



Schriftenreihe

Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt

Heft
5a

Verbundprojekt 02WB9620 der BTU Cottbus und des DGFZ e.V.

Experimentell gestützte

Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung

des Gefährdungspotentials von Innenkippen in

Tagebaurestseen

TP 1: Laborative Parameterermittlung (BTU Cottbus)

Cottbus 2000

Herausgeber:
Lehrstuhl Wassertechnik
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch

ISBN 3-934294-04-9

Herausgeber: Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. R. Koch
Lehrstuhl Wassertechnik
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus

Vertrieb: Eigenverlag des Lehrstuhls Wassertechnik
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus
Postfach 10 13 44
03013 Cottbus
Tel. 0049-355-69-4302
Fax: 0049-355-69-3025
e-mail: wassertechnik@tu-cottbus.de

Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe nur mit Genehmigung des
Lehrstuhls Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen
Universität Cottbus, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus

Cottbus 2000

ISBN 3-934294-04-9

Inhaltsverzeichnis

Vorwort

1	Aufgaben- und Zielstellung des Teilprojektes 1	
2	Planung und Ablauf des Vorhabens	
3	Wissenschaftlicher Stand zu Beginn des Projektes	
3.1	Pyritoxydation	8
3.2	Prozesse im Grundwasserleiter	9
3.3	Komplexe Modellansätze	10
4	Angaben zu bekannten Konstruktionen ..., die für die Durchführung des Projektes genutzt wurden	
4.1	Teufenorientierte Grundwasserprobenahme - Multilevelpegel	11
4.2	REV-Fluidzirkulationsanlage	11
4.3	Säulenanlage	12
4.4	Probenahmetechnik	12
5.	Eingehende Darstellung der erzielten Ergebnisse	
5.1	Bearbeitungskonzept	13
5.1.1	Geologische und hydrogeologische Situationsrecherchen	13
5.1.2	Hydrogeochemisches Grundkonzept für die laborative Parameterermittlung	13
5.1.2.1	Beschaffenheitsbestimmende Prozesse im Porengerüst der Grundwasserleiter	13
5.1.2.2	Pyritverwitterung	14
5.1.2.3	Bilanzierung von Säurebildungs- und Pufferungsprozessen	15
5.1.2.4	Wasserlösliche Stoffe im Porensystem und Wechselwirkungen mit der Feststoff-matrix	17
5.1.3	Räumliche Untergliederung des Untersuchungsgebietes (Kompartimentierung)	17
5.1.4	Durchgeführte Arbeiten	20
5.1.4.1	Geologische Datenrecherchen	20
5.1.4.2	Multilevelpegelinstallation und Beprobungen	20
5.1.4.3	Erkundungen	22
5.1.4.4	Laborversuche	23
5.1.5	Anwendung	24
5.2	Geologische und hydrogeologische Situation des Untersuchungsgebietes	25
5.2.1	Geologischer Aufbau und Entwicklung (Stratigrafie)	25
5.2.2	Geologie des Kohlenfeldes des Tagebaues Niemtsch	27
5.2.3	Tagebautechnologie	28
5.2.4	Sanierungsmaßnahmen und Flutung	30
5.2.5	Aufbau der Kippe	32
5.2.6	Geologie des südlichen Grundwasseranstrombereiches	36
5.2.6.1	Geologische Verhältnisse im südöstlichen Anstromgebiet des Senftenberger Sees	36
5.2.6.2	Hydrogeologische Situation im südlichen Anstromgebiet des Senftenberger Sees	38
5.2.6.3	Geologie im Südwesten des Untersuchungsgebietes	39
5.2.7	Geologische und hydrogeologische Verhältnisse im nördlichen Abstrombereich des Tagebaues Niemtsch	40
5.2.8	Speicherbewirtschaftung des Senftenberger Sees	41
5.3	Orientierende Ermittlung der Grundwasserströmungsverhältnisse im See-Innenkippen-System	42
5.3.1	Horizontales Grundwasserströmungsfeld	42
5.3.2	Vertikales Strömungsprofil Süd-Nord	42
5.3.2.1	Vereinfachte Berechnung des vertikalen Strömungsprofils	42
5.3.2.2	Interpretation vertikaler Strömungsprofile	43
5.3.3	Bildung von Elutionszonen im Uferbereich als Folge des Speicherbetriebes	44
5.3.3.1	Lösungsansatz	44

