree bis 2007	6,9	0,1	mesotroph
Altdöberner See	Fremdflutung aus der GWRA Raintiza	7,4	0,1	oligotroph
Schönfelder See	Fremdflutung aus Südumfluter Spree bis 2008	6,8	0,2	mesotroph
Lichtenauer See	Grundwassereigenaufgang	3,2	14	mesotroph
Drehnaer See	weitgehend Grundwassereigenaufgang	2,8	22	oligotroph
Schlabendorfer See	weitgehend Grundwassereigenaufgang	2,7	116	oligotroph
Klinger See	Fremdflutung mit Randriegelwasser bis 2003	3,8	0,8	oligotroph
Einzugsgebiet Schwarze Elster				
Spreetaler See	zeitweilige Fremdflutung, dauerhafte Einleitung von AEW	3,3	7,5	oligotroph
Neuwieser See	Grundwassereigenaufgang und zeitweilige Fremdflutung aus der Schwarzen Elster	2,8	55	oligotroph-mesotroph
Blunoer Südsee	teilweise Fremdflutung (Spreewasser über Oberen Landgraben und Sabrodter See)	2,7	140	oligotroph
Sabrodter See	seit 2006 teilweise Fremdflutung aus Spree über den Oberen Landgraben	2,9	69	oligotroph
Geierswalder See	Fremdflutung aus der Schwarzen Elster	4,6	0,3	mesotroph
Sedlitzer See	teilweise Fremdflutung, Einleitung von AEW	3,1	8,6	oligotroph
Partwitzer See	überwiegend Grundwassereigenaufgang, 2005 Überleitung aus Geierswalder See	2,9	48	oligotroph-mesotroph
Großräschener See	Fremdflutung aus der GWRA Raintiza	4,2	0,3	oligotroph
Lugteich	Grundwassereigenaufgang	3,0	373	oligotroph-mesotroph
Lugteich-Klärteich	Einleitung mechanisch gereinigter Abwässer bis 1994	4,1	238	polytroph
Kortitzmühler See	Fremdflutung, Einleitung AEW	7,3	0,3	oligotroph
Erikasee	Einleitung von Industrieschlämmen	6,4	2,5	mesotroph
Bergheider See	Fremdflutung	3,1	5,4	oligotroph
Heidesee	Grundwassereigenaufgang, Einleitung von AEW seit 2002	3,2	12	oligotroph
Grünhauser See West	Grundwassereigenaufgang	2,7	81	oligotroph
Grünhauser See Ost	Grundwassereigenaufgang, Einleitung von AEW bis 2001	2,6	60	oligotroph-mesotroph
Kleinleipischer See	Grundwassereigenaufgang	2,7	114	oligotroph
Kranichsee	Grundwassereigenaufgang	2,5	158	oligotroph
Großer Woobergsee	Grundwassereigenaufgang	2,7	133	oligotroph
Grünewalder Lauch	Grundwassereigenaufgang	3,0	3,9	mesotroph
Seewaldsee	Grundwassereigenaufgang	2,7	13,8	oligotroph
Grüner See	Grundwassereigenaufgang und Floßgrabenzufluss	2,8	13,8	mesotroph
Tongruben Plessa	Grundwassereigenaufgang	2,8	54	oligotroph

Tabelle 5-1: Hydrologische Grunddaten von Pegeln im Einzugsgebiet der Oberen Spree (LfULG 2012, 2012a, 2012b)

Pegel	Fluss- kilo- meter [km] oh. Mdg.	Einzugs- gebiets- fläche [km ²]	Mittlerer Abfluss MQ [m ³ /s]	Mittlere Abfluss- spende Mq [l/(s km ²)]	Mittlere Niedrig- wasserab- flusspende MNq [l/(s km ²)]	Mittlere Hoch- wasserab- flusspende MHq [l/(s km ²)]	Jahres- reihe
Bautzen UP 1/Spree	321	311	3,0	9,7	3,5	51,3	1975-2010
Lieske/Spree	301	775	4,7	6,1	1,8	54,2	1975-2010
Spreewitz/ Spree	268	2033	14,2	6,9	3,0	29,0	1975-2010

Im Gegensatz zum natürlichen Abfluss am Pegel Bautzen Weite Bleiche (Bild 5-2) ist der Abfluss an den Pegeln Bautzen UP1 und Lieske (Tabelle 5-1) unter anderem von der Steuerung der 1975 fertiggestellten Talsperre Bautzen (Tabelle 5-2) abhängig. Der gegenüber Pegel Lieske hohe mittlere Abfluss (MQ) sowie die gleichermaßen hohe Abflusspende (Mq) am Pegel Spreewitz/Spree (Tabelle 5-1) verdeutlichen den starken Einfluss des Braunkohlebergbaus durch Einleitung von Sumpfungswasser, der im Oberen Spreegebiet Mitte der 1960er Jahre bedeutsame Dimensionen annahm und erst Mitte der 1990er Jahre zurück ging (Bild 5-2).

**Bild 5-2: Mittlerer Jahresabfluss MQ an Pegeln im Oberen Spreegebiet (LfULG 2012)**

Im Einzugsgebiet der Spree wurden vor allem zur Sicherung der Kühlwasserbereitstellung der Kraftwerke in der Ober- und Niederlausitz Mitte der 1960-er bis Mitte der 1970-er Jahre drei Talsperren errichtet (Tabelle 5-2). Die Talsperren Bautzen und Quitzdorf liegen im Gebiet der Oberen Spree, die Talsperre Spremberg in der Mittleren Spree (s. Kapitel 5.2.1).

Tabelle 5-2: Talsperren im Einzugsgebiet der Oberen Spree (LfUG 2002, LTV 2010, IKSE 2005)

Name	Fertigstellung	Gewässer	Einzugsgebiet [km ²]	Mittlerer jährlicher Zufluss [Mio. m ³ /a]	Stauraum [Mio. m ³]
Bautzen	1975	Spree	310	86,7	44,1
Quitzdorf	1972	Schwarzer Schöps	174	31,4	20,9
Spremberg	1965	Spree	2.239	558	42,7

Die Talsperre Bautzen und die Talsperre Quitzdorf liegen direkt im Flusslauf der Spree bzw. des Schwarzen Schöps. Neben dem Hochwasserrückhalt sind die Brauchwasserbereitstellung für Industrie und Landwirtschaft, die Verbesserung der Wassergüte, der Naturschutz und der Tourismus weitere Nutzungsziele (LTV 2010). Die Talsperre Quitzdorf wird zusätzlich für die gewerbliche Fischerei genutzt (LfUG 2002).

Die Bergbaufolgeseen im oberen Einzugsgebiet der Spree lassen sich wie folgt in drei Bereiche unterteilen:

- Speicherbecken (SB) Bärwalde
- Speichersystem LOHSA II mit den Speicherbecken (SB) Lohsa II, Dreiweiberner See und SB Burghammer sowie
- Scheibesee

Die Bergbaufolgeseen der Tagebaue Bärwalde sowie Lohsa II, Dreiweibern und Burghammer wurden als Speicher mit einem nutzbaren Stauraum von insgesamt 97,5 Mio. m³ zur Niedrigwasseraufhöhung und Abflussregulierung der Spree konzipiert (Tabelle 5-3). Sie besitzen damit eine besondere wasserwirtschaftliche Bedeutung zur Wiederherstellung eines ausgeglichenen und sich weitgehend selbst regulierenden Wasserhaushaltes. Der Scheibesee östlich der Stadt Hoyerswerda soll als Natur- und Landschaftssee entwickelt werden und hat deshalb keine Speicherfunktion.

Tabelle 5-3: Ausgewählte morphometrische und wasserwirtschaftliche Kennzahlen des SB Bärwalde, des Speichersystems LOHSA II und des Scheibesees

Bergbaufolgese	maximale Tiefe ³ [m]	mittlere Tiefe ³ [m]	max. Fläche ¹ [ha]	max. Volumen ¹ [Mio. m ³]	Staulamelle [m NHN]	Nutzbarer Stauraum ² [Mio. m ³]
SB Bärwalde	47	13,3	1.299	173	+123,0...+125,0	25,5
SB Dreiweibern	26	12,3	286	35	+116,0...+118,0	5,6
SB Lohsa II	54	9,0	1.081	97	+109,5...+116,4	60,5
SB Burghammer	21	9,0	482	35	+107,5...+109,0	5,9
Scheibesee	36	16,0	684	110	+111,0...+111,5	3,4

¹ LMBV (2012b), ²Grünwald u. Schümburg (2011), ³ BTU (2005)

Bei Vollfüllung wird das SB Lohsa II mit einer Staulamelle von 6,9 m und einem nutzbaren Stauvolumen von 60,5 Mio. m³ das größte Bewirtschaftungsvolumen haben, gefolgt von dem bereits im Probestau befindlichen SB Bärwalde mit 25,5 Mio. m³ nutzbarem Stauraum.

Um die Versauerung der entstehenden Bergbaufolgeseen durch Zufluss von potenziell saurem Grundwasser zu vermindern, werden sie mit unterschiedlicher Intensität vor allem aus der Spree und der Kleinen Spree geflutet. Ihre Abflüsse werden zukünftig die Wasserbeschaffenheit in diesen beiden Fließgewässern maßgeblich mitbestimmen. Im Herbst 2011 war die Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen des Oberen Spreegebietes entsprechend der Tabelle 5-4.

Tabelle 5-4: Ausgewählte Parameter zur Wasserbeschaffenheit im SB Bärwalde, Speichersystem LOHSA II und Scheibensee (LMBV 2012c) im Vergleich zu den Ausleitkriterien

Bergbaufolgensee	pH-Wert	Acidität (K _{B4,3}) [mmol/L]	Eisen gesamt [mg/L]	Eisen gelöst [mg/L]	Zink [mg/L]	Kupfer [mg/L]	Ammoniumstickstoff [mg/L]	Sulfat [mg/L]
Ausleitkriterien	6 ... 8,5	-	3,0	1,0	1,0	0,04	1,5	-
SB Bärwalde	6,5	-0,1	0,3	0,1	k.A.	k.A.	0,2	170
SB Dreiweibern	7,1	0,7	0,3	0,01	k.A.	k.A.	0,04	160
SB Lohsa II*	3,1	1,5	8,6	8,4	0,07	<0,01	1,2	490
SB Burghammer**	7,8	-0,3	0,8	0,2	k.A.	k.A.	0,7	830
Scheibensee**+	3,4	1,3	9,0	8,8	0,2	<0,01	1,2	590

Daten der Herbstbeprobung (Profilmischproben Nov./Dez. 2011, * Median der Seemessstellen, # nach In-lake-Behandlung, + vor In-lake-Behandlung)

k.A. - keine Analysen, da bei pH-Wert > 5 nicht im Untersuchungsprogramm (vgl. Kapitel 3.1 und 3.5)

5.1.2 Das SB Bärwalde als wasserwirtschaftlicher Speicher und Erholungssee

Das Speicherbecken Bärwalde entstand aus dem Braunkohletagebau Bärwalde. Der Tagebau wurde 1992 vorzeitig stillgelegt. Damit entstand auch der Bergbaufolgensee an einer anderen Stelle als ursprünglich geplant und die umgebenden Flächen bedurften einer völligen Neuplanung. Der SB Bärwalde ist der größte See im Freistaat Sachsen und liegt zwischen den Orten Uhyst im Südwesten und Boxberg im Nordosten. Im Westen flankiert die Spree den See. Ihr Flusslauf wurde für die Erschließung des Tagebaus auf 10 km Länge umverlegt (LMBV 2010b). Im Norden verläuft der Schwarze Schöps (Bild 5-3).

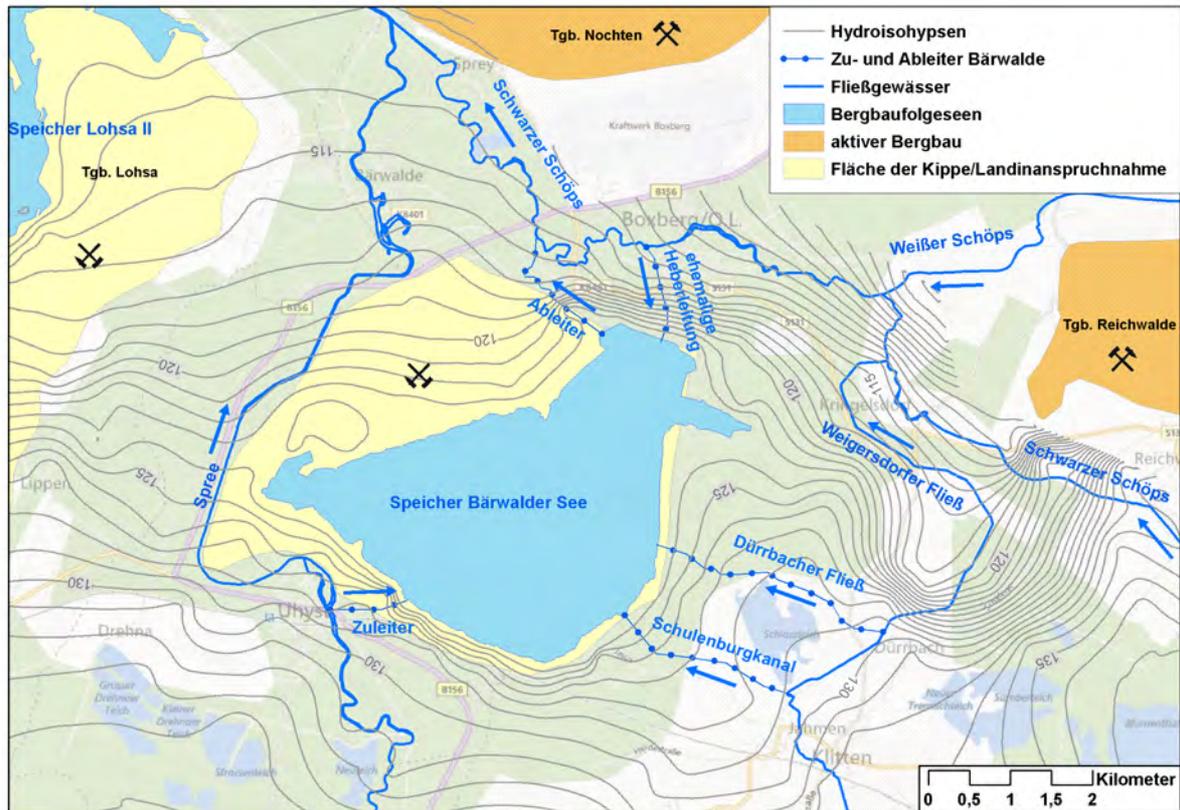


Bild 5-3: Lage des SB Bärwalde zwischen Spree und Schwarzem Schöps einschließlich Überleitern, Hydroisohypsen 2011 [m NHN]

Die Füllung der Hohlform des ehemaligen Tagebaus Bärwalde (Bild 5-4) begann 1995 zunächst durch Eigenaufgang von Grundwasser und wurde seit 1997 zusätzlich durch die Zufuhr von Oberflächenwasser aus dem Schwarzen Schöps mittels einer Heberleitung, aus der Spree sowie aus der Klittener Vorflut (Schulenburumkanal und Dürrbacher Fließ, Bild 5-3) in unterschiedlichen Mengenanteilen (Bild 5-5) fremdgeflutet.



Bild 5-4: Tagebau Bärwalde, oben: 1996, unten: 2009 (Fotos: BTU)

Das SB Bärwalde ist auf Grundlage des Planfeststellungsbeschlusses des Regierungspräsidiums Dresden (seit 01.08.2008 Landesdirektion Dresden) vom 17.11.2005 als Wasserspeicher konzipiert. Darüber hinaus erfolgt eine Nutzung als Erholungssee. Der See erreichte im April 2008 erstmals sein unteres Stauziel von +123 m NHN. Mit Einstellung des oberen Stauziels von +125 m NHN im Jahr 2009 begann der zweijährige Probetrieb im Bereich der Speicherlamelle (Bild 5-5).

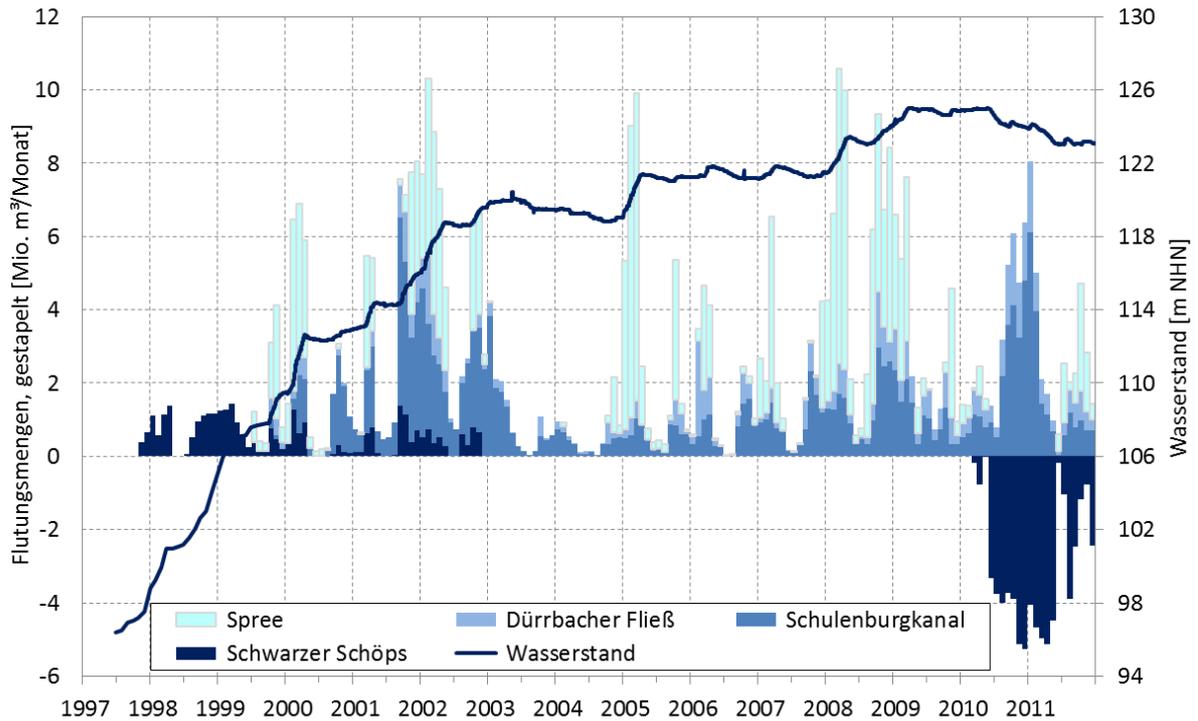


Bild 5-5: Flutungsmengen und Entwicklung des Wasserstands im SB Bärwalde (LMBV 2012e)

Die mit der Vollfüllung einhergehende Anbindung an das Fließgewässernetz erforderte die Einhaltung von Ausleitkriterien bzgl. der Wasserqualität entsprechend der Festlegungen durch die AG Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster (AGF 2007, s. Kapitel 4.4) In der Tabelle 5-5 werden die Messwerte der Seewasserbeschaffenheit für das Epilimnion und die Gewässeroberfläche im nördlichen Seebereich, aus dem die Ausleitung in den Schwarzen Schöps erfolgt, den Ausleitkriterien gegenüber gestellt. Dargestellt sind die Spannweite und der Median für den Zeitraum 2010 und 2011. Mit Ausnahme einer anfänglichen Unterschreitung des pH-Wertes sind alle Kriterien eingehalten.

Tabelle 5-5: Vergleich der Ausleitkriterien mit Spannweite und Median der Messungen im nördlichen Seebereich (Epilimnion und Oberfläche), Zeitraum 2010 und 2011 (LMBV 2012c)

Parameter		Ausleitkriterium	Messwerte			
			Minimum	Maximum	Median	Anzahl
pH	[-]	6...8,5	5,8	6,9	6,25	33
Eisen gesamt	[mg/L]	3	<0,01	0,79	0,28	31
Eisen gelöst	[mg/L]	1	<0,01	0,53	0,11	31
Zink	[mg/L]	1	0,01	0,11	0,04	7
Kupfer	[µg/L]	40	<= 0,01			7
Ammoniumstickstoff	[mg/L]	1,5	0,18	0,99	0,59	33
Sulfat	[mg/L]		169	225	182	33

Für den ebenfalls in der Tabelle 5-5 aufgeführten und insbesondere im Zusammenhang mit den Bergbauaktivitäten kritischen Kennwert Sulfat wird ein Immissionsziel von 450 mg/L in der Spree am Pegel Spremberg-Wilhelmsthal vorgegeben (AGF 2007, vgl. Kapitel 4.4). Die Einhaltung dieses Immissionszieles bedarf einer Wassergütebewirtschaftung im gesamten Oberen Spreengebiet, die von der LMBV mit dem Gütesteuervermodell Spree umgesetzt wird (s. Kapitel 6.2). Allerdings stellte der SB Bärwalde mit gemessenen Konzentrationen im Bereich der Ausleitung zwischen 169 und 225 mg/L im Zeitraum 2010/2011 das Immissionsziel nicht in Frage (Bild 5-6 rechts).

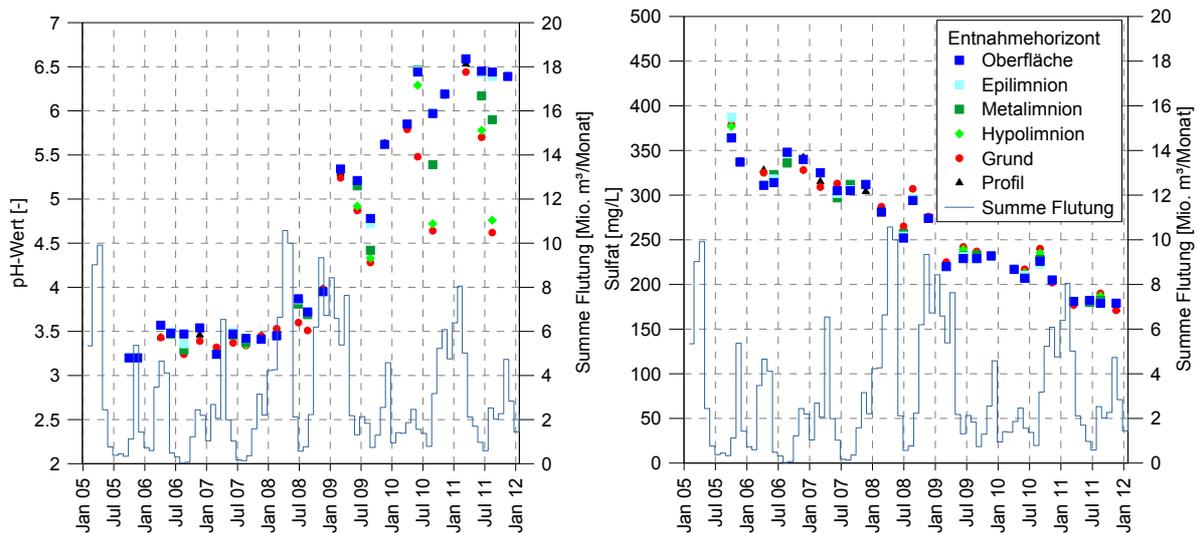


Bild 5-6: Entwicklung der Parameter pH-Wert [-] und Sulfat [mg/L] 2005 bis 2011

Die zügige Flutung des SB Bärwalde in Kombination mit dem starken Gradienten zwischen dem Wasserspiegelniveau im SB Bärwalde und dem Grundwasserabsenkungsniveau in den nördlich und östlich gelegenen aktiven Tagebauen Nochten und Reichwalde bedingen eine hohe Austauschrate des Seewassers und lieferten günstige Randbedingungen für die Entsäuerung des Sees. Die künftige Gütesteuerung des Speichers erfolgt im Wesentlichen durch die dargebotsabhängige Wasserüberleitung aus der Spree.

Aufgrund der vorteilhaften Entwicklung der Wasserbeschaffenheit konnte im SB Bärwalde auf chemische Konditionierungsmaßnahmen, wie an anderen Bergbaufolgeseen (vgl. Kapitel 5.1.3), verzichtet werden. Durch Technikumsversuche (BTU 2007b) wurde nachgewiesen, dass bei Einhaltung eines bestimmten Mischungsverhältnisses zwischen dem ausgeleiteten Seewasser und dem Flusswasser eine Ausleitung keine Nachteile für die Wasserbeschaffenheit im Schwarzen Schöps zur Folge hat. Dadurch kam ein Änderungsplanfeststellungsbeschluss der Landesdirektion Dresden vom 12. April 2010 zustande. Dieser genehmigt die Ausleitung von maximal 3 m³/s Seewasser mit einem pH-Wert zwischen 5 und 6 aus dem SB Bärwalde in den Schwarzen Schöps. Die Ausleitung war durch ein Monitoring zu begleiten. Damit war es möglich, erstmals Wasser aus dem SB Bärwalde abzugeben und den Wasserspiegel nach Erreichen der maximalen Stauhöhe planmäßig abzusenken.

Mit der Einbindung in das Gewässersystem der Spree kann der SB Bärwalde seine Funktion für die Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung des Spreeinzugsgebietes übernehmen. Gleichzeitig ergeben sich günstige Bedingungen für die geplanten touristischen Nutzungen (Bild 5-4).

5.1.3 Das Speichersystem LOHSA II als Beispiel für eine langfristig notwendige Wassergütebewirtschaftung

Das in der Projektträgerschaft der LMBV gestaltete Speichersystem LOHSA II (Bild 5-7) besteht aus den ehemaligen Braunkohletagebauen Lohsa II, Dreiweibern und Burghammer, die geotechnisch saniert, durch Überleitungsbauwerke verbunden und durch aufgehendes Grundwasser sowie eingeleitetes Oberflächenwasser aus der Spree und der Kleinen Spree geflutet wurden. Das Sanierungsziel ist neben der Herstellung und Gewährleistung der öffentlichen Sicherheit die Errichtung eines steuerbaren Wasserspeichers zur Niedrigwasseraufhöhung der Spree und zur Wasserversorgung des Spreewaldes und des Großraumes Berlin.

Der nutzbare Stauraum des Speichersystems LOHSA II beträgt 72 Mio. m³, wobei das Speicherbecken (SB) Lohsa II mit seinem großen nutzbaren Stauraum bzw. Speicherlamelle das Herzstück des Systems darstellt. Die Steuerung der Wasserentnahmen und Ausleitungen erfolgt durch die Flutungszentrale der LMBV in Abstimmung mit den zuständigen Länderbehörden. Zur Flutung des Speichersystems können maximal 15 m³/s aus der Spree und 5 m³/s aus der Kleinen Spree entnommen werden (Bild 5-1). Die Kapazität des Überleitertunnels zwischen dem SB Lohsa II und SB Burghammer beträgt 10 m³/s. Die Ausleitung aus dem SB Burghammer in die Kleine Spree kann mit maximal 7 m³/s erfolgen.



Bild 5-7: Lage des Speichersystems LOHSA II

Die Probestauphase I, definiert als bautechnischer Probestaubetrieb bis zur ersten Vollfüllung der Speicher, wurde im SB Dreiweibern mit Erreichen des oberen Stauziels im Jahr 2002 und im SB Burghammer im Jahr 2009 beendet. Auch der Wasserstand des SB Lohsa II liegt mit rund +113,0 m NHN (Juni 2012) bereits im Bereich der geplanten Bewirtschaftungslamelle von +109,5 bis +116,4 m NHN (vgl. Tabelle 5-3).

Aktuell befindet sich das Speichersystem in der Probestauphase II. Diese beinhaltet die Durchführung wassergütewirtschaftlicher Maßnahmen, nach deren erfolgreichem Abschluss die Wasserbeschaffenheit den Wassergütezielen des Sanierungsrahmenplanes entsprechen soll und die betriebsbereiten Speicher den wasserwirtschaftlichen Normalbetrieb aufnehmen können. Die Probestauphase II lässt unter Beachtung der Immissionsziele der aufnehmenden Fließgewässer bereits eingeschränkte Speicherabgaben zu. Die Ausleitung aus dem Speichersystem LOHSA II erfolgt bei Einhaltung der Ausleitkriterien der Wasserbeschaffenheit (s. Kapitel 4.4) ausschließlich über das SB Burghammer in die Kleine Spree.

Die bisherige Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Speichern verlief unterschiedlich und wurde von den jeweiligen Voraussetzungen zum Flutungsbeginn sowie der Menge und Kontinuität des eingeleiteten Oberflächenwassers geprägt. Das SB Dreiweibern wird schon seit 1996 kontinuierlich aus der Kleinen Spree geflutet, so dass sich bereits im Jahr 2001 eine neutrale Wasserbeschaffenheit mit niedrigen Sulfat-, Eisen-, Aluminium- und Mangankonzentrationen einstellte (Tabelle 5-4). Durch die günstige hydrogeologische Lage des Bergbaufolgesees und die regelmäßige Wasserzufuhr aus dem Dargebot der Kleinen Spree ist nach aktuellen Erkenntnissen eine Wiederversauerungsgefahr nicht mehr gegeben (Bild 5-8).

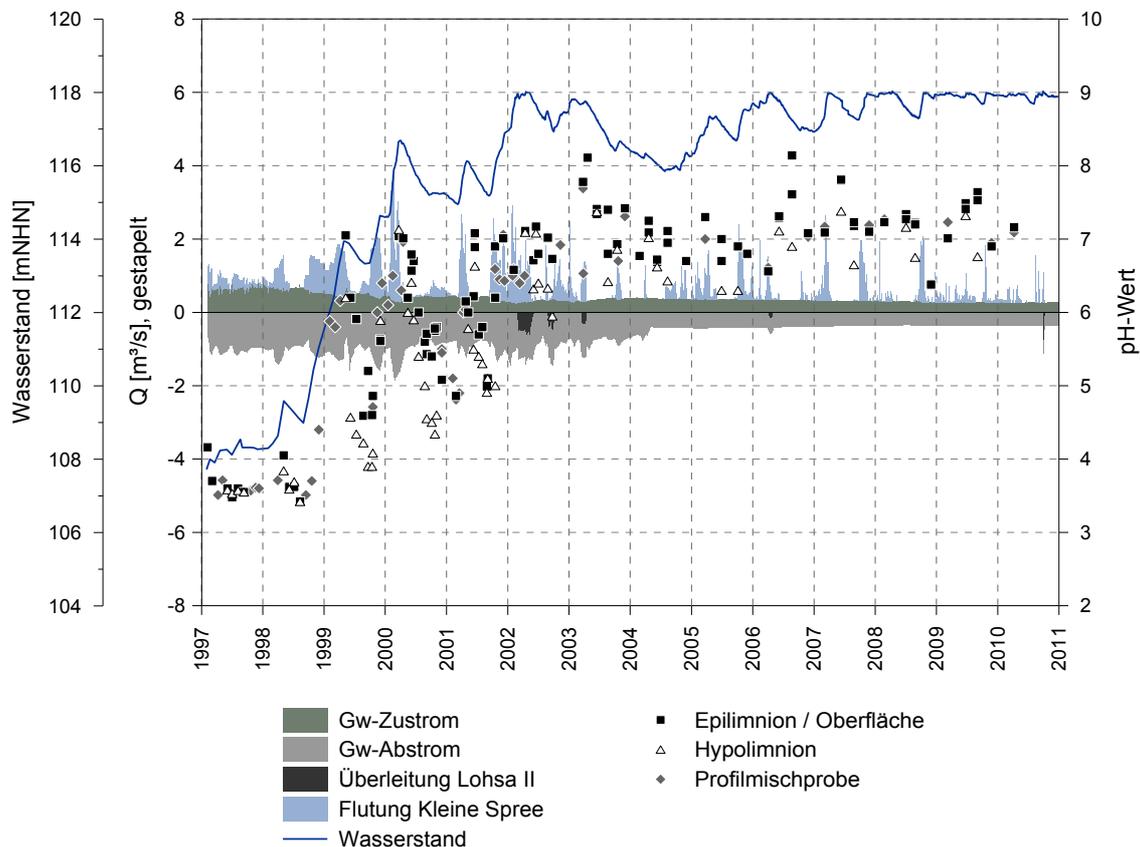


Bild 5-8: Flutungs-, Füllstands- und pH-Wert-Entwicklung im SB Dreiweibern (IWB 2010a)

Die größten Herausforderungen bei der Herstellung der Betriebsbereitschaft des Speichersystems ergeben sich aus der Gewährleistung der Standsicherheit und der Sicherstellung einer nachhaltig ausleitfähigen Wasserbeschaffenheit in den Speicherbecken Lohsa II und Burghammer. Das volumenanteilig größte SB Lohsa II erfährt aufgrund seiner Lage hohe Grundwasserzuflüsse aus der Innenkippe mit hohen Sulfat- und Eisenkonzentrationen sowie einem bedeutenden Versauerungspotential. Ungeachtet der zeitweiligen Flutung aus der Spree ist die Wasserbeschaffenheit bis heute stark sauer mit $\text{pH} \approx 3$ (Bild 5-9).

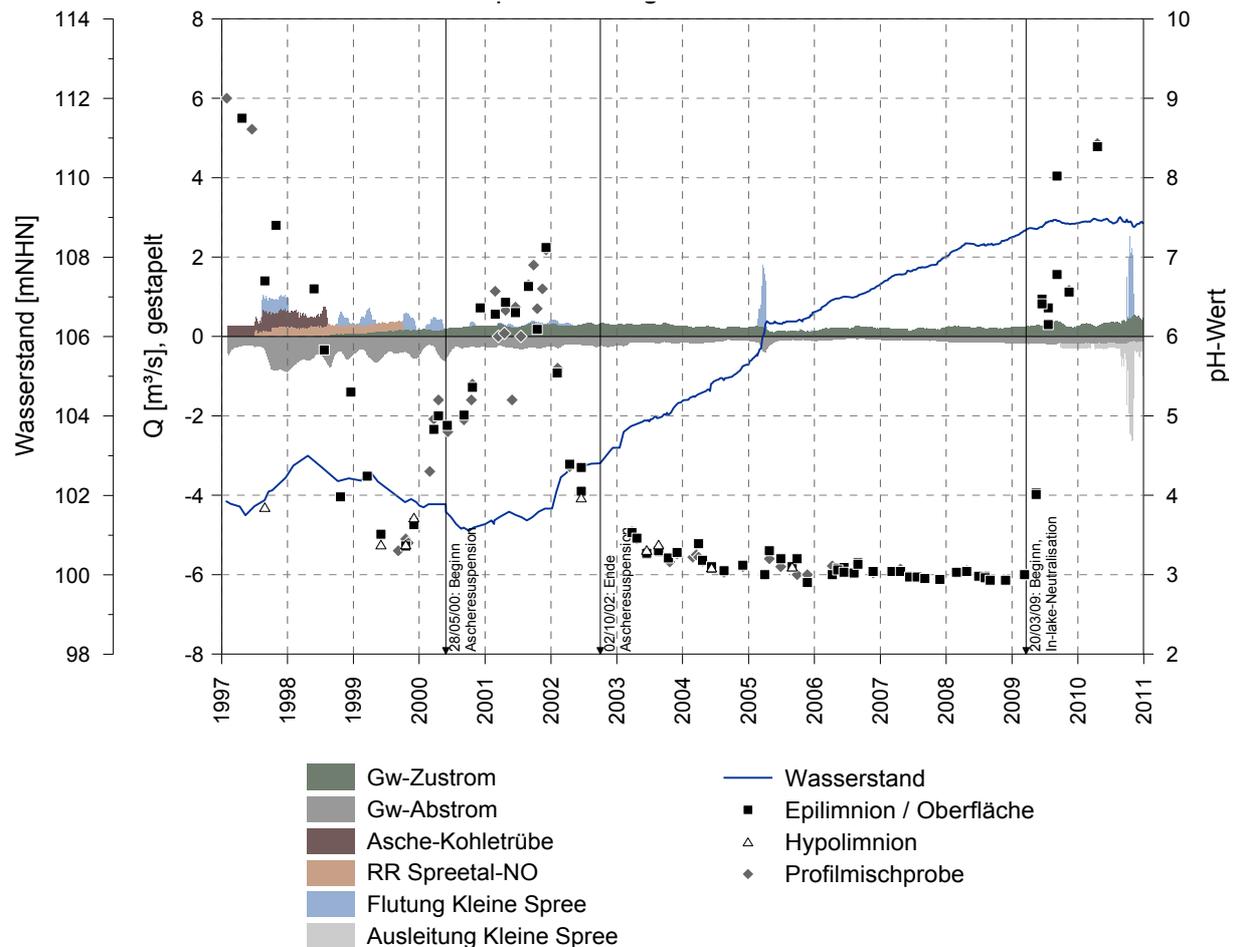


Bild 5-9: Flutungs-, Füllstands- und pH-Wert-Entwicklung im SB Lohsa II (IWB 2010a)

Der Tagebau Burghammer wurde von Mitte der 1970er Jahre bis 1998 als industrieller Absetzraum genutzt. Hier wurden Kraftwerksaschen, Kohletrübe und Eisenhydroxidschlämme mit bedeutenden Wassermengen eingespült. Wegen des hohen Wasserstands während der Einspülungen erfolgte ausschließlich Abstrom in die umgebenden Grundwasserleiter. Infolge der alkalischen Eigenschaften der Einleitungen wies das Seewasser einen hohen pH-Wert um $\text{pH} \approx 9$ und niedrige Metallkonzentrationen auf.

Durch die Überleitung von Randriegelwasser aus dem Tagebau Spreetal-Nordost von 1997 bis 1999 sank der pH-Wert auf $\text{pH} \approx 3,3$. Gleichzeitig strömte dem SB Burghammer zunehmend bergbaulich geprägtes Grundwasser zu. Dadurch stieg der Wasserstand des SB Burghammer innerhalb von 10 Jahren um rund 8 Meter bis zum maximalen Stauziel von +109,0 m NHN an und der pH-Wert sank weiter auf $\text{pH} \approx 3$. Eine Resuspension der im See abgelagerten, alkalischen Aschesedimente im Rahmen eines Pilotprojektes führte im Jahr 2001 nur vorübergehend zu einer Neutralisation des Seewassers. Durch den hohen Wasserstand und weiteren Grundwasserzufluss wird seit 2009 Wasser aus dem SB Burghammer in die Kleine Spree ausgeleitet. Zur Einhaltung der hydrochemischen Ausleitkriterien ist eine periodische In-lake-Neutralisation mit mobilen Bekalkungsschiffen erforderlich.

Im Zuge der 2009 durchgeführten Initialneutralisation wurden rund 11.000 Tonnen Kalksteinmehl als wässrige Kalk-Suspension verspült. Mit dieser Maßnahme wurde der pH-Wert des Sees auf $\text{pH} \approx 5$ angehoben. Anschließend wurde der pH-Wert durch Einsatz von ca. 1.100 Tonnen Weißkalkhydrat auf $\text{pH} \approx 8$ erhöht (Bild 5-10).