5.3.3.2	Fortsetzung periodischer Wasserstandsschwankungen im Grundwasserleiter	45
5.3.3.3	Berechnung der Ausdehnung der Elutionszone über die maximale Eindringtiefe von Seewasser in den Grundwasserleiter	46
5.3.3.4	Approximation periodischer Wasserstandsschwankungen durch eine Sinusfunktion	47
5.3.3.5	Auswertung periodischer Wasserstandsschwankungen des Senftenberger Sees	48
5.3.3.6	Auswertung periodischer Grundwasserstandsschwankungen südwestlich des Sees	49
5.3.3.7	Auswertung von Wasserspiegelschwankungen an den Multilevelpegeln	51
5.3.4	Grundwasserströmung in der Innenkippenbereich	52
5.4	Auswertung der Seewasserbeschaffenheit	54
5.4.1	Jahresperiodische Änderungen der Wasserbeschaffenheit (Schichtung)	54
5.4.2	Methodik zur Ermittlung repräsentativer Seewasseranalysen	55
5.4.3	Entwicklung der repräsentativen Seewasserbeschaffenheit	57
5.4.4	Versauerungserscheinungen im See - die Säureeinbrüche	59
5.4.4.1	Säureeinbruch in den achtziger Jahren	59
5.4.4.2	Säureeinbruch 1994/95	60
5.4.5	Bilanzierung von Wasser- und Stoffflüssen im See	64
5.4.5.1	Bilanzansatz - Kompartimentierung	64
5.4.5.2	Wasserbilanzen	65
5.4.5.3	Stoffbilanzen	66
5.4.5.4	Ergebnisse der Wasserbilanzrechnungen	67
5.4.5.5	Ergebnisse der Stoffbilanzrechnungen	71
5.5	Grundwasserbeschaffenheit	74
5.5.1	Südlich zuströmende Grundwässer	74
5.5.1.1	Mittlere Beschaffenheit	74
5.5.1.2	Beobachtete Veränderungen in den Beschaffenheitsprofilen	77
5.5.2	Beschaffenheit des nördlichen Grundwasserabstroms	79
5.5.2.1	Rohwasser des Wasserwerkes Buchwalde	79
5.5.2.2	Grundwasser am Multilevelpegel B6	81
5.5.3	Säurebildende und puffernde Eigenschaften	84
5.5.3.1	Ableitung eines Genesemodells für Kippengrundwasser	84
5.5.3.2	Pufferungsverhalten des südlichen Grundwasserzustromes	85
5.5.4	Mineralsättigungsgleichgewichte in den Grundwässern	88
5.6	Hydrochemische Eigenschaften der die Grundwasserleiter aufbauenden Lockergesteine	90
5.6.1	Wasserlöslicher Stoff- und Säurebestand der untersuchten Lockergesteine	90
5.6.1.1	Einsatz der REV-Fluidzirkulationsanlage zur kontinuierlichen Elution	90
5.6.1.2	Untersuchung des Säure-Base-Verhaltens	92
5.6.1.3	Ergebnisse der kontinuierlichen Elutionen	93
5.6.2	Ergebnisse der Orientierungsbatchversuche	94
5.6.3	Schwefelgehalt und organischer Kohlenstoff in den Feststoffproben	96
5.6.4	Einfluss von Ionenaustausch und Sorptionsprozessen	96
5.6.4.1	Grundlagen der Stufenbatchversuche	96
5.6.4.2	Ergebnisse der 4-Stufenbatchversuche mit Materialien aus den untersuchten Grundwasserleitern	98
5.6.4.3	Stufenbatchversuche mit Salzlösungen	99
5.6.5	Anpassung von Sorptionsparametern an die Ergebnisse der 4-Stufenbatchversuche	99
5.6.5.1	Das Zweischichtmodell zur Oberflächensorption	99
5.6.5.2	Spezieller Modellansatz für die Beschreibung Oberflächensorption im Porensystem von Grundwasserleitern	100
5.6.5.3	Anpassungsalgorithmus	102
5.6.5.4	Ergebnisse orientierender Anpassungsrechnungen	102
5.6.6	Laborversuche zur Pyritoxidation durch Eisen(III)	104
5.6.7	Säulenversuche zur Grundwasserneubildung	105
5.6.7.1	Aufbau und Arbeitsmethodik der Säulenversuchsanlage	105
5.6.7.2	Elutionsverhalten des Versuches SN057_Q	106
5.6.7.3	Elutionsverhalten des Versuches SN066_QR	107
5.6.7.4	Elutionsverhalten des Versuches SN071_QR	108
5.6.7.5	Stoffaustragsverhalten der Säulenversuche	109
5.6.7.6	Pufferungsverhalten der eingesetzten Materialien	111
5.6.8	Erfassung der durch Pyritverwitterung ausgelösten Folgereaktionen über chemische Oxidation	112
5.6.8.1	Oxidationstest mit Wasserstoffperoxid	112
5.6.8.2	Möglichkeiten der Interpretation von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit nach chemischer Oxidation	115