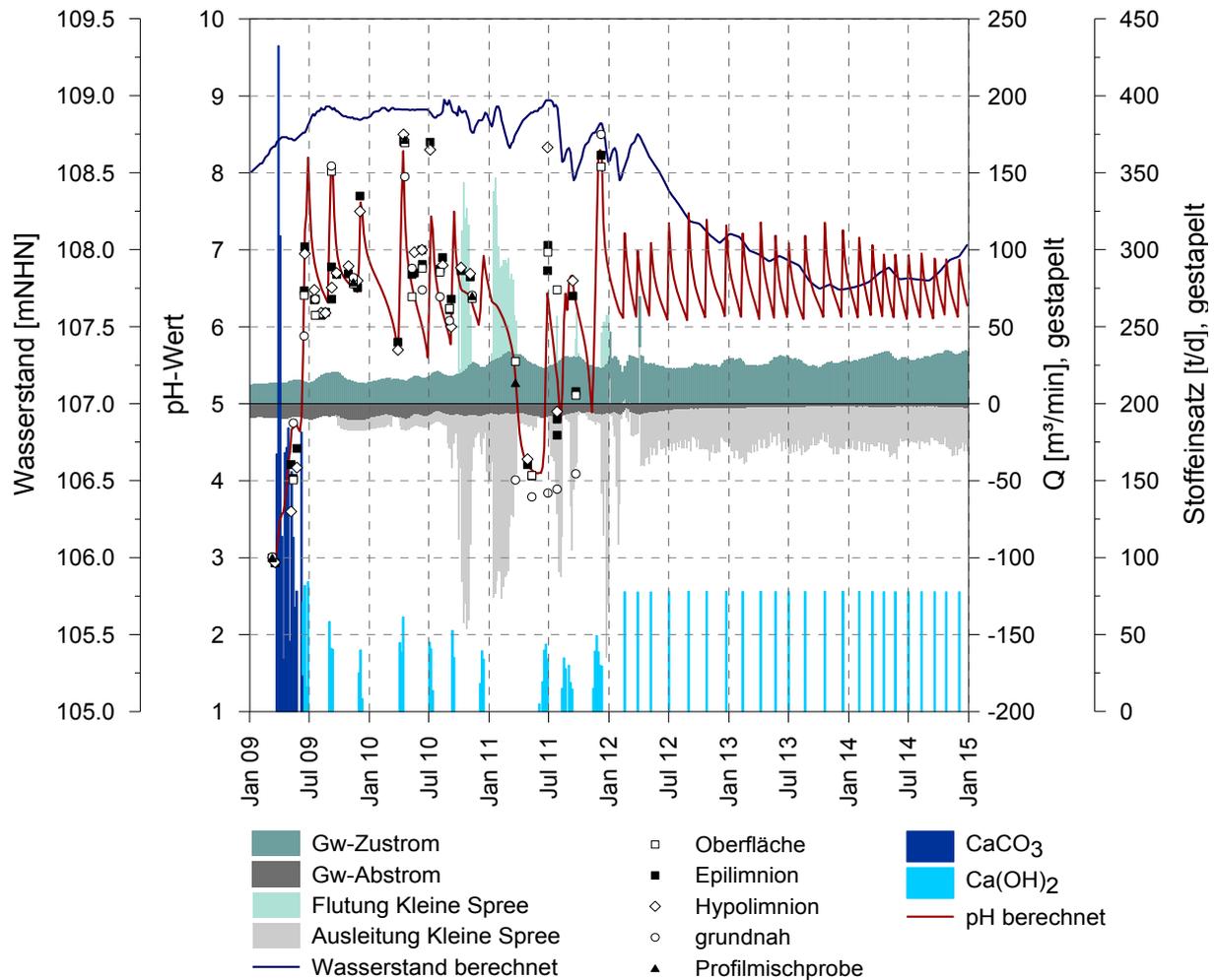


Bild 5-10: Flutungs-, Füllstands- und pH-Wert-Entwicklung im SB Burghammer (IWB 2010a)

Wegen des anhaltenden Grundwasserzustroms und der damit einhergehenden Wieder-versauerung waren bis Dezember 2011 neun Nachbehandlungen mit einem summarischen Stoffeinsatz von 5.500 Tonnen Kalkhydrat notwendig, um die Ausleitkriterien einzuhalten. Der weitere Einsatzstoffbedarf und das Behandlungsintervall der Neutralisationsmaßnahmen sind unmittelbar von den Stauspiegeln in den SB Lohsa II und SB Burghammer abhängig. Je höher das Potentialgefälle, desto mehr Grundwasser strömt dem Speicher zu, was einen steigenden Bedarf an Neutralisationsmittel nach sich zieht. Bei der aktuellen Wasserspiegeldifferenz von ca. 5 m zum SB Lohsa II sowie von ca. 3 m zum Scheibensee beträgt der Grundwasserzustrom zum SB Burghammer rund 35 bis 40 m³/min. Dabei handelt es sich um ein saures, sulfat-, eisen- und ammoniumreiches Grundwasser.

Das regelmäßige montanhydrologische und verfahrensbegleitende Monitoring ermöglicht eine detaillierte Anpassung des hydrochemischen Seemodells (s. Kapitel 4), das zur Prognose des zukünftigen Kalkbedarfs und der Häufigkeit der Behandlungen eingesetzt wird. Danach ist die In-lake-Neutralisation des SB Burghammer mindestens noch bis zum Ende der Probestauphase II notwendig. Die Prognosen gehen von jährlich ca. 5 bis 6 Einsatzkampagnen und einem Jahresbedarf von 4.000 bis 5.000 Tonnen Kalkhydrat aus Bild 5-11. Durch Spülungsflutungen aus der Kleinen Spree kann der Kalkbedarf um ca. 1.000 Tonnen pro Jahr gesenkt werden.

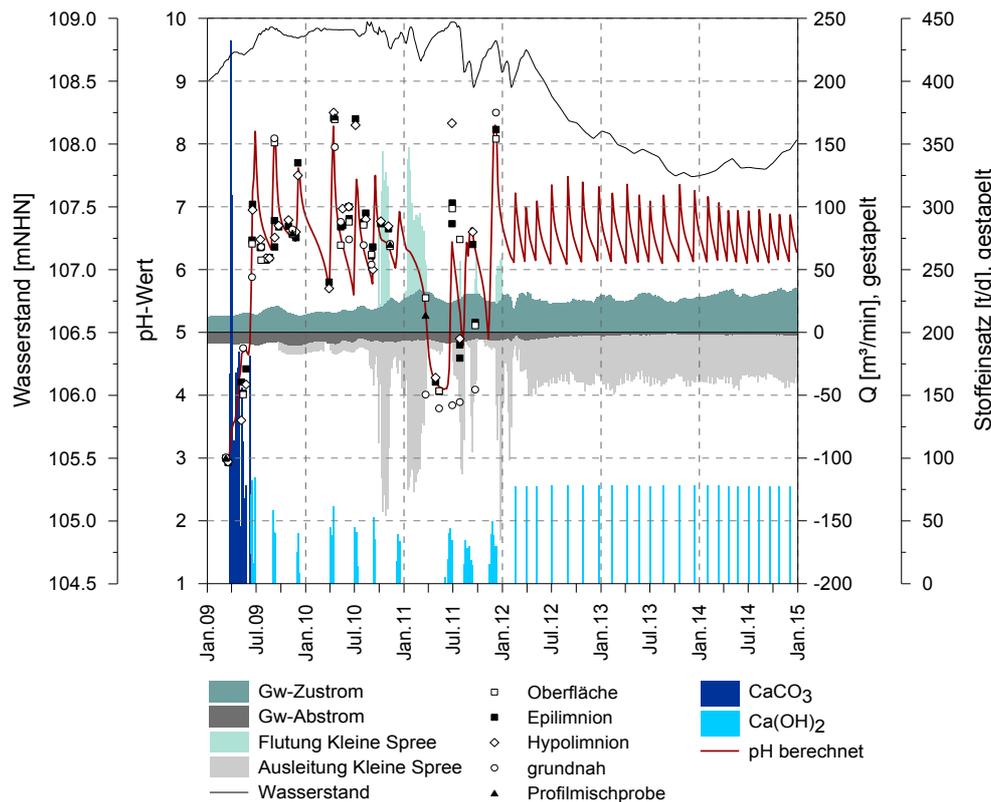


Bild 5-11: Prognose des pH-Werts im SB Burghammer unter dem Einfluss der Staubewirtschaftung und der regelmäßig wiederholten In-lake-Neutralisation (BTU 2012a)

Das mittelfristige Ziel der Wassergütebewirtschaftung ist es, die Häufigkeit und den Stoffeinsatz der Bekalkungsmaßnahmen im SB Burghammer zu minimieren bzw. die Alkalinität vollständig durch neutrales Flutungs- und Spülungswasser aus der Kleinen Spree zu ersetzen. Da das Oberflächenwasser aus der Kleinen Spree nur diskontinuierlich und in begrenztem Umfang zur Verfügung steht, ist die Überleitung eines neutralen und nach Möglichkeit gepufferten Wassers aus dem SB Lohsa II notwendig.

Menge und Beschaffenheit des Überleitungswassers vom SB Lohsa II sind wiederum maßgeblich vom Durchsatz an Spreewasser und von der bewirtschafteten Speicherlamelle abhängig. Durch eine Bewirtschaftung im oberen Bereich der nutzbaren Staulamelle wird das Grundwassereigenaufkommen des SB Lohsa II verringert und damit eine vergleichsweise günstige Wasserbeschaffenheit erzielt. Gleichzeitig wird dabei aber das Potentialgefälle zum SB Burghammer erhöht, was dort wiederum zu höheren Grundwasserzuflüssen und nachteiligen Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit führt. Die Freiheitsgrade der Wassergütebewirtschaftung sind dadurch von vornherein beschränkt (Bild 5-12).

Untersuchungen zum optimalen Bereich der zu bewirtschaftenden Staulamellen werden seit mehreren Jahren anhand von modellgestützten Szenarienbetrachtungen durchgeführt (s. Kapitel 3). Die bisherigen Beschaffenheitsprognosen zeigen am Überleiter zum SB Burghammer für den Fall eines mittleren Zuflusses von Spreewasser mit $MQ \approx 100 \text{ m}^3/\text{min}$ langfristig saure Verhältnisse um $\text{pH} \approx 3,3$ und Sulfatkonzentrationen um $450 \pm 50 \text{ mg/L}$ (BTU 2005). Eine neutrale Wasserbeschaffenheit ist unter diesen Bedingungen nur durch regelmäßigen Kalkhydrateinsatz im See mittels In-lake-Verfahren oder im Überleitertunnel zu erreichen.

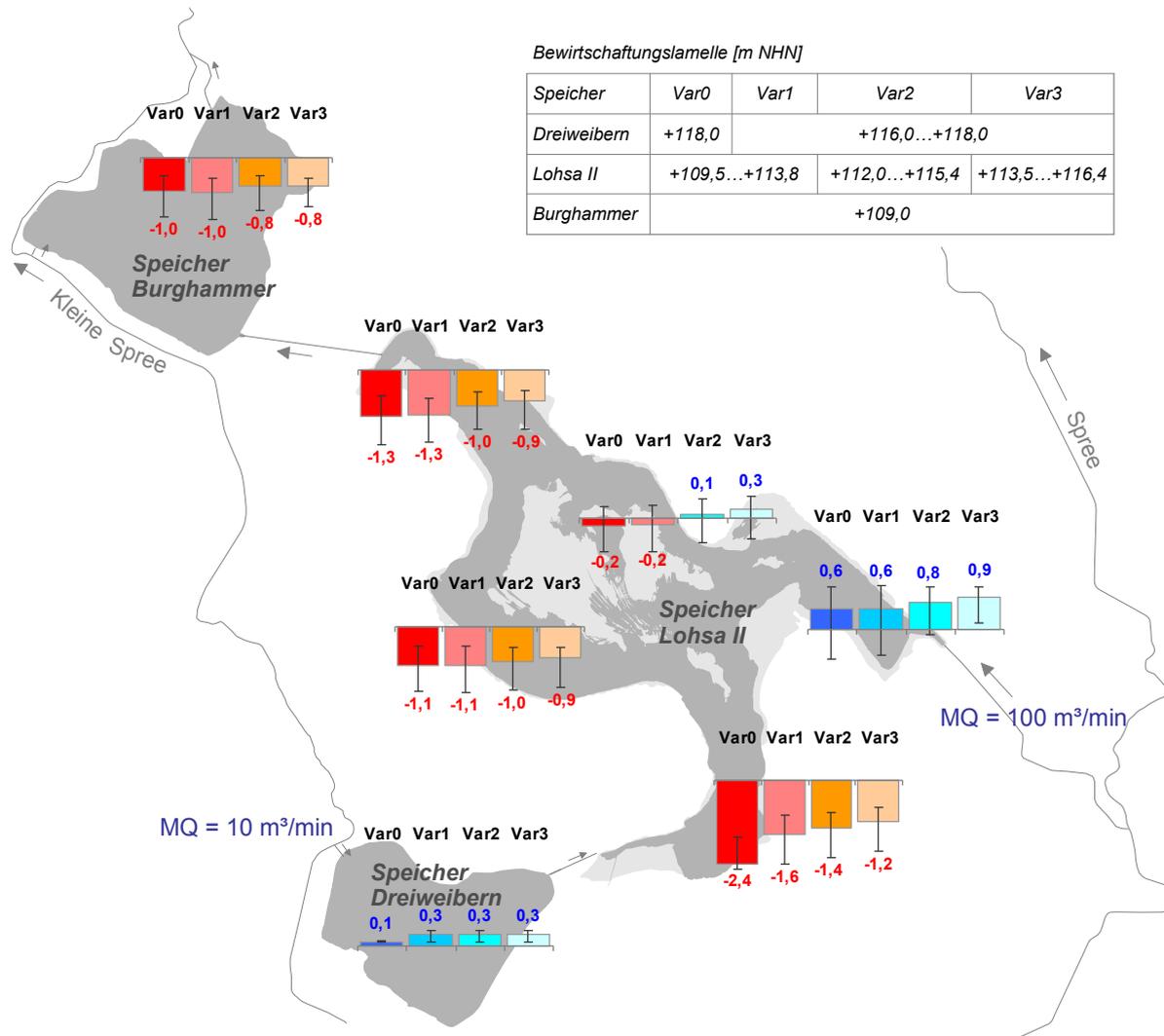


Bild 5-12: Prognostische Mittelwerte und Spannbreiten der Säurekapazität $K_{S4,3}$ im Speichersystem LOHSA II für unterschiedliche Varianten der Speicherbewirtschaftung (BTU 2005)

Das weitere Vorgehen zur Herstellung der Betriebsbereitschaft des Speichersystems erfolgt in drei Phasen. In der Sanierungsphase bis Mitte des Jahres 2013 werden die laufenden geotechnischen Maßnahmen im SB Lohsa II abgeschlossen. Dazu gehören die Herstellung von Schutzgräben mittels Spülverfahren und der Kalkauftrag auf versauerungsintensive Böschungen. Die bisher praktizierte mobile Wasserbehandlung des SB Burghammer mit Konditionierungsschiffen wird zunächst bedarfsgerecht fortgeführt, soll aber zunehmend durch den Kalkeinsatz am Überleiter ersetzt werden. Die LMBV geht davon aus, dass der Einfahrbetrieb des Speichersystems LOHSA II ab dem Jahr 2015 aufgenommen werden kann. Eine langjährige wassergütewirtschaftliche Nachsorge in Verknüpfung mit einer Optimierung der Wassermengenbewirtschaftung erscheint unumgänglich.

5.2 Einzugsgebiet der Mittleren Spree

5.2.1 Einzugsgebiet, hydrologische Verhältnisse und Nutzungsvorstellungen für die Bergbaufolgeseen

Das Einzugsgebiet der Mittleren Spree reicht von der sächsisch-brandenburgischen Landesgrenze bis zum Pegel Leibsch. Bei Spremberg erreicht die Spree den Lausitzer Grenzwall, den sie in einem relativ engen Tal passiert. Sie durchfließt dann das Lausitzer Becken- und Heideland und unterhalb von Cottbus den Spreewald im Baruther Urstromtal. Als rechter Nebenfluss mündet auf dieser Fließstrecke die Malxe ein, deren Oberlauf gegenwärtig durch den Bergbau abgetrennt wurde und in die Neiße entwässert. Die Spree nimmt unterhalb von Spremberg endgültig den Charakter eines Flachlandflusses ein. Nach einer Aufspaltung in zahlreiche Fließarme im Oberspreewald bis Lübben erhält sie mehrere bergbaubeeinflusste Zuflüsse vom Lausitzer Grenzwall (vgl. Bild 2-3), wie z. B. Greifenhainer Fließ, Vetschauer Mühlenfließ, Dobra, Wudritz und Berste. Sie durchfließt dann den Unterspreewald, der oberhalb des Wehres Leibsch endet. Ein Fließschema mit den Bergbaufolgeseen und den wichtigsten Fließgewässern ist in (Bild 5-13) dargestellt.

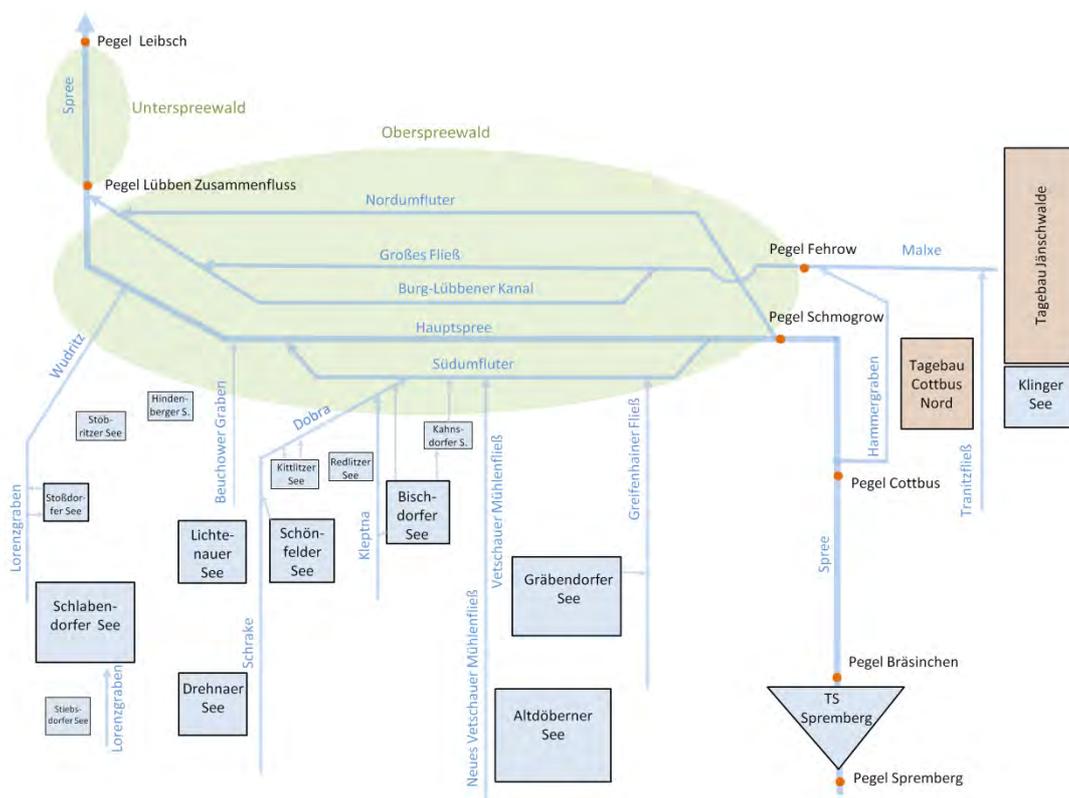


Bild 5-13: Fließschema Gebiet der Mittleren Spree

Die Abflussverhältnisse in der Mittleren Spree lassen sich anhand der Daten in der Tabelle 5-6 charakterisieren. Die natürlichen Abflussverhältnisse sind analog zum Pegel Sprewitz/Spree im Oberen Spreegebiet durch den Braunkohlebergbau und zusätzlich durch die Talsperre Spremberg stark anthropogen beeinflusst.

Tabelle 5-6: Hydrologische Grunddaten von Pegeln im Einzugsgebiet der Mittleren Spree (LUGV 2012)

Pegel	Fluss- kilo- meter	Einzugs- gebiets- fläche	Mittlerer Abfluss	Mittlere Abfluss- spende	Mittlere Niedrig- wasser- abflusspende	Mittlere Hoch- wasser- abflusspende	Jahres- reihe
	[km] oh. Mdg		MQ [m ³ /s]	Mq [l/(s km ²)]	MNq [l/(s km ²)]	MHq [l/(s km ²)]	
Bräsinchen/ Spree	247	2187	15,5	7,1	3,8	19,4	1971-2010
Cottbus Sandower Brücke/Spree	232	2269	16,0	7,1	3,7	17,9	1971-2010
Lübben Zusammen- fluss/Spree	178	4492	22,9	5,1	1,8	12,8	1971-2010
Leibsch/ Spree	161	4529	18,0	4,0	1,1	8,8	1971-2010

Die Talsperre Spremberg (s. auch Kapitel 5.1.1) liegt direkt im Flusslauf der Spree und hat, bezogen auf ihren Gesamtstauraum von 42,7 Mio. m³, mit etwa 19 Mio. m³ einen relativ großen Hochwasserrückhalteraum. Er dient vor allem für die Stadt Cottbus und den Spreewald zur Hochwasservorsorge. Die Talsperre Spremberg wird des Weiteren für die Brauchwasserbereitstellung sowie für den Tourismus und den Naturschutz genutzt. Sie dient der Niedrigwasseraufhöhung der Spree und der Energiegewinnung.

Im nordöstlichen Einzugsgebiet der Mittleren Spree liegen die aktiven Braunkohletagebaue Cottbus-Nord und Jänschwalde. Am Südrand des Tagebaus Jänschwalde entsteht der Klinger See. Im südwestlichen Teil des Einzugsgebietes liegen die ehemaligen Tagebaue Greifenhain und Gräbendorf, Seese-Ost und Seese-West sowie Schlabendorf-Nord und Schlabendorf-Süd. Hier entstehen zahlreiche Bergbaufolgeseen, die vor allem der Erholung und dem Naturschutz dienen sollen. In einigen dieser Seen wurde der Badebetrieb bereits aufgenommen (z. B. Hindenberger See, Schönfelder See, Gräbendorfer See).

In der Tabelle 5-7 sind Kennzahlen zur Größe ausgewählter Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Mittleren Spree zusammengestellt. Einen Überblick über die wichtigsten Kennwerte der Wasserbeschaffenheit dieser Seen gibt Tabelle 5-8.

Tabelle 5-7: Ausgewählte morphometrische Kennzahlen von Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Mittleren Spree

Bergbaufolgesee	Wasserstand ⁵ [m NHN]	max. Volumen ⁵ [Mio. m ³]	max. Fläche ⁵ [ha]	maximale Tiefe [m]	mittlere Tiefe [m]
Klinger See	+71,5	100	320	63 ¹	31 ¹
Gräbendorfer See	+67,5	92	457	47 ²	22 ²
Altdöberner See	+82,4	294	879	68 ²	33 ²
Schönfelder See	+53,0	8	140	13 ³	6,6 ³
Bischdorfer See	+57,3	19	255	21 ³	7,2 ³
Kahnsdorfer See	+57,2	2	70	7,7 ³	3,0 ³
Lichtenauer See	+54,5	23	326	17 ⁴	6,9 ⁴
Schlabendorfer See	+60,3	46	556	29 ⁴	8,3 ⁴
Drehnaer See	+71,0	13	227	16 ⁴	5,7 ⁴
Stiebsdorfer See	+72,8	4	51	18 ⁴	8,4 ⁴

¹BTU (2011), ²BTU (2007a), ³BTU (2010), ⁴BTU (2009), ⁵LMBV (2012b)

Tabelle 5-8: Ausgewählte Parameter zur Wasserbeschaffenheit von Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Mittleren Spree (LMBV 2012c)

Bergbaufolgesee	pH-Wert [-]	Acidität (K _{B4,3}) [mmol/L]	Eisen gesamt [mg/L]	Eisen gelöst [mg/L]	Zink [mg/L]	Kupfer [mg/L]	Ammonium- stickstoff [mg/L]	Sulfat [mg/L]
Klinger See [#]	3,8	0,1	0,7	0,6	0,16	0,02	0,3	710
Gräbendorfer See ^{+*}	7,3	-0,3	0,3	0,05	k.A.	k.A.	0,2	410
Altdöberner See [#]	7,5	-1,9	0,1	0,04	k.A.	k.A.	0,1	1.030
Schönfelder See ^{+*}	6,8	-2,6	0,2	0,04	k.A.	k.A.	0,3	510
Bischdorfer See [#]	7,4	-0,8	0,2	0,1	k.A.	k.A.	0,1	400
Kahnsdorfer See ^{+x}	7,4	-2,5	0,31	0,2	k.A.	k.A.	0,7	720
Lichtenauer See ^{+*}	3,2	1,3	14,8	12,2	0,2	0,01	3,5	1.840
Schlabendorfer See [#]	2,8	8,3	136	132	0,45	0,13	3,9	2.000
Drehnaer See ^{+*}	2,8	2,5	22,4	20	0,14	0,01	1,6	540
Stiebsdorfer See ^{+*}	3,1	1,1	6,8	5,1	0,11	0,01	0,8	270

Daten der letzten Beprobung 2011: + Aug., # Nov./Dez., * Median der Tiefenstufen, x Epilimnion
k.A. - keine Analysen, da bei pH-Wert > 5 nicht im Untersuchungsprogramm (vgl. Kapitel 3.1 und 3.5)

5.2.2 Der Klinger See als Landschafts- und Erholungssee

Auf dem Kippenareal im Süden des aktiven Braunkohletagebaus Jänschwalde entsteht der Bergbaufolgesee Jänschwalde Südrandschlauch, der zukünftige „Klinger See“ (Bild 5-14). Nach ursprünglichen Planungen sollte von hier aus der Tagebau Jänschwalde-Süd aufgeschlossen werden. Über ein Auslaufbauwerk in die Tranitz am West-Ufer ist der See an die öffentliche Vorflut angebunden. Der Klinger See soll als Landschafts- und Erholungssee genutzt werden.



Bild 5-14: Übersicht zum Bergbaufolgesee Klinger See

Mit einer maximalen Tiefe von 63 m wird der Klinger See der tiefste Bergbaufolgesee Brandenburgs sein. Derzeit weist der See sowohl kippenseitig als auch auf der gewachsenen Seite sehr steile, durch tiefe Erosionsgräben geprägte Böschungen auf. Flachwasserbereiche sind kaum ausgebildet. (Bild 5-15).



Bild 5-15: Blick über den Klinger See auf die Kippenseite des Tagebaus Jänschwalde (Foto: BTU 2011)

Eine Besonderheit des Klinger Sees ist, dass ihm aufgrund seiner Lage zum Kippenkörper ausschließlich Grundwasser aus dem Gewachsenen zuströmt. Da es im Umfeld keine anderen Kippenkomplexe gibt, ist das grundwasserbürtige Versauerungspotential generell gering. Der Kippenkörper des Klinger Sees liegt außerordentlich günstig im nördlichen Abstrom des Sees. Seit Juli 2000 wird der Klinger See durch aufgehendes Grundwasser geflutet (Bild 5-16). Derzeit beträgt der Anstieg des Wasserstands im See ca. 2 m pro Jahr. Durch die Einleitung von rund 19 Mio. m³ Filterbrunnenwasser aus Randriegeln des Tagebaus Jänschwalde zwischen Januar 2001 und November 2003 wurde der Wasserstand um mehr als 20 m angehoben. Von Januar 2005 bis Juli 2007 begrenzte eine temporäre Wasserhaltung aufgrund geotechnischer Sanierungsarbeiten den Wasserspiegelanstieg.

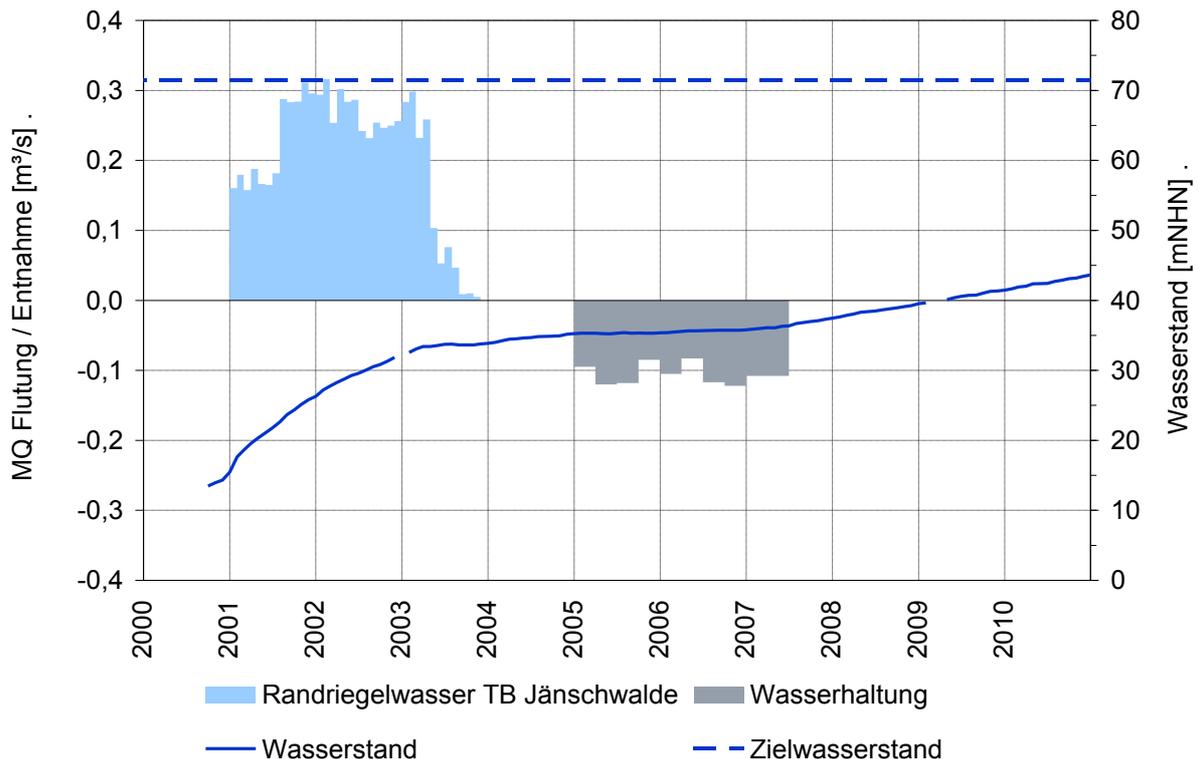
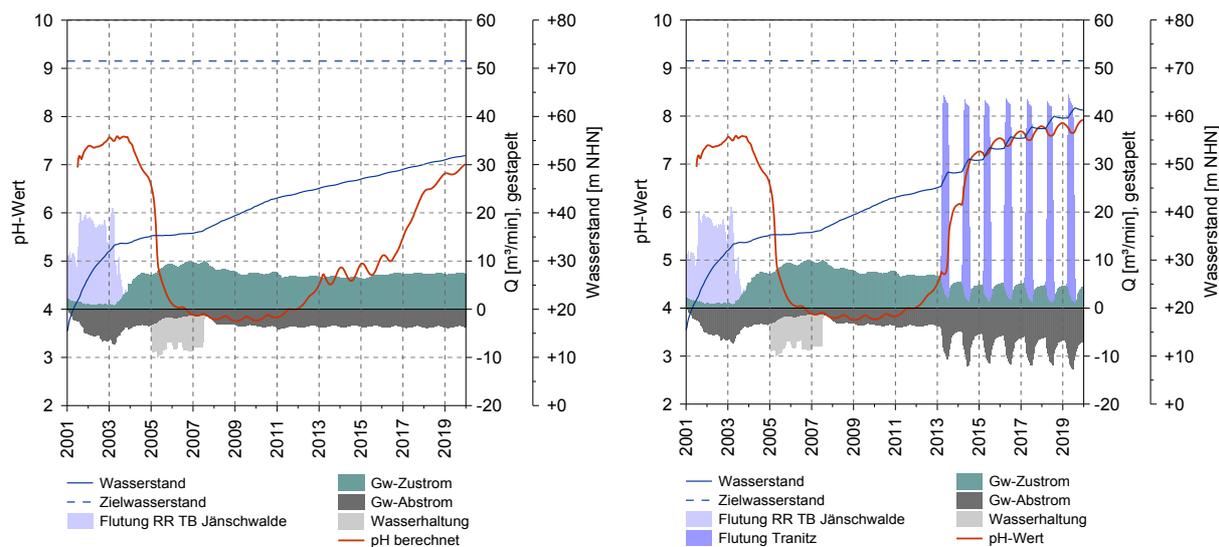
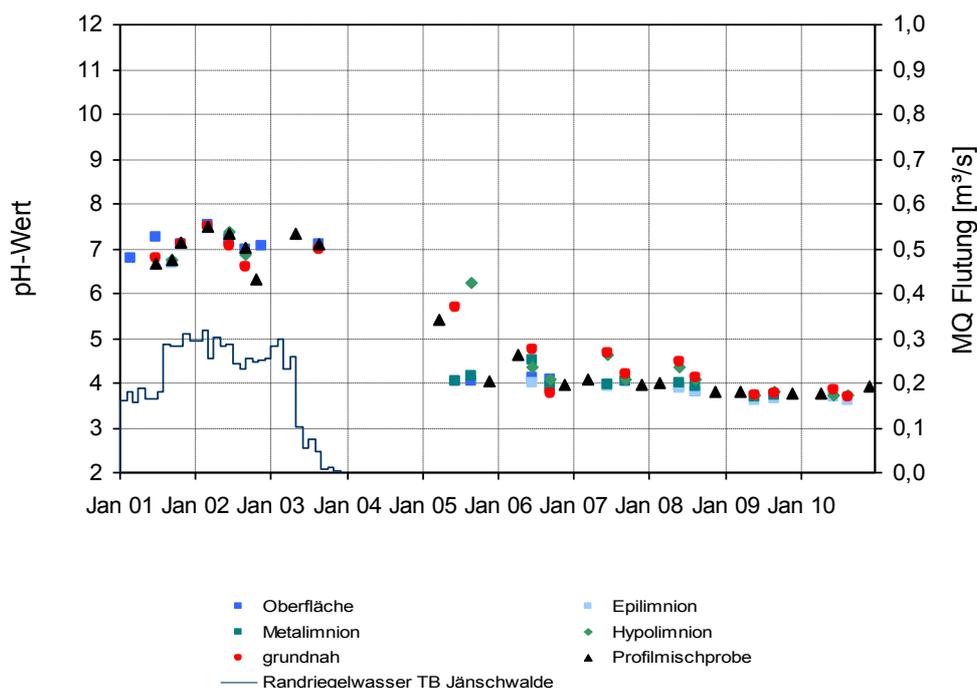


Bild 5-16: Flutungs- und Füllstandsentwicklung im Klinger See bis Ende 2011 (BTU 2011)

Im Juni 2012 lag der Wasserstand im Klinger See bei +46,1 m NHN. Der See ist damit erst zu 37 % gefüllt (LMBV 2012b). Der Zielwasserstand des Klinger Sees soll bei +71,5 m NHN liegen, das Volumen dann 100 Mio. m³ und seine Fläche 320 ha betragen. Gemäß geohydraulischer Berechnungen wird der Zielwasserstand bei Flutung allein durch aufgehendes Grundwasser frühestens im Jahr 2037 erreicht (Bild 5-17a). Bei Anbindung des Klinger Sees an die Tranitz ab 2016 und mit der Überleitung von etwa 3,5 m³/min aus der Talsperre Spremberg in die Tranitz ist der Zielwasserstand etwa Mitte der 2020er Jahre erreichbar (Bild 5-17b). Die Fremdwasserflutung soll mit 15 Mio. m³/a erfolgen. Ohne die Überleitung aus der Talsperre Spremberg würde der Zielwasserstand im Klinger See etwa 2 bis 3 Jahre später erreicht (LMBV 2012).



a) Flutung ausschließlich durch Grundwasseraufgang b) Flutung ausschließlich aus der Tranitz ab 2013

Bild 5-17: Prognostizierter Verlauf des pH-Wertes im Klinger See bis 2020 für zwei Flutungsvarianten (BTU 2011)

Bild 5-18: pH-Messwerte in verschiedenen Tiefenstufen des Klinger Sees (BTU 2011)

Durch die frühe Flutung mit neutralem und gepuffertem Randriegelwasser bestand im Klinger See bis zum Jahresende 2003 zunächst eine neutrale Seewasserbeschaffenheit (Bild 5-18). Nach dem Ende der Fremdwasserflutung sank der pH-Wert aufgrund zeitweilig sauer reagierenden Grundwassers sowie Stoffeinträgen durch Erosion und Elution der Uferböschungen ab und beträgt seit ca. 2006 $\text{pH} \approx 4$ und befindet sich damit im Bereich des Aluminiumpuffers (s. Kapitel 3.3 und 3.4). Grundwasserzustrom erhält der Klinger See ausschließlich aus den gewachsenen Grundwasserleitern der südlich und westlich angrenzenden pleistozänen Rinnen (vgl. Kapitel 3.2). Diese Anstrombereiche sind durch die Belüftung aufgrund der Grundwasserabsenkung in der böschungsnahen Absenkungslamelle

zwar bergbaulich beeinflusst, weisen aber nach dem Grundwasserwiederanstieg durch den Zustrom aus dem weiter unbeeinflussten Einzugsgebiet zukünftig ein neutrales und gut gepuffertes Grundwasser auf. Die Prognosen bis 2020 belegen daher für den zukünftigen Klinger See eine günstige Wasserbeschaffenheitsentwicklung auch ohne weitere Maßnahmen (Bild 5-17a). Die geplante Vorflutanbindung führt zu einer schnelleren Stabilisierung einer neutralen Wasserbeschaffenheit (Bild 5-17b).

Die zusätzliche Überleitung von Spreewasser aus der Talsperre Spremberg würde zwar den Flutungsprozess um 2 bis 3 Jahre verkürzen. Die Wasserbeschaffenheit im Klinger See verbessert sich dadurch gegenüber einer Flutung ausschließlich aus der Trinitz jedoch nur geringfügig, wie die hydrochemischen Modellprognosen zeigen. Dass der Klinger See nicht von Grundwasser aus der Kippe angeströmt wird, erweist sich als günstig für die Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit. Der Säureeintrag aus dem Gewachsenen ist vergleichsweise gering und nur zeitweilig. Andererseits zeigt das Beispiel, dass der Flutungsprozess von Tagebauseen bei ungünstiger Lage im Gewässernetz mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen kann.

5.2.3 Der Gräbendorfer See als Beispiel einer erfolgreichen Fremdflutung

Im Tagebau Gräbendorf (Bild 5-19, Bild 5-20) wurde bis Ende 1992 die im Altdöberner Becken liegende Braunkohlelagerstätte abgebaut. Bereits 1993 wurde die wasserwirtschaftliche Entwicklung des stillgelegten Tagebaus thematisiert (IBGW u.a. 1993). Zielstellung dieser „Pionierarbeit“ zum wissenschaftlich-technischen Projekt „Gewässergüte Tagebauseen Lausitz“ war eine erste Prognose zur Wasserbeschaffenheit im geplanten Bergbaufolgesee Gräbendorf. Dies war die erste objektkonkrete, systematische und prognostische Bearbeitung zum Thema saurer Bergbaufolgeseen in der Lausitz in einer Phase, als der Bergbaufolgesee Gräbendorf als Gewässer noch nicht existierte und auch aus anderen Sanierungstagebauen der Lausitz noch keine Untersuchungen bzw. Erfahrungen vorlagen.

Durch gezielte Boden- und Grundwasseruntersuchungen wurden wesentliche Erkenntnisse zur Bedeutung der Kippsubstrate für die Wasserbeschaffenheit im entstehenden Bergbaufolgesee gewonnen. Laborative Mischungsversuche von pleistozänen Sedimenten mit Kippsubstraten in unterschiedlichen Mengenanteilen führten zum Nachweis der hohen Pufferkapazität insbesondere des Bänderschlufts als Bestandteil der pleistozänen Sedimente. Es folgte eine Charakterisierung der Kippsubstrate hinsichtlich der Verkippungstechnologie, Struktur und Substratzusammensetzung.

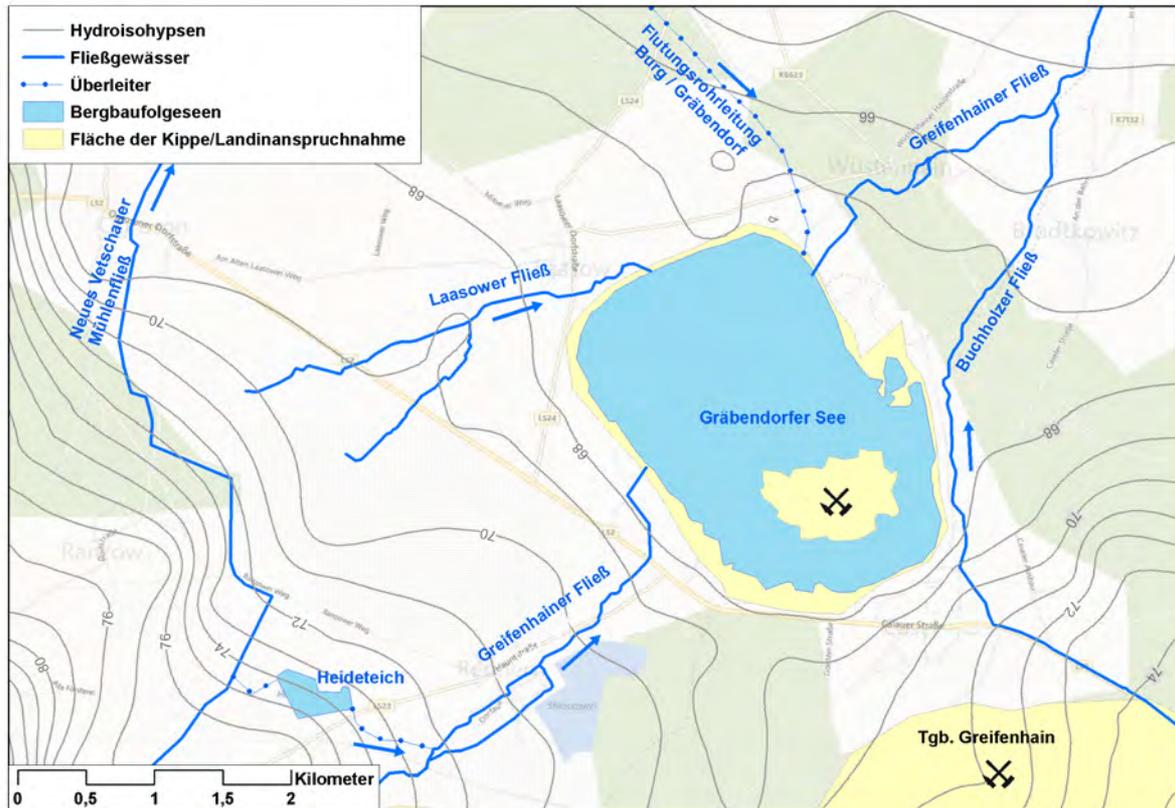


Bild 5-19: Lage des Gräbendorfer Sees, Hydroisohyps 2011 [m NHN]

Die prognostischen Betrachtungen zur Wasserbeschaffenheit beruhen auf einer dynamischen Wasserbilanz des Bergbaufolgesees, der Lösung der Stoffmengenbilanz für konservative Inhaltsstoffe (Acidität, Sulfat) und schließlich der Applikation eines hydrogeochemischen Reaktionsmodells (s. Kapitel 4). Da noch keine Seewasseranalyse für die entsprechende Interpretation zur Verfügung stand, beruhte die Definition der hydrogeochemischen Randbedingungen auf Annahmen, die im Laufe des Füllprozesses sukzessive durch Analysendaten konkretisiert wurden. Im Verlauf der Flutung wurde die Bedeutung der Niederschlagserosion und der Böschungserosion für den Stoffeintrag in den künftigen Bergbaufolgesee herausgearbeitet.

Für die Flutung durch Grundwasser deuteten die Prognosen zur Seewasserbeschaffenheit auf saure Verhältnisse hin. Die natürliche Entsäuerung durch Zufluss gepufferten Grundwassers aus den pleistozänen Rinnen würde etwa 30 bis 40 Jahre dauern. Als Maßnahme zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit wurde die Fremdwasserflutung mit gut gepuffertem Spreewasser gegenüber der Fremdflutung mit ungepuffertem Wasser aus der Grubenwasserreinigung sowie gegenüber der chemischen Konditionierung des Flutungs- und Seewassers favorisiert.



Bild 5-20: Restloch Gräbendorf 1996 (oben) und Gräbendorfer See 2005 (unten), (Fotos: BTU 1996 und 2005)

Seit 1996 wird die Fremdwasserflutung aus der Spree über den Südumfluter realisiert. Im März 2007 hatte der Gräbendorfer See den Zielwasserstand von +67,5 erreicht (Bild 5-21). Das zugehörige Seevolumen beträgt rund 92 Mio. m³. Für die erreichte Endkontur ergibt sich eine Seefläche von 457 ha.

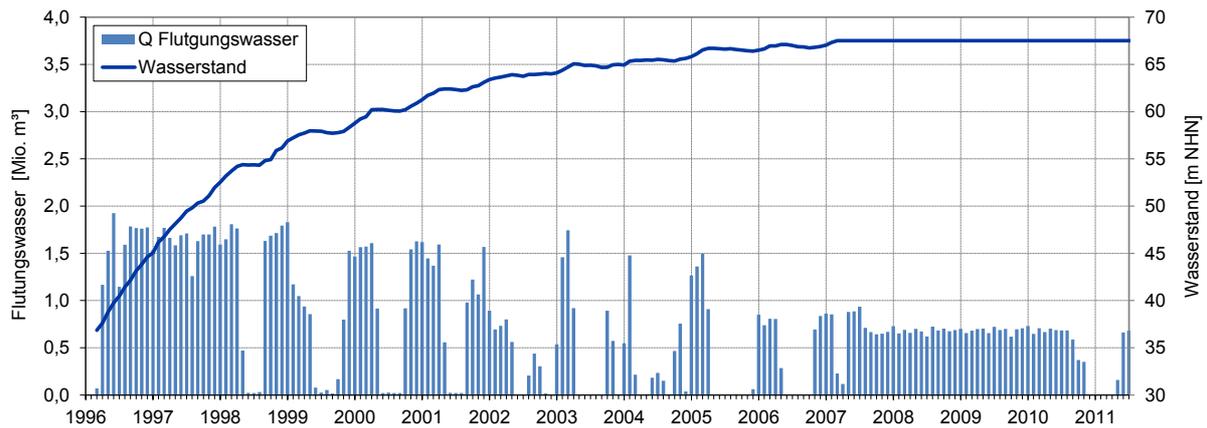


Bild 5-21: Flutungsmengen aus dem Südumfluter der Spree und Wasserstandsentwicklung des Gräbendorfer Sees

Das Versauerungspotential des Bergbaufolgesees ist im Material der Innenkippen konzentriert. Das Grundwasser der umgebenden pleistozänen Rinnen ist überwiegend gut gepuffert (vgl. Kapitel 3.1). Aufgrund dieser hydrogeologischen Konstellation wurde das Versauerungspotential des Gräbendorfer Sees als vergleichsweise gering eingeschätzt, wie erste Messungen von $\text{pH} \approx 3,2 \dots 3,5$ und Basenkapazitäten $K_{B4,3}$ um $0,8 \text{ mmol/L}$ im Bereich des Eisenpuffers bestätigten. Nach Überwindung des Eisenpuffers stagnierte der pH-Wert bei $\text{pH} \approx 4,4 \dots 5,2$, d. h. im Bereich des Aluminiumpuffers (Kapitel 3.3).

Das geplante Flutungsszenario sah die möglichst ununterbrochene Einleitung von $48 \text{ m}^3/\text{min}$ Spreewasser vor. Die Aussetzung der Fremdwasserflutung in den Sommermonaten 1998 und 2003 aufgrund von Wassermangel (Bild 5-22) führte zur Wiederversauerung des Seewassers (Bild 5-23). Die Erfahrungen zum Bergbaufolgesee Gräbendorf demonstrierten, dass die Verzögerung der Flutung und Flutungsunterbrechungen die hydrochemische Entwicklung nachteilig beeinflussen.

Ebenso ist die nachteilige Auswirkung der großvolumigen Böschungsrutschungen Ende 1997 an der pH-Wert-Entwicklung erkennbar. Von April 2001 bis September 2002 wurde die Innenkippe mit Wasser aus dem Bergbaufolgesee hydromechanisch abgeflacht. Mit Erreichen des Zielwasserstands war ein deutliches Abklingen der erosiven Stoffeinträge aus den Böschungen verbunden. Für den mittel- bis langfristigen Prognosehorizont wird nunmehr der langsame Aufbau eines Hydrogenkarbonatpuffers prognostiziert. Im stationären chemischen Zustand (ab etwa 2020) wird die Säurekapazität des Seewassers voraussichtlich $K_{S4,3} \approx 1,5 \text{ mmol/L}$ betragen. Ein Wiederversauerungsrisiko kann dann praktisch ausgeschlossen werden.

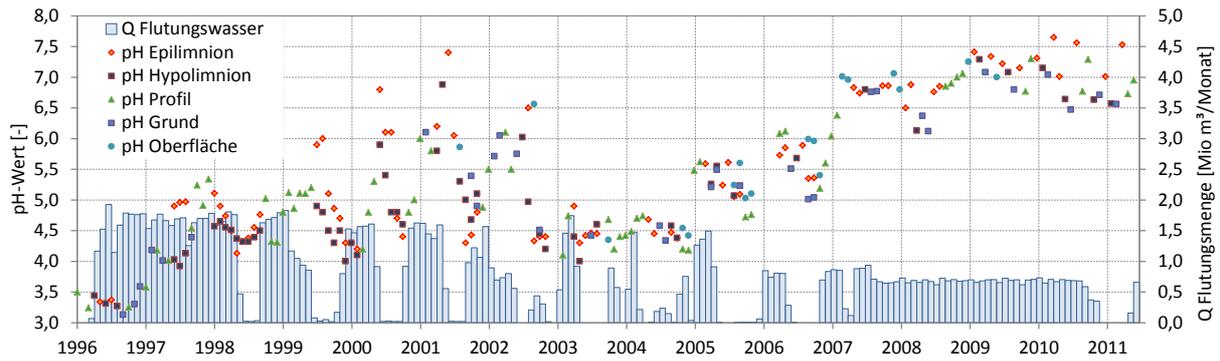


Bild 5-22 Beschaffenheitsentwicklung Gräbendorfer See am Beispiel des pH-Wertes in Abhängigkeit der Flutung

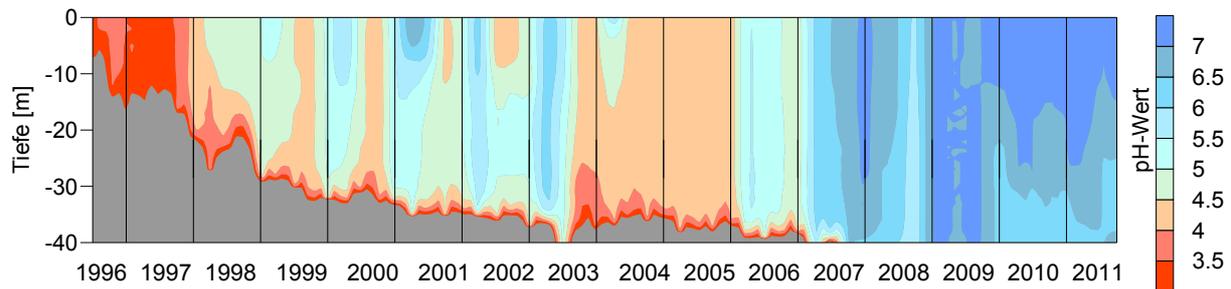


Bild 5-23 Tiefenabhängige pH-Wert-Entwicklung im Gräbendorfer See

Aktuell weist der Gräbendorfer See noch eine sehr schwach gepufferte Wasserbeschaffenheit auf ($K_{S4,3} < 0,5$ mmol/L, vgl. Kapitel 5.2.1). Die Spreewassereinleitung wurde als Nachsorgeflutung bis zum Jahr 2011 fortgesetzt. Inzwischen ist die Flutungsanlage zurückgebaut.

Der Gräbendorfer See ist durch das Greifenhainer Fließ an das öffentliche Fließgewässernetz angebunden (Bild 5-19). Eine mögliche Ausleitung erfordert die Einhaltung bestimmter Grenzwerte der Wasserbeschaffenheit (Kapitel 4.4). Derzeit ist aus dem oberstromigen Einzugsgebiet noch kein abflusswirksamer Bilanzüberschuss vorhanden. Zur weiteren Stützung des Seewasserstands und zum Erhalt der derzeit günstigen Wasserbeschaffenheit ist die Nutzung von Flutungswasser aus der Grubenwasserreinigungsanlage (GWRA) Raitzta geplant, welches über das Neue Vetschauer Mühlenfließ und das Greifenhainer Fließ den Gräbendorfer See erreichen soll.

5.2.4 Der Lichtenauer und der Schönfelder See - zwei ungleiche Nachbarn

Die Schlabendorfer und die Seeser Felder liegen an der nördlichen Grenze des Sanierungsgebietes und befinden sich in unmittelbarer Nähe des Spreewaldes. Der künftige Abfluss aus den Bergbaufolgeseen der Seeser und Schlabendorfer Felder wird Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit des Südumfluter der Spree und die Spree selbst haben. Deshalb ist es erforderlich, dass durch entsprechende Vorkehrungen der Wassermengen- und Wassergütebewirtschaftung schädliche stoffliche Einflüsse vom Spreewald ferngehalten werden. Obwohl nur durch den gewachsenen Restpfeiler (pleistozäne Sedimente der Mehßow-Beuchower Rinne) von ca. 1000 Meter Breite voneinander getrennt, bilden sich aufgrund unterschiedlicher geologischer Randbedingungen auch unterschiedliche hydrochemische Verhältnisse in den entstehenden Bergbaufolgeseen heraus (Kapitel 5.2). Gezeigt wird dies am Beispiel des Lichtenauer und des Schönfelder Sees (Bild 5-24).

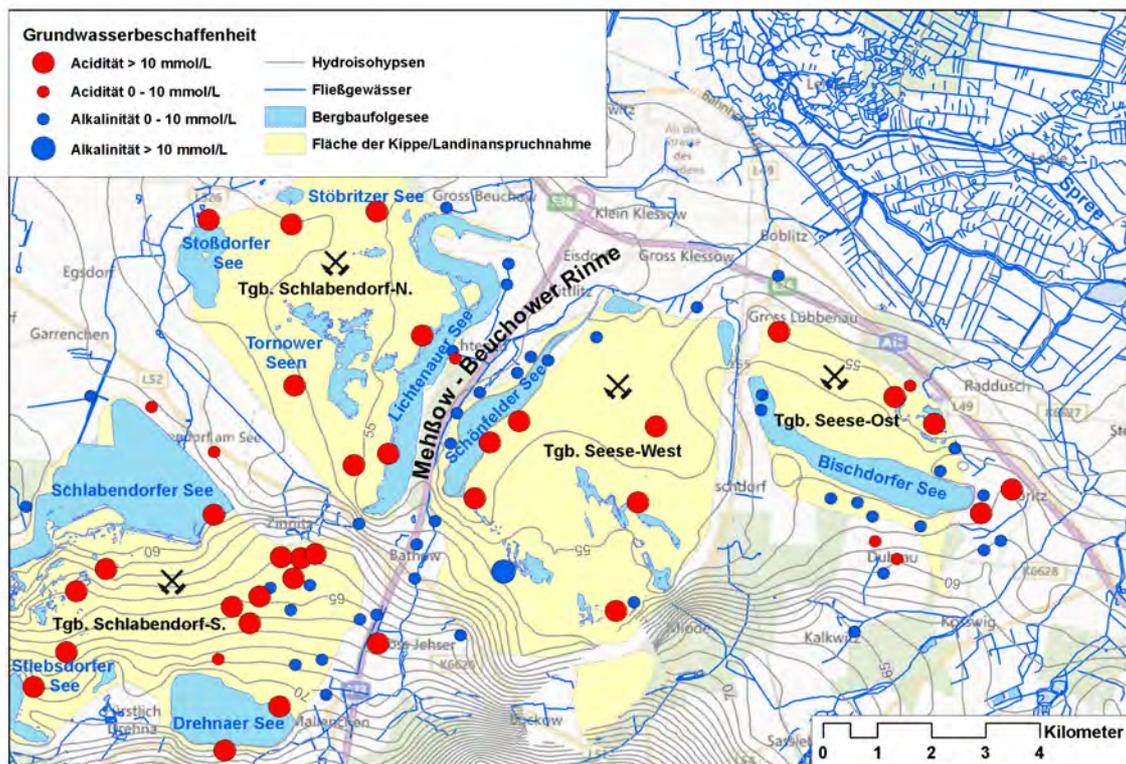


Bild 5-24: Grundwasserströmungsraum, Hydroisohypsen 2011 [m NHN] und Acidität bzw. Alkalinität in den pleistozänen Rinnen und den Kippenbereichen der Bergbaufolgelandschaften Schlabendorfer Felder (links) und Seeser Felder (rechts)

Während der Lichtenauer See gemäß hydrochemischer Prognose ohne Fremdwasserzufuhr oder Initialneutralisation voraussichtlich sauer bleiben wird, ist für den Schönfelder See keine Versauerungsgefahr erkennbar. Ursache sind die jeweilige Lage im Grundwasserströmungsfeld, zum Gewachsenen und zu Kippenkörpern (Bild 5-24) sowie die Anteile puffernder Geschiebemergel in den Abraumsedimenten der Kippe des Tagebaus Seese-West.

In den pleistozänen Auswaschrinnen ist das Tertiär mit sämtlichen Kohleflözen teilweise bis zur Basis erodiert. Diese Erosionsrinnen, wie z. B. die Mehbow-Beuchower Rinne, stellen bevorzugte Grundwasserfließbahnen dar und sind damit beim Grundwassereigenaufgang die wichtigen Zuflussbereiche zu den Bergbaufolgeseen. Aufgrund der in der Mehbow-Beuchower Rinne vorkommenden warmzeitlichen Eemkalke ist der Grundwasseranstrom vorwiegend schwach alkalisch und gut gepuffert (Kapitel 3.1). Das Grundwasser in den kohlefeldbegrenzenden Rinnen (Willmersdorf-Boblitz im Norden und Mehbow-Beuchower Rinne) ist in der Regel nur gering bergbaulich belastet und reagiert bei Belüftung überwiegend neutral mit einer hohen Pufferung.

Der Lichtenauer See (Bild 5-25) ist unmittelbar westlich der Mehbow-Beuchower Rinne aus der Tagebauendstellung an der Ostmarkscheide des Tagebaus Schlabendorf-Nord entstanden. Es handelt sich um einen Randschlauch, woraus sich die besonderen morphologischen Gegebenheiten des Sees ableiten lassen. Der Lichtenauer See besitzt eine langgestreckte Gestalt, die im Norden S-förmig in der ehemaligen Kohlebahnausfahrt endet. Der Zielwasserstand liegt bei +54,5 m NHN, das zugehörige Volumen beträgt 22,6 Mio. m³ und die Fläche 326 ha (Tabelle 5-7).



Bild 5-25: Lichtenauer See 1997 und 2003 (Fotos: BTU 1996 und 2003)

Im Lichtenauer See erfolgte die Grundwasseranströmung bis etwa 2005 überwiegend aus der südlich bis nordöstlich tangierenden Mehßow-Beuchower Rinne. Seit 2005 strömt von Westen zunehmend saures Grundwasser aus der Kippe Schlabendorf-Nord zu. Bis auf wenige Ausnahmen werden hier im Kippengrundwasser hohe Sulfatkonzentrationen und hohe Eisenkonzentrationen gemessen. Das Kippengrundwasser neigt deshalb bei Belüftung sehr stark zur Versauerung (s. a. Kapitel 3.1). Im Bereich des ehemaligen Tagebaus Schlabendorf-Nord bleibt die Versauerungsneigung des Grundwassers überwiegend auf das Kippengrundwasser beschränkt, die potenzielle Versauerungsneigung erreicht maximal 20 mmol/L (Bild 5-24).

Die westlich des Lichtenauer Sees entstehenden Flachgewässer im Bereich der Kippe Schlabendorf-Nord in den Senken der Tornower Niederung sind derzeit durch pH-neutrale ($\text{pH} \approx 6$ bis 8) und mäßig bis gut gepufferte Verhältnisse ($K_{\text{S}4,3} \approx 0,5$ bis 3,2 mmol/L) gekennzeichnet. Die elektrische Leitfähigkeit von 2.400 bis 3.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sowie die Sulfatkonzentrationen (1.400 bis 2.300 mg/L) weisen jedoch auf eine bergbauliche Beeinflussung hin. Nach Erreichen des Zielwasserstands wird der Lichtenauer See laut geohydraulischer Modellierung (LMBV 2001) überwiegend aus der südwestlichen Kippe und aus dem Bereich der Tornower Niederung gespeist.

Im Juni 2012 erreichte der Wasserstand im Lichtenauer Sees +54,5 m NHN, er ist damit praktisch gefüllt. Wenn der Wasserstand weiter ansteigt, erfolgt eine Ausleitung an seinem Nordende über den Beuchower Westgraben in die Vorflut, da andernfalls im Lichtenauer See eine Verschiebung der Uferlinie zu Lasten der Standsicherheit auftreten würde. Außerdem ist eine Ausleitung über den Lichtenauer Graben vorgesehen. Zur Gewährleistung der Ausleitkriterien wurde 2012 eine Initialneutralisierung des Seewassers durchgeführt.

Die Acidität im Lichtenauer See betrug 2009 etwa 3,5 mmol/L bei einem pH-Wert von 3,1. Die Eisenkonzentration lag bei 10 mg/L, die Sulfatkonzentration bei 1.600 mg/L. Aufgrund der hohen Niederschläge in den zweiten Jahreshälfte 2010 und 2011 und des Durchstichs zur Tornower Niederung verringerte sich die Acidität auf 1,3 mmol/L (Tabelle 5-8), was sich in einem deutlich geringeren Neutralisationsmittelbedarf bei der Initialneutralisation im Jahr 2012 bemerkbar machte.

Der Schönfelder See (Bild 5-26) östlich der Mehßow-Beuchower Rinne entstand aus dem Randgraben an der Westgrenze des ehemaligen Tagebaus Seese-West. Mit einem Volumen von 9,4 Mio. m³ und einer Fläche von 142 ha bei einem Zielwasserstand von +52,9 m NHN ist der Schönfelder See weniger als halb so groß wie der benachbarte Lichtenauer See. Infolge der schnellen Flutung im Dezember 1997 aus dem Südumfluter der Spree wurde der Seewasserspiegel im Schönfelder See über den umgebenden Grundwasserstand angehoben und damit das Grundwasser zurückgedrängt. Erst seit Erreichen des Zielwasserstands im Jahr 2008 kommt es zu einer langsamen Umkehr der Grundwasserfließrichtung. Gemäß den geohydraulischen Berechnungen (LMBV 2001) wird der Schönfelder See nunmehr überwiegend von gut gepuffertem Grundwasser aus der Mehßow-Beuchower Rinne und nur zum geringen Teil aus der östlich angrenzenden Kippe angeströmt.

Das Grundwasser im gesamten Gebiet der Seeser Felder ist bergbaulich geprägt, allerdings ist die bergbauliche Belastung im Vergleich zur Kippe Schlabendorf-Nord geringer. In den Kippen weist das Grundwasser auch hier hohe Sulfat- und Eisen(II)-konzentrationen auf. Geschiebemergel und Eemkalke im verkippten Abraum sind Lieferanten von Calciumkarbonat, was sich in teilweise hoher Alkalinität des Grundwassers widerspiegelt (Bild 5-24).

Seit 2009 steigt die Stoffkonzentration infolge von Oberflächenwasserzustrom aus den Vernässungsflächen (Seeser Seen) und Grundwasserzustrom aus der Kippe an. Bisher ist jedoch keine Zehrung der Alkalinität festzustellen. Nach gegenwärtiger Beschaffenheit der Seeser Seen besteht keine Versauerungsgefahr für das RL 4. Die hydrochemischen Kriterien für die Ausleitung in die Dobra und damit in den Südumfluter der Spree (pH-Wert, Eisen-gesamt, Eisen-gelöst und Ammoniumstickstoff) werden eingehalten.

Durch die Nähe zum Biosphärenreservat Spreewald haben die im westlichen Teil des Sanierungsgebiets Seese entstehenden großräumigen und natürlichen Sukzessions- und Vernässungsflächen in der Zukunft als Natur- und Landschaftsareale überregionale Bedeutung.



Bild 5-26: Schönfelder See 1997 und 2007 (Fotos: BTU 1997 und 2007)

Die geomorphologischen und hydrochemischen Besonderheiten der Teilgebiete und die daraus resultierende stark unterschiedliche Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit in den beiden benachbarten Seen haben einen nachhaltigen Einfluss auf deren spätere Bewirtschaftung. Bei zügig voranschreitender Flutung besitzt der Schönfelder See nachhaltige Bedingungen für einen Fischerei- und Badesee. Der Lichtenauer See sollte als Landschaftssee nach Eingliederung in ein großflächiges Naturschutzgebiet der extensiven Erholung dienen. Die Einhaltung der Ausleitbedingungen (Kapitel 4.4) sind hier maßgebende Kriterien der nachhaltigen Bewirtschaftung.

5.3 Einzugsgebiet Schwarze Elster

5.3.1 Einzugsgebiet, hydrologische Verhältnisse und Nutzungsvorstellungen für die Bergbaufolgeseen

Die Schwarze Elster entspringt im Oberlausitzer Berg- und Hügelland südwestlich der Ortschaft Elstra und mündet bei der Ortschaft Elster oberhalb von Wittenberg/L. in die Elbe. Sie hat eine Länge von 179 km. Die Einzugsgebietsfläche beträgt rund 5.700 km² (IKSE 2005). Die wichtigsten Nebenflüsse sind das Hoyerswerdaer Schwarzwasser (282 km²), die Pulsnitz (355 km²), die Große Röder (837 km²), die Kleine Elster (715 km²) und das Schweinitzer Fließ (535 km²) (LUA 2008). In Bild 5-27 ist ein Fließschema für das Gebiet der Schwarzen Elster mit den wichtigsten Fließgewässern, den Bergbaufolgeseen und Wasserbehandlungsanlagen.

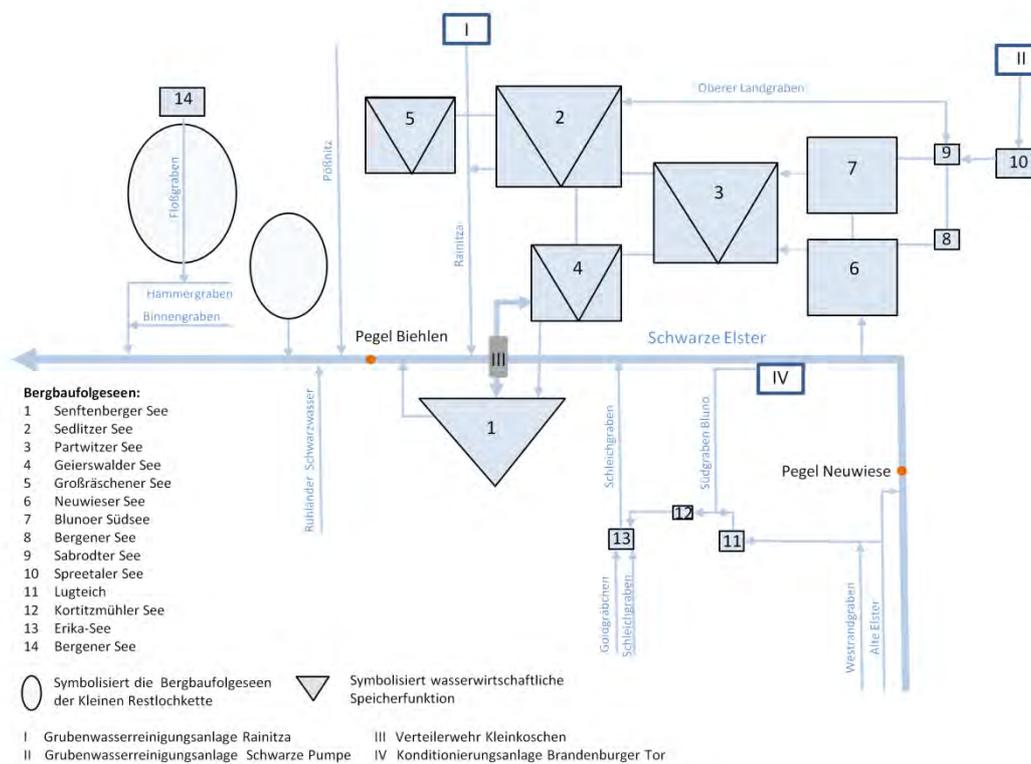


Bild 5-27: Fließschema Gebiet der Schwarzen Elster

Die Charakterisierung der Abflussverhältnisse erfolgt an der Schwarzen Elster durch die fünf Pegel Trado und Neuwiese (Sachsen), Lauchhammer und Bad Liebenwerda (Brandenburg) und Löben (Sachsen-Anhalt) sowie die Nebenflusspegel Königsbrück/Pulsnitz und Kleinaschütz/Große Röder (Tabelle 5-9). Auch hier sind die Abflüsse unterhalb des Pegels Neuwiese bergbaulich stark beeinflusst.

Tabelle 5-9: Hydrologische Grunddaten von Pegeln an der Schwarzen Elster und ausgewählter Nebenflüsse (LfULG 2012, 2012a, 2012b, LUGV 2012, LHW 2012)

Pegel	Fluss- kilo- meter [km] oh. der Mdg.	Einzugs- gebiets- fläche [km ²]	Mittlerer Abfluss MQ [m ³ /s]	Mittlere Abfluss- spende Mq [l/(s km ²)]	Mittlere Niedrig- wasser- abfluss- spende MNq [l/(s km ²)]	Mittlere Hoch- wasser- abfluss- spende MHq [l/(s km ²)]	Jahres- reihe
Trado	149	166	0,74	4,4	0,7	47,3	1971-2010
Neuwiese	124	669	2,72	4,1	0,4	31,3	1971-2010
Lauch- hammer	88	1.513	5,54	3,7	1,6	13,3	1974-2010
Bad Lieben- werda	60	3.184	14,2	4,5	1,5	16,9	1971-2010
Löben	22	4.327	17,9	4,1	1,3	15,3	1974-2009

Im Einzugsgebiet existieren bereits seit längerem zwei wasserwirtschaftlich bedeutsame Bergbaufolgeseen. Das Speicherbecken Knappenrode (Inbetriebnahme 1953) ist ein von der Bevölkerung gut angenommenes Naherholungsgebiet (Knappensee). Es liegt im Nebenschluss des Schwarzwassers.

Der Speicher Niemtsch (Senftenberger See) liegt im Nebenschluss zur Schwarzen Elster. Er entstand aus dem ehemaligen Braunkohletagebau Niemtsch und wurde 1974 in Betrieb genommen. Seit 1975 befindet sich das Speicherbecken im Verantwortungsbereich der Wasserwirtschaft. Nach Fertigstellung des Ein- und Auslaufbauwerkes konnte seit 1976 zeitweise nahezu der gesamte Abfluss der Schwarzen Elster durch das Speicherbecken geleitet werden (LUA 1996). Der See ist ein beliebtes Naherholungsgebiet. Weitere Nutzungen sind die Niedrigwasseraufhöhung der Schwarzen Elster, Hochwasservorsorge, Fischerei und Naturschutz (LUA 1996). Das Gewässer ist 1250 ha groß und beinhaltet 80 bis 90 Mio. m³ Wasser (MLUV 2007). Der Senftenberger See hat bei einem bewirtschaftbaren Speichervolumen von 16,2 Mio. m³ einen gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraum von 2,91 Mio. m³ (IKSE 2005) und bewirkt eine Scheitelreduzierung bei Hochwasser bis 20 m³/s (LUA 1997).

Die neu entstehenden Bergbaufolgeseen im Flussgebiet der Schwarzen Elster lassen sich in die folgenden Bereiche gliedern:

- angebunden über Schleichgraben: Lugteich, Kortitzmühler See, Erika-See
- Erweiterte Restlochkette angebunden über Rainitz: Geierswalder See, Partwitzer See, Sedlitzer See, Großbräschener See, Spreetaler See, Neuwieser See, Blunoer Südsee, Sabrodter See, Bergener See
- im Nebenschluss: Senftenberger See
- Kleine Restlochkette angebunden über Floßgraben/Hammergraben: Bergheider See, Heidensee, Grünhauser See-West, Grünhauser See-Ost, Kleinleipischer See u.a.

Für die Bergbaufolgeseen im Bereich Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch wird das Nutzungsziel Landschaftssee angestrebt. Für die Seen der „Erweiterten Restlochekette“ wurde ein umfangreiches touristisches Nutzungskonzept entwickelt (Tabelle 5-10). Alle diese Seen sind bzw. werden durch schiffbare Überleiter miteinander verbunden. Der Geierswalder See, der Partwitzer See und der Sedlitzer See sollen darüber hinaus mit einem bewirtschaftbaren Stauraum von 30 Mio. m³ nach 2030 wasserwirtschaftlich genutzt werden (LUA 1997).

Tabelle 5-10: Nutzungen der Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochekette (ITLS 2008, REK 2003, RGP 2010)

Name	vorhandene/geplante Nutzungen
Spreetaler See	Speedbootzentrum mit nationalen und internationalen Wettkämpfen, Teststrecke für Bootshersteller
Sabrodter See	Sport- und Golfressort („Erlebnisswelt Lausitzer Seenland“), Wassersport, Tagungs-, Sport- und Entertainment Center
Blunoer Südsee	Wassersport, Hotelanlagen, Ferienwohnungen, Freizeitpark,
Bergener See	Wasserwandern, Naturschutzgroßprojekt, sanfter Tourismus (Wildtierfarm Terra Nova)
Neuwieser See	Ruhiges Wasserwandern (Segeln, Kanu, Rudern), Ferienanlage, Marina für Segler
Partwitzer See	Wasserwanderstützpunkt, Marina, schwimmendes Haus, Ferienhausgebiet Aqua Casa, Wasserskianlage, Reitanlage, Country Campingplatz, Hotel, Badestrand, Naturschutzprojekt Halbinsel
Geierswalder See	Wasserwanderstützpunkt und Sportboothafen, Marina der „Schwimmenden Häuser“, Wasserskianlage, Jetbootzentrum, Freizeit- und Ferienpark, Camping, Badestrand, Bootsverleih, Naturschutz am Nordufer
Sedlitzer See	Wasserflugzeuge, Hafen, Wassersport, Lagunendorf, Badestrand, Tourismus und Freizeitanlage, schwimmender Steg, Landmarke
Großbräschener See	Hafen Großbräschchen; Seehotel, Seebrücke, Seespielplatz, Strandbereiche, Ferienhäuser am Hafen, Mehrzweckhalle

Die Bergbaufolgeseen im Bereich der sogenannten Kleinen Restlochekette sind mit Ausnahme des als Landschafts- und Erholungssees konzipierten Bergheider Sees (Fläche 320 ha, Volumen 36 Mio. m³) vergleichsweise von geringer Größe und sind in ihren Nutzungszielen lediglich als Landschaftsseen ausgewiesen. In Tabelle 5-11 sind morphometrische Daten der Bergbaufolgeseen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster zusammengefasst. Einen Überblick über die Wasserbeschaffenheit in diesen Bergbaufolgeseen gibt Tabelle 5-12.

Tabelle 5-11: Ausgewählte morphometrische Kennzahlen von Bergbaufolgeseen im Endzustand im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (LMBV 2012b, BTU 2009a, BTU 2010a, BTU 2011a)

Bergbaufolgesees	Volumen [Mio. m ³]	Seefläche [ha]	maximale Tiefe [m]	mittlere Tiefe [m]
Erweiterte Restlochkette				
Geierswalder See (RL Koschen)	98	642	39	15
Partwitzer See (RL Skado)	133	1.100	49	12
Sedlitzer See (RL Sedlitz)	212	1.409	43	14
Großräschener See (RL Meuro)	135	789	61	19
Spreetaler See (RL SNO)	97	314	58	28
Neuwieser See (RL Bluno)	56	632	20	8,8
Blunoer Südsee (RL Nordschlauch)	64	350	54	16
Sabrodter See (RL Nordrandschlauch)	27	136	41	20
Bergener See (RL Südostschlauch)	3	133	11	2,3
Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch				
Lugteich (RL Lugteich)	3	95	10	3,8
Kortitzmühler See (RL Kortitzmühle)	1,4	28	9,2	4,8
Erika-See (RL Laubusch)	6	180	11	5,5
Kleine Restlochkette				
Bergheider See (Klettwitz N)	36	320	48	13
Heidesees (RL131N)	4	57	16	6,9
Kleinleipischer See (RL131S)	7	89	16	7,7
Grünhauser See Ost (RL130)	1,7	43	8,1	2,9
Grünhauser See West (RL129)	0,5	16	6,0	2,9
Koynesees (RL113)	0,72	21	6,5	3,4
Kranichsee (RL75)	0,21	21	4,3	1,5
Koloniesees (RL99)	0,02	2	3,9	1,2
Seegraben (RL114)	0,04	1,5	4,9	2,5
Gr. Woobergsee (RL77)	1,37	26	11	5,4
Kl. Woobergsee (RL76)	0,42	10	6,0	4,2
Grünwalder Linse (RL78)	0,26	6	4,8	4,0
Grünwalder Lauch W (RL118)	0,93	21	8,5	4,5
Grünwalder Lauch O (RL117)	6,56	94	15	7,0
Seewaldsee (RL116)	1,70	39	12	4,3
Grüner See (RL112)	1,25	33	7,7	3,8
Tongruben Plessa (RL108/109)	0,07	5	2,5	1,4
Ferdinandsteich (RL28)		40	9	5
Südteich (RL29)		50	10	4

() bergbauliche Bezeichnung

Tabelle 5-12: Ausgewählte Parameter zur Wasserbeschaffenheit von Bergbaufolgeseeen im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster (LMBV 2012c)

Bergbaufolgesee	pH-Wert [-]	Acidität (K _{B4,3}) [mmol/L]	Eisen gesamt [mg/L]	Eisen gelöst [mg/L]	Zink [mg/L]	Kupfer [µg/L]	Ammonium- stickstoff [mg/L]	Sulfat [mg/L]
Erweiterte Restlochekette								
Geierswalder See	4,5	0,06	0,4	0,05	0,02	<0,01	0,9	290
Partwitzer See	3,0	4,6	49,1	48,8	0,1	<0,01	3,4	1060
Sedlitzer See	3,2	1,2	8,8	7,1	0,09	0,04	1,8	600
Großräschener See*	4,0	0,1	0,5	0,4	0,1	<0,01	1,9	810
Spreetaler See	3,3	1,2	8,6	8,3	0,2	<0,01	2,3	1040
Neuwieser See	2,8	4,4	53	52,3	0,11	<0,01	2,8	840
Blunoer Südsee	2,7	9,4	132	131	0,57	<0,01	4,3	1500
Sabrodtter See	2,8	4,7	68,5	67	0,39	<0,01	2,5	890
Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch								
Lugteich Klärteich	2,7	5,7	77,3	74,8	0,27	<0,01	3,4	800
Kortitzmühler See [#]	6,7	<0,01	0,3	0,1	k.A.	k.A.	1,5	690
Erika-See (Ost)	6,8	<0,01	0,7	0,4	k.A.	k.A.	0,2	200
Kleine Restlochekette								
Bergheider See	3,3	1,1	7,0	5,7	0,12	0,03	1,3	560
Heidese	3,2	1,3	12,3	11,9	0,11	0,03	1,3	1090
Kleinleipischer See	2,7	8,3	114	112	0,57	0,08	6,3	1240
Grünhauser See Ost	2,6	6,4	59,6	54,7	0,46	0,07	2,5	990
Grünhauser See West	2,7	7,4	80,9	78,9	0,46	0,06	4,9	1100
Koynesee	2,5	12	260	258	0,46	0,07	8,1	1490
Kranichsee	2,5	10	158	149	0,29	0,09	10	1460
Grünewalder Linse	2,7	6,4	113	104	0,20	0,1	5	1010
Grünewalder Lauch O	3,2	0,5	3,9	3,9	0,02	0,03	1,4	180
Grünewalder Lauch W	3,1	1,2	13,8	12,9	0,03	0,04	1,7	260
Seewaldsee	2,8	3,7	46,4	45,4	0,13	0,06	3,4	620
Grüner See	2,8	3,5	59,8	57,3	0,15	0,06	3,3	620
Tongruben Plessa *	2,8	3,3	57,2	53,3	0,10	<0,005	3,4	520
Tongruben Plessa *	2,8	3,2	53,6	53,4	0,1	<0,005	3,9	500
Ferdinandsteich	3,0	1,4	19,5	18,7	0,02	0,03	2,6	370
Südteich	2,9	2,2	40,2	40,2	0,06	0,006	2,3	545

Daten der Herbstbeprobung (Profilmischproben Nov./Dez. 2011, *Median der Tiefenstufen, [#] Oberflächenprobe k.A. - keine Analysen, da bei pH > 5 nicht im Untersuchungsprogramm (vgl. Kapitel 3.1 und 3.5))

5.3.2 Das Seensystem Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch

Im Bereich des 1962 planmäßig ausgekohnten und stillgelegten Braunkohlentagebaus Erika/Laubusch entsteht das Bergbaufolgeseensystem Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch (Bild 5-28). Die drei Bergbaufolgeseen Lugteich, Kortitzmühler See und Erika-See sind durch Gräben miteinander verbunden. Über einen Zuleiter ist zukünftig die Flutung des Lugteichs aus der Alten Elster und dem Westrandgraben vorgesehen. Der Erika-See erhält Zuflüsse aus dem Schleichgraben und dem Goldgräbchen, das überwiegend stark saure Abflüsse des Bergbaufolgesees Heide VI führt. Die Ausleitung aus dem Seensystem erfolgt aus dem Erika-See über den Unterlauf des Schleichgrabens in die Schwarze Elster.