5.6.8.3	Tiefenprofile maximal freisetzbarer Säure	117
5.6.9	Untersuchung der Pyritverwitterung und der Verwitterungskinetik im Batch-Ansatz	118
5.6.9.1	Methodischer Ansatz	118
5.6.9.2	Ergebnisse der Pyritverwitterungsversuche	119
5.6.9.3	Tiefenprofile verwitterbaren Schwefels	123
5.6.10	Pyritverwitterung und Elution der Verwitterungsprodukte im Sickersäulenversuch	124
5.6.10.1	Versuchsaufbau und Durchführung	124
5.6.10.2	Entwicklung der Sickerwasserbeschaffenheit	126
5.6.11	Zusammenhänge zwischen Feststoffparametern und Grundwasserbeschaffenheit	127
5.6.11.1	Porenwasseruntersuchungen am B5	127
5.6.11.2	Wechselwirkungen zwischen der Zusammensetzung des Feststoffes und Beschaffenheit des zugehörigen Grundwassers	128
5.7	Zusammenführung der Einzelergebnisse	131
5.7.1	Stofftransport (Migration) durch das südlich anströmende Grundwasser	131
5.7.2	Horizontale Verlagerung von Pyritverwitterungsprodukten durch Sickerwasser	132
5.7.3	Einfluss der Pyritverwitterung auf den gegenwärtigen Säureeintrag	133
5.7.3.1	Bewertung der Pyritverwitterung im Grundwasserleiter	133
5.7.3.2	Abschätzung der durch Sauerstoffeintrag über das Seewasser in die Elutionszonen möglichen Säurebildung	135
5.7.4	Rekonstruktion des <i>ruhenden</i> Kippengrundwassers im Inselbereich und Einschätzung dessen Einflusses auf den gegenwärtigen See	135
5.7.5	Modellrechnungen zum Einstrom von Kippengrundwasser in den unbeeinflussten Grundwasserleiter	139
5.7.6	Modellrechnungen zur Verdrängung von Kippengrundwasser durch unbeeinflusstes Grundwasser (Kippenelution)	142
5.7.7	Pufferverhalten des Sees	145
5.7.8	Zusammenfassende Bilanzierung der Säureinträge in den See	147
5.7.8.1	Anpassung eines Bilanzmodelles	147
5.7.8.2	Veränderung des Seewasserstandes	149
5.7.8.3	Veränderung des regionalen Grundwasserströmungsfeldes	150
6	Zusammenfassung	
6.1	Aufgabe und Arbeitsablauf	154
6.2	Ergebnisse der Laborativen Parameterermittlung	154
6.3	Ergebnisse der Methodenentwicklung	155
6.4	Ergebnisse zur Situation des See-Innenkippen-Systems im Senftenberger See	155
7.	Abkürzungsverzeichnis	
8.	Literaturverzeichnis	

Vorwort

Auf der Grundlage der am Lehrstuhl Wassertechnik der BTU-Cottbus und dem Grundwasserforschungszentrum Dresden laufenden Forschungsprojekte zur Problematik der Versauerung von Wässern in Tagebauseen wuchs die Erkenntnis, daß die erzielten Forschungsergebnisse in praxisrelevante Maßnahmen umzusetzen sind. Das um so mehr, da auch bei den schon als ökologisch stabil angesehenen Tagebauseen, wie dem Senftenberger See, sich auf Grund von Wasserspiegelabsenkungen eine Gefährdung der vorhandenen Wasserqualität, das betrifft ein Absenken des pH-Wertes, zu verzeichnen war. Die Schlußfolgerung aus diesen Erfahrungen führte letztlich dazu, durch zielgerichtete Forschung Möglichkeiten für die ökologisch stabile wasserwirtschaftliche Nutzung bestehender bzw. sich neu bildender Tagebauseen zu erarbeiten. In Zusammenarbeit mit dem Grundwasserforschungszentrum Dresden wurde dazu das gemeinsame Forschungsvorhaben