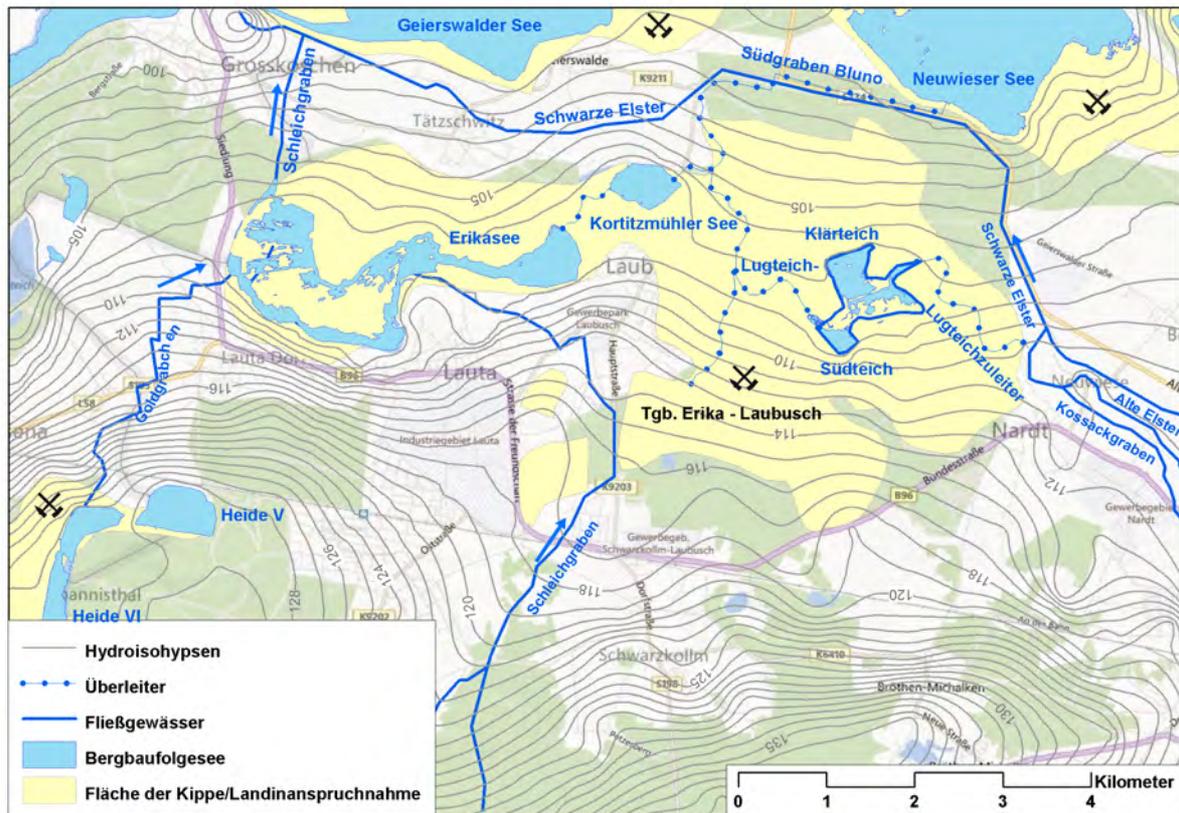


Bild 5-28: Übersicht über das Bergbaufolgeseensystem Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch, Hydroisohypsen 2011 [m NHN]

Im Erika-See (Bild 5-29) und im Kortitzmühler See wurden die oberen Zielwasserstände bereits im Jahr 1968 erreicht. Der Lugteich ist gegenwärtig noch in zwei Teilbecken mit unterschiedlicher Wasserbeschaffenheit geteilt. Voraussichtlich im Jahr 2016 wird bei einem Endwasserstand von +109 m NHN eine zusammenhängende Wasserfläche entstehen.



Bild 5-29: Erika-See - ehemaliges Absetzbecken Laubusch für Industrieabwässer im Jahr 2004 (oben) und 2011 (unten), (Fotos: BTU)

In das nördliche Teilbecken „Lugteich-Klärteich“ wurden bis Anfang der 1990er Jahre mechanisch vorgereinigte kommunale Abwässer der Stadt Hoyerswerda eingeleitet. Deren hoher Anteil an Zehrstoffen sowie der Zustrom von stark mineralisiertem Kippengrundwasser haben zur Ausbildung einer meromiktischen Schichtung (vgl. Kapitel 4.5) geführt. Nur der obere Teil des Wasserkörpers, das sogenannte Mixolimnion, ist von der windinduzierten Durchmischung im Herbst und Frühjahr erfasst und wird belüftet. Das mit dem Grundwasser zuströmende Eisen(II) wird hier oxidiert und teilweise ausgefällt. Bei stark sauren pH-Werten von $\text{pH} \leq 3$ bleibt ein Teil des Eisens in der oxidierten Form als Eisen(III) im Seewasser gelöst.

Im ganzjährig anoxischen Tiefenwasser (Monimolimnion) liegt das gelöste Eisen dagegen ausschließlich in der reduzierten Form als Eisen(II) vor. Das Eisen(II) kann hier aufgrund des fehlenden Sauerstoffs nicht oxidiert werden. Das Tiefenwasser (Monimolimnion) weist eine höhere Dichte als das Wasser des Mixolimnions auf und entzieht sich damit der Zirkulation. Dieser Zustand wird auch als Eisenmeromixie bezeichnet. Unter diesen anoxischen Bedingungen ist das Monimolimnion mit $\text{pH} \approx 5$ bis 6 nur schwach sauer und besitzt bei

hohen Kohlenstoffgehalten (TIC = 200...400 mg/L) eine starke Hydrogenkarbonatpufferung bis 15 mmol/L. Das belüftete Mixolimnion ist dagegen mit $\text{pH} \approx 2,5$ bis 3,0 und einer Basenkapazität $K_{B4,3}$ von 10 bis 20 mmol/L extrem sauer. Bild 5-30 zeigt die Entwicklung des pH-Wertes und der Eisenkonzentration (gelöst) in den unterschiedlichen Tiefenstufen.

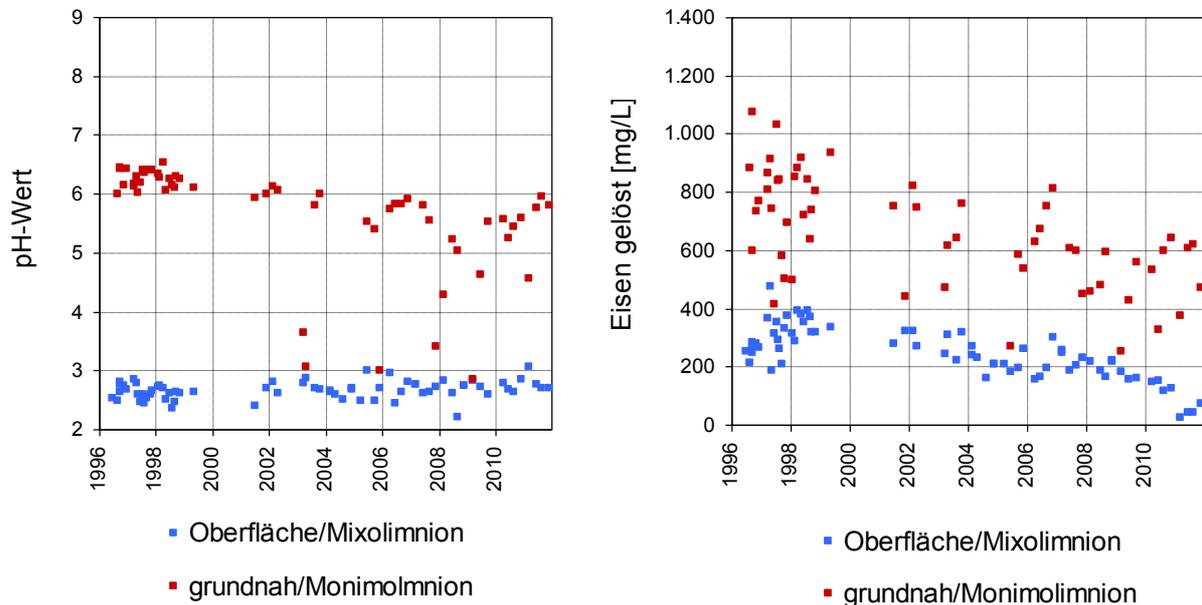


Bild 5-30: Entwicklung des pH-Wertes und der Eisen-gelöst-Konzentration im nördlichen Teilbecken („Klärteich“) des BFS Lugteich

Seit 2002 zeichnet sich im Lugteich ein rückläufiger Trend insbesondere der Sulfat- und Eisenkonzentrationen ab. Im Grundwasser der umgebenden Kippen werden unverändert sehr hohe Konzentrationen und Aciditäten gemessen. Für den Lugteich wird deshalb auch bei Flutung und Spülung mit etwa 15 m³/min aus der Alten Elster mittelfristig ein stark saures Wasser mit $\text{pH} \approx 3$ prognostiziert (BTU 2009).

Zur Verhinderung nachteiliger Auswirkungen einer Überleitung sauren Seewassers aus dem Lugteich auf den Kortitzmühler See und auf den Erika-See prüft die LMBV den Bau einer stationären Wasserbehandlungsanlage. Gegenwärtig wird die Wasserbeschaffenheit des Kortitzmühler Sees durch die Einleitung von rund 10 m³/min bekalktem Seewasser aus dem Neuwieser See über den Blunoer Südgraben geprägt. Dadurch hat sich ein neutraler Zustand um $\text{pH} \approx 6$ bis 7 eingestellt. Die Sulfatkonzentration liegt bei 1300 bis 1400 mg/L. Eisen ist in Konzentrationen von 0,1 bis 0,4 mg/L im Seewasser enthalten. Die Einleitung des bekalkten Wassers wird voraussichtlich bis zum Jahr 2013 fortgesetzt. Die weitere hydrochemische Entwicklung des Kortitzmühler Sees wird dann vom Grundwasserzufluss und vom Zufluss aus dem Lugteich bestimmt.

Der Erika-See diente bis in die 1980-er Jahre als Absetzbecken für industrielle Abwässer, Kraftwerksaschen und Kohletrübe und wurde als „Flusskläranlage“ bezeichnet (LMBV 2009). Die Ablagerungen sind durch Sedimente überdeckt und üben aktuell vergleichsweise geringen Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit aus. Einen wesentlichen stofflichen Einfluss auf den Erika-See hat das Goldgräbchen, das die stark sauren Überschüsse aus dem Bergbaufolgesee Heide VI abführt. Der genehmigte mittlere Abfluss beträgt 1,2 m³/min.

Aufgrund der Zuflüsse des Schleichgrabens und des günstigen Grundwasseranstroms aus den südlichen, bergbaulich weitgehend unbeeinflussten Grundwasserleitern hat sich im Erika-See trotz des Zuflusses aus dem Goldgräbchen ein stationärer hydrochemischer Zustand mit einem neutralen pH-Wert zwischen 6 und 8 sowie mit einem mäßig mineralisierten Wasser ausgebildet. Seit dem Jahr 2006 liegt die Sulfatkonzentration am Auslauf des Erika-Sees zwischen 180 und 250 mg/L. Eisen trat nur in marginalen Konzentrationen unter 1 mg/L auf.

Welche Auswirkungen zeitweilig veränderte hydrologische Randbedingungen im Einzugsgebiet auf die Beschaffenheit der Gewässer haben können, veranschaulichen die Situationen in den Jahren 2010 und 2011. Im Ergebnis eines ungewöhnlich niederschlagsreichen Winterhalbjahrs 2010/2011 stieg der Wasserstand im Bergbaufolgesee Heide VI stark an. Zur Gefahrenabwehr und insbesondere zur Gewährleistung der Standsicherheit der Kippenböschungen und des Trenndamms zwischen den Bergbaufolgeseen Heide V und Heide VI musste der Wasserspiegel abgesenkt werden. Die notwendige Absenkung erfolgte im Mai 2011 durch verstärkte Ausleitung über das Goldgräbchen zum Erika-See. Im Juni 2011 wurde in der Folge dessen an den Gewässergütemessstellen G 3.081 und G 3.091 im Erika-See auffallend niedrige pH-Werte bis $\text{pH} \approx 3,5$ gemessen. Im August 2011 erfasste die Versauerung auch den nordwestlichen Flachwasserbereich und den Auslauf des Erika-Sees in den Schleichgraben. An der Fließgewässermessstelle F 3.191 sank der pH-Wert im August 2011 auf $\text{pH} \approx 4$. Das Maximum der pH-Wert-Depression wurde Ende September 2011 registriert. Der östliche Bereich des Erika-Sees blieb aufgrund der Durchströmung des Sees in westliche Richtung von der Versauerung weitgehend unberührt (Bild 5-31).

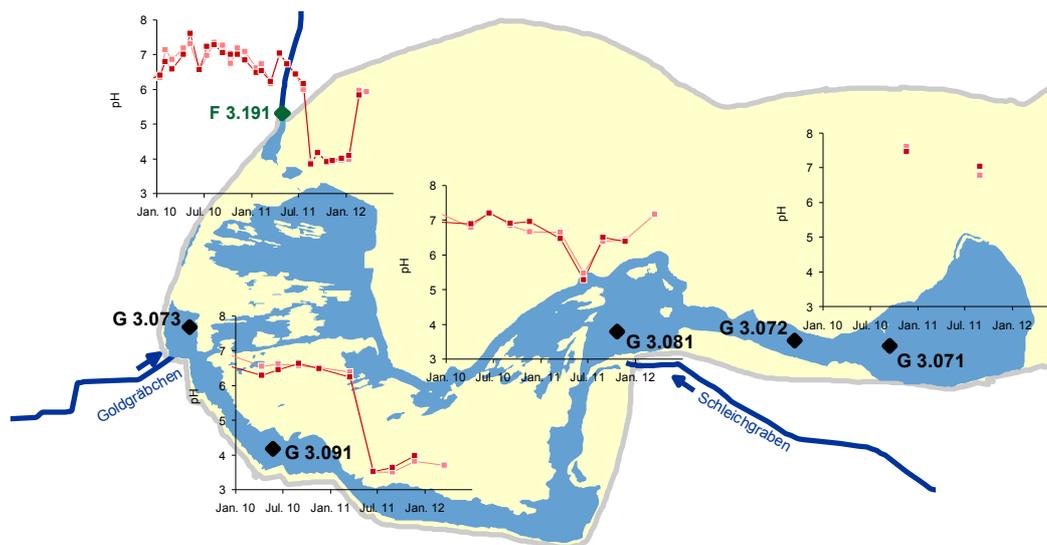


Bild 5-31: Entwicklung des pH-Wertes im Erika-See unter dem Einfluss der erhöhten Einleitung von saurem Seewasser aus dem BFS Heide VI (LMBV 2012c)

Im Rahmen einer detaillierten Situationsanalyse wurde das Versauerungsereignis im Frühjahr 2012 ausgewertet. Zur Vorhersage und Sensitivitätsanalyse der hydrochemischen Entwicklung wurde ein hydrochemisches Signalmodell konzipiert und angepasst, das die in den Teilbecken des Erika-Sees räumlich und zeitlich differenziert eintretende Versauerung und anschließende Regeneration des pH-Wertes für unterschiedliche Signalthöhen des Abflusses vom Bergbaufolgesee Heide VI und unterschiedliche Signaldauern (Zeitraum eines erhöhten Abflusses) berechnet. Die Berechnungen ergaben, dass im Erika-See im Mündungsbereich des Goldgräbchens $\text{pH} \geq 5$ eingehalten werden muss, um einen neutralen Auslauf des Sees in den Schleichgraben mit $\text{pH} \geq 6,5$ zu gewährleisten (Bild 5-32).

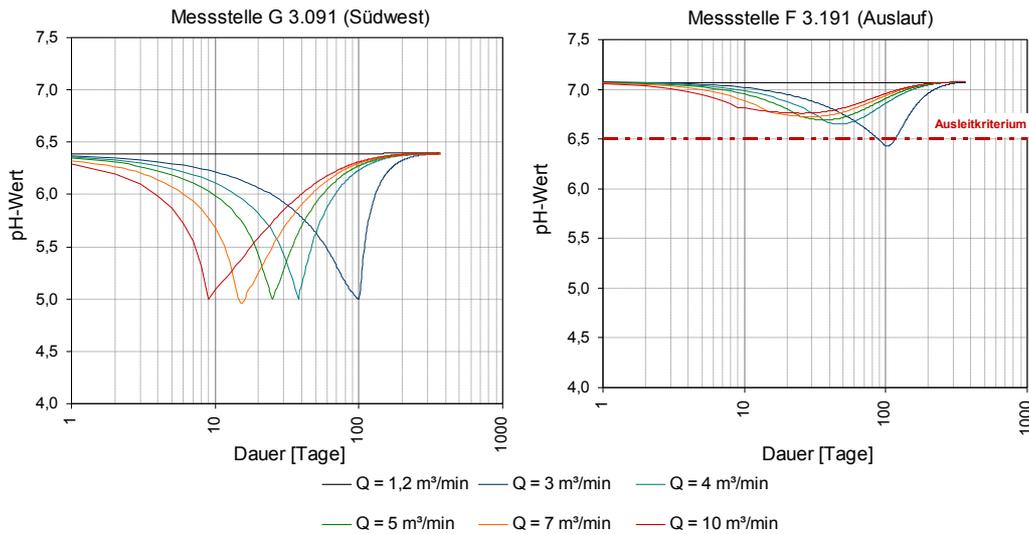


Bild 5-32: Berechnete Entwicklung des pH-Wertes im Erika-See für unterschiedliche Zuflüsse aus dem BFS Heide VI

Um eine Versauerung des Erika-Sees infolge von Wasserableitungen aus dem Bergbaufolgesee Heide VI zukünftig zu vermeiden, wurde aus den Ergebnissen der Berechnungen ein Zusammenhang zwischen der abgesenkten Staulamelle im Bergbaufolgesee Heide VI und der dafür mindestens notwendigen Absenkungsdauer in Form einer linearen Steuerfunktion abgeleitet (Bild 5-33).

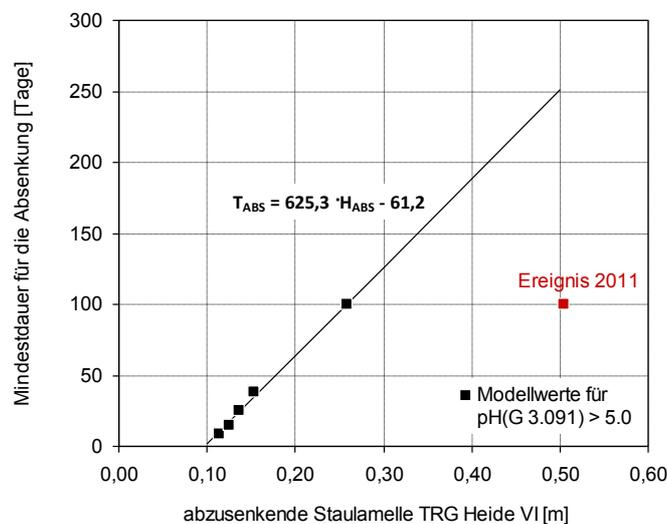


Bild 5-33: Mindestdauer einer Wasserstandsabsenkung am BFS Heide VI als Funktion der abzusenkenen Staulamelle

Mithilfe der Steuerfunktion kann zukünftig die Absenkung des Bergbaufolgesees Heide VI so reguliert werden, dass die zusätzliche Säurefracht im Erika-See kompensiert werden kann und am Auslauf des Erika-Sees ein pH-Wert $\geq 6,5$ eingehalten wird. So müssen etwa 100 Tage in Anspruch genommen werden, um den Wasserstand im Bergbaufolgesee Heide VI um 0,25 Meter abzusenken. Die Absenkung des Wasserspiegels um 0,5 Meter im Sommer 2011 hätte anstelle der 100 Tage über rund 250 Tage gestreckt werden müssen. Kleine Absenkungsbeträge von weniger als 0,1 Meter sind unkritisch und werden im Erika-See innerhalb weniger Tage chemisch kompensiert (Bild 5-32).

5.3.3 Die Erweiterte Restlochkette bis Meuro als Beispiel eines stark vernetzten Seensystems

Im Kerngebiet der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft entsteht mit der Flutung ehemaliger Braunkohletagebaue das „Lausitzer Seenland“. Im Zentrum dieses Lausitzer Seenlands, zwischen den Orten Senftenberg, Spremberg und Hoyerswerda, befinden sich die aus den ehemaligen Tagebauen Spreetal-Nordost, Spreetal, Bluno, Skado, Koschen, Sedlitz und Meuro entstehenden Bergbaufolgeseen der so genannten Erweiterten Restlochkette (vgl. Tabelle 5-11). Für die Seenkette ist eine überwiegend touristische Nutzung vorgesehen. Die aus insgesamt neun, über Gräben sowie steuerbare Überleiter und Schleusen verbundenen, Bergbaufolgeseen bestehende Erweiterte Restlochkette gehört administrativ zum Freistaat Sachsen und zum Land Brandenburg. Die Ost-West-Ausdehnung beträgt ca. 25 km. Die südliche Begrenzung des Gewässereinzugsgebiets bildet der Verlauf der Schwarzen Elster. Im Norden grenzt das Sanierungsgebiet an den Braunkohlentagebau Welzow-Süd (Bild 5-34).

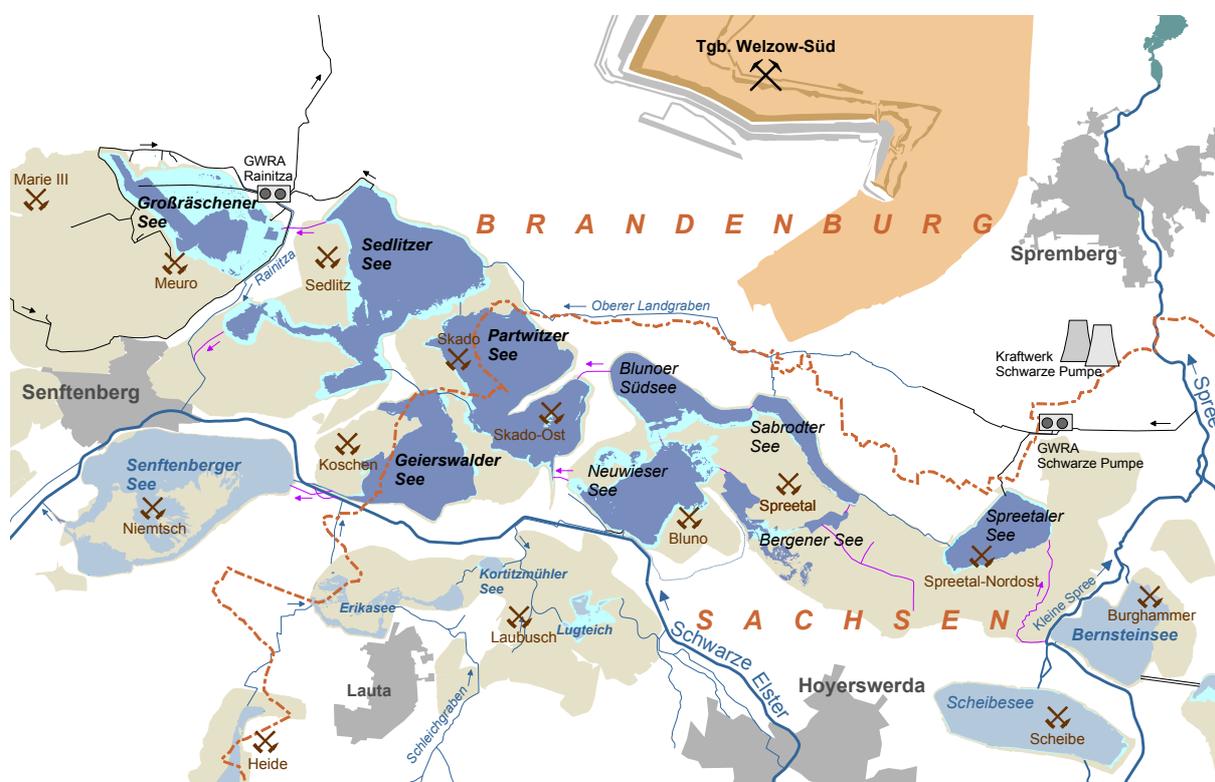


Bild 5-34: Lage der Erweiterten Restlochkette

Die Tagebaue Bluno, Spreetal, Koschen, Skado und Sedlitz wurden zwischen Mitte der 1970er und Anfang der 1980er Jahre planmäßig ausgekohlt. Im Tagebau Spreetal-Nordost wurde bis 1991 und im Tagebau Meuro bis 1999 Kohle gefördert. Nach Außerbetriebnahme der Wasserhaltungen begann die Flutung der stillgelegten Tagebaue zunächst durch Grundwasseraufgang. Der Tagebau Spreetal-Nordost wurde ab 1998 zusätzlich mit Randriegelwasser und gereinigtem Sumpfungswasser aus der Grubenwasserreinigungsanlage Schwarze Pumpe geflutet.

Seit dem Jahr 2002 wird die Flutung der Erweiterten Restlochekette mit Oberflächenwasser aus der Schwarzen Elster beschleunigt. Dazu wurden Entnahmebauwerke an der Schwarzen Elster zu den entstehenden Bergbaufolgeseen Neuwieser See und Geierswalder See errichtet. Darüber hinaus wird seit dem Jahr 2006 Wasser aus der Spree (und indirekt aus der Lausitzer Neiße) an einer Pumpstation südlich von Spremberg entnommen und über den Oberen Landgraben zum Sabrodter See (Bild 5-35 links) und zum Sedlitzer See geleitet. Im März 2007 begann die Flutung des Tagebaus Großräschener See durch Einleitung gereinigten Wassers aus der Grubenwasserreinigungsanlage Rainitz (Bild 5-35 rechts).



Bild 5-35: Flutungsbauwerke in der Erweiterten Restlochekette, links: Einlaufkaskade Oberer Landgraben zum Sabrodter See (Foto: IWB 2006), rechts: Flutung Großräschener See (Foto: LMBV 2007)

Die gesamte Erweiterte Restlochekette entwässert zukünftig in die Schwarzen Elster. Der Ablauf ist über ein Auslaufbauwerk am Sedlitzer Sees in die Rainitz und über den Überleiter 12 vom Geierswalder See zum Senftenberger See geplant. Durch die Flutung mit Oberflächenwasser der Spree und den geplanten Bau eines Zuleiters vom Scheibe See zum Spreetaler See eröffnen sich verschiedene Bewirtschaftungsoptionen. Die bisherigen geohydraulischen Prognosen der LMBV gehen bei Vollfüllung des Sedlitzer Sees ab 2016 von einem mittleren Bilanzüberschuss in der gesamten Erweiterten Restlochekette in Höhe von rund 3 m³/s aus. Davon sind rund 1 m³/s grundwasserbürtig (BTU 2009b). Die aktuellen Wasserspiegel liegen derzeit zwischen +92,1 m NHN im Großräschener See und +106,1 m NHN im Spreetaler See und damit etwa 1 bis 9 Meter unter den geplanten Zielwasserständen (Bild 5-36).

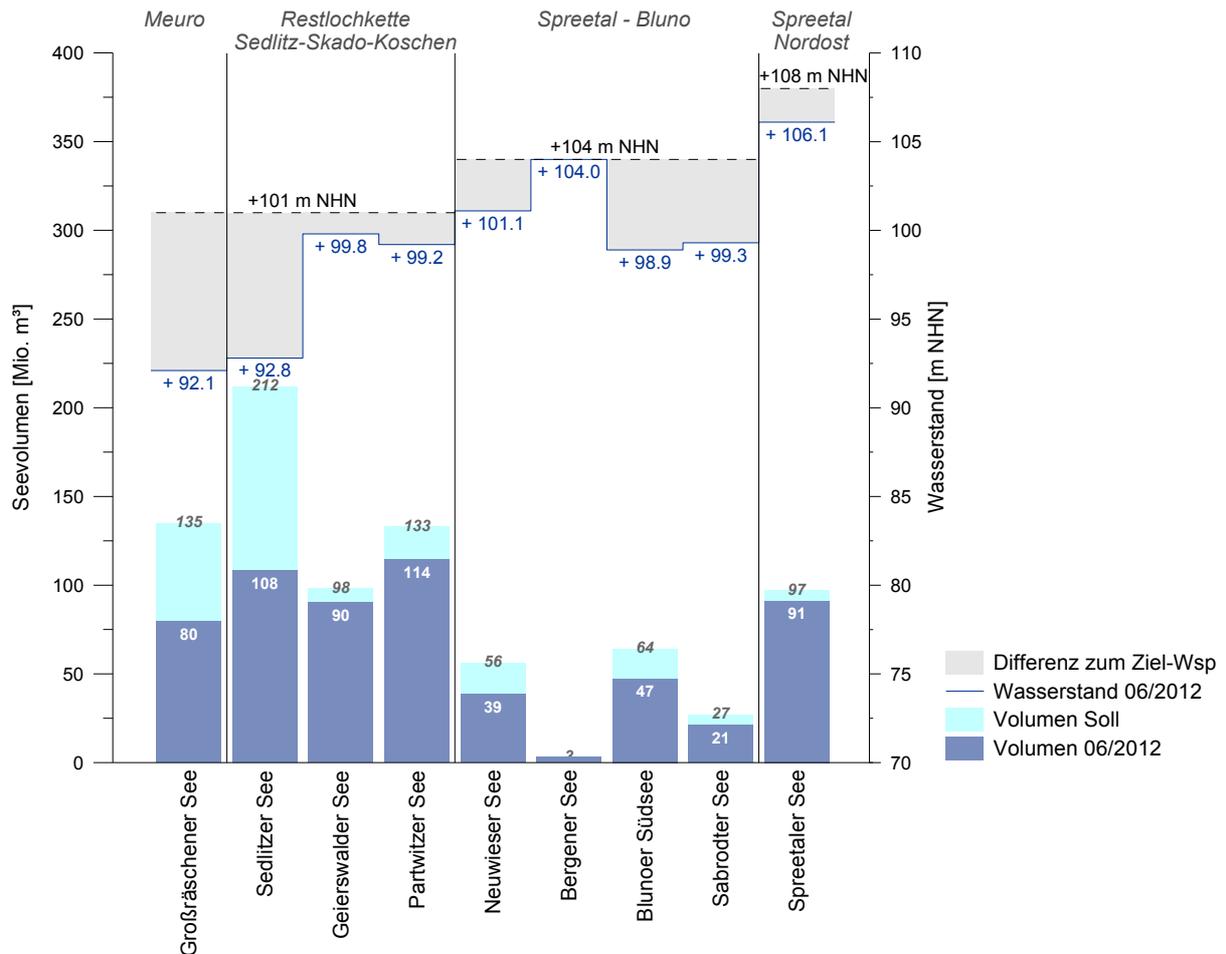


Bild 5-36: Stand der Flutung in den Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochekette, Juni 2012

Das gesamte Wasservolumen der Seenkette beträgt aktuell ca. 590 Mio. m³. Bezogen auf das geplante Wasservolumen von rund 825 Mio. m³ aller Seen (siehe Tabelle 5-11) entspricht das einem Füllgrad von etwa 72 %. Die Wasserfläche aller Seen der Erweiterten Restlochekette soll dann rund 5.500 ha betragen.

Die Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochekette liegen im Lausitzer Urstromtal. Hier sind im Deckgebirge des 2. Lausitzer Flözes kaum puffernde quartäre Bildungen wie Geschiebemergel vorhanden. Im quartären Deckgebirge dominieren kalkarme und gut durchlässige Ablagerungen der Talsandfolgen (Untere Talsande G130, Obere Talsande G122). Kalkhaltige Grundmoränensedimente sind meist nur geringmächtig über der Quartärbasis und lokal in den kohlefeldbegrenzenden, pleistozänen Erosionsrinnen abgelagert. Wegen der fehlenden Karbonate sind im Bereich der Erweiterten Restlochekette das Kippengrundwasser und oft auch die Grundwasser in den abgesenkten gewachsenen Grundwasserleitern weniger gut gegenüber den Säuren der Pyritverwitterung gepuffert als dies beispielsweise in den Sanierungsbereichen nördlich des Lausitzer Grenzwalls, insbesondere in den Beckenstrukturen (Altdöberner Becken, Luckauer Becken, Klinger Becken) der Fall ist. Das Grundwasser im Bereich der Erweiterten Restlochekette neigt deshalb überwiegend zur Versauerung. Die Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochekette waren deshalb anfangs stark sauer mit $\text{pH} \approx 2,7 \dots 2,9$ und hohen Basenkapazitäten $K_{\text{B}8,2}$ bis ca. 20 mmol/L. Durch die zusätzliche Flutung mit Oberflächenwässern konnte die Acidität besonders im Spreetaler See und Sabrodter See sowie im Geierswalder See und Großräschener See deutlich gesenkt werden (Bild 5-37).

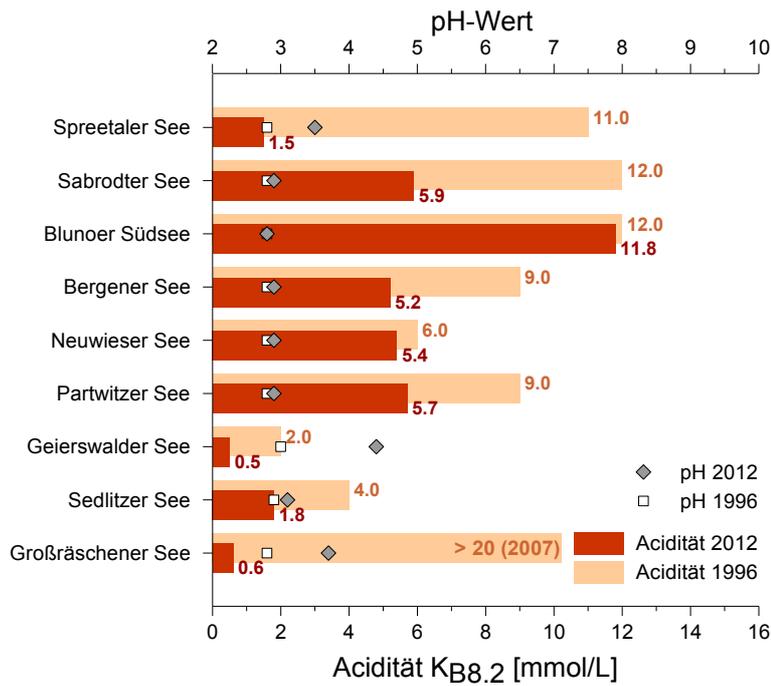


Bild 5-37: pH-Wert und Acidität der Bergbaufolgeseeen der Erweiterten Restlochekette

Die bisherigen Prognosen zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit stellen mit Ausnahme des Sabrotdter Sees langfristig ein stark saures Wasser in den Bergbaufolgeseeen der Erweiterten Restlochekette in Aussicht. Unter Ausschöpfung des natürlichen Wasserdargebots der Spree und der Schwarzen Elster für die Flutung und Nachsorgespülung stellt sich im Sedlitzer See ein pH-Wert um 3 ein (Bild 5-38). Die stationäre Sulfatkonzentration wird bei rund 750 mg/L erwartet. Die Eisenkonzentration, als Hauptträger der Acidität, wurde für den Sedlitzer See mit rund 25 mg/L prognostiziert (BTU 2009b).

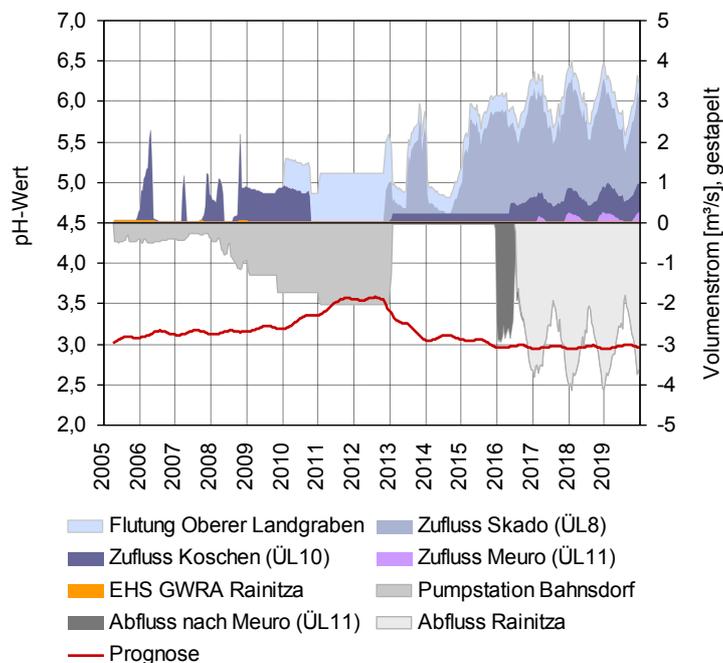


Bild 5-38: Prognose des pH-Wertes im Sedlitzer See (BTU 2009b)

Zur Sicherung der gewässerchemischen Ausleitkriterien am Auslauf der Erweiterten Restlochkette wird bereits seit mehreren Jahren die praktische und wirtschaftliche Durchführbarkeit chemischer Wasserbehandlungsverfahren geprüft. Nach einer ersten Orientierung auf stationäre Wasserbehandlungsanlagen wird gegenwärtig der Einsatz mobiler Konditionierungsschiffe favorisiert. Die technische Durchführbarkeit solcher Verfahren wurde in der jüngeren Vergangenheit durch mehrere Pilot- und Demonstrationsvorhaben zur chemischen In-lake-Neutralisation saurer Bergbaufolgeseen, u. a. im SB Burghammer, Lichtenauer See und Scheibensee, praktisch nachgewiesen.

Im Rahmen des Projektes 112 „Gewässergüte Tagebauseen Lausitz“ wurden orientierende Prognosen zum Kalkbedarf einer In-lake-Neutralisation an den Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochkette bereits im Jahr 2009 vorgenommen. Das Prognosemodell konnte an eine zehnjährige Entwicklungsreihe der Wasserbeschaffenheit in den Seen angepasst werden und bildete die hydraulische Vernetzung zwischen den Seen adäquat ab. Im Ergebnis der modellgestützten Variantenuntersuchungen wurde eingeschätzt, dass insgesamt drei kleine Schiffe mit einer beim In-lake-Verfahren im Bergbaufolgensee Burghammer vergleichbaren Leistung eingesetzt werden müssten, um in den Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restloch-kette eine neutrale Wasserbeschaffenheit nachhaltig aufrechtzuerhalten. Ein Schiff wäre für den Bereich der Spreetaler Seen (Bluno, Nordschlauch) vorzusehen, zwei Schiffe im Bereich Sedlitz-Skado-Koschen-Meuro (Bild 5-39).

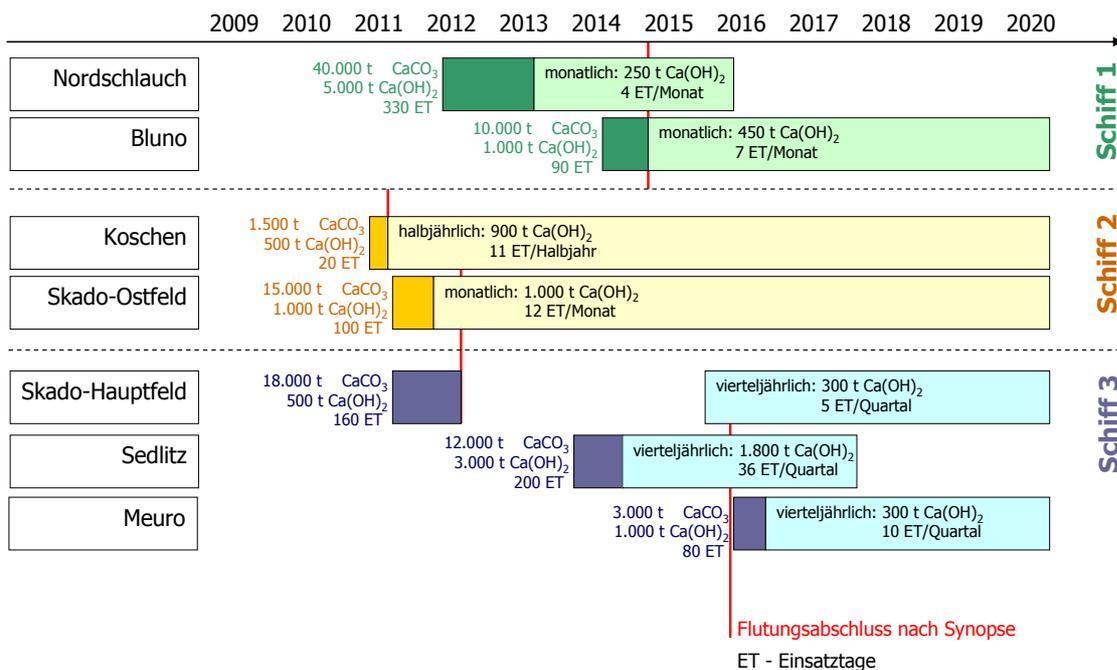


Bild 5-39: Exemplarischer Einsatz- und Kapazitätsplan für die Neutralisation der Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restloch-kette, (IWB 2009b)

Der für eine Initialneutralisation notwendige Rohstoffbedarf beläuft sich in Summe auf rund 100.000 Tonnen Kalksteinmehl CaCO₃ sowie 12.000 Tonnen Kalkhydrat Ca(OH)₂. Für die Nachsorge werden bis zum Jahr 2020 weitere rund 170.000 Tonnen Kalkhydrat benötigt. Drei Viertel des Nachsorgebedarfs entfallen hierbei auf den Partwitzer See (Skado) und den Neuwieser See (Bluno), die besonders stark dem Einfluss versauernder Grundwasserzuflüsse aus der Kleinpartwitzer Rinne bzw. aus der Kippe Bluno unterliegen (BTU 2009b). Der Einsatz modifizierter Schiffstypen und verschiedener Neutralisationsmittel wird gegenwärtig geprüft.

5.3.4 Die Kleine Restlochekette Lauchhammer als Natur- und Landschaftsseen

Die sogenannte Kleine Restlochekette im südbrandenburgischen Sanierungsraum Lauchhammer umfasst eine Vielzahl kleinerer, vergleichsweise flacher Bergbaufolgeseen, welche als Natur- und Landschaftsseen genutzt werden sollen und deshalb vorwiegend der Sukzession überlassen bleiben. Die Seen sind über Grabensysteme miteinander verbunden und entwässern das Gebiet in südliche Richtung über den Floßgraben und den Hammergraben in die Schwarze Elster (Bild 5-40).

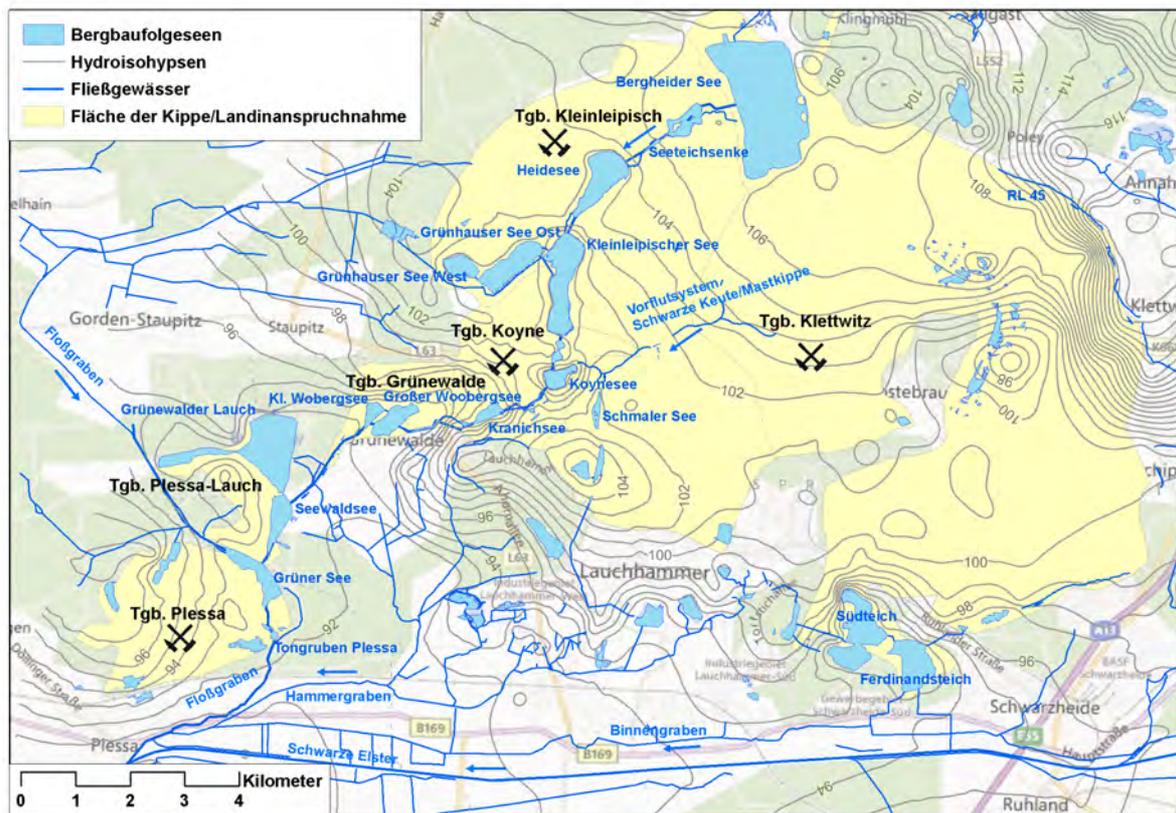


Bild 5-40: Übersicht über die Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochekette (Lauchhammer), Hydroisohypsens 2011 [m NHN]

Die Füllung der Kleinen Restlochekette erfolgt aktuell ausschließlich durch Grundwasseraufgang. Die Zielwasserstände sind in den südlichen Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochekette z. T. seit Jahren erreicht.

Als stromoberster und größter See der Kleinen Restlochekette entsteht im ehemaligen Tagebau Klettwitz-Nord der Bergheider See. Bis zum Jahr 2010 wurde der Bergheider See mit Ablaufwasser der GWRA Lichterfeld geflutet. Seitdem füllt sich der See ausschließlich durch Grundwasseraufgang. Der Zielwasserstand wird gemäß einer aktuellen geohydraulischen Modellierung (IBGW und GICON 2010) etwa im Jahr 2022 erreicht.



Bild 5-41: Blick über die Bergbaufolgelandschaft Grünhaus (ehemaliger Tagebau Kleinleipisch), Foto: LMBV (2010)

In einer Geländetieflage stromabwärts des Bergheider Sees entsteht die Seeteichsenke. Es folgen im Kippenkomplex des ehemaligen Tagebaus Kleinleipisch (Bild 5-41), der Grünhauser See West und der Grünhauser See Ost, der Heideseesee und der Kleinleipischer See. In den Hohlformen des ehemaligen Tagebaus Koynen füllen sich die Bergbaufolgeseen Koyneseesee, Kranichsee und Koloniesee. Der Koyneseesee erhält auch kippenbürtige Zuflüsse aus dem östlich gelegenen Vorflutsystem „Mastkippe/Schwarze Keute“. Die Seenkette entwässert weiter über die Bergbaufolgeseen Seegraben, Großer und Kleiner Woobergsee, Grünwalder Linse, Grünwalder Lauch Ost und West, Seewaldsee, Grüner See und die Tongrube Plessa über den Floßgraben in den Hammergraben und anschließend bei Plessa in die Schwarze Elster (Bild 5-40).

Infolge der hydrogeologischen und geochemischen Verhältnisse, d. h. insbesondere aufgrund des großräumigen Zustroms von bergbaulich geprägtem (Kippen)Grundwasser, besitzen die Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochekette 2011 eine saure Wasserbeschaffenheit mit pH-Werten um 3 (Bild 5-42). Die Aciditäten weisen eine größere Spannweite im Bereich von 0,8 bis 16 mmol/L auf, wobei die höheren Werte in den Seen im zentralen Bereich zwischen Grünhauser See und Grünwalder Linse (Bild 5-40) auftreten, da sie ausnahmslos von Kippen umgeben sind bzw. die Grünwalder Linse den Ausfluß aus dem Altbergbauggebiet darstellt. Die Sulfatkonzentration lag 2011 zwischen 180 bis 1490 mg/L. Auch hier werden die höheren Konzentration zwischen Grünhauser See und Grünwalder Linse angetroffen.

In den letzten Jahren kam es zu einer Abnahme der bergbaubedingten Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit durch zeitweise Überleitung von Seewasser aus dem Heideseesee über die dortige Wasserhaltung. Das führte aufgrund der Einleitung von alkalischem Eisenhydroxidwasser (AEW) in den Heideseesee zu einer Verringerung der Acidität in den unterstromigen Bergbaufolgeseen.

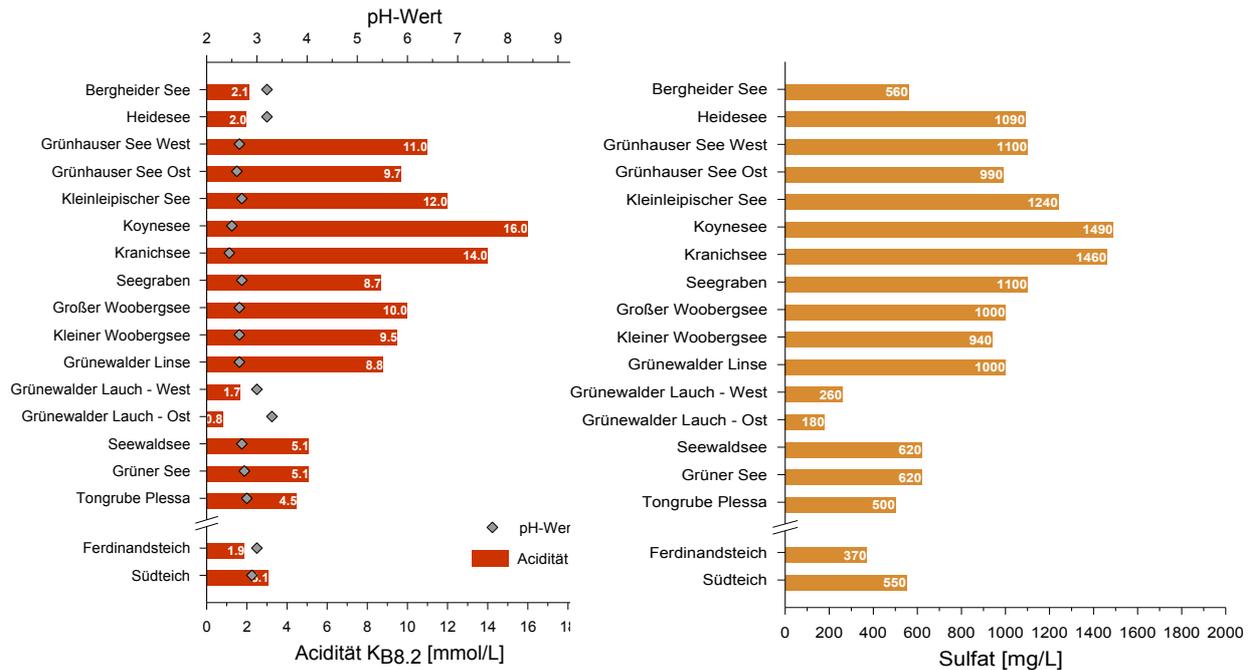


Bild 5-42: pH-Wert, Acidität und Sulfatgehalt in den Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochekette (Daten: LMBV 2012c)

Bild 5-43 zeigt beispielhaft die Flutungs- und Füllstandsentwicklung mit den Grundwasser- (Gw) und Oberflächenwasserströmen, die Messergebnisse des pH-Wertes in verschiedenen Tiefenstufen sowie die Prognose der Entwicklung des pH-Wertes im Bergheider See.

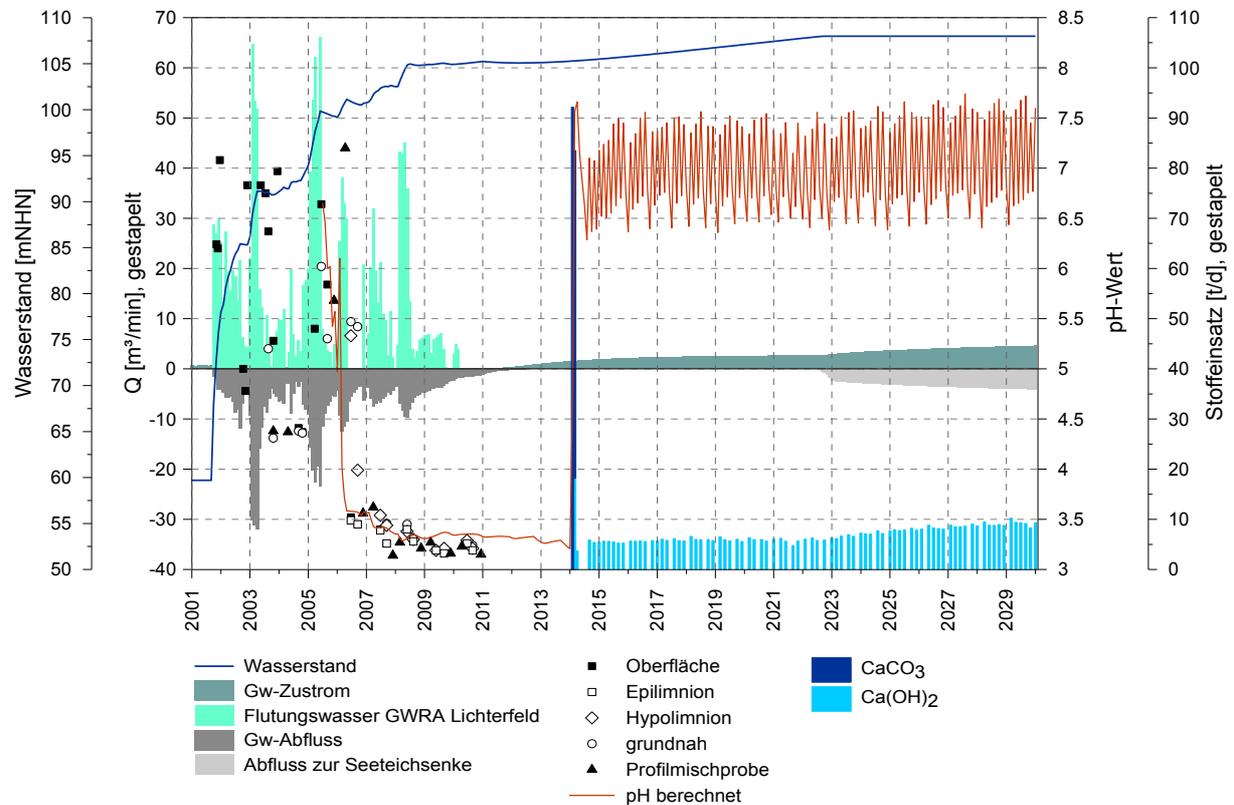


Bild 5-43: Beispiel Bergheider See: Flutungs- und Füllstandsentwicklung sowie Messergebnisse und Prognose der pH-Werte bei In-lake-Neutralisation ab Januar 2014

Die durch die Flutung mit Ablaufwasser aus der Grubenwasserreinigungsanlage Lichterfeld erreichte neutrale Wasserbeschaffenheit des Bergheider Sees bleibt ohne weitere Wasserbehandlung langfristig nicht erhalten. Seit Einstellung der Fremdwasserflutung im Frühjahr 2010 führen vermehrte Stoff- und Säureinträge durch Niederschlags- und Wellenerosion in den Uferbereichen sowie der Zustrom sauren Grundwassers zur Wiederversauerung. Die Modellrechnungen zur Prognose der Wasserbeschaffenheit zeigen, dass der pH-Wert des Bergheider Sees auf rund 3,2 absinken wird (BTU 2011a).

Auf die hydrochemische Entwicklung der stromunteren Bergbaufolgeseen hat die geplante In-lake-Neutralisation des Bergheider Sees wegen seiner geringen Oberflächenwasserabflüsse nur einen vernachlässigbaren Einfluss. In den Bergbaufolgeseen Grünhauser See Ost und West sowie in den stromunter gelegenen Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochreihe bleiben langfristig saure bis stark saure Verhältnisse bestehen. Ursachen sind auch hier die dauerhafte Anströmung von Kippengrundwasser und bergbaulich stark beeinflusstes Oberflächenwasser aus dem Vorflutsystem Mastkippe/Schwarze Keute.

Mit Modellrechnungen wurden verschiedene Varianten betrachtet, welche Wirkung die Neutralisation einzelner Gewässer auf die stromunter gelegenen Bergbaufolgeseen und den Gebietsauslass hat. Im Bergbaufolgeseegrüner See kann durch eine einmalige In-lake-Behandlung kein nachhaltig neutraler Gewässerzustand erreicht werden. Hierfür wären wöchentlich zwei Nachbehandlungen notwendig. Die Behandlung wirkt sich zwar positiv auf den stromunteren Abschnitt des Floßgrabens aus, gewährleistet aber keinen neutralen pH-Wert am Gebietsauslass. Auch eine einmalige Neutralisation des Bergbaufolgesees Grünewalder Lauch-Ost ist nicht nachhaltig. Gemäß den Prognosen stellt sich innerhalb von ca. 2 Jahren wieder $\text{pH} < 5$ ein. Diese Behandlung hat aufgrund des geringen Abflusses des RL 117 nur vernachlässigbare hydrochemische Auswirkungen auf den Floßgraben und die stromunteren Seen.

Mit Ausnahme des Bergheider Sees bestehen für die Seen keine gewässerchemischen Sanierungsziele. Allerdings stellt der Oberflächenabfluss der Kleinen Restlochreihe in die Schwarze Elster einen Schwerpunkt der wasserwirtschaftlichen Sanierung dar. Zur gemeinsamen Reinigung der Abflüsse von Floßgraben, Binnengraben und Hammergraben ist am Gebietsauslass der Kleinen Restlochreihe in die Schwarze Elster bei Plessa eine Wasserbehandlungsanlage geplant. Damit bilden die Seen der Kleinen Restlochreihe ein Beispiel für ein System innerhalb der Bergbaufolgelandschaft, bei dem die Wasserbeschaffenheit am Systemablauf bzw. am Einlauf in die Schwarze Elster über eine zentrale Wasserbehandlungsanlage gesteuert wird.

6 Bewirtschaftung und Steuerung der Wasserbeschaffenheit in Fließgewässern und angebundenen Bergbaufolgeseen

6.1 Grundkonzepte der wassergütewirtschaftlichen Steuerung und Bewirtschaftung im bergbaulichen Sanierungsgebiet

Die wasserwirtschaftliche Sanierung der vom Braunkohlenbergbau geprägten Einzugsgebiete muss einem weiten Planungshorizont gerecht werden. Sowohl bei der Konzeption der Flutung als auch der späteren Eingliederung der Bergbaufolgeseen in das Gewässersystem sind langfristig tragfähige Entscheidungen zu treffen. Dazu zählen die Bereitstellung von Flutungswasser, die Planung der wassergütewirtschaftlichen Nachsorge und Bewirtschaftung sowie die Bemessung gegebenenfalls erforderlicher Wasserbehandlungsmaßnahmen. Bei der Ausleitung aus bereits gefluteten Bergbaufolgeseen sind dagegen kurzfristige Steuerentscheidungen mit Blick auf die aktuelle hydrologische und hydrochemische Situation in den Fließgewässern und Bergbaufolgeseen zu treffen. Dafür sind jeweils unterschiedliche Modellinstrumente erforderlich (Bild 6-1).

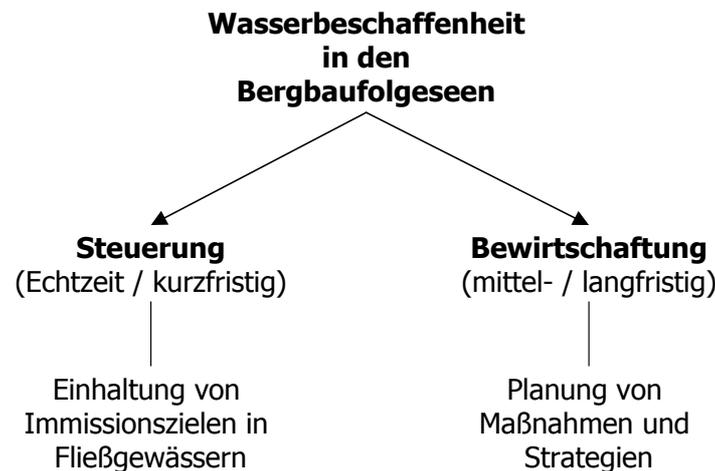


Bild 6-1: Zeithorizonte bei Bewirtschaftung und Steuerung der Wasserbeschaffenheit in Fließgewässern und Bergbaufolgeseen

Zur Unterstützung der wassergütewirtschaftlichen Entscheidungen wurden in den zurückliegenden Jahren Gütesteuer- und Wassergütebewirtschaftungsmodelle für das bergbaulich beeinflusste Einzugsgebiet der Spree und der Schwarzen Elster entwickelt. Die Modelle haben das Abstraktionsniveau deterministischer Blockmodelle. Den hydrochemischen Kern bildet wiederum der universelle Programmcode PHREEQC (Parkhurst und Appelo 1999). Die Gütemodelle sind strukturkompatibel zum etablierten Flutungssteuerungsmodell GRMSTEU und zum Langfristbewirtschaftungsmodell WBalMo. Sie nutzen deren Abflussprognosen als Mengengerüst. In den Gewässergütemodellen sind in Erweiterung des räumlichen Diskretisierungskonzeptes in Kapitel 3 Fließgewässer, Bergbaufolgeseen und Grundwasser wasserhaushaltlich und stofflich gekoppelt (Bild 6-2).

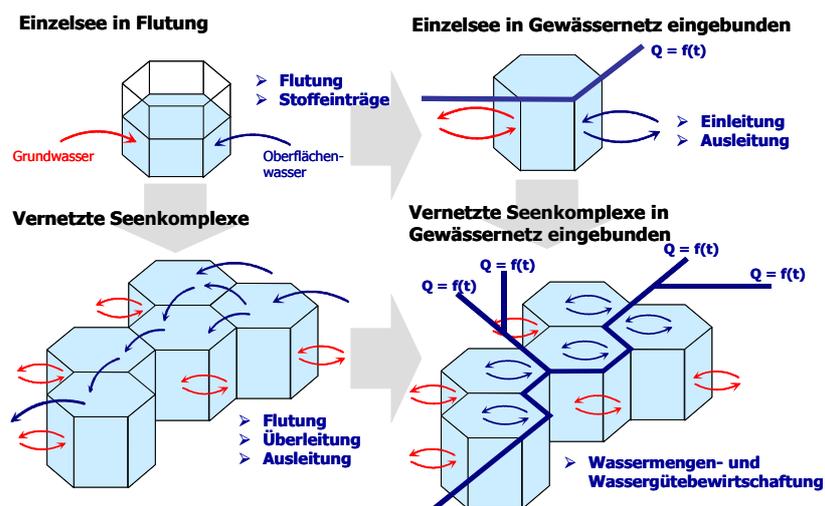


Bild 6-2: Wasserhaushaltliche und stoffliche Kopplung deterministischer Blockmodelle für Bergbaufolgeseen, Fließgewässer und Grundwasser

6.2 Gütesteuermodell Spree (GSM Spree)

Mit dem von der Flutungszentrale Lausitz (FZL) genutzten Flutungssteuerungsmodell GRMSTEU (LMBV 2003) existiert ein Instrument, das eine mengenoptimierte Steuerung der Flutung und Ausleitung aus den Bergbaufolgeseen ermöglicht. Prognosen zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen machen allerdings deutlich, dass Ausleitungen aus den Bergbaufolgeseen unter Einhaltung der für die Fließgewässer festgelegten Immissionsziele nicht ohne Einschränkungen möglich sind. Angesichts der notwendigen Sicherung der Trinkwasserversorgung im Unterlauf der Spree aus Uferfiltrat ist es erforderlich, die Steuerung von Flutung und Ausleitung auch im Hinblick auf die Wasserbeschaffenheit, insbesondere den Kennwert Sulfat, zu optimieren. Zu diesem Zweck wurde im Jahr 2006 das Gütesteuermodell Spree (GSM Spree) für die Flutungszentrale der LMBV erarbeitet und seit dem fortlaufend weiterentwickelt. Seit 2009 betreibt die Flutungszentrale Lausitz das GSM Spree im Validierungsbetrieb (Bild 6-3).

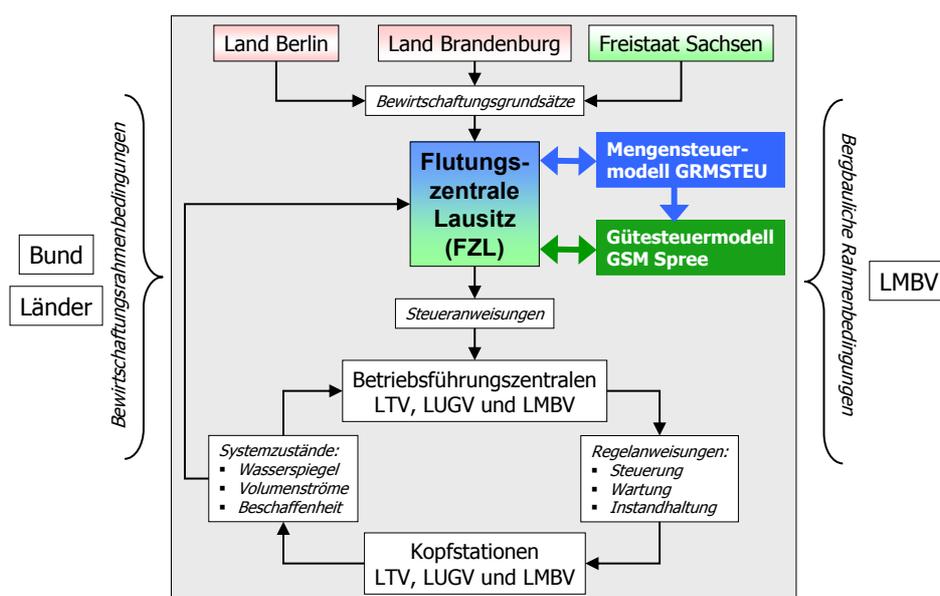


Bild 6-3: Kontroll- und Steuerstruktur der wasserwirtschaftlichen Sanierung und Stellung der Modelle GRMSTEU und GSM Spree

Das GSM Spree ermöglicht die Erstellung von Güteprognosen für Fließgewässer im bergbau-lich beeinflussten Einzugsgebiet der Spree. Es befähigt den Anwender zur Prüfung und zur Optimierung der mengenorientierte Flutungs- und Ausleitungssteuerung hinsichtlich der für den Kennwert Sulfat festgelegten Immissionsziele in der Spree.

Das GSM Spree ist ein Knotenpunktbilanzmodell. Seine Funktionsweise basiert auf der Bilanzierung von Wassermengenströmen an Bilanzknoten der Fließgewässer. Die Prognose der Wasserbeschaffenheit erfolgt über den Zusammenhang zwischen Volumenstrom und Stoffkonzentration, wobei die resultierende Wasserbeschaffenheit an einem Bilanzknoten aus der Mischung der einzelnen Teilströme ermittelt wird (Bild 6-4). Die Berechnung der Wasserbeschaffenheit kann mit dem GSM Spree sowohl durch ein konservatives Einkomponentenmodell als auch mit dem Programm PHREEQC als reaktives Mehrkomponentenmodell (Parkhurst und Appelo 1999) erfolgen. Durch die Einbindung des Modells PHREEQC ist die Möglichkeit gegeben, auch komplexe hydrochemische Fragestellungen zu behandeln.

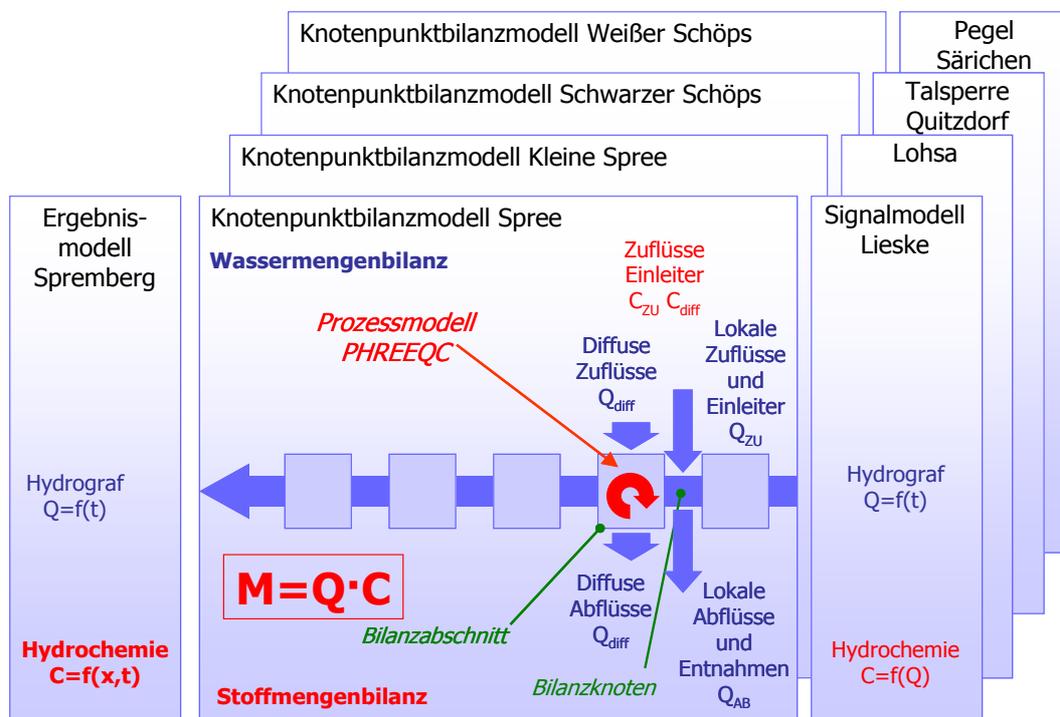


Bild 6-4: Schematische Darstellung des GSM Spree Modellkonzeptes

Das GSM Spree umfasst den bergbau-lich beeinflussten Gewässerabschnitt der Spree zwischen dem Pegel Lieske und der Talsperre Spremberg, die Kleine Spree zwischen der Ortslage Lohsa und Mündung, den Schwarzen Schöps zwischen dem Ablauf der Talsperre Quitzdorf und Mündung in die Spree sowie den Weißen Schöps zwischen dem Pegel Särichen und Mündung in den Schwarzen Schöps (Bild 6-5).

Die Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit in den Fließgewässern durch den Sanierungs-bergbau erfolgt durch Entnahme bzw. Überleitung von Flutungswasser und durch Ausleitung aus Bergbaufolgeseen. Das Flutungssteuerungsmodell GRMSTEU bietet hierfür mengen-orientierte Steuerempfehlungen. Um den Einfluss dieser Steuerempfehlungen auf die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer zu bewerten und bei Bedarf hinsichtlich der Immissionsziele zu optimieren, sind die maßgeblichen Stellgrößen im GSM Spree als Steuerelemente integriert (Bild 6-5). Die Optimierung der mengenorientierten Steuerempfehlungen unter dem Aspekt der Wasserbeschaffenheit erfolgt durch Veränderung der für die Steuerelemente

vorgegebenen Volumenströme. Zur Unterstützung der Entscheidungsfindung ermöglicht das GSM Spree die Erstellung und den Vergleich mehrerer alternativer Steuervarianten.

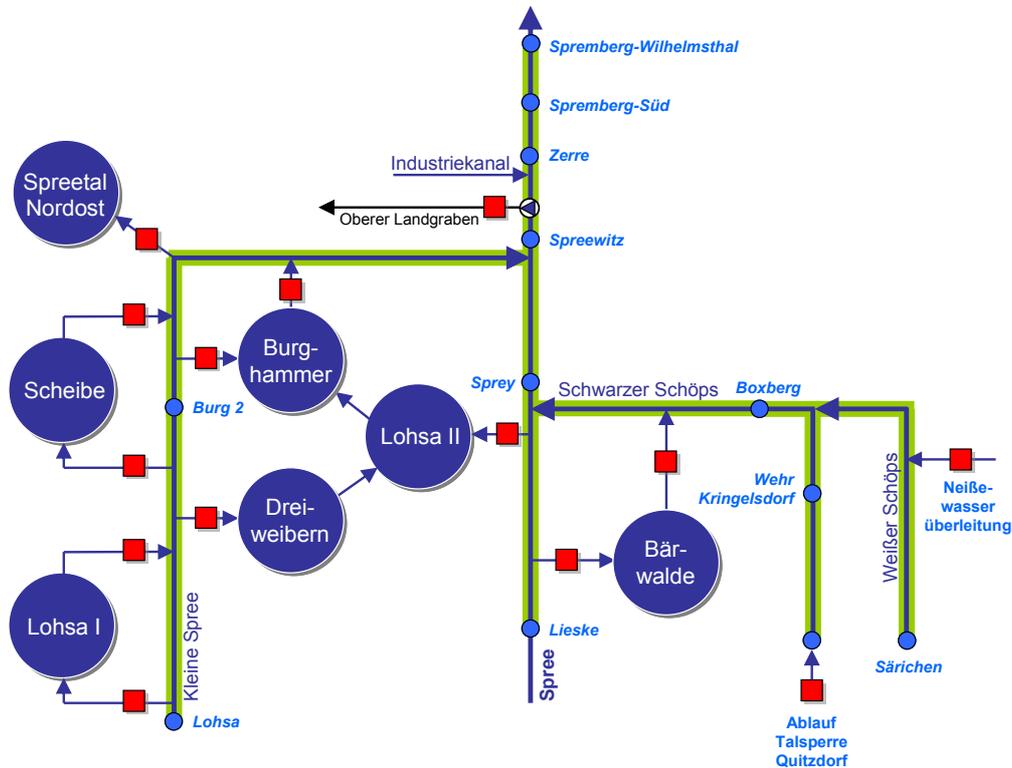


Bild 6-5: Schematische Darstellung des Modellgebietes des GSM Spree und der integrierten Steuerelemente (rote Quadrate)

Das GSM Spree ist modular aufgebaut. Dadurch kann der verfügbare Funktionsumfang erweitert und unterschiedlichen Fragestellungen angepasst werden. Zwei wichtige Module des Gütesteuermodells werden im Folgenden beispielhaft erläutert.

Die vom GSM Spree verwendeten Mengen- und Beschaffenheitsdaten enthalten naturbedingt Unschärfen. Diese Datenunschärfen werden durch einen stochastischen Modellansatz berücksichtigt. Dabei wird von einem GAUSS-normalverteilten und zufälligen Fehler aller im Modell verwendeten Eingangsdaten ausgegangen. Auf dieser Grundlage wird eine statistisch ausreichend große Anzahl an Güteprognosen erstellt. Als Prognoseergebnisse werden dann neben dem Mittelwert die statistische Bandbreite bzw. der Erwartungsbereich der Sulfatkonzentration an den Bilanzknoten angegeben.

Zur Ermittlung der zulässigen Ausleitmengen aus den Bergbaufolgeseen in Bezug auf die Immissionswerte der Spree verfügt das GSM Spree über ein spezielles Modul. Das Modul leitet die maximal zulässige Ausleitmenge aus der für den Immissionspegel prognostizierten Wasserbeschaffenheit im Fließgewässer, dem zulässigen Immissionswert und der Beschaffenheit des ausgeleiteten Seewassers ab und vereinfacht so die Entscheidungsfindung für die güteoptimierte Ausleitmenge. Das Modul wurde ursprünglich für die Ausleitung des Bergbaufolgesees Burghammer entwickelt, ist aber in gleicher Weise für alle anderen Bergbaufolgeseen anwendbar (siehe IWB 2010b).

Da die Zuverlässigkeit der Prognosen des GSM Spree maßgeblich von den verwendeten Eingangsdaten abhängt, sind für die Kurzfristprognosen im Rahmen der Gütesteuerung zeitaktuelle Beschaffenheitsdaten der Fließgewässer und der maßgeblichen Gewässernutzer erforderlich. Die Erhebung der Beschaffenheitsdaten von den Einleitern und von den Fließgewässern erfolgt durch die Gewässernutzer bzw. durch die Fachbehörden der jeweiligen Bundesländer. Der Messrhythmus und der Kennwertumfang unterscheiden sich entsprechend den Notwendigkeiten der Datenerhebung. Zur zeitnahen Datenbereitstellung für die Güteprognosen mit dem GSM Spree wurde in Zusammenarbeit mit den Fachbehörden und den wichtigsten Gewässernutzern Vattenfall Europe Generation AG, Vattenfall Europe Mining AG und LMBV mbH ein Meldesystem entwickelt und im Jahr 2008 eingeführt (Bild 6-6), siehe IWB (2007). Das Meldesystem befindet sich im Dauerbetrieb.

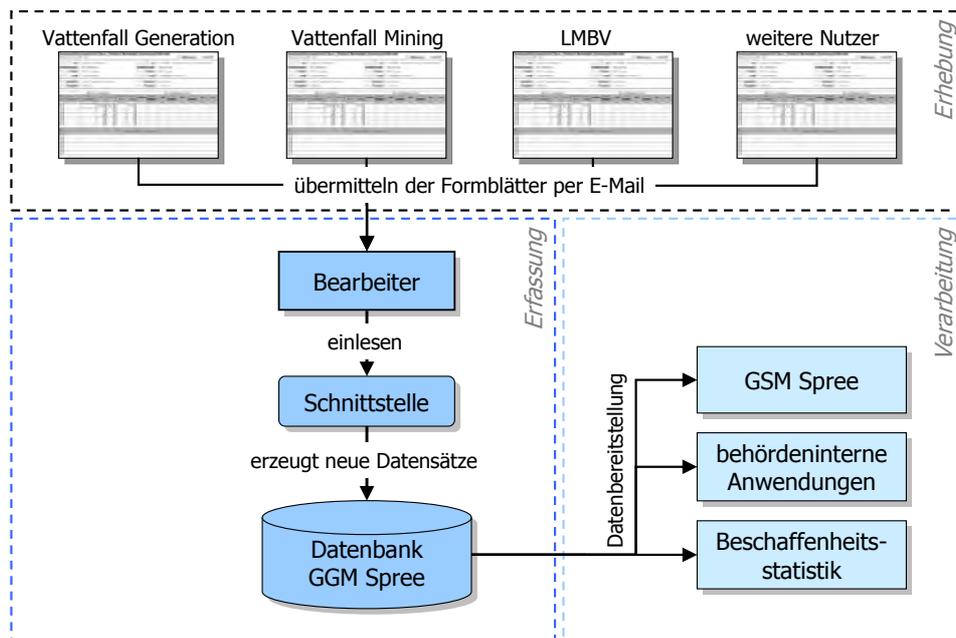


Bild 6-6: Konzeptschema des Meldesystems zur zeitnahen Bereitstellung von Beschaffenheitsdaten für das GSM Spree

Die von den Gewässernutzern und den Fachbehörden erhobenen Daten werden der Meldezentrale zeitnah mittels Formblättern zur Verfügung gestellt. Hier werden die gemeldeten Daten in ein Datenbanksystem eingelesen. Hieraus werden dann für die Prognosen mit dem GSM Spree die zeitaktuellsten Beschaffenheitsdaten bereitgestellt. Der wachsende Datenbestand kann auch im Rahmen anderer Fragestellungen ausgewertet werden. Da die von den Fachbehörden erhobenen Daten zur Fließgewässerbeschaffenheit erst mit einer gewissen Zeitverzögerung für das Datenbanksystem zur Verfügung stehen, sind diese für die Güteprognosen mit dem GSM Spree nicht direkt nutzbar. Für die Modelleingangspegel der Fließgewässer wurden daher aus den verfügbaren Daten Signalmodelle abgeleitet. Die Signalmodelle bilden den systemanalytisch abgeleiteten Zusammenhang zwischen dem Durchfluss und der Wasserbeschaffenheit in den Fließgewässern unter Berücksichtigung einer statistisch ermittelten Schwankungsbreite ab und ermöglichen damit die Erstellung qualifizierter Prognosen auch ohne zeitaktuelle Beschaffenheitsdaten. Die Signalmodelle werden anhand der erfassten Beschaffenheitsdaten fortlaufend überprüft und gegebenenfalls an veränderte Verhältnisse angepasst.

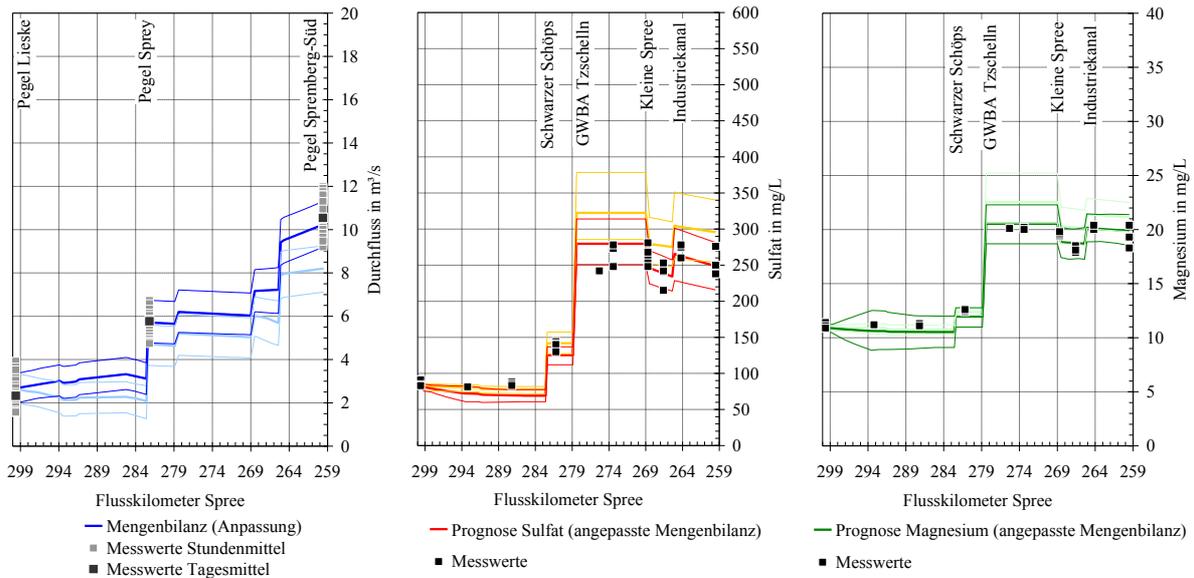


Bild 6-7: Anpassung des Gütesteuermodells an die Ergebnisse einer Stichtagsmessung

Zur Überprüfung der mit dem Gütesteuermodell Spree berechneten Mengen- und Stoffbilanzen wurden seit 2006 insgesamt fünf Stichtagsmessungen im Modellgebiet durchgeführt. Dabei wurden am Stichtag der Durchfluss und die Wasserbeschaffenheit der Spree, des Schwarzen Schöps und der Kleinen Spree an zahlreichen Messpunkten in hoher zeitlicher Auflösung erfasst. Weiterhin wurden die Einleit- bzw. Entnahmemengen und die Wasserbeschaffenheit der wichtigsten Gewässernutzer erfasst. Auf der Grundlage der Mengendaten am Stichtag sowie den Vorgaben des GRMSTEU zu den nicht direkt messbaren Bilanzgrößen, wie das Gebietsdargebot und die Versickerung, wurde mit dem GSM Spree die Stoffbilanz der Fließgewässer berechnet. Dabei fand auch die innertägliche Dynamik der Volumenströme als statistischer Ansatz Berücksichtigung. Durch den Vergleich von gemessenen mit berechneten Volumenströmen und Stoffkonzentrationen wurde das Gütesteuermodell Spree kalibriert (Bild 6-7). Anhand der Ergebnisse der umfangreichen Stichtagsmessungen konnte die Prognosefähigkeit des Gütesteuermodells Spree sowie die Eignung des verwendeten Modellkonzeptes erfolgreich nachgewiesen werden.