Experimentell gestützte Grundwasserbeschafftheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebaurestseen,

formuliert und der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbauverwaltungsgesellschaft (LMBV) vorgestellt. Durch die LMBV erhielt das Forschungsvorhaben die notwendige fachliche und finanzielle Unterstützung und wurde gemeinsam als Forschungsprojekt beim Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) eingereicht. Durch das BMBF wurde die Dringlichkeit des Vorhabens sehr schnell erkannt und mit der vom Projektzentrum Wassertechnik in Karlsruhe gegebenen Unterstützung im Zeitraum von September 97 bis Juli 98 gefördert. Die Förderung des Forschungsvorhabens sowohl durch das BMBF als auch durch die LMBV machte es dem Lehrstuhl Wassertechnik der BTU Cottbus in ständiger gemeinsamer Arbeit mit dem Grundwasserforschungszentrum möglich, eine intensive und innovative Forschung betreiben zu können, die auch die entsprechenden anerkannten und zielorientierten Forschungsergebnisse als Grundlage für jeweilige wasserwirtschaftliche Bewirtschaftungsstrategien von Tagebaurestseen, erbrachte.

Deshalb möchten wir uns auf diesem Wege für die jederzeit vorhandene finanzielle und fachliche Unterstützung sowohl beim BMBF, Projektträger Wassertechnik, Herrn Dr. Knobel und der LMBV, Herrn Dr. Gockel herzlich bedanken. Wir möchten in diesem Zusammenhang unsere weitere Mitarbeit vor allem auch bei der praxisorientierten technisch-technologischen Umsetzung der Forschungsergebnisse anbieten und uns im Interesse einer ökologisch orientierten Wasserwirtschaft in der Region Lausitz als Wissenschaftler und Ingenieure einbringen.

1. Aufgaben- und Zielstellung des Teilprojektes 1 *Laborative Parameterermittlung*

Innerhalb des Teilprojektes *Laborative Parameterermittlung* waren für die Prognose der künftigen Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit erforderliche Parameter und Randbedingungen zu ermitteln. Die Aufklärung der beschaffenheitsverändernden Prozesse musste trotz beschränktem Zugang zur standsicherheitsgefährdeten Innenkippe im Senftenberger See durchgeführt werden.

Dazu dienten folgende Arbeitsschritte:

1. Umfangreiche hydrogeologische und hydrochemische Datenrecherchen, deren Ergebnisse in die Modellbildung des Teilprojektes 2 einfließen
2. Erfassung des Sediment- und Wasserchemismus durch Errichtung von Multilevelpegeln im Grundwasseran- und -abstrombereich des Sees sowie Vor-Ort-Probenahmen (Boden- und Wasserproben)
3. Durchführung von Laboruntersuchungen mit den dabei erhaltenen Materialien (z.B. Fluidzirkulationsversuche, Säulen- und Batchversuche) sowie die Verknüpfung der Laborergebnisse mit den Erkundungsergebnissen (Maßstabsübertragung), d.h. Auswertung der methodischen Innovationen an der eingesetzten Versuchstechnik
4. Identifikation von Modellparametern aus den Laborversuchen und Recherchen, sowie die Erarbeitung von Szenarioanalysen zu deren Überprüfung

Im Ergebnis sind die beschaffenheitsbestimmenden Prozesse (Abb.1-1) und die zur Modellierung erforderlichen Parameter zu bestimmen.

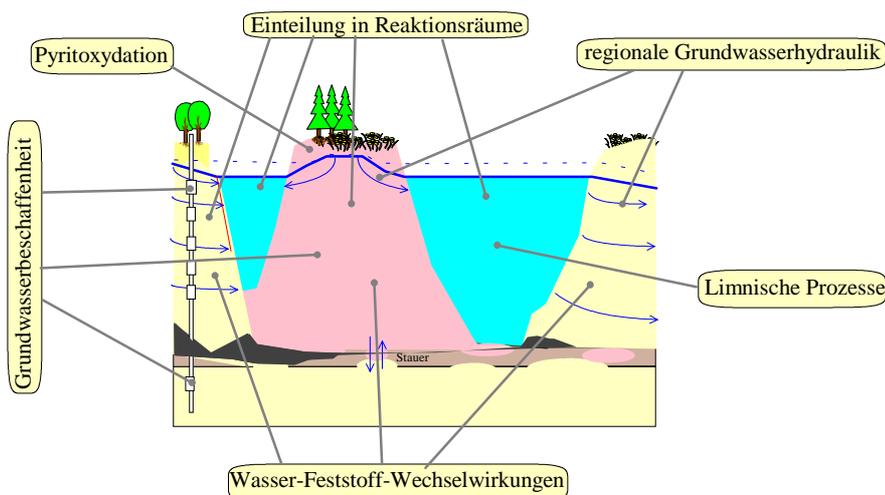


Abb. 1-1 Schnitt durch einen Tageausee mit Innenkippe und Angabe der für die Wasserbeschaffenheitsentwicklung maßgebenden Prozessgruppen, deren Parameter am Beispiel des Senftenberger Sees zu ermitteln sind.

Abb.1-1 zeigt in einem Schema des Untersuchungsobjektes die Arbeitsschwerpunkte.

2 Planung und Ablauf des Vorhabens

Die Planung und Durchführung des Verfahrens ist anhand des folgenden Balkenplanes ersichtlich. Hierbei ist gleichzeitig eine Schwerpunktverteilung der Aufgaben zwischen den Projektpartnern BTU Cottbus, LS Wassertechnik (Teilprojekt 1) und dem DGFZ Dresden (Teilprojekt 2) erfolgt. Abb.2-1 zeigt den vorgesehenen Ablauf des Projektes.

Bezeichnung	19 96	19 97	19 98	19 99	Schwerpunkt in TP
Aufbau Stömungsmodell	■				1
Planung Messpunkte	■				1/2
Installation Labormesstechnik	■				1/2
Einrichten der Anaerobreakt.	■				2
Landbohrungen, Probenahme		■			Vergabe durch 1
Geophysik		■			Vergabe durch 2
Probenahme auf der Insel			■		1/2
Labor tests Bodenproben		■	■		1/2
Probenahme Grundwasser		■	■		1/2
Aufbau Transportmodell		■			1/2
Anpassung der chem. Analytik	■	■			1/2
Batch tests		■	■		1/2
Sequentielle Extraktion	■	■	■		2
Minerale Analyse		■	■		Vergabe durch 2
Prozessanalysen REV-Tests		■	■	■	1/2
Prozessanalysen Säulentests			■	■	2
Versuche zur bbl. Aktivität		■	■		2
Aufbau Reaktionsmodell			■		1/2
Parameteridentifikation			■	■	1
Digitale Simulation			■	■	2
Szenarioanalyse, Prognose			■	■	1/2
Handlungsempfehlungen				■	1/2
Berichterstattung		■	■	■	1/2
Zeitchse/ Monate	8 9 10 11 12	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12	1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12	1 2 3 4 5 6 7	

Abb. 2-1 Ablaufplan und Schwerpunktverteilung der Aufgaben des Gesamtvorhabens

Der Aufbau der Multilevelpegel erfolgte nacheinander über fast die gesamte Projektlaufzeit. Dadurch konnten die Pegelstandorte sorgfältiger und auf der Grundlage der jeweils vorliegenden Ergebnisse festgelegt werden. Die dabei entnommenen Feststoffproben wurden kontinuierlich im Labor bearbeitet.

Darüber hinaus gelang es, die Pegelbeprobungen bis in den Sommer 1999 weiterzuführen und dadurch maximale Messzeiträume zu gewährleisten.

3 Wissenschaftlicher Stand zu Beginn des Projektes

3.1 Pyritoxydation

Die Aufgabe, ein System Tagebausee mit nicht vollständig überstauter Innenkippe (Insel) zu erstellen, erfordert eine komplexe Herangehensweise unter Beachtung aller wichtiger Einflussfaktoren. Aus dem wissenschaftlichen Stand zu Beginn des Projektes wurde das Bearbeitungskonzept nach Pkt.5.1 entwickelt.