6.3 Wassergütebewirtschaftungsmodell Obere Spree

Die langfristige Wasserbewirtschaftung in den Einzugsgebieten der Oberen Spree und der Schwarzen Elster basierte zunächst vor allem auf dem mengenorientierten Langfristbewirtschaftungsmodell der Länder WBalMo Spree – Schwarze Elster (Kaden u.a. 2005). Die wasserbeschaffenheitsrelevanten Wechselwirkungen zwischen den Bergbaufolgeseen sowie die Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer waren darin nicht zu berücksichtigen. Das begrenzte Wasserdargebot der Spree und der Kleinen Spree sowie die unterschiedlichen Nutzungsanforderungen und der konkurrierende Wasserbedarf der Bergbaufolgeseen erfordern beschaffenheitsorientierte Betrachtungen und Bewertungsmaßstäbe, um z. B. die Flutung und den Einsatz von Konditionierungsmaßnahmen räumlich und zeitlich unter Berücksichtigung langfristiger Wirkungen zu optimieren.



Bild 6-8: Luftbild des SB Lohsa II mit Blickrichtung Nordosten zum Scheibensee (links) und SB Burghammer (Foto: LMBV 2009)

Im Rahmen einer Machbarkeitsstudie zur Wassergütebewirtschaftung der Oberen Spree (siehe IWB 2008 und IWB 2009a) erfolgte erstmals eine einzugsgebietsübergreifende Untersuchung zur Bewirtschaftung der Wasserbeschaffenheit in den ostsächsischen Bergbaufolgeseen und den von ihnen beanspruchten Fließgewässern. In der Machbarkeitsstudie wurden die stochastischen Modellergebnisse des WBalMo zum Wasserdargebot der Fließgewässer, die Ergebnisse der Grundwassermodellierung der LMBV sowie die reduzierten Modelle zur Prognose der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen und in den Fließgewässern konzeptionell und technisch zusammengeführt. Damit können die vielfältigen Wechselwirkungen zwischen den vernetzten Fließgewässern, Grundwasserströmen und Bergbaufolgeseen im bergbaulich beeinflussten Einzugsgebiet der Oberen Spree einschließlich ihrer Nebenflüsse untersucht werden (Bild 6-9). Das im Rahmen der Machbarkeitsstudie entwickelte Modell wird als Wassergütebewirtschaftungsmodell Obere Spree bezeichnet.

Das mit dem Wassergütebewirtschaftungsmodell abgebildete Untersuchungsgebiet schließt die Spree, die Kleine Spree, den Schwarzen und den Weißen Schöps ein. Weiterhin sind die maßgeblichen Gewässernutzungen des aktiven Bergbaus in den Tagebauen Nochten und Reichwalde (Ableitung von Sumpfungswasser aus den Grubenwasserbehandlungsanlagen) und des Sanierungsbergbaus (Wasserentnahme zur Flutung der Bergbaufolgeseen) sowie die Gewässernutzungen für die Kühl- und Brauchwasserversorgung des Braunkohlekraftwerks Boxberg und die Fischwirtschaften im Untersuchungsgebiet enthalten (Bild 6-9).

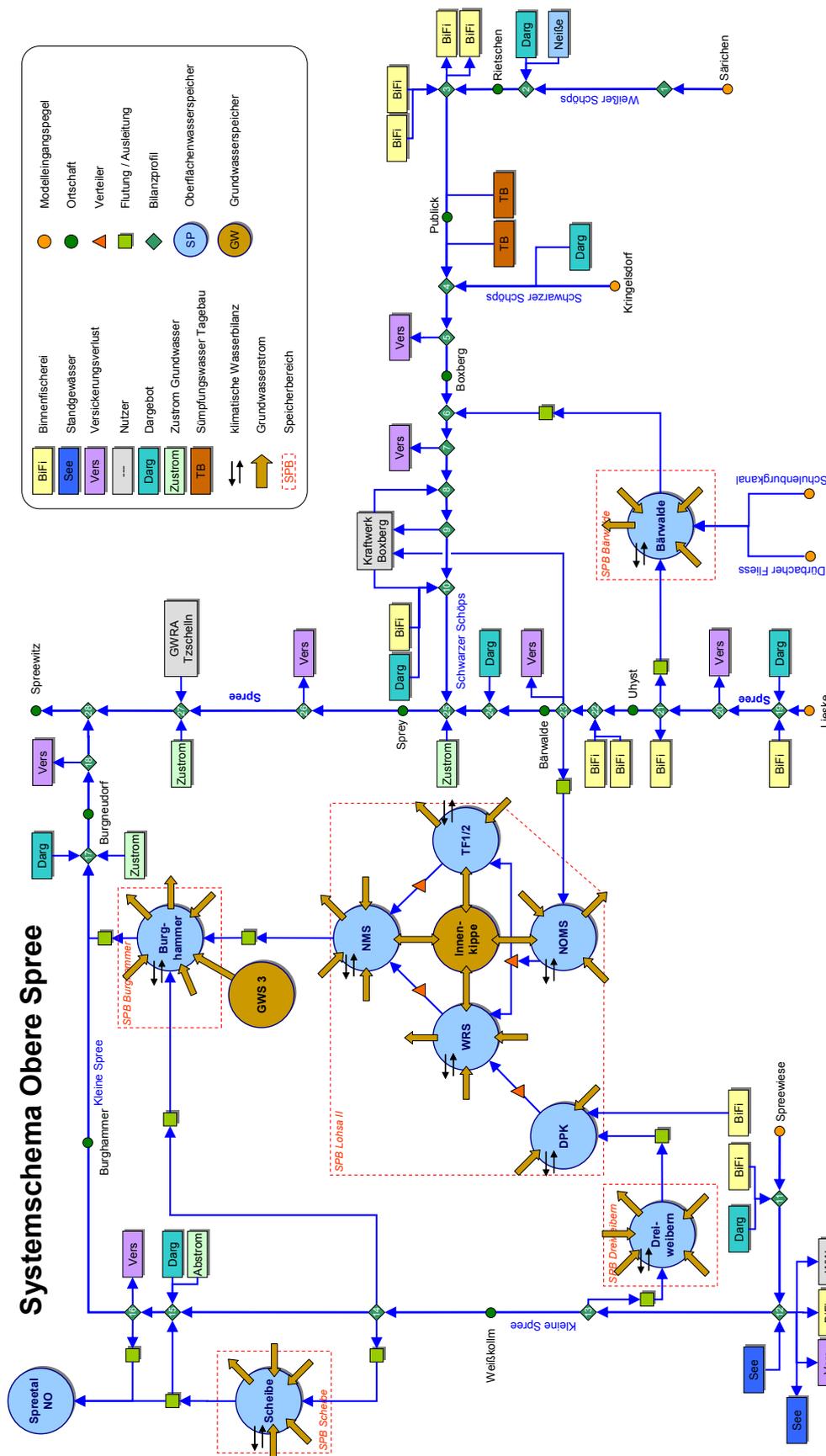


Bild 6-9: Systemschema des Wassergütebewirtschaftungsmodells Obere Spree

Die Bergbaufolgeseen wurden zunächst vorzugsweise auf der räumlichen Abstraktionsebene von Mischreaktoren behandelt. Entsprechend der Komplexität ihrer räumlichen Struktur werden die Seen schrittweise durch eine unterschiedliche Anzahl gekoppelter Mischreaktoren abgebildet (siehe Kapitel 4.2). Die Fließgewässer im Untersuchungsgebiet werden im Gütebewirtschaftungsmodell Obere Spree in methodischer Anlehnung an das Gütesteuermmodell Spree (GSM Spree) als Knotenpunktbilanzmodelle behandelt (siehe Kapitel 6.2). Die Anzahl und die Lage der Bilanzknoten richten sich nach den Gewässernutzungen.

Zur Quantifizierung des hochdynamischen und richtungswechselnden Wasseraustausches zwischen den Bergbaufolgeseen und dem Grundwasser, insbesondere bei einer intensiven Speicherbewirtschaftung, wurden auf Grundlage der Ergebnisse der geohydraulischen Berechnungen der LMBV systemanalytisch Hystereseemodelle abgeleitet und angepasst. Die Hystereseemodelle bilden die nichtlineare, richtungsabhängige und die Vorgeschichte berücksichtigende Veränderung der Volumenströme des Grundwassers bei Veränderung des Stauspiegels ab (Bild 6-10).

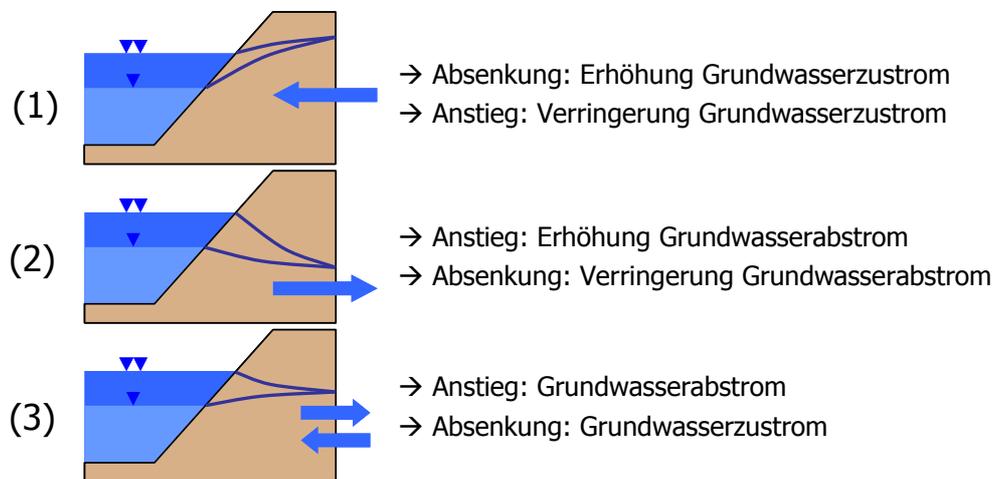


Bild 6-10: Geohydraulische Fälle an der Grenze zwischen See und Grundwasser

Mit den Hystereseomodellen können z. B. Säureeinbrüche bei starker Absenkung des Stauspiegels oder zunehmende Versickerungsverluste bei Hochstau nachgebildet werden (Bild 6-11). Die Hystereseomodelle gewährleisten außerdem den Übergang von der Betrachtung mittlerer Varianten zur Betrachtung stochastisch erzeugter Varianten für die Wassergütebewirtschaftung in den Bergbaufolgeseen und Fließgewässern.

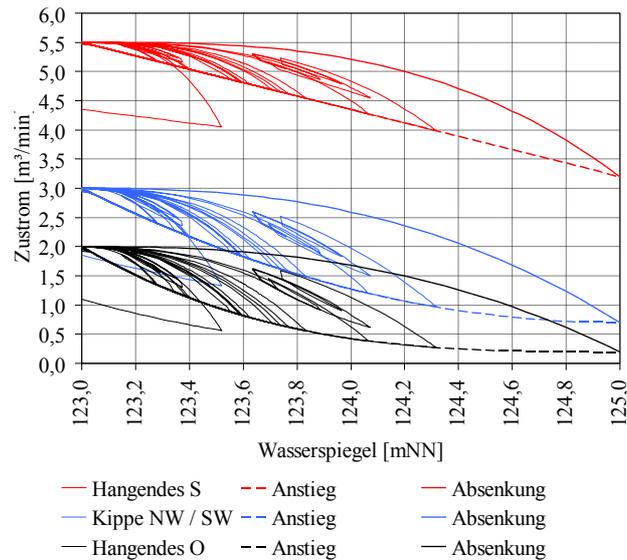


Bild 6-11: Anpassung der Hysterese Modelle für den Grundwasserzustrom aus dem Hangenden Süd, der Kippe Nordwest und dem Hangenden Ost des Bergbaufolgesee SB Bärwalde

Die Verwendung der Hysterese Modelle ist insbesondere für Bergbaufolgeseen mit einer großen Speicherlamelle und einer aktiven Speichernutzung, wie zum Beispiel im SB Lohsa II, geboten. Hier führen die großen Wasserspiegelschwankungen infolge der Speicherbewirtschaftung zu einer beschaffenheitsrelevanten Veränderung der Grundwasserströme (Bild 6-12 oben). Steigt der Wasserspiegel im Speicher aufgrund des Einstaus an, geht der Grundwasserzustrom (positive Werte in Bild 6-12) zurück und der Grundwasserabstrom (negative Werte in Bild 6-12) nimmt zu. Das Absenken des Wasserspiegels führt zu einer Erhöhung des Grundwasserzustroms und zu einem Rückgang des Grundwasserabstroms. Die Bewirtschaftung des Speichers Lohsa II hat weiterhin Einfluss auf die Grundwasserströme des nördlich gelegenen Bergbaufolgesees Burghammer (Bild 6-12 unten). Beim Anstieg des Wasserspiegels im SB Lohsa II nimmt der Grundwasserzustrom im östlichen Kippenbereich des Speichers Burghammer zu und der Grundwasserabstrom ab. Das Absenken des Wasserspiegels im SB Lohsa II hat die entsprechend gegensätzliche Wirkung auf die Grundwasserströme.

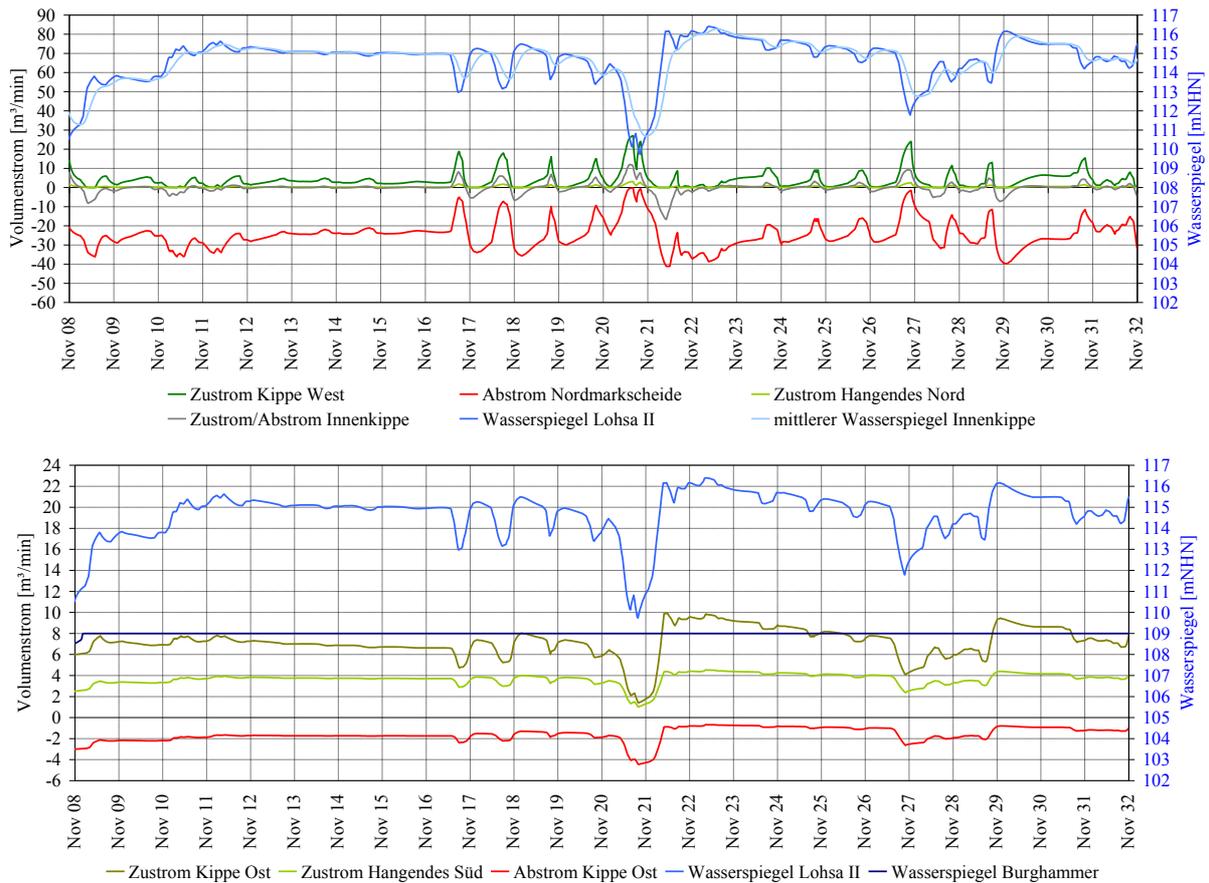


Bild 6-12: Dynamik der Grundwasser-Volumenströme in ausgewählten Bilanzbereichen der SB Lohsa II (oben) und SB Burghammer (unten) infolge der Bewirtschaftung des SB Lohsa II für eine WBalMo-Realisierung (mittels abgeleitetem Hysteresemodell berechnet)

Mit dem Wassergütebewirtschaftungsmodell Obere Spree können technologische Wasserbehandlungsmaßnahmen, wie die In-lake-Neutralisation oder stationäre Wasserbehandlungsanlagen an Ausleitern, abgebildet werden. Die Maßnahmen können in Abhängigkeit von internen Kriterien (wie z. B. von der Wasserbeschaffenheit im Bergbaufolgese) und von externen Kriterien (wie z. B. Planungshorizonte) vom Modell gestartet und ausgeführt werden.

Die Modellierung der Wasserbeschaffenheit erfolgt nach dem Grundprinzip der Stoffmengenbilanzierung. Dabei werden die bilanzierten Volumenströme des Wassermengenmodells unter der Annahme repräsentativer Wasserbeschaffenheiten für die Volumina und Volumenströme auf dem Abstraktionsniveau eines Mischreaktors für die Seen bzw. eines Knotenpunkt-bilanzmodells für die Fließgewässer zusammengeführt. Die speziellen hydrochemischen Prozesse (homogene und heterogene Reaktionen) in den Bergbaufolgeseen und Fließgewässern werden mit dem Modell PHREEQC abgebildet. Hierbei können Prozesse im chemischen Gleichgewicht und relevante kinetische Reaktionen, wie z. B. der Gasaustausch mit der Atmosphäre oder die Nitrifikation (siehe Kapitel 4.4), berücksichtigt werden.

Als Eingangsdaten für das Wasserdargebot der Fließgewässer und für den Wasserbedarf der Nutzungen dienen die aktuellen Prognosen des Wasserbilanzmodells WBalMo Spree - Schwarze Elster. Das Wasserbilanzmodell (WBalMo) generiert mit stochastischen Methoden ein Wasserdargebot für die Fließgewässer und stellt dieses Wasserdargebot den als Modellrandbedingungen definierten Wassernutzungen (Speicher, Entnahmen, Einleitungen) zur

Verfügung. Die Raumstruktur des Wassergütebewirtschaftungsmodells orientiert sich weitgehend an der Struktur des Wasserbilanzmodells. Wo dies aus Sicht der Wassergütemodellierung notwendig war, wurde die räumliche Diskretisierung des WBalMo verfeinert. Das betrifft zum Beispiel den SB Lohsa II, dessen Teilbecken Nordostmarkscheide, Westrandschauch, Teilfeld 1/2 und Nordmarkscheide vom Wassergütebewirtschaftungsmodell getrennt betrachtet werden.

Als Eingangsdaten für die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer wurden statistische Monatsmodelle verwendet, die aus den Messdaten der amtlichen Gütemessstellen abgeleitet wurden. Die benötigten Eingangsdaten für die Bergbaufolgeseen und für das Grundwasser wurden aus den Messdaten des montanhydrologischen Monitorings der LMBV abgeleitet.

Mit dem Gewässergütebewirtschaftungsmodell Obere Spree konnten die hydrochemischen Wechselwirkungen zwischen den Bergbaufolgeseen, dem Grundwasser und den Fließgewässern im Untersuchungsgebiet dargestellt und analysiert werden. Es konnten sowohl die Nah- als auch Fernwirkungen von Maßnahmen an einzelnen Gewässern auf andere Gewässer geprüft werden. Am Beispiel des Speichers Burghammer werden beide Sachverhalte deutlich (Bild 6-13). Die Ausleitung sulfatreichen Wassers aus dem SB Burghammer in die Kleine Spree führt dort zu einer Erhöhung der Sulfatkonzentration. Die Kleine Spree nimmt schließlich in Abhängigkeit von den Durchfluss- und Konzentrationsverhältnissen Einfluss auf die Sulfatkonzentration der Spree.

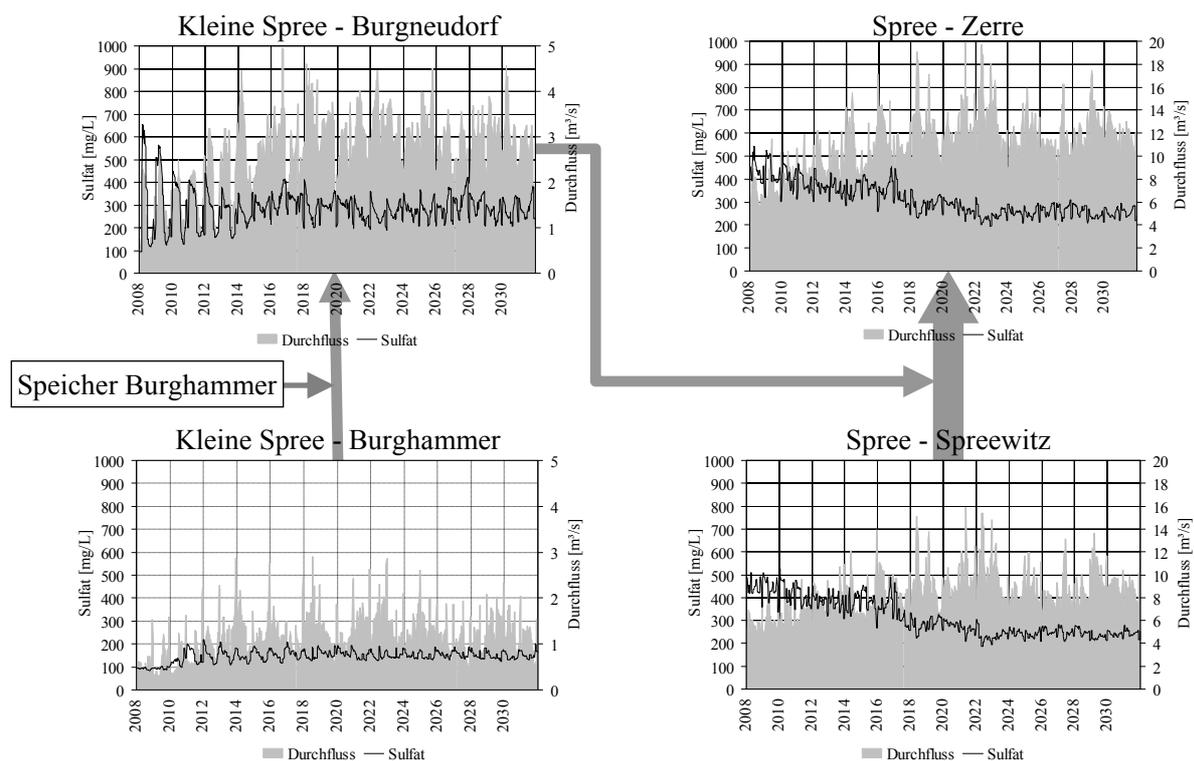


Bild 6-13: Fernwirkung der Ausleitung des Bergbaufolgesees Burghammer auf die Sulfatkonzentration der Spree in Zerre über die Kleine Spree

Der stochastische Ansatz hilft, die natürliche Variabilität und die Unschärfen von Eingangsdaten produktiv in Erwartungsbereiche der Prognoseergebnisse umzusetzen (Bild 6-14). Weiterhin war es möglich, die im Flutungs- und Konditionierungskonzept der LMBV geplanten Wasserbehandlungsmaßnahmen auf ihre Wirksamkeit zu prüfen und die hierfür mittelfristig benötigten Rohstoffmengen zu ermitteln. Auf dieser Grundlage konnten verschiedene Maßnahmen zur Minimierung des Rohstoffeinsatzes geprüft werden.

Für den Bergbaufolgesee Burghammer wird nach regulärer Inbetriebnahme des Speichers Lohsa II etwa ab Mitte 2013 ein Rückgang der Sulfatkonzentration erwartet (Bild 6-14). In Folge der innerjährlichen Dynamik der Wasserüberleitung mit hohen Volumenströmen im Sommer und geringen Volumenströmen im Winter, ist im SB Burghammer mit einem Jahresgang der Sulfatkonzentration zu rechnen. Der große Erwartungsbereich der Sulfatprognose ist auf die große Streubreite der von WBalMo prognostizierten Überleitungsmengen vom SB Lohsa II zurückzuführen.

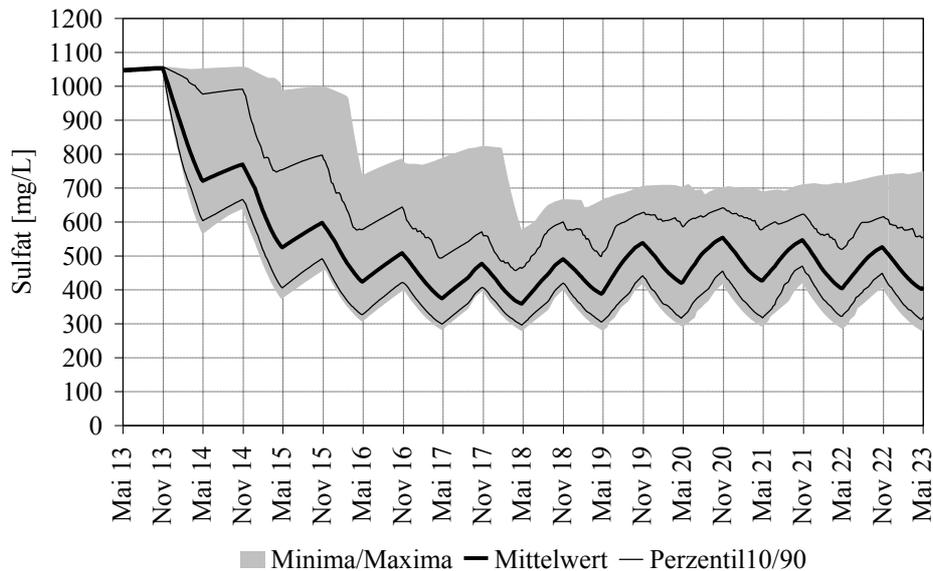


Bild 6-14: Prognostische Entwicklung der Sulfatkonzentration im Bergbaufolgesee Burghammer mit Darstellung des statistischen Erwartungsbereiches der Prognose (Berechnungen mit dem Wassergütebewirtschaftungsmodell Obere Spree)

6.4 Wassergütebewirtschaftungsmodell Schwarze Elster

Im Zentrum des Lausitzer Seenlandes befinden sich die aus den ehemaligen Tagebauen Spreetal-NO, Spreetal, Bluno, Skado, Koschen, Sedlitz und Meuro entstehenden Seen der Erweiterten Restlochkette, das sogenannte „Lausitzer Seenland“ (siehe Kapitel 5.3.3). Über einen derzeit im Bau befindlichen schiffbaren Überleiter (Bild 6-15) wird zukünftig auch der Speicher Niemtsch (Senftenberger See) an die Erweiterte Restlochkette angebunden. Südlich der Schwarzen Elster liegen die Bergbaufolgeseen Lugteich-Laubusch-Kortitzmühle, nordwestlich die Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochkette des Lauchhammer Reviers (siehe Kapitel 5.3.1).



Bild 6-15: Überleiter 12 (im Bau) zwischen Geierswalder (oben) und Senftenberger See (unten) mit Untertunnelung der Schwarzen Elster (Foto: LMBV 2012)

Bis 2008 wurden im Rahmen des Projektes 112 die Bergbaufolgeseen des Schwarze-Elster-Gebietes in den räumlichen Teilgruppen Erweiterte Restlochkette, Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch, Ferdinandsteich (RL 28) und Südteich (RL 29) sowie Kleine Restlochkette untersucht. Der Senftenberger See wurde separat betrachtet (IWB 2008b). Demzufolge wurden die Auswirkungen der Seen auf die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer aus dem Blickwinkel der jeweiligen Einzeluntersuchung geprüft. Die Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen Bergbaufolgeseen, Grundwasser und Fließgewässern hinsichtlich der Ressourcenverfügbarkeit und der Wasserbeschaffenheit stand bislang aus.

Daher wurde im Projektzeitraum von 2008 bis 2012 für das bergbaulich beeinflusste Gebiet der Schwarzen Elster zwischen dem Pegel Neuwiese und der Ortslage Elsterwerda ein Wassergütebewirtschaftungsmodell in konzeptioneller Anlehnung an das Modell Obere Spree (Kapitel 6.3) entwickelt (Bild 6-16), das sowohl die Seen und Fließgewässer vernetzt als auch die Wassermengen- und Wasserbeschaffenheitsproblematik betrachtet (siehe BTU 2012c).

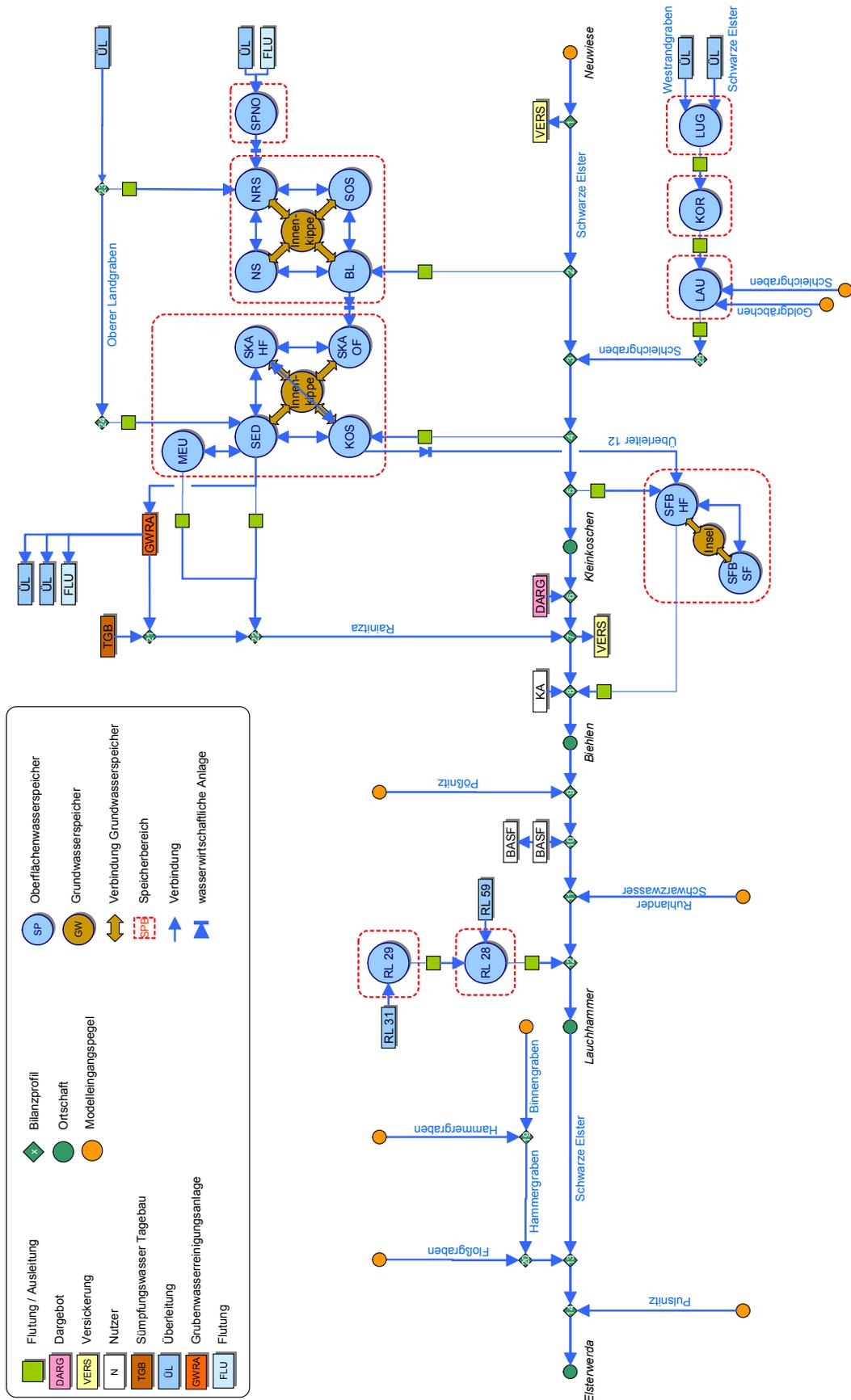


Bild 6-16: Systemscheema des Gütebewirtschaftungsmodells Schwarze Elster

Als Eingangsgrößen für das Wasserdargebot verwendet das Modell die Prognosen der Langfristbewirtschaftungsmodells WBalMo Spree - Schwarze Elster. Die Modellstruktur des Wassergütebewirtschaftungsmodells lehnt sich daher weitgehend an WBalMo an und wurde, wo dies aus der Sicht der Wasserbeschaffenheit erforderlich war, verfeinert und angepasst.

Die in WBalMo summarisch abgebildete Erweiterte Restlochkette musste im Wassergütebewirtschaftungsmodell in die Teilspeicher aufgelöst werden. Das betrifft in diesem Fall die Teilseen der erweiterten Restlochkette Spreetal-Nordost, Nordrandschlauch, Nordschlauch, Südostschlauch, Bluno, Skado-Südfeld, Skado-Hauptfeld, Sedlitz, Koschen und Meuro, die im WBalMo als ein Speicherglied berücksichtigt sind. Weiterhin wurden die Bergbaufolgeseen Lugteich-Laubusch-Kortitzmühle, der Ferdinandsteich (RL 28) und der Südteich (RL 29) sowie der Senftenberger See als Speicherelemente in das Wassergütebewirtschaftungsmodell aufgenommen. Die Wasserbeschaffenheit der Speicherelemente wird durch reduzierte Mischreaktormodelle abgebildet. Die wasserwirtschaftlichen Anlagen an den Überleitern der Bergbaufolgeseen, wie die Schleusen, Rohrleitungen und Fischtrepfen, wurden durch gesonderte funktionale Blockmodelle abstrahiert. Die Fließgewässer des Schwarze-Elster-Gebietes sind im Modell als Knotenpunktbilanzmodelle enthalten.

Die beschaffenheitsrelevanten und zeitvarianten Wechselwirkungen zwischen den Bergbaufolgeseen und dem umgebenden Grundwasser werden durch Hystereseamodelle der Grundwasserströmung beschrieben (siehe Kapitel 6.3). Die Parameter der Hystereseamodelle wurden aus den geohydraulischen Berechnungen der LMBV (G.U.B. Ingenieure AG 2011) abgeleitet.

Auf der Grundlage des von WBalMo-Berechnungen vorgegebenen Mengengerüsts wird in jedem Berechnungszeitschritt eine Wasserbilanz für das Modellgebiet erstellt. Diese kann unter Wahrung der Bilanzneutralität durch zuvor definierte Bewirtschaftungsregeln (z. B. durch Umverteilung von Flutungswasser) modifiziert werden und damit von WBalMo abweichen. Die berechneten Wasserbilanzen bilden die Grundlage für die folgende Berechnung der Wasserbeschaffenheit in den Fließgewässern und Bergbaufolgeseen mit der eingebundenen Software PHREEQC.

Der Kennwerteumfang der hydrochemischen Modellierung erstreckt sich zunächst auf die erforderlichen hydrochemischen Milieukennwerte (pH-Wert, Redoxpotential bzw. pe-Wert), die maßgebenden anorganischen Ionen Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Ammonium, Sulfat, Chlorid, Nitrat und Kohlensäure sowie die bergbautypischen Metalle Eisen, Aluminium und Mangan. Durch die vielfältigen Möglichkeiten des Programmcodes PHREEQC können bei Bedarf, bei Kenntnis der kausalen Zusammenhänge und bei Verfügbarkeit der entsprechenden Parameter auch mikrobiologische Prozesse unter Beteiligung organischer Stoffe abgebildet werden. Ein Beispiel hierfür ist die Berücksichtigung der Ammoniumnitrifikation in den neutralisierten Bergbaufolgeseen (vgl. Kapitel 4.4).

Das Wassergütebewirtschaftungsmodell Schwarze Elster bietet somit die Möglichkeit, die vielfältigen Wechselwirkungen zwischen den Bergbaufolgeseen, den Fließgewässern und dem Grundwasser abzubilden und zu analysieren. Auf dieser Grundlage können dann die Möglichkeiten einer zielgerichteten Wassergütebewirtschaftung im Schwarze-Elster-Gebiet unter Berücksichtigung der gegebenen Abhängigkeiten und Limitationen untersucht werden. Das Wassergütebewirtschaftungsmodell bietet weiterhin die Möglichkeit, verschiedene Maßnahmen zur Wasserbehandlung auf ihre Wirksamkeit zu prüfen, zu bewerten und hinsichtlich des Standort- und Mitteleinsatzes zu optimieren.

Mit dem Wassergütebewirtschaftungsmodell für die Schwarze Elster lässt sich an jedem Fließgewässerbilanzknoten und für jeden eingebetteten Bergbaufolgesee die Entwicklung der Sulfatkonzentration darstellen (Bild 6-17). Der Bilanzüberschuss des Seensystems Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch, der über den Schleichgraben in die Schwarze Elster abgeleitete wird, führt hier zu einer Erhöhung der mittleren Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster und zur Ausbildung eines Jahreganges der Sulfatkonzentration in Kleinkoschen.

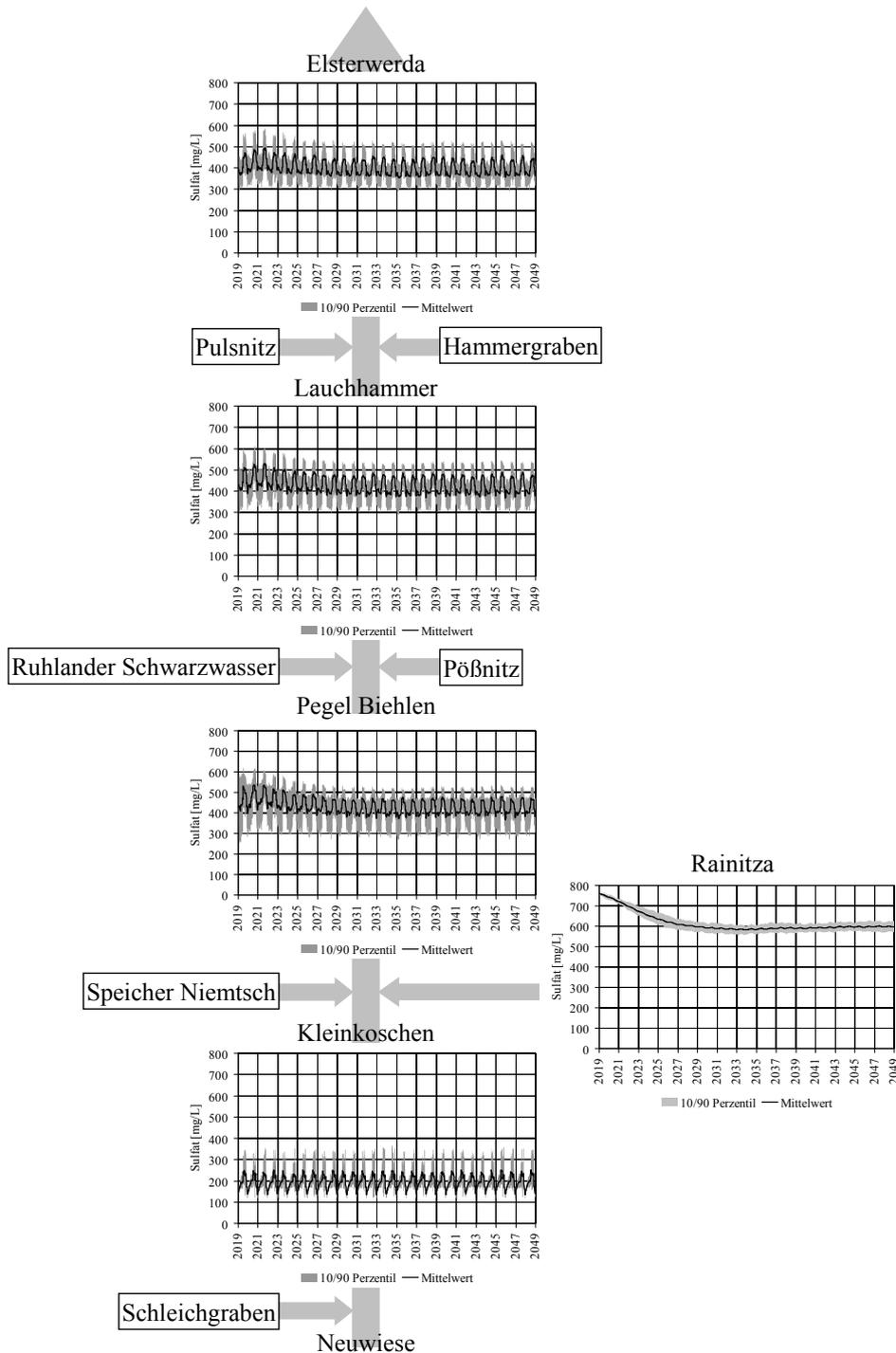


Bild 6-17: Prognose der Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster zwischen Neuwiese und Elsterwerda (Berechnungen mit dem Wassergütebewirtschaftungsmodell Schwarze Elster)

Durch das über die Rainitza abgeleitete sulfatreiche Wasser der Erweiterten Restlochkette erhöht sich die mittlere Sulfatkonzentration der Schwarzen Elster. Die Ausleitung des Speichers Niemtsch hat aufgrund der niedrigen Sulfatkonzentration eine verdünnende Wirkung auf die Schwarze Elster. In Folge der Nachsorge der Erweiterten Restlochkette aus dem Oberen Landgraben und der Schwarzen Elster ist mittelfristig ein Rückgang der Sulfatkonzentrationen in den Bergbaufolgeseen zu erwarten. Das wirkt sich entsprechend auch auf die Sulfatkonzentration der Schwarzen Elster aus. Die Zuflüsse der bergbaulich unbeeinflussten Gewässer Ruhlander Schwarzwasser und Pulsnitz haben eine verdünnende Wirkung auf die Sulfatkonzentration in der Schwarzen Elster. Im Gegensatz dazu führt die Einmündung der bergbaulich beeinflussten Fließgewässer Hammergraben und Pößnitz zu einer geringfügigen Erhöhung der mittleren Sulfatkonzentration. Insgesamt zeigen die Prognosen, dass die Sulfatkonzentration der Schwarzen Elster maßgeblich vom Überschusswasser der Erweiterten Restlochkette beeinflusst wird. Die im weiteren Verlauf der Schwarzen Elster einmündenden Fließgewässer und Bergbaufolgeseen führen zu einer Dämpfung des Sulfatsignals.

7 Weitere Themenfelder

7.1 Langfristige Sicherung der Nachsorge

Die langfristigen Prognosen der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen müssen den Nachweis erbringen, ob z. B. durch Spülungsflutungen mit entsprechend bereitstellbaren bzw. möglicherweise zusätzlich zu erschließenden Wassermengen dauerhaft ein den Nutzungszielen entsprechender chemischer Zustand erreicht werden kann oder ob chemische Nachbehandlungen erforderlich sind. Die modellgestützte Bewertung basiert dabei ganz wesentlich auf den Ergebnissen vorlaufender hydrologischer und hydrogeologischer Prognosen. Die optimale Lösung dieser Aufgabe erfordert die Kopplung von drei Modellklassen:

- wasserwirtschaftliche Langfristbewirtschaftungsmodelle,
- hydrogeologische Großraummodelle und
- hydrochemische Modelle.

Die Abhängigkeit der hydrochemischen Modellierung von den vorlaufenden hydrologischen und geohydraulischen Prognosen erfordert ein hohes Maß der Abstimmung und eine regelmäßige Aktualisierung. Im besten Fall wird dies durch eine direkte Kopplung der Modelle erreicht. Als zweckmäßig hat sich z. B. die Kopplung eines Gütesteuermodells (GSM Spree) an das Flutungssteuermodell GRMSTEU erwiesen (Kapitel 6.2). Eine Erweiterung des Gütesteuermodells auf weitere Kennwerte (z. B. Eisen) ist konzeptionell möglich, erhöht jedoch den Datenbedarf enorm und ist deshalb für praktische Belange derzeit noch nicht im Einsatz.

Ein vergleichbarer Weg wurde mit der Entwicklung von Wassergütebewirtschaftungsmodellen für das obere Spreegebiet und für die Schwarze Elster besprochen (Kapitel 6.3 und 6.4). Mit diesen Modellen können hydrochemische Prognosen für stark vernetzte Gewässersysteme mit wechselseitiger Beeinflussung zwischen den Bergbaufolgeseen und den Fließgewässern erstellt werden. Die Wassergütebewirtschaftungsmodelle nutzen als Strukturgrundlage das Modellgerüst und als Eingangsdaten für die Wassermengen die stochastischen Ergebnisse des Langfristbewirtschaftungsmodells WBalMo.

Im Rahmen der Sicherung der langfristig notwendigen Nachsorge gilt es, sich der weiteren Abstimmung und Kopplung der hydrologischen, wasserwirtschaftlichen, geohydraulischen und hydrochemischen Modelle zu widmen (Bild 7-1). Dies erfordert einen kontinuierlichen Abgleich und die Vereinheitlichung der von den Modellen verwendeten Datenbasis, ein Angleichen der Modellstrukturen entsprechend den jeweiligen Erfordernissen sowie die ständige Nachführung und Validierung der Modelle. Zu schaffen wäre demzufolge eine Plattform oder ein Forum, wo ein kontinuierlicher Daten- und Informationsaustausch zwischen den Modellentwicklern, den Modellanwendern sowie den maßgebenden wasserwirtschaftlichen Akteuren ermöglicht wird.

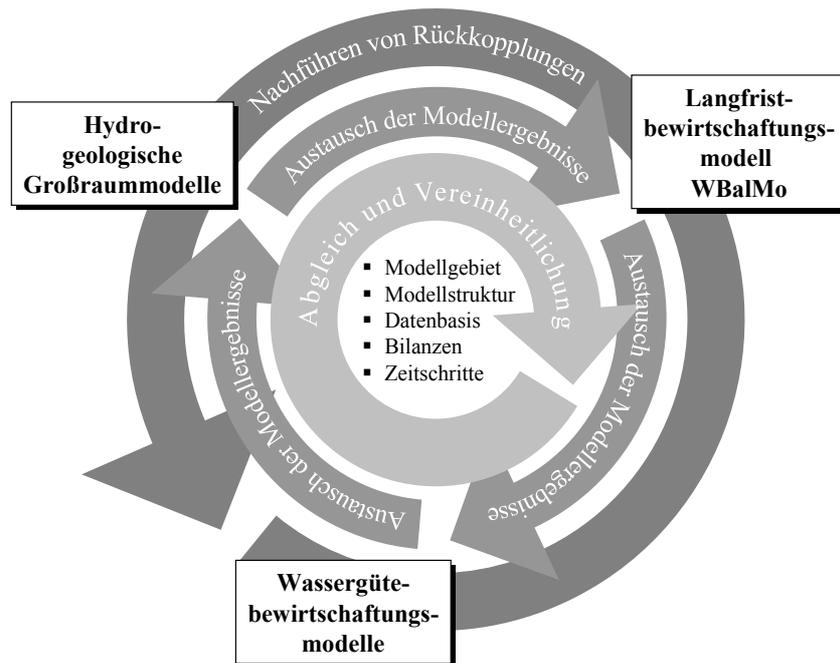


Bild 7-1: Schema der Informationsflüsse zur Kopplung der für die langfristige Sicherung der Nachsorge maßgeblichen Modelle

7.2 Technologische Maßnahmen zur Behandlung von Bergbaufolgeseen

In der Lausitz wurden in den vergangenen Jahren im Rahmen von Pilotprojekten zahlreiche technologische Maßnahmen und Verfahren zur Behandlung saurer Bergbaufolgeseen entwickelt und getestet (siehe z. B. DGFZ 2012). An zahlreichen Bergbaufolgeseen hat sich gezeigt, dass die chemische In-lake-Wasserbehandlung bei starker Säurenachlieferung aus Kippen und Grundwasserleitern nicht nachhaltig ist. Sie führt in der Regel zu einem gering gepufferten Seewasser (Kapitel 3.4), das bei Säurenachlieferung aus dem Grundwasser wieder sehr schnell in den sauren Zustand kippt. Eine weitere chemische Nachbehandlung kann innerhalb von wenigen Monaten erforderlich werden, wie das Beispiel des Bergbaufolgesees Burghammer zeigt (vgl. Kapitel 4.3). Das Verfahren zur Kalkung von Seen wird seit längerem in den regenversauerten Gebieten Skandinaviens angewendet und ist hinsichtlich seiner Übertragbarkeit auf die Lausitzer Bergbaufolgeseen zu überprüfen: Einerseits ist die Ursache für die in Skandinavien angetroffene Versauerung der Ferntransport saurer Industrie- und Kraftwerksabgase, deren Quellen inzwischen weitgehend beseitigt wurden. Andererseits stellen die aciditätsbeeinflussten Bodenoberflächen nur dünne, oberflächennahe Schichten dar. Diese sind der Kalkung relativ gut zugänglich. Schließlich sind die skandinavischen Weichwasserseen hinsichtlich ihrer Acidität 100 bis 1000 mal geringer als die extrem sauren Bergbaufolgeseen der Lausitz. In der Lausitz ist die bergbaubürtige Acidität darüberhinaus in den zum großen Teil 40 bis 100 Meter mächtigen Kippenkomplexen angelagert, die einer oberflächlichen Kalkung weitgehend entzogen werden.

Die Pufferung von Bergbaufolgeseen im Rahmen einer In-lake-Wasserbehandlung kann durch den Einsatz von Kohlendioxid erhöht und damit der Zyklus der Nachbehandlung gestreckt werden. Der Einsatz von Kohlendioxid verringert aber nicht den langfristig erforderlichen Neutralisationsmittelbedarf. Durch die Verlängerung der zeitlichen Abstände zwischen den Behandlungszyklen werden jedoch planerische Freiräume und Sicherheiten bei der Einhaltung der Ausleitparameter gewonnen.

Für die Anwendung von Kohlendioxid zur Erhöhung der Pufferkapazität eines Lausitzer Bergbaufolgesees besteht derzeit noch kein praktisches Beispiel. Deshalb sind von der LMBV entsprechende Pilot- und Demonstrationsvorhaben geplant, die unterschiedliche Eintragsysteme für das CO₂ in die Bergbaufolgeseen testen.

Der CO₂ Einsatz ist keine Maßnahme im Sinne der CCS-Technologien zur Abtrennung und Speicherung von CO₂. Das zur Pufferung der Seen benötigte Kohlendioxid liegt im Bereich weniger Promille der zeitgleich von den Lausitzer Braunkohlekraftwerken emittierten Kohlendioxidmengen (IWB 2008a). Der CO₂-Einsatz dient bei der In-lake-Neutralisation ausschließlich als Lösungsvermittlung für die Kalkprodukte und zur Erhöhung der Pufferkapazität.

Eine Herausforderung stellt die belastbare modellgestützte Planung des Neutralisationsmittelbedarfs sowie der notwendigen Wiederholungszyklen der In-lake-Wasserbehandlung (Kapitel 4.2) dar. Der Genauigkeitsanspruch an die Grundlagenermittlung ist derzeit mit folgenden drei Problemen konfrontiert:

- die Orientierung der Genauigkeit hydrogeologischer Prognosen an den Potentialen (und nicht unbedingt an den Volumenströmen),
- die zeitliche Aktualität der hydrogeologischen Prognosen,
- die räumliche Repräsentanz der hydrochemischen Kennzeichnung der Grundwasserströme

Die Genauigkeit der hydrogeologischen Prognosen für die Bergbaufolgeseen, insbesondere die zuverlässige Prognose der herkunftsraumbezogenen Grundwasserzuströme, entspricht häufig noch nicht den praktischen Anforderungen an die Maßnahmenplanung für die In-lake-Neutralisation. Die Ursache liegt darin begründet, dass die hydrogeologischen Modelle primär für die Prognose der Grundwasserabsenkung und des Grundwasserwideranstiegs im Umfeld der gefluteten Bergbaufolgeseen ausgelegt sind. Der bei der Kalibrierung vorzunehmende Abgleich zwischen Prognose- und Ist-Werten der Grund- und Seewasserstände erfolgt durch die Annahme hydraulischer Randbedingungen und durch Anpassung der geohydraulischen Parameter. Als Maß der Modellanpassung genügt in der Regel die Bruttobilanz der Volumenströme. Für die stoffliche Bilanzierung ist jedoch die Genauigkeit der Nettoströme der Grundwasserbilanz von ausschlaggebender Bedeutung.

Die hydrogeologischen Modelle arbeiten zudem überwiegend mit mittleren Wasserbilanzgrößen, insbesondere für die Grundwasserneubildung. Eine konkrete Wasserbehandlungsmaßnahme ist jedoch in ein meteorologisches und hydrologisches Zeitfenster eingeordnet, in dem die realen Wasserbilanzen von den langjährigen mittleren Wasserbilanzen deutlich abweichen können. Das wurde zum Beispiel am Lichtenauer See (RL F) im Jahr 2012 deutlich. Hier hatten sich zwischen der Planung und dem Beginn eines Pilot- und Demonstrationsvorhabens, zwischen denen ein Zeitabstand von etwa anderthalb Jahren lag, infolge einer niederschlagsreichen Periode und einer böschungsstabilisierenden wasserbaulichen Maßnahme die Eingangsbedingungen so stark verändert, dass zur Neutralisation des Sees nur noch die Hälfte der ursprünglich geplanten Einsatzstoffmenge erforderlich war.

Ein drittes Problem bleibt die repräsentative hydrochemische Kennzeichnung der Grundwasserherkunftsräume. Durch das Monitoring der Grundwasserbeschaffenheit werden Daten als Punktinformationen gewonnen. Insbesondere Kippenwasser zeichnet sich durch eine starke räumliche Heterogenität aus. Durch die räumliche Verdichtung der Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen kann das Problem nur teilweise gelöst werden. Derzeit liegen noch keine Erkenntnisse vor, wie dicht ein repräsentatives Grundwasserbeschaffenheits-

messnetz in Kippen ausgebildet sein müsste. Die räumliche Dichte eines Messnetzes ist nicht zuletzt eine wirtschaftliche Frage, so dass hier objektive Grenzen gesetzt sind.

Die Zuverlässigkeit hydrochemischer Prognosen für die planerischen Belange kann durch die Anwendung des Prinzips ständig arbeitender Modelle (SAM) verbessert werden (Bild 7-2). Das erfordert die Einbeziehung zeitlich aktueller meteorologischer und hydrologischer Daten und eine enge Kopplung zwischen der geohydraulischen und hydrochemischen Modellierung. Das hydrogeologische Modell muss für diese Zwecke regelmäßig rückwirkend an die Ist-Werte angepasst werden.

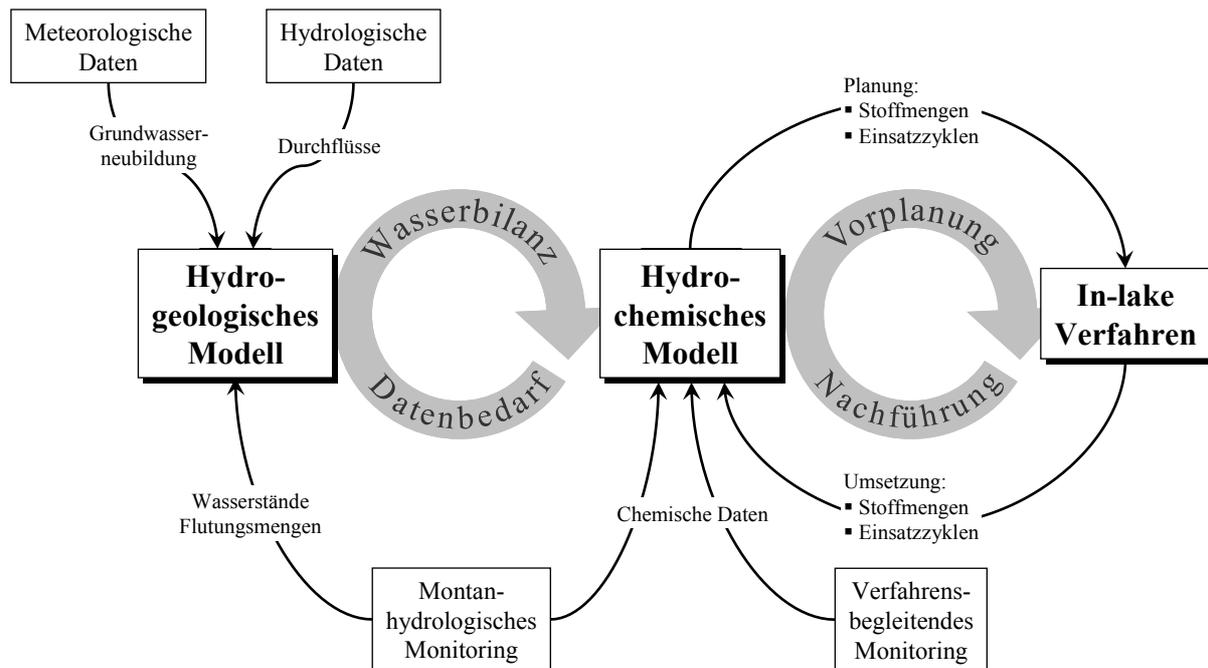


Bild 7-2: Schema der Informations- und Datenflüsse zur Umsetzung des Prinzips der ständig arbeitenden Modelle (SAM) am Beispiel der wissenschaftlichen Begleitung einer In-lake-Wasserbehandlung

Die Wirtschaftlichkeit einer In-lake-Wasserbehandlung ist maßgeblich vom chemischen Wirkungsgrad abhängig. Der chemische Wirkungsgrad lässt sich in einem offenen System, wie einem Bergbaufolgesee, nicht einfach aus dem Verhältnis zwischen dem Neutralisationsmitteleinsatz und der Differenz der hydrochemischen Ausgangs- und Endwerte der Wasserbeschaffenheit berechnen. Die chemische Wasserbehandlung eines großvolumigen Bergbaufolgesees nimmt i.d.R. mehrere Wochen in Anspruch. Der Wasser- und Stoffaustausch über den Grundwasser- und Oberflächenwasserpfad des Sees innerhalb dieses Zeitraumes muss in der Bilanz berücksichtigt werden. Das kann objektiv nur auf der Grundlage geeigneter und an die aktuelle Entwicklung angepasster Mengen- und Stoffbilanzmodelle erfolgen. Außerdem kann nur mit einem numerischen Modell die Unschärfe der Eingangsdaten berücksichtigt und ihr Einfluss auf das Ergebnis bewertet werden.

7.3 Einbeziehung der Bergbaufolgeseen in die Hochwasservorsorge

Nachdem die Flusseinzugsgebiete von Spree und Schwarzer Elster (sowie der Lausitzer Neiße) von den großen Hochwasserereignissen der Jahre 1997, 2002 und 2006 an der Oder, der Moldau bzw. der Elbe verschont geblieben waren, prägte sich zunächst Anfang August 2010 in der Grenzregion Tschechien, Polen und Deutschland ein „regional-hydrologisch“ bedeutsames Hochwasserereignis aus. Betroffen waren u. a. das Zittauer Gebirge, wo viele kleine Bäche über die Ufer traten und mehrere Ortschaften überfluteten und schließlich auch die Lausitzer Neiße. Im Landkreis Görlitz wurde am 07.08.2010 Katastrophenalarm ausgelöst, nachdem im polnischen Radmeritz zusätzlich der Staudamm an der Witka gebrochen war. Eine Flutwelle rollte die Neiße entlang und brach unkontrolliert in den Bergbaufolgensee Berzdorf (Volumen ca. 330 Mio. m³) ein, der bisher nicht für Hochwasservorsorge bzw. -bewältigung vorgesehen war.

Wenig später traten im Zeitraum 26.-28.09.2010 großflächig im Einzugsgebiet der Oberen Spree und der Schwarzen Elster hohe Niederschläge von bis zu 100 mm auf und führten zu Hochwasserabflüssen in den betroffenen Teileinzugsgebieten und Fließgewässern der Spree und der Schwarzen Elster, die zum Teil über dem hundertjährigen Ereignis lagen. Vor allem entlang der Niederung der Schwarzen Elster hielt dieses Ereignis lange an und führte durch den Anstieg von Oberflächen- und Grundwasserständen zu großflächigen Überflutungen und Vernässungen sowohl im landwirtschaftlichen als auch im kommunalen Bereich.

Analog zum Schadensereignis an der Elbe im August 2002 (Umweltamt Dresden 2004) hagelte es Klagen und Schuldzuweisungen zwischen den verschiedenen Betroffenen, Institutionen und Akteuren. Auf unterschiedlichsten Ebenen und bei unterschiedlichsten Akteuren kam es zu Überlegungen, Potenziale zur Verbesserung der Hochwasservorsorge und -bewältigung in den Flusseinzugsgebieten und entlang der betroffenen Flüsse zu erschließen.

Folgerichtig beschäftigte sich die 75. Tagung der Umweltministerkonferenz (UMK) des Bundes und der Länder am 12.11.2010 in Dresden mit diesem Problemkreis. „Über die aktuellen Hochwasserereignisse in diesem Jahr wurde von den betroffenen Ländern Sachsen, Brandenburg und Sachsen-Anhalt berichtet. ... Für die Einzugsgebiete von Elbe, Oder und Neiße bittet die UMK die Bundesregierung um Unterstützung bei der Einbeziehung von Tagebaurestseen in die Erschließung von Retentionsräumen“ (sachsen.de (2010)).

Während sich die Gefahrenabwehr- und Wiedernutzbarmachungsverpflichtung durch die „bundeseigene“ LMBV aus dem Bundesberggesetz ableiten lassen, leiten sich die Verpflichtungen zur wasserhaushaltlichen Sanierung, vor allem aber zum Hochwasserschutz bzw. zur Hochwasservorsorge aus dem „Wasserhaushaltsgesetz des Bundes“ und den Wassergesetzen der einzelnen Bundesländer ab.

Randbedingungen und Potenziale für eine dauerhafte Nutzung der Lausitzer Bergbaufolgeseen zur Hochwasservorsorge und -bewältigung bzw. deren Einbindung in die gemäß EG-Richtlinie (2007) bis zum Jahre 2015 zu erarbeitenden Hochwasser-Risikomanagementpläne werden in Grünwald und Schümburg (2011) untersucht. Als Randbedingung sind beispielsweise zu nennen:

- Der für eine Bewirtschaftung nutzbare Raum in Bergbaufolgeseen ist im Verhältnis zu seinem Gesamtvolumen in der Regel gering, während er bei Talsperren fast das gesamte Volumen ausmacht (Bild 7-3).
- Bergbaufolgeseen sind in viel stärkerem Maß in die Grundwasserlandschaft eingebunden als Talsperren.

- Bergbaufolgeseen liegen - im Gegensatz zu Talsperren - im Nebenschluss der Fließgewässer.
- Bergbaufolgeseen kann nur soviel Wasser aus den (angeschlossenen) Fließgewässern zugeführt werden, wie es die hydraulische Kapazität des/der Ein-/Überleiter(s) zulässt.
- Bergbaufolgeseen können nur soviel Wasser aus dem (gewöhnlichen) Hochwasserrückhalteraum in das Fließgewässer zurückführen, wie es die hydraulische Kapazität der/des Ausleiter(s) zulässt.

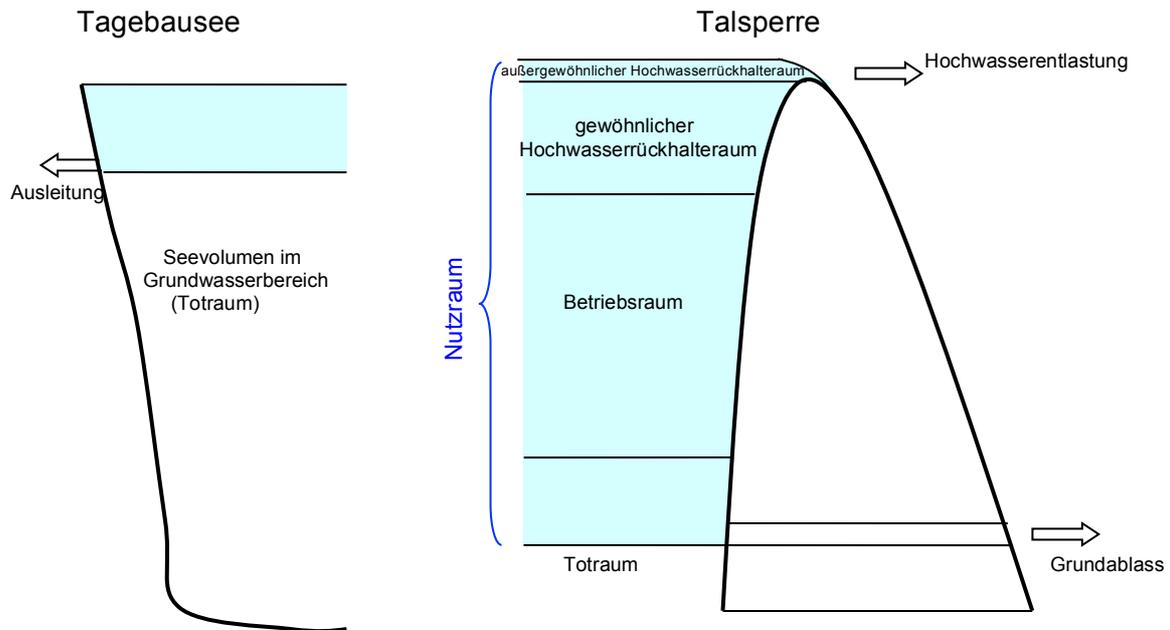


Bild 7-3: Vergleich der Stau- bzw. Nutzräume eines Tagebausees und einer Talsperre im Vergleich zu ihren Gesamtvolumina bzw. -stauräumen

Darauf aufbauend werden in Grünewald und Schümberg (2011) bezüglich der Potenziale zur Einbeziehung der Tagebaufolgeseen der Lausitz in die Hochwasservorsorge und -bewältigung u. a. folgende Schlussfolgerungen gezogen:

- Volumenmäßig besitzen die Bergbaufolgeseen in den Einzugsgebieten der Spree und Schwarzen Elster (und letztlich auch der Neiße) auf Grund ihrer zum Teil großen geotechnisch gesicherten Speicherlamellen sehr gute Hochwasserrückhaltepotenziale.
- Zur Dimensionierung der Hochwasserrückhalteräume sowie der Ein- und Ausleitungsbauwerke sind Bemessungsganglinien aufzustellen.
- Bei der Aufteilung der Nutzräume der Bergbaufolgeseen ist ihre Verbundwirkung und gegenseitige Beeinflussung zu berücksichtigen.

Diese Schlussfolgerungen wurden letztlich auf der Fachkonferenz 2011 „Wasserwirtschaftliche Maßnahmen in der Bergbaufogelandschaft der Lausitz“ im März 2011 in Hoyerswerda von den Behördenvertretern Brandenburgs (Genehr 2011) und des Freistaates Sachsen (Kraus 2011) untersetzt z. B. hinsichtlich der verminderten Einstauhöhe für den Senftenberger See zur Senkung des Grundwasserstands in der Stadt Senftenberg.

Letztlich gilt es, die Konsequenzen veränderter Bewirtschaftungsziele und -strategien für die Wassermenge und -beschaffenheit objektkonkret, flusseinzugsgebietsbezogen und bundesländerübergreifend aufzuzeigen, zu bewerten und hinsichtlich ihrer Risiken zu minimieren. Konkreter Handlungsbedarf besteht z. B. bei der systematischen Überprüfung der hydraulischen Leistungsfähigkeit sowie der geotechnischen und hydraulischen Sicherheit der Ein-, Überleitungs- und Auslaufbauwerke der Bergbaufolgeseen sowie der dabei zu beachtenden Randbedingungen, z. B. die (n-1)-Bedingung, im Rahmen der Erarbeitung der gesetzlich vorgeschriebenen Hochwasserrisikomanagement-Pläne. Diese Analyse und Überprüfung muss bundesländer-, akteurs- und ressortübergreifend erfolgen und sollte die empfohlene „hochwasserereignisbezogene Auswertung“ (LAWA 2010) ebenso einbeziehen wie die Öffentlichkeit (EG 2007).

In Fortsetzung der guten Erfahrungen bei der akteurs- und sektorenübergreifenden Abstimmung bei der wasser- und stoffhaushaltlichen Sanierung in der Lausitz wurde insbesondere die Einrichtung eines ständigen länderübergreifenden Arbeitskreises „Hochwasserrisikomanagement Lausitz“ (analog bzw. im Rahmen der existierenden gemeinsamen Arbeitsgruppe „Flussgebietsbewirtschaftung Spree - Schwarze Elster“ bzw. des Arbeitskreises „Wasserbeschaffenheit“) empfohlen, um das Themenfeld nachhaltig zu bearbeiten.

7.4 Berücksichtigung der Auswirkungen des möglichen Klimawandels auf die Bergbaufolgeseen

Bei den bisherigen Konzepten der LMBV und den Behörden der betroffenen Bundesländer zur wasser- und stoffhaushaltlichen Sanierung in der Lausitz wird von einem stationären, unveränderlichen Klima ausgegangen. Bei den sich abzeichnenden, langen, noch über Jahrzehnte erstreckenden Nachsorgezeiträumen sowie den unterschiedlichen Annahmen über die Beendigung oder Weiterführung der aktiven Braunkohletagebaue in der Lausitz (auch nach dem Jahre 2045) sind solche Annahmen jedoch zu hinterfragen.

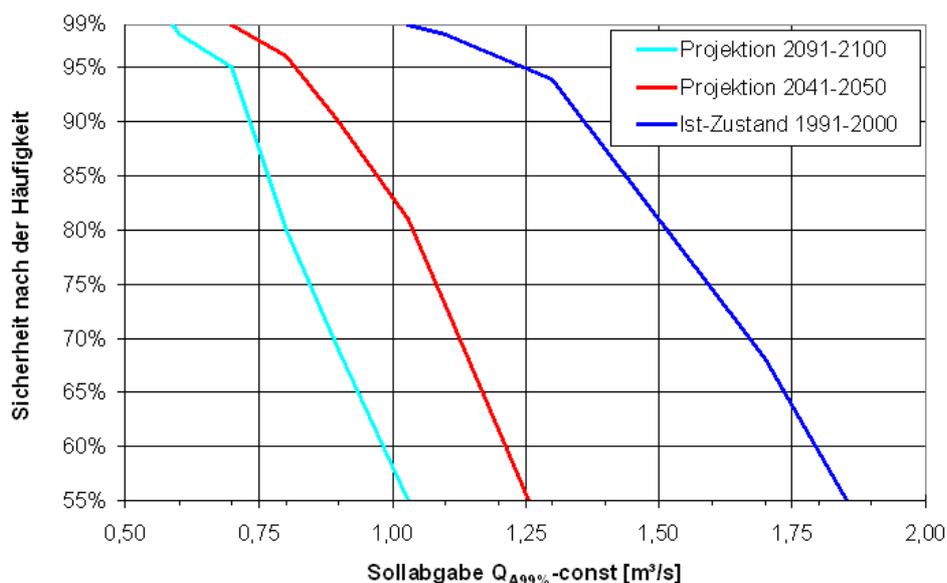
Insofern kommt der Erschließung und Nutzung von Ergebnissen regional heruntergebrochener Klimaszenarien zur Ermittlung möglicher klimabedingter Änderungen im regionalen Wasserdargebot eine besondere Bedeutung zu. Auf dieser Basis können dann schrittweise mögliche Folgewirkungen auf die (Entwicklung der) Bergbaufolgeseen abgeschätzt werden und gegebenenfalls aus der Bewertung der Ergebnisse Handlungsbedarf bzw. Maßnahmevorschläge abgeleitet werden. Ausgangspunkt solcher Untersuchungen und Analysen zu Klimaänderungen sollten die durch das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) erarbeiteten Klimaszenarien sein. Für die Betrachtung von Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt und die Wasserbewirtschaftung wird häufig das Szenario A1B (= höheres Emissionsszenario) im Globalen Klimamodell (GCM) ECHAM 5 abgebildet. Die großskaligen Ergebnisse finden dann Eingang in regionale Klimaszenario-rechnungen (z. B. Altmeyer et al. 2012).

Die Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen hat solche Untersuchungen für das Einzugsgebiet der Talsperre Bautzen im Bereich der Oberen Spree auf Basis des Regionalmodells WEREX IV (LfUG 2003) durchgeführt (LTV 2009). Das Modell wird von den Umwelt- und Wasserbehörden Sachsen u. a. im Projekt KLIWES (2011) favorisiert, um solche Klimaeinfluss-Analysen sachsenweit einheitlich abzuschätzen. Als Resultat ergeben sich für die Talsperre Bautzen/Spree die in Tabelle 7-1 dargestellten Veränderungen der mittleren Talsperren-Zuflüsse (MQ).

Tabelle 7-1: Entwicklung der mittleren Zuflüsse MQ zur Talsperre Bautzen für unterschiedliche WEREX-Klimaszenarien (nach LTV, 2009)

Szenario	Zufluss zur Talsperre in m ³ /s		
	MQ _{Winter}	MQ _{Sommer}	MQ _{Jahr}
Projektion WEREX (1991-2000)	3,03	1,86	2,44
Projektion WEREX (2041-2050)	2,12 - 30 %	1,40 - 25 %	1,76 - 28 %
Projektion WEREX (2091-2100)	1,76 - 42 %	1,17 - 37 %	1,46 - 40 %

Getrennt nach Sommer, Winter und Jahr ergeben sich deutliche Rückgänge, die in der kurzfristigeren WEREX-Projektion von 2041 bis 2050 Minderungen zwischen 25 und 30 %, in der langfristigen WEREX-Projektion von 2091 bis 2100 erhebliche Minderung von 37 bis 42 % erkennen lassen. Für die Mengengewirtschaftung der Talsperre Bautzen hätte dies gravierende Konsequenzen (Bild 7-4). Danach geht die 99 % Sicherheit (nach der Häufigkeit) für eine konstante Abgabe QA vom gegenwärtigen Istzustand 1,03 m³/s auf 0,70 m³/s im Dezenium 2041 bis 2050 sowie im Dezenium 2091 bis 2100 auf 0,59 m³/s zurück, oder anders ausgedrückt läge die gegenwärtige Sicherheit von 99 % für eine konstante Sollabgabe QA in der Projektion 2041 bis 2050 nur noch bei 81 % sowie in der Projektion 2091 bis 2100 nur noch bei 55 %.

**Bild 7-4: Auswirkungen veränderter WEREX-Projektionen auf die Bewirtschaftung der Talsperre Bautzen im Regelbetrieb (nach LTV 2009)**

Trotz aller möglichen Kritik an diesem Vorgehen (z. B. einseitige Orientierung auf das Regionalmodell WEREX, Vernachlässigung von Ensemble-Ansätzen) stellt sich die Frage, wie sich diese deutlich veränderten Abgaben bzw. Sicherheiten der Wasserbereitstellung unter veränderten Klimabedingungen entlang der Oberen Spree bzw. für die nachfolgenden Tagebaufolgeseen-Speicher fortsetzt. In einem ersten Ansatz wurden solche Abschätzungen analog LTV (2009) für das SB Bärwalde auf der Grundlage des im Bild 7-5 dargestellten Bearbeitungsschemas vorgenommen.

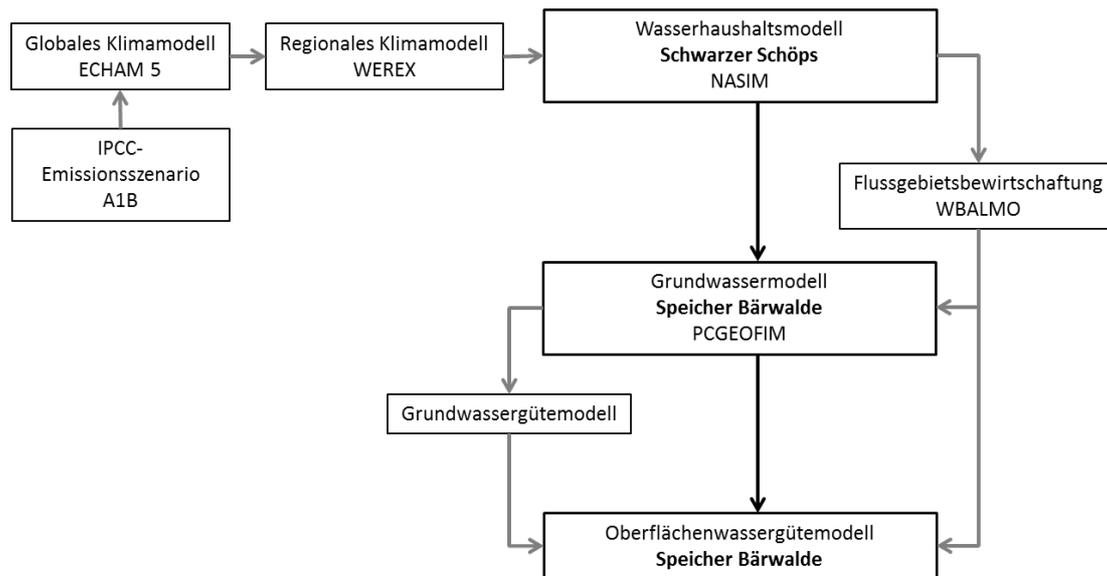


Bild 7-5: Bearbeitungsschema zur Berücksichtigung der Auswirkungen des Klimawandels bei der Gewässergütebewirtschaftung am Beispiel des SB Bärwalde (BTU 2010b)

Anhand der klimavariablen N-A-Modellierungen für trockene, normale und feuchte Verhältnisse wurden für das Einzugsgebiet des Schwarzen Schöps, das auch das Teileinzugsgebiet des SB Bärwalde umfasst, Langfristsimulationen des Wasserdargebotes auf Tageswertbasis durch die DHI-WASY GmbH realisiert (DHI-WASY 2010).

Die N-A-Modellierungen ergaben, dass sich der bisherige mittlere jährliche Oberflächenwasserzufluss von etwa 25 bis 35 Mio. m³ auf ca. 5 bis 10 Mio. m³ verringern könnte. Das allein hätte schon wassermengenmäßig erhebliche Konsequenzen für die Bewirtschaftung des Bergbaufolgesees Bärwalde unterhalb der ebenfalls klimawandelbeeinflussten Talsperre Bautzen (siehe LTV 2009). Dazu kommt ein Rückgang der Grundwasserneubildung um ebenso ca. 30 % bis 2100.

Das verringerte Wasserdargebot, d. h. die landnutzungsabhängige Grundwasserneubildung sowie die zur Verfügung stehenden Flutungswassermengen aus dem oberirdischen Gewässernetz, gingen in die hydrogeologische Modellierung der Grundwasserzuströme und -abströme in bzw. aus dem SB Bärwalde mittels der Software PCGEOFIM ein (LMBV 2012a) und sollten die Grundlage für die Ableitung von Aussagen zur Wasserbeschaffenheitsentwicklung im SB Bärwalde bilden.

Die Kopplung von Wasserhaushalts-, Bewirtschaftungs- und Grundwassermodell unter veränderten Randbedingungen klimabeeinflusster Grundwasserneubildungsraten steckt aufgrund konzeptioneller Schwierigkeiten vor allem im Bereich der regionalen geohydrologischen Modellierung des Grundwasserwiederanstiegs noch in den Anfängen. Vor allem unterschiedliche Skalen, Raum- und Zeitbezüge erfordern weitere Anstrengungen bei der Modellentwicklung und -umsetzung. Die modellbasierte, einzugsgebietsbezogene Abbildung der Auswirkungen des potentiellen Klimawandels auf den Grundwasserhaushalt in der Bergbaufolgelandschaft ist daher noch nicht in dem Stadium, zuverlässige Aussagen über die daraus resultierende Gewässerbeschaffenheit abzuleiten.