Im Zuge des Braunkohletagebaubetriebes wird durch die Belüftung anaerober pyrithaltiger Sedimente eine Kette von Reaktionen ausgelöst, welche die Beschaffenheit der Kippensedimente und des darin fließenden Grundwassers tiefgreifend verändern. Am Anfang dieser Reaktionskette steht die Verwitterung von Eisendisulfiden (Pyrit und Markasit). Die Pyritverwitterung ist verhältnismäßig gut erforscht. Erste kinetische Beschreibungen gehen bereits auf SINGER & STUMM (1970) und STUMM & MORGAN (1981) zurück. Den gegenwärtigen Kenntnisstand zur Pyritverwitterung fasste EVANGELOU (1995) ausführlich zusammen. Meist werden nur die unter den jeweils betrachteten Randbedingungen geschwindigkeitsbestimmenden Reaktionen den verschiedenen Modellansätzen zugrundegelegt. Im praktischen Fall können jedoch für einen Modellansatz mit komplexem Reaktionsverständnis alle erforderlichen Randbedingungen nicht ermittelt werden. Man reduziert diese Ansätze dann meist auf fallspezifische Näherungen. Folgereaktionen, insbesondere Pufferungsreaktionen mit den freigesetzten Protonen beschrieben auch WISOTZKI (1996) und VAN BERK & WISOTZKI (1995). Von praktischer Bedeutung ist der Einfluss der Oxidationsmittelzufuhr - meist Sauerstoff - auf die Umsatzgeschwindigkeit. PIEHLER & WISOTZKY (1995) entwickelten kinetische Modellvorstellungen über den Sauerstofftransport in der ungesättigten Zone als Oberflächenreaktion auf der Grundlage von NICHOLSON et al. (1988). Dabei berücksichtigten sie zusätzlich die in engen Porenräumen auftretende Knudsen-Diffusion in einem kombinierten Gastransport-Reaktionsmodell. Die Konstanten bestimmten sie respirometrisch mit einer Versuchsanordnung, die der manometrischen Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfes BSB (BISCHOF 1989) entspricht. Unter bestimmten Umständen kommen neben dem Luftsauerstoff, der auch bei formaler Wirkung des dreiwertigen Eisens der Motor der geschilderten Reaktion ist, noch andere Oxydationsmittel, wie beispielsweise Nitrat aus der Landwirtschaft, in Betracht.

Im Falle der Pyritoxydation durch Luftsauerstoff in der ungesättigten Zone ist zusätzlich die reaktive Oberfläche der Mineralphasen bei dem schalenartigen Vordringen der Reaktion auf Porenebene von großer Bedeutung.

WUNDERLY et al. (1996) entwickelten dafür das sogenannte *shrinking-core* - Schrumpfkern-Oxidationsmodell. Die Beschreibung der Prozesskinetik ähnelt der von SCHÖPKE (1999) angewandten Beschreibung der Lösekinetik von Gips aus Kippensanden.

PREIN (1994) untersuchte die Pyritverwitterung unter Berücksichtigung des Einflusses der Sauerstoffnachlieferung in die Verwitterungszone. Zur Modellierung der Pyritverwitterung nutzte sie ein Mixed-Cell-Modell, das die relevanten Transportprozesse sowohl in der luftgefüllten Phase als auch im Sickerwasser beschreibt.

FISCHER et al. (1987) stellten in Laboruntersuchungen fest, dass der Verwitterungsprozess des Pyrits durch Zugabe von alkalischen Puffersubstanzen, z. B. Kraftwerksasche, stark gehemmt wird. Die optimale Dosis ermittelte FISCHER (1986) über praxisnahe Oxidationsversuche, nach denen SCHÖPKE (1999) die Pyritverwitterungsversuche im Batch-Ansatz entwickelte.

3.2 Prozesse im Grundwasserleiter

Typische Pufferungsreaktionen im Grundwasserleiter sind die Carbonatlösung, Lösung von Eisen- und Aluminiumhydroxiden/oxiden, Tonmineralverwitterung (WISOTZKI 1996, KÖLLING 1990), Ionenaustausch, Bildung der Säureformen von Humin- und Fulvosäuren sowie die mögliche Ausfällung saurer Eisen- und/oder Aluminiumhydroxysulfate (Jarosite bzw. Jurbanite) (DVWK 1990). Den Säureeintrag aus Bergbaukippen in Restseen bilanzierten REICHEL et al. (1994) auf der Grundlage des Aciditäts-Alkalitäts-Konzeptes nach STUMM & MORGAN (1981). Nach diesem Konzept entspricht eine Versauerung einem Aciditätszuwachs. Für die Bewertung anoxischer, heterogener Sediment/Wasser-Systeme mit hohem Remobilisierungspotential von Schwermetallen definierten CALMANO et. al (1992) eine *Säurebildungskapazität* und eine *Säureneutralisationskapazität*. Die verschiedenen Verfahren zur Beschreibung des Pufferungsverhaltens von Feststoffen und Wässern sind miteinander kompatibel. Die Unterteilung in starke und schwache Säuren ist angesichts des großen zu betrachtenden pH-Bereiches nicht von Vorteil. EVANGELOU (1995) definierte über die Ionenbilanz bzw. das Aciditätskonzept für wässrige Medien das *Neutralisationspotential NP*, das als Grundlage für Säure-Base-Bilanzierungen im Grund- und Oberflächenwasser als am geeignetsten erscheint (s.Pkt.5.1.2.3).