Die exemplarischen Untersuchungen zum Einfluss des Klimawandels auf die Speichersysteme der Oberen Spree gemäß dem Schema nach Bild 7-5 gilt es systematisch weiterzuführen. Dazu gehört u. a. die Einbindung weiterer Ergebnisse der regionalen Klimasimulation. Mit Wechsung et al. (2011) liegen Ergebnisse aus dem Projekt GLOWA-Elbe vor,

die von deutlichen Rückgängen im Wasserdargebot z. B. von rd. 34 % bis fast 47 % in der Periode 2044 bis 2053 im Elbegebiet ausgehen. Für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster geben Conradt et al. (2012) für die Szenarioprojektion für 2050 Abflussspenden von $2,5 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$ an, für das Gesamtgebiet der Havel, wozu die Spree gehört, eine solche von $2,7 \text{ l}/(\text{s} \cdot \text{km}^2)$. Vergleicht man diese Szenarien mit den gegenwärtigen mittleren Abflussspenden in den Kapiteln 5.1.1, 5.2.1 und 5.3.1, so ist zu erwarten, dass auch die anderen Bergbaufolgeseen mit einem erheblich verringerten Wasserdargebot auskommen müssten. Es soll an dieser Stelle erwähnt werden, dass diese Ergebnisse in der Fachwelt nicht unumstritten sind.

Hier sind unbedingt weiterführende und untersetzende Untersuchungen zum Einfluss des Klimawandels, wie sie u. a. in den Projekten INKA-BB für Berlin und Brandenburg und KLIWES für den Freistaat Sachsen sowie KLIWAS im Verantwortungsbereich des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) auch für die Teileinzugsgebiete der Elbe vorgesehen sind, erforderlich.

7.5 Bergbaufolgeseen im Kontext mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Ziel der EG-WRRL ist das Erreichen guter ökologischer und physikalisch-chemischer Zustände in allen Wasserkörpern (WRRL 2000). Die Lausitzer Seen sind im Sinne von BMU (2004) zunächst nicht zum Zwecke der Nutzung für Schifffahrt, Energiewirtschaft, Trinkwasserversorgung, Landwirtschaft oder Freizeitaktivitäten geschaffen worden. Ihre spezifizierten Nutzungen orientieren sich nicht an einem guten ökologischen Potential sondern wurden aus regionalen sozioökonomischen Entwicklungszielen abgeleitet. Nicht zuletzt deshalb, sondern auch aufgrund fehlender methodisch einheitlicher Vorgehensweisen konnte das höchste ökologische Potential für den künstlichen Gewässerkörper „Tagebausee“ bisher noch nicht abschließend definiert werden.

Bergbaufolgeseen sind in der Herstellung befindliche künstliche Wasserkörper im Sinne der EG-WRRL (2000). Sie wurden „an einer Stelle geschaffen“, „wo vorher kein bedeutendes Gewässer vorhanden war.“ Der Betrachtungsraum ist jeweils das gesamte Flusseinzugsgebiet, d. h. losgelöst von Ländergrenzen. Das sächsisch-brandenburgische Lausitzer Revier liegt überwiegend im Einzugsgebiet der Elbe, nur ein kleiner Teil liegt im Einzugsgebiet der Oder. Die betroffenen Elbe-Teileinzugsgebiete sind die der Spree und der Schwarzen Elster. Die länderübergreifende Koordination für den deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes liegt bei der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe). Im Bewirtschaftungsplan der Elbe für den ersten Bewirtschaftungszeitraum bis zum Jahr 2015 wurden „die Bergbaufolgen ... weitestgehend einheitlich als wichtige Wasserbewirtschaftungsfrage anerkannt“ (Elbe 2009a). Ihre „vollständige Berücksichtigung ... im Maßnahmenprogramm und im Bewirtschaftungsplan“ erfolgt jedoch „erst nach der Fertigstellung der Gewässer ...“ (Elbe 2009b). In der Zwischenzeit werden im Rahmen des investigativen Monitorings bereits die dafür notwendigen Daten erfasst, aufbereitet und ausgewertet.

Innerhalb der FGG Elbe gab es jedoch unterschiedliche Herangehensweisen bei der Ausweisung und Handhabung der künstlichen Gewässer Bergbaufolgeseen. Der Freistaat Sachsen will die entstehenden Bergbaufolgeseen erst nach ihrer Fertigstellung berücksichtigen. Dementsprechend wurden „Im Rahmen der Bestandsaufnahme ... alle ... entstehenden Bergbaufolgeseen mit Flächen größer $0,5 \text{ km}^2$ erfasst. Überwachung und Bewertung nach EG-WRRL beginnen an diesen Gewässern aber erst dann, wenn der Gewässerentstehungsprozess abgeschlossen ist. Dieser besteht aus den Phasen „Flutung“ und „dauerhafte Einstellung der Beschaffenheit“. Er ist abgeschlossen, wenn die Auflagen der wasser-

rechtlichen Planfeststellungsbeschlüsse weitgehend erfüllt sind.“ (LfUG 2007). Das Land Brandenburg hatte dagegen bereits alle zukünftigen Bergbaufolgeseen als berichtspflichtig eingestuft.

Bergbaufolgeseen haben im Vergleich zu anderen künstlichen Seen, wie z. B. Kiesgruben und Baggerseen, keine vergleichbaren natürlichen Wasserkörper und selbst atmosphärisch versauerte Seen wie in Skandinavien verfügen z. B. über deutlich höhere pH-Werte gegenüber den geogen versauerten Lausitzer Bergbaufolgeseen (Wollmann und Deneke 2004) und sind demzufolge nicht als Referenzzustände geeignet. Eine Bewertung ihres ökologischen Zustands ausschließlich anhand biotischer Parameter ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt wenig sinnvoll, da geringe Abundanzen und Individuenzahlen vorliegen sowie eine atypische Entwicklung zu beobachten ist. Zudem hängt die hydrochemische Entwicklung der Bergbaufolgeseen in starkem Maße von der jeweiligen umgebenden Grundwasserlandschaft, den dort dominierenden Strömungsverhältnissen, der möglichen Fremdwasserzufuhr, aber auch von technologischen Wasserbehandlungsmaßnahmen ab. Dennoch dürfen von den künstlichen Bergbaufolgeseen keine negativen Auswirkungen auf den guten ökologischen Zustand anderer Wasserkörper ausgehen.

Aufgrund fehlender stringenter vergleichbarer Ableitungsmethoden und aufgrund von Erkenntnisdefiziten über biologische, physikalisch-chemische und strukturelle Ursache-Wirkungs-Beziehungen in den Gewässern und in deren Umfeld stellt die Ableitung von Referenzzuständen insbesondere für die künstlichen Wasserkörper, wie es Bergbaufolgeseen sind, ein erhebliches Problem dar (DWA 2007).

Für die Bergbaufolgeseen sollte frühestens mit der Entlassung aus der Bergaufsicht und den dann herrschenden Bedingungen eine Definition von Referenzzuständen für die Umweltziele „gutes ökologisches Potential“ und „guter chemischer Zustand“ erfolgen. Zu diesem Zeitpunkt ist davon auszugehen, dass die Herstellung der Gewässer weitgehend abgeschlossen ist und gegebenenfalls durch entsprechende Nachsorgemaßnahmen die Voraussetzungen geschaffen wurden, um eine nachhaltige ökologische Gewässerentwicklung zu gewährleisten (BTU 2007). Der Nachweis der Gewässerherstellung im Sinne abgeschlossener Flutung und dauerhafter Einstellung einer Wasserbeschaffenheit, aus der sich ein gutes ökologisches Potential ableiten lässt, erfordert die kontinuierliche Erfassung und Auswertung der objektbezogenen hydrologischen, hydrogeologischen und hydrogeochemischen Prozesse sowie deren Beschreibung in (den bestehenden) Prognosemodellen. Die Darstellung von Wirkungs- oder Nachweisketten zu durchgeführten oder geplanten Maßnahmen und Bedingungen, unter welchen das „künstliche Gewässer Bergbaufolgesees“ keine signifikanten nachteiligen Auswirkungen auf den guten ökologischen Zustand der unterhalb liegenden Wasserkörper ausübt, ist notwendig (BTU 2007). Besonders akut ist dabei die Einbeziehung der wechselseitigen Beeinflussung von Oberflächenwasser und Grundwasser, die ja sowohl den Füllprozess als auch die Beschaffenheitsentwicklung in den Bergbaufolgeseen bzw. den angrenzenden Grundwasserkörpern dominieren. Gemäß EG-WRRL und der Tochterrichtlinie Grundwasser darf keine signifikant nachteilige Beeinträchtigung von Wasserkörpern auf andere Wasserkörper ausgehen, allerdings fehlen diesbezüglich oberflächenwasser- und grundwasserübergreifende Aussagen (Fleischhammel et al. 2010). Aufgrund des enormen Stoffpotenzials in den Kippenkörpern und des kontinuierlichen Austauschs zwischen Grund- und Oberflächenwasser in den Bergbaufolgeseen und den angrenzenden (Kippen-)Grundwasserleitern wird durch die hydrochemischen Modelle eine langfristige gegenseitige Beeinträchtigung prognostiziert. Die Frage nach weniger strengen Umweltzielen, wie sie derzeit für Grundwasserkörper erarbeitet werden, bleibt hier zu klären.

8 Fazit und Ausblick

Die Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) ist seit Mitte der 1990er Jahre für die erfolgreiche Sanierung und Wiedernutzbarmachung der in diesen Regionen im Laufe vieler Jahrzehnte entstandenen bergbaulichen Altlasten verantwortlich. Die abrupte Beendigung von zehn Großtagebauen in der Lausitz resultierte in der Herausforderung, auf rund 60.000 ha Fläche die Hinterlassenschaften des stillgelegten Braunkohlenbergbaus zu bewältigen. Dazu gehört beispielsweise eine Vielfalt von Tagebaurestlöchern am Rande oder inmitten von großflächigen Kippenarealen, mit teilweise instabilen Böschungen, welche insbesondere bei ansteigendem Grundwasser zu Setzungsfließen neigen und deshalb in einer Gesamtlänge von 1100 km zu stabilisieren sind.

Die in diesen nachbergbaulichen Hohlformen entstehenden Bergbaufolgeseen sind flächenmäßig den größten, von Menschenhand geschaffenen Wasserlandschaften Mitteleuropas zuzuordnen. Das „Lausitzer Seenland“ wird langfristig zu einer überregional bedeutsamen Tourismusregion entwickelt. Dazu ist eine den Nutzungszielen der entstehenden Bergbaufolgeseen entsprechende Wasserbeschaffenheit mit vertretbarem finanziellem Aufwand zu erreichen und nachhaltig zu sichern. Bereits im Jahr 2003 wurde an abgegrenzten Bereichen der ersten Bergbaufolgeseen, wie z. B. SB Dreiweibern und SB Bärwalde, eine wassertouristische Zwischennutzung möglich gemacht. Inzwischen sind in Verantwortung der LMBV und in enger Abstimmung mit den zuständigen Behörden der betroffenen Bundesländer unter Mitwirkung unterschiedlichster Akteure die ersten Seen vollständig gefüllt. Sie besitzen erhebliche Potenziale und Entwicklungsperspektiven, wie z. B. der Gräbendorfer und der Geierswalder See sowie die gesamte „Lausitzer Seenkette“.

Das wissenschaftlich-technische Projekt „Gewässergüte Tagebauseen Lausitz“ hat in der Phase 2008 bis 2012 vielfältige Beiträge zur Sanierung des Wasser- und Stoffhaushaltes sowie zur Entwicklung der Lausitzer Bergbaufolgelandschaft geleistet. Zum einen wurden die Beschaffenheitsprognosen auf der Basis sich ständig weiter verbessernder Datengrundlagen geschärft, zum anderen aufgrund sich immer wieder verändernder Rahmen- und Randbedingungen der wasser- und stoffhaushaltlichen Sanierung in der Methodik und in der Anwendungsbreite erweitert. Beispiele sind Zusatzmodule zur Erfassung der Wirkung von In-lake-Behandlungen und Grubenwasserreinigungsanlagen oder auch die Berücksichtigung von Nitrifizierungsprozessen und erosionsbedingten Stoffeinträgen.

Die gezeigten Beispiele belegen, dass jeder Bergbaufolgensee letztlich ein Unikat ist. Aus den Erfahrungen bei der Erstellung der Prognosen für diese Vielzahl und Vielfalt von Seen wurden bedeutsame Schlussfolgerungen für den Planungs- und Gestaltungsprozess in der Nachsorgephase des Sanierungsbergbaus gezogen. Das betrifft z. B. die Rang- und Reihenfolge von Maßnahmen zur Herstellung bzw. Aufrechterhaltung nutzungszielgerechter Wasserbeschaffenheiten in den Bergbaufolgeseen sowie die Einhaltung entsprechender Einleitungsbedingungen in die Fließgewässer.

Mit dem schrittweisen Übergang von der Sanierungs- in die Nachsorgephase werden die Wasserbehandlungsverfahren stärker in den Fokus rücken. Bei der Gewässernachsorge ist zu berücksichtigen, dass für die Bergbaufolgeseen, die sich zu komplexen Gewässerökosystemen mit seetypischen Artenspektren entwickeln, dann ein massiver Einsatz z. B. von Natronlauge, Branntkalk oder Weißkalkhydrat zu physiologischen und ökologischen Schädigungen führen kann. Daher ist die bisher gezeigte Umsicht und der verantwortungsbewusste Umgang der beteiligten Akteure mit den entstehenden juvenilen Bergbaufolgeseen gezielt weiterzuführen.

Wichtige Lehren ergaben sich - ganz im Sinne z. B. des Mottos des BWK Jahreskongresses „Bergbau und Wasserwirtschaft. Von der Nachsorge zur Vorsorge“ (BWK 2009) - aus dem Verlauf des Sanierungsprozesses in der Lausitz für die Gestaltung der Vorsorge im Bereich des aktiven Bergbaus. Das betrifft z. B. die Berücksichtigung der Lage und Anordnung der zukünftigen Bergbaufolgeseen bereits im langfristigen Planungsprozess, die Gestaltung und den Aufbau der Kippen sowie die mögliche Einbindung zukünftiger Bergbaufolgeseen in die Gewässerlandschaft.

In jüngster Vergangenheit traten eine ganze Reihe von Geländeeinbrüchen in den Kippenmassiven der Lausitz auf. Dadurch wurde eine geotechnische Neubewertung sowie eine großräumige Sperrung von bereits als saniert gegoltenen Flächen erforderlich. Die Stabilisierung dieser Flächen stellt eine der Voraussetzungen für die nachhaltige Gestaltung der Wasser- und Stoffflüsse in der ehemals bergbaulich beanspruchten Region dar.

Großes öffentliches Interesse erregen gegenwärtig auch die durch den Grundwasserwiederanstieg bedingten diffusen Einträge von Oxidationsprodukten wie gelöstes Eisen und Sulfat in die Lausitzer Fließgewässer (z. B. „braune Spree“). Das betrifft Bereiche, die vom aktiven Bergbau nicht direkt durch Abbaggerung und Stoffumlagerung, aber durch die darüber hinaus reichende Grundwasserabsenkung und damit einhergehende Untergrundbelüftung in Anspruch genommen wurden. Der sorgfältigen Aufhellung sowohl der Ursachen als auch der hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen dieser Exfiltration eisenhaltigen sauren Grundwassers in die Fließgewässer wird derzeit aktiv nachgegangen. Gleichzeitig gilt es, Möglichkeiten zur Minderung dieser bergbaubedingten Stoffeinträge in die Gewässerökosysteme, wie z. B. in das Biosphärenreservat Spreewald, zu erarbeiten.

Letztlich wird deutlich, dass sich der Prozess der Nachsorge in der Lausitz noch über Jahrzehnte erstrecken wird. Die inzwischen gesicherte Finanzierung der Braunkohlesanierung u. a. in der Lausitz bis 2017 ist dafür eine hervorragende Voraussetzung. Darüber hinaus sind langfristig vielfältige organisatorisch-technische Maßnahmen in geeignetem institutionellen Rahmen, d. h. flussgebietsbezogen sowie flussgebietsübergreifend weiterzuführen. Vor allem sind akteurs- und länderübergreifende Regelungen zu schaffen.

9 Literaturverzeichnis

- AGF (2007):** Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße. AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree - Schwarze Elster“. Stand 28.11.2007.
- Altmayer, M., Danneberg, J., Ebert, C., Komischke, H., Korck, J. und Morscheid, H. (2012):** Ergebnisse zur Klimaveränderung in Bayern und zu den hydrologischen Auswirkungen am Beispiel des Inn-Gebiets. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 2012 (5) 7, 371-378.
- Bigham, J.M., Schwertmann U., Traina S.J., Winland, R.L. und Wolf, M. (1996):** Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters. Geochim. Cosmochim. Acta 60 (12)1996: 2111-2121.
- BMU (2004): Umweltpolitik – Die Wasserrahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa (Langfassung).** Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. November 2004.
- BTU (1996):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Restsee Burghammer. Wissenschaftlich-technisches Projekt: „Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz“. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 17.02.1996.
- BTU (2005):** Untersuchungen zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Speichersystem LOHSA II für verschiedene Varianten der Speicherbewirtschaftung. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, März 2005.
- BTU (2007):** Diskussionsvorlage zum Umgang mit Tagebauseen als künstliche Gewässer im Sinne der EG-WRRL. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, November 2007.
- BTU (2007a):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen Gräbendorf und Greifenhain. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, August 2007.
- BTU (2007b):** Technische Versuche zur Einschätzung der Ausleitfähigkeit des Speicherwassers Bärwalde in den Schwarzen Schöps. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, November 2007.
- BTU (2009):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen der Schlabendorfer Felder. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, Juli 2009.
- BTU (2009a):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochke, Teil 1: Aktualisierung der Güteprognose bis zum Jahr 2020. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, Mai 2009.

- BTU (2009b):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen der Erweiterten Restlochkette, Teil 2: Ermittlung des Nachsorgebedarfs bis zum Jahr 2020. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, September 2009.
- BTU (2010):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen Seeser Felder. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, Januar 2010.
- BTU (2010a):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Tagebauseensystem Lugteich-Kortitzmühle-Laubusch. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, April 2010.
- BTU (2010b):** Zwischenbericht „Berücksichtigung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergütebewirtschaftung am Beispiel des Speichers Bärwalde“. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, August 2010.
- BTU (2011):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Bergbaufolgensee Jänschwalde-Südrandschlauch (Klinger See): Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, März 2011
- BTU (2011a):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Bergbaufolgeseen der Kleinen Restlochkette (Lauchhammer). Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, August 2011.
- BTU (2012a):** Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit im Speicherbecken Burghammer unter dem Einfluss der Überleitung von Seewasser aus dem TRG Scheibe. W Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, Januar 2012.
- BTU (2012b):** Untersuchungen zu den Ursachen der im Jahr 2011 aufgetretenen Gewässer-versauerung im Westteil des Tagebaurestgewässers Laubusch. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen der Lausitz. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, April 2012.
- BTU (2012c):** Abschlussbericht zur Entwicklung eines Wassergütebewirtschaftungsmodells für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster zwischen dem Pegel Neuwiese und Elsterwerda. Wissenschaftlich-technisches Projekt: Gewässergüte Tagebauseen Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft im Auftrag der LMBV GmbH, Cottbus, September 2012.
- BWK (2009):** Bergbau und Wasserwirtschaft. Von der Nachsorge zur Vorsorge. Bundeskongress des Bundes der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau, 17.-19.09.2009, Dresden.

- Conradt, T., Koch, H., Hattermann, F. F., Wechsung, F. (2012):** Spatially differentiated management revised discharge scenarios for an integrated analysis of multi-realisation climate and land use scenarios for the Elbe River basin. *Reg. Environ. Change.* (2012) 12: 633-648, Springer-Verlag. DOI 10.1007/s10113-012-0279-4.
- DGFZ (2012):** Ziel 3-Projekt VODAMIN: Reinigungsverfahren von Grundwasser und Oberflächengewässern. DGFZ e.V. im Auftrag des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, Februar 2012 .
- DHI-WASY (2010):** Kalibrierung des vorhandenen N-A-Modells für den Schwarzen Schöps als Wasserhaushaltsmodell und Anwendung für Klimauntersuchungen. unveröffentlichter Abschlussbericht. DHI-WASY GmbH, Dresden 2010, 59 S.
- DHI-WASY (2010a):** Aufbau eines ständig arbeitenden Niederschlag-Abfluss-Modells für die bergbaulich beeinflussten Fließe im Monitoringbereich B5 Jänschwalde-Süd. DHI-WASY GmbH, Dresden, 31.05.2010.
- DRAD (2012):** Department of Agriculture, and Rural Development: Study on Reclamation and Rehabilitation of Mine Residue Areas for Development Purposes: Phase II Strategy and Implementation Plan. Guateng Province South Africa, January 2012, 38 pp.
- Dunbar, D.S. (2012):** Modeling of pit lakes. In: Geller u. a. (2012) Acidic Pit Lakes. The Legacy of Coal and Metal Surface Mines. 186- 224.
- DWA (2007):** Der Prozess der Bewirtschaftungsplanung gemäß EG-WRRL Handlungsbedarf aus Sicht der DWA. Arbeitsbericht der DWA-Projektgruppe „Koordinierung Aktivitäten WRRL“. Juli 2007.
- EG (2007):** Richtlinie 2007/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken. Amtsblatt der Europäischen Union. L 288/27, 06.11.2007, 8 S.
- Elbe (2009a):** Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe. Herausgeber Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 11. November 2009.
- Elbe (2009b):** Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Richtlinie 2000/60/EG bzw. § 36 WHG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe. Herausgeber Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 11. November 2009.
- Fleischhammel, P. Schoenheinz, D., Grünewald, U. (2010):** Bergbaufolgeseen – Herausforderungen bei ihrer Integration in die Gewässerlandschaft und die flussgebietsbezogene Bewirtschaftung. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 29.10. Juli 2010.
- Geller, W., Schultze, M., Kleinmann, R. und Wolkersdorfer, C. (Hrsg.) (2012):** Acidic Pit Lakes. The Legacy of Coal and Metal Surface Mines. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, ISBN 978-3-642-29384-9 (eBook), 525 S.
- Genehr, W. (2011):** Niedrigwasseraufhöhung und Hochwasserschutz in der Bergbaufolgelandschaft. Vortrag auf der Fachkonferenz 2011 – Wasserwirtschaftliche Maßnahmen in der Bergbaufolgelandschaft der Lausitz. 1. März 2011, Hoyerswerda, <http://www.lmbv.de/pages/downloads.php?idpage=2920> (abgerufen am 20.09.2012).
- Grüneberg, B. und Kleeberg, A. (2012):** Phosphorus in acidic mining lakes: importance and biogeochemical cycling. In: Geller, W., Schultze, M., Kleinmann, R., Wolkersdorfer C. (Hrsg.) 2012: Acidic Pit Lakes. The Legacy of Coal and Metal Surface Mines. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, ISBN 978-3-642-29384-9 (eBook), S. 62-75

- Grüneberg, H., Nixdorf, B. und Lessmann, D. (2010):** Phosphor-Retentionsmodelle für pH-neutrale Tagebauseen, unveröff. Studie am LS Gewässerschutz BTU Cottbus, Bad Saarow , November 2010, 56 S.
- Grünewald, U. und Schümburg, S. (2011):** Potenzialstudie zur dauerhaften Nutzung von Tagebauseen in den Einzugsgebieten von Spree und Schwarzer Elster für eine verbesserte Hochwasservorsorge und –bewältigung. (unveröffentlicht) Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Cottbus, 92 S.
- G.U.B. Ingenieure AG (2011):** Übernahme und Weiterbetrieb des hydrogeologischen Großraummodells (SAM) für die Erweiterte Restlochkette - Kurzdokumentation zu Szenarien für die Bilanzierung saisonal-instationärer Grundwasserströme. G.U.B. Ingenieure AG - Büro Freiberg. Freiberg, März 2011.
- Hupfer, M. und Scharf, B.W. (2002):** Seentherapie. In: Steinberg, C., Calamo, W., Klapper, H. und Wilken, R.D. (Hrsg.) (2002): Handbuch der angewandten Limnologie. Landsberg (Ecomed) VI-2.1:1-67.
- IBGW und GICON (2010):** Hydrogeologische Großraummodellierung Lauchhammer. Modell-anpassung und aktualisierte Prognoseberechnungen. Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH Leipzig und Großmann Ingenieur Consult GmbH Dresden. Modellstand 10/2010.
- IBGW, IWB und HGN (1993):** Prognose der Wasserqualität im Restloch Gräbendorf in der Phase des Grundwasseranstieges sowie im Endzustand. Ingenieurbüro für Grundwasser Dr. Reichel, Ingenieurbüro für Wasser und Boden GmbH, Hydrogeologie GmbH NL Torgau; Cossebaude, Possendorf, Torgau, 1993.
- IKSE (2005):** Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.), Magdeburg, August 2005, 258 S.
- ITLS (2008):** Gemeinsame Landesplanungsabteilung Berlin-Brandenburg (Hrsg.): Studie zur Integrierten Touristischen Entwicklung des Lausitzer Seenlandes. Berlin, September 2008.
- IWB (2007):** Komplexe Erfassung und gutachterliche Analyse von Beschaffenheitsdaten bergbaulich und abwasserrelevanter Parameter in der Spree vom Bilanzprofil Uhyst bis zur Talsperre Spremberg unter Berücksichtigung gegenwärtiger und potentieller Gewässernutzer (Kurztitel: Gewässergütemanagement Spree). Abschlussbericht November 2007. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.11.2007.
- IWB (2008a)** Integration der Ergebnisse des FuE-Vorhabens „COSAGS – Reduzierung von CO₂-Emissionen und die Behandlung von sauren Grubenwässern in Sachsen“ in die Vorbereitung von Bewirtschaftungs- und Maßnahmenprogrammen der EG-WRRL. 1. Nachtrag zum 2. Prüfbericht vom Dezember 2007. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 18.02.2008.
- IWB (2008b):** Machbarkeitsstudie zur Herstellung einer nachhaltig ausleitfähigen Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen im oberen Einzugsgebiet der Spree unter Berücksichtigung des limitierten Flutungswasserdargebots - Teil 1: Referenzvariante. Zwischenbericht Dezember 2008. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 15.12.2008.
- IWB (2008c):** Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit des Speicherbecken Niemtsch und ihren Abhängigkeiten von der Speicherbewirtschaftung sowie Entwicklung eines Steuerinstrumentariums für die Wassergütebewirtschaftung, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 28.11.2008.

- IWB (2009a):** Machbarkeitsstudie zur Herstellung einer nachhaltig ausleitfähigen Wasserbeschaffenheit in den Tagebauseen im oberen Einzugsgebiet der Spree unter Berücksichtigung des limitierten Flutungswasserdargebots - Teil 2: Bewirtschaftungsvarianten. Abschlussbericht März 2009. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.09.2009.
- IWB (2009b):** Weiterführung der Planung - Funktionsfähigkeit und Wirkung mobiler, schwimmender Wasserbehandlungsanlagen und Ermittlung von Wirkungsgraden bei der Anwendung von Neutralisationsmitteln. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.09.2009.
- IWB (2010a):** Bewirtschaftungsplan für das Betreiben/die Bewirtschaftung des Wasserspeichersystems Lohsa II im Zeitraum nach Abschluss des Probetaues Phase II zur Durchführung des Erstbetriebes. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.09.2010.
- IWB (2010b):** Weiterentwicklung des Gütesteuermodell Spree in der Version 2.0. Abschlussbericht Januar 2010. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 29.01.2010.
- IWB (2012):** Modellgestützte Bewertung der In-lake-Neutralisation des Speichers Burghammer und Ableitung von Empfehlungen für die weitere Vorgehensweise. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.08.2012.
- KLIWES (2011):** Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie: KliWES – Kernkomponente. Schriftenreihe, Heft 44/2011, Dresden, 66 S.
- Kraus, U. (2011):** Wasserbereitstellung und Hochwasserschutz. Vortrag auf der Fachkonferenz 2011 – Wasserwirtschaftliche Maßnahmen in der Bergbaufolgelandschaft der Lausitz. 1. März 2011, Hoyerswerda, <http://www.lmbv.de/pages/downloads.php?idpage=2920> (abgerufen am 20.09.2012).
- Kumar, R.N., McCullough, C.D., Lund, M.A. (2012):** Pit Lakes in Australia. In: Geller, W., Schultze, M., Kleinmann, R. und Wolkersdorfer, C. (Hrsg.) (2012): Acidic Pit Lakes. The Legacy of Coal and Metal Surface Mines. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, ISBN 978-3-642-29384-9 (eBook), S. 342-362.
- LAWA (1999):** Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag, Berlin 1999.
- LAWA (2010):** Empfehlungen zur Aufstellung von Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten. LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, beschlossen auf der 139. LAWA-VV am 25./26. März 2010, Dresden, 38 S., http://www.lawa.de/documents/HWGK15062010_8d8.pdf (abgerufen am 18.08.2010).
- LfUG (2002):** Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.): Stauanlagenverzeichnis 2002, Talsperren, Wasserspeicher und Hochwasserrückhaltebecken im Freistaat Sachsen. Dresden, November 2002.
- LfUG (2003):** Zusammenfassender Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Anwendung eines Verfahrens zur wetterlagenkonsistenten Projektion von Zeitreihen und deren Extreme mit Hilfe globaler Klimasimulationen“. Meteo Research Stahnsdorf, Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Juli 2003.
- LfUG (2007):** Europäische Wasserrahmenrichtlinie: Aufstellung der Überwachungsprogramme in Sachsen – Ausweisung von Messstellen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. März 2007.

- LfULG (2012):** Hydrologisches Handbuch, Haupttabelle der mittleren Durchflusswerte, Teil 4. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Freistaat Sachsen (Hrsg.), Dresden, November 2012, 210 S.
- LfULG (2012a):** Hydrologisches Handbuch, Haupttabelle der oberen Durchflussextrémwerte, Teil 5. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Freistaat Sachsen (Hrsg.), Dresden, November 2012, 210 S.
- LfULG (2012b):** Hydrologisches Handbuch, Haupttabelle der unteren Durchflussextrémwerte, Teil 6. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Freistaat Sachsen (Hrsg.), Dresden, November 2012, 210 S.
- LHW (2012):** Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Aktuelle Messdaten. http://www.hochwasservorhersage.sachsen-anhalt.de/wikiwebpublic/stat_512031368.htm (abgerufen am 06.12.2012).
- LMBV (2001):** Hydrogeologische Berechnung (Einschätzung) Herstellung der Gewässer im Bereich Schlabendorf Modell SAM NORD7. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft. Senftenberg, 30.11.2001.
- LMBV (2003):** Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH (Hrsg.): Flutungszentrale Lausitz. Broschüre. Stand Mai 2003.
- LMBV (2009):** Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH (Hrsg.): Wandlungen und Perspektiven. Nr. 11 Erika/Laubusch. www.lmbv.de (abgerufen am 17.10.2010).
- LMBV (2010):** Hydrogeologische Berechnung (Modell SAM JAENAU05). Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft Senftenberg, Oktober 2010.
- LMBV (2010a):** Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH (Hrsg.): Pressemitteilung vom 07.01.2010. www.lmbv.de (abgerufen am 09.09.2010).
- LMBV (2010b):** Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH (Hrsg.): Wandlungen und Perspektiven. Nr. 12 Bärwalde. www.lmbv.de (abgerufen am 07.10.2010).
- LMBV (2010c):** 6. Nachtrag zur „Hydrogeologischen Berechnung (HE) zum Speichersystem Lohsa II“. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft. Senftenberg, 10.10.2010.
- LMBV (2012a):** Winkler, F.-M.: Modell SAM LUPLOH20. Hydrogeologische Berechnung (Einschätzung-HE), Objekt Bärwalde. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Senftenberg, Januar 2012.
- LMBV (2012b):** Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH (Hrsg.): Wasserwirtschaft, Kennzahlen der Seen Sächsische und Brandenburgische Lausitz. www.lmbv.de (abgerufen am 10.09.2012 und 19.03.2013).
- LMBV (2012c):** Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft mbH: Datenbankauszug aus dem LMBV-Oberflächenwassermonitoring vom Stand 09/2012.
- LMBV (2012d):** Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (Hrsg.): LMBV Flutungs- und Wasserbehandlungskonzept Lausitz. Teil 1: Herstellung und Nachsorge von Bergbaufolgesseen in Tagebaurestlöchern. Fortschreibung 2012. unveröffentlicht, Senftenberg. 22.10.2012, 54 S.

- LMBV (2012e):** Daten der Flutungszentrale Lausitz. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Senftenberg, 2012.
- LTV (2009):** Landestalsperrenverwaltung Sachsen: Klimafolgen und Talsperrenbewirtschaftung. Vortrag, 18.03.2009.
- LTV (2010):** Landestalsperrenverwaltung Sachsen: Stauraumgrößen, Hochwasserrückhalt 2010 in Grünwald, U. und Schümburg, S. (2011): Potenzialstudie zur dauerhaften Nutzung von Tagebauseen in den Einzugsgebieten von Spree und Schwarzer Elster für eine verbesserte Hochwasservorsorge und –bewältigung. (unveröffentlicht) Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Cottbus, 92 S.
- LUA (1995):** Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen. Studien und Tagungsberichte. Band 6. 1995, 86 S.
- LUA (1996):** Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Beschaffenheitsstabilisierung im Speicherbecken Niemtsch. In: Berichte aus der Arbeit. 1996, S. 58-64.
- LUA (1997):** Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Schwarze Elster – Ökologischer Zustand und Entwicklungsziele. Fachbeiträge des Landesumweltamtes Nr. 24., Cottbus, September 1997, 86 S. und Anlagen.
- LUA (2001):** Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Tagebauseen. Wasserbeschaffenheit und wassergütewirtschaftliche Sanierung – Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen. Studien und Tagungsberichte. Band 35. 2001, 77 S.
- LUA (2008):** Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Flächenverzeichnis der Flussgebiete., Stand 17.10.2008 : <http://www.mluv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.515599.de> (abgerufen am 02.11.2009).
- LUGV (2012):** Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.): Hydrologische Daten vom Elbeeinzugsgebiet. <http://www.luis.brandenburg.de/w/hwmz/cottbus/pegel/W7100046/Default.aspx>, (abgerufen am 06.12.2012).
- Maul, C. (1996):** Die Sanierung des Wasserhaushalts im Lausitzer und im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier – ein Überblick. . In: GBL-Gemeinschaftsvorhaben - Heft 3. Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder - ein wissenschaftlich-technisches Gemeinschaftsvorhaben der geologischen Dienste in Zusammenarbeit und Abstimmung mit den Umweltbehörden der Bundesländer. Vortragsband des 2. GBL-Kolloquiums vom 06.-08. März 1996, - Methoden und Ergebnisse. Stuttgart (E. Schweizerbarth), 13-15.
- MLUV (2007):** Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.): Der Senftenberger See – Das Speicherbecken Niemtsch –. Flyer, Juli 2007, 1. Auflage.
- MLUV (2009):** Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz Brandenburg (Hrsg.): Spree, Steckbrief. http://www.mluv.brandenburg.de/cms/detail.php?id=171879&_siteid=800 (abgerufen am 24.08.2009).
- Müller, M. (2004):** Modellierung von Stofftransport und Reaktionen mit einem neuentwickelten, gekoppelten Grund- und Oberflächenwassermmodell am Beispiel eines Tagebaurestsees, Dissertation, Proceedings des DGFZ e.V., Heft 25, ISSN 1430-0176, Dresden, 2004.

- Nixdorf, B. und Leßmann, D., (1999):** Zur Prognose der Trophieentwicklung in Tagebauseen der Lausitz - Ansätze und Probleme. In M. Kapfer und B. Nixdorf (Hrsg.) (1999): Gewässerreport (Nr. 5). BTUC-AR 1/99: S. 50-64.
- Nowel, W., Bönisch, R., Schneider, W. und Schulze, H. (1994):** Geologie des Lausitzer Braunkohlenreviers. Gewidmet dem 500. Geburtstag von Georgius Agricola, Senftenberg, 102 S.
- Parkhurst, D. L. und Appelo, C.A.J. (1999):** Users guide to PHREEQC (Version 2). A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 99-4259, USA, Denver, Colorado 1999.
- Prokop, G., Younger P.L. und Roehl K. E. (2004) (Hrsg.):** Groundwater Management in Mining Areas. Proceedings of the 2nd IMAGE-TRAIN Advanced Study Course. Pécs, Hungary, June 32-37, 2003. Conference Papers/Tagungsberichte CP-035, Umweltbundesamt GmbH Wien/Vienna, 110 S.
- REK (2003):** Regionales Entwicklungs- und Handlungskonzept Lausitzer Seenland. „Von der Bergbau- zur Tourismus und Energieregion“. Prognos AG und Reppel & Lorenz, im Auftrag und begleitet vom Zweckverband Elstertal.
- RGP (2010):** Regionalplan Region Oberlausitz-Niederschlesien. Regionaler Planungsverband Oberlausitz-Niederschlesien (Hrsg.). Erste Gesamtfortschreibung gemäß § 6 Absatz 5 SächsLPlG, Satzungsbeschluss nach § 7 Absatz 2 SächsLPlG vom 9. April 2009, in der Fassung des Genehmigungsbescheides vom 27. Oktober 2009, in Kraft getreten am 4. Februar 2010.
- Richter, T. und Jünigk, R. (2012):** Lausitzer Seenland. Eine Wasserkunst vor der Vollendung. Edition Limosa, Clenze, ISBN 978-3-86037-426-7, 278 S.
- sachsen.de (2010):** Portal des Freistaates Sachsen: 75. Umweltministerkonferenz in Dresden. Energiepolitik und Hochwasserschutz im Focus. Medieninformationen. 12.11.2010. <http://www.medien-service.sachsen.de/medien/news/158694> (abgerufen am 20.09.2012).
- Sames, D., Boy, S. und Brückner, F. (2005):** PCGEOFIM, Grundwassermodellierung mit PCGEOFIM® Version 2005. – Weiterbildung im DGFZ e. V. (unveröffentlicht).
- Singer, P.C. und Stumm, W. (1970):** Acid mine drainage. The rate determining Step. – Science 167, S. 1121-1123.
- SMUL/LfULG (2010):** Hydrologisches Handbuch, Teil 3, Gewässerkundliche Hauptwerte, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft und Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Herausgeber), September 2010, 72 S.
- Totsche, O. (2006):** Acidität und Puffersystem saurer Tagebauseen sowie Maßnahmen zu ihrer Neutralisation und pH-Stabilisierung. Dissertation, Humboldt-Universität Berlin, 2006, 100 Seiten.
- Uhlmann, W. und Büttcher, H. (2002):** Systematische Betrachtung der Prozesse im Sediment saurer Tagebauseen und Modellierung anhand von Beispielen Aktuelle Reihe der BTU Cottbus 3/2002. 43-53, ISSN 1434-6834.
- Uhlmann, W., Gröschke, A., Hüniger, K.J. und Wiehe, W. (1998):** Spezielle Untersuchungen zur Mineralogie in ungesättigten Kippenmassiven. Vortragsband des 4. GBL-Kolloquiums vom 26.-28. November 1997, Hannover, NLfB, Heft 5, 1998.

Umweltamt Dresden (2004): Analyse und Schlussfolgerungen für den Hochwasserschutz in Dresden. In: Flutkatastrophe 2002: Das Augusthochwasser in Dresden. Landeshauptstadt Dresden, Umweltamt, CD-ROM.

Wagner, H., (1997): Dynamik der Windwellenerosion an Uferböschungen verbunden mit dem Wasserspiegelanstieg bei der Restlochfüllung. In: Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Heft 13, Fachtagung, Aktuelle Arbeiten der Grundwasserforschung und –applikation, Dresden 1997. ISSN 1430-0176.

Wechsung, F., Koch, H. und Gräfe, P. (Hrsg.) (2011): Elbe-Atlas des globalen Wandels. WeißenseeVerlag Berlin. 102 S.

Wollmann, K. und Deneke, R (2004): Nahrungsnetze in sauren Tagebauseen: Die Rolle der Konsumenten und die Entwicklung der Biodiversität im Zuge der Neutralisierung. In: Nixdorf B, Deneke R (Hrsg) Grundlagen und Maßnahmen zur biogenen Alkalinisierung von sauren Tagebauseen. Weißensee Verlag, Berlin. 199–218.

World Bank (2002): Mining and Development: It´s not over when it´s over: mine closure around the world. The Worlds Bank Group´s Mining Department, 1-19.

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 22.12.2000.

Younger P. L. (2004): Impacts of Mining on Physical Hydrology. In: Prokop, G., Younger P. und Roehl K. E. (Hrsg.) (2004): Groundwater Management in Mining Areas. Proceedings of the 2nd IMAGE-TRAIN Advanced Study Course. Pécs, Hungary, June 32-37, 2003. Conference Papers/Tagungsberichte CP-035, Umweltbundesamt GmbH Wien/Vienna.



Brandenburgische
Technische Universität
Cottbus

Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Postfach 101344
03013 Cottbus

www.tu-cottbus.de

Dr. Uhlmann



Institut für
Wasser und Boden

IWB

Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann
Lungkwitzer Straße 12
01259 Dresden

www.iwb-dresden.de



Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
Knappenstraße 1
01968 Senftenberg

www.lmbv.de