Die Kippensande sind auf Grund der Pyritverwitterung meist stark mit wasserlöslichen Sekundärmineralen, wie saure Eisen- und Aluminiumsulfate, Gips, u. a. angereichert. Böden und Lockergesteine tauschen mit Sicker- und Grundwasser organische und anorganische Stoffe aus. Der Stoffaustausch beruht auf zwei Mechanismen, auf Löse- und Fällungsvorgängen und auf Ad- und Desorptionsreaktionen. Während die meisten Minerale nicht im Löslichkeitsgleichgewicht mit dem Grundwasser stehen und ihre Löslichkeit kinetisch, nicht thermodynamisch, kontrolliert wird, kann für Ad- und Desorptionsprozesse im porösen Sediment-Grundwasser-System meist Gleichgewicht angenommen werden (MATTHEB 1990). Daneben können auch sogenannte feste Lösungen (APPELO & POSTMA 1993) und die *Oberflächenfällung* (HAMER & SIEGER 1994) im Porensystem des Grundwasserleiters eine Rolle spielen.

Adsorption im engeren Sinne bezeichnet die Anreicherung von Stoffen an der Oberfläche von Flüssigkeiten und vor allem von Festkörpern. Sie erfolgt durch Wechselwirkung der aktiven Zentren mit Atomen, Molekülen oder Ionen einer benachbarten flüssigen oder gasförmigen Phase (KÜMMEL & WORCH 1990). Das Nernstsche Verteilungsgesetz bildet die theoretische Grundlage des K_d -Konzepts, das benutzt wird, um die Sorption organischer und anorganischer Stoffe quantitativ zu beschreiben. Es besagt, dass das Verhältnis der Konzentrationen eines sich zwischen zwei Phasen verteilenden Stoffes bei gegebener Temperatur konstant ist (KOß 1997). Die Verzögerung des Stofftransportes gegenüber der Grundwasserfließgeschwindigkeit beschreibt der Retardationsfaktor als Verhältnis zwischen Transportgeschwindigkeit des Stoffes (Migrationsgeschwindigkeit) und der Abstandsgeschwindigkeit des Lösungsmittels. Die für die Anwendung des K_d -Konzeptes erforderlichen Randbedingungen sind in Kippsand-Wasser-Systemen mit wasserlöslichen Festphasen meist nicht erfüllt, wie auch die von CLASEN & STEPHAN (1997) bestimmten Verteilungskoeffizienten von tertiären Sedimenten und Kippsanden bestätigten.

Ein wichtiger Typ der Adsorption ist der Ionenaustausch, speziell der Kationenaustausch. Die wichtigsten Kationenaustauscher in Böden sind Tonminerale, Huminstoffe und Oxide (einschließlich Hydroxide). Die adsorbierten Kationen werden auch als *Ionenbelag* (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1995) bezeichnet. Die Kationenaustauschkapazität *KAK* gibt den Gehalt austauschbarer Kationen am Feststoff an. Wegen der sehr heterogenen Zusammensetzung der Böden und Lockergesteine kann eine universelle Kationenaustauschkapazität nicht definiert werden. Ionenaustauschgleichgewichte lassen sich mit den geochemischen Berechnungsmodellen PHREEQM (APPELO & POSTMA 1993) und PHREEQC (PARKHURST 1995) modellieren. Allerdings enthält letzteres auch ein Zweischichtmodell für die Oberflächenadsorption (DZOMBAK & MOREL 1990), welches auch unbesetzte Adsorptionsplätze zulässt und für die Beschreibung des Ionenaustausches als Sorption in einem breiten pH- und Ionenstärkebereich (s.Pkt.5.1) besser geeignet ist.

3.3 Komplexe Modellansätze

Reaktive Transportmodelle bestehen meist aus einer Kombination von Transportmodellen mit chemischen Reaktionssystemen. Die geochemische Gleichgewichtsmodellierung bildet neben der Simulation von Grundwasserströmungs- und Transportvorgängen eine wichtige Säule bei der Prognose von Beschaffenheitsänderungen der Grundwässer.

Mit dem Programm MULTRA berechnete BRAND (1996) das Ausbreitungsverhalten mehrerer gelöster Wasserinhaltsstoffe unter Berücksichtigung geochemischer Reaktionen, sowohl der gelösten Species untereinander als auch deren Reaktion mit Festphasen im Aquifersediment im Umfeld des geplanten Großtagebaus Garzweiler II.

Geochemische Rechenprogramme modellieren umfangreiche Wechselwirkungen verschiedener gelöster Stoffe in Wechselwirkung mit definierten Fest- und Gasphasen von in Wasser gelösten Stoffen. LENGNICK et al. (1997) modellierten in äußerst komplex zusammengesetzten Grundwasserleitern des Mitteldeutschen Reviers den reaktiven Stofftransport entlang charakteristischer Bahnlinien des Grundwasserströmungsfeldes. In diesem Gebiet passierte die von einem Restsee abströmende Säurefront mehrere pyrit- und calcithaltige Grundwasserleiter. Für die Anwendung dieses Bahnlinienkonzeptes war die Vernachlässigung der transversalen Dispersion Voraussetzung.

Daran anknüpfend modellierten FRENZEL et al. (1997) instationäre reaktive Mehrkomponententransporte mit einem vertikal-ebenen 2D-Modell. Dabei wurde die Pyritoxidation in der gesättigten Bodenzone durch im Wasser gelösten Sauerstoff postuliert und der Pyritumsatz bei heterogener Verteilungen der hydraulischen Durchlässigkeit und der Anfangspyritkonzentration simuliert. Pufferungsreaktionen fanden keine Berücksichtigung.

Im Rheinischen Revier untersuchten OBERMANN und BOEHM (1995), van BERK und WISOTZKY (1993) die Auswirkungen der dortigen Braunkohlenabraumkippen auf die Grundwasserbeschaffenheit. Der in WISOTZKY (1994) geschilderte methodische Kenntniszuwachs ist in das hier beschriebene Vorhaben eingeflossen. Durch die unterschiedlichen hydrogeologischen Gegebenheiten der Lagerstätten ist eine Übertragung der Ergebnisse nicht ohne weiteres gegeben.

Mit dem Projekt von LMBV und BTU-Cottbus, *Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebaurestseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung*, erfolgt die wissenschaftlich-technische Begleitung der Fremdflutung von Tagebaurestlöchern. Eine Methodik zur Prognose der Wasserbeschaffenheit nach Still-Legung von Tagebauen (REICHEL et al. 1994), und eine Limnologische Methodik (GKSS & BTU 1994) dokumentiert von BTUC (1996 und 1997) bildeten für eine Reihe von Tagebauseen die Grundlage für Gutachten zur Beschaffenheitsentwicklung unter Berücksichtigung verschiedener Flutungsszenarien. Die Prognose der Tagebauseebeschaffenheit erfolgte nach umfangreichen Erkundungen über Massenbilanzen, gekoppelt mit hydrogeochemischen Modellen.

Die derzeit praktizierte Methodik führte nur in erster Näherung zu Beschaffenheitsprognosen für die Steuerung des Flutungsprozesses. Bei den mehrdimensionalen geochemischen Modellen wird der Chemismus des Grundwasserleiter/Grundwasser-Systems meist auf wesentliche Prozesse reduziert. Umgekehrt werden kompliziertere chemische Zusammenhänge nur mit einfachen Transportprozessen verknüpft. Über Anpassungsrechnungen können auch unvollständig erkundete, komplizierte hydraulische Verhältnisse in adäquate, prognostisch zuverlässige Modelle übertragen werden. Die Einbeziehung chemischer und biochemischer Prozesse ist bisher nur für relativ einfache Systeme gelungen. Weitgehend ungeklärt ist das zeitliche und räumliche Zusammenwirken der Oxydation mit der Lösung und Fällung von Sekundärmineralien. Eine derartige Betrachtung der Lausitzer Kippen begann erst SCHÖPKE (1999). Beim Vergleich der Lausitzer Kippen mit Kippen und Abraumhalden anderer Orte ist die Entstehungsgeschichte der Kippen stets zu berücksichtigen.

4 Angaben zu bekannten Konstruktionen, Verfahren und Schutzrechten, die für die Durchführung des Projektes genutzt wurden

4.1 Teufenorientierte Grundwasserprobenahme - Multilevelpegel

Zur Untersuchung der Beschaffenheitsänderungen im Grundwasserleiter waren tiefenorientierte Grundwasserprobenahmen erforderlich. Es standen folgende Systeme zur Auswahl:

- ◆ vollständig verfilterte Grundwasser-Messstellen
- ◆ mehrfach verfilterte Grundwasser-Messstellen
- ◆ Messstellenbündel
- ◆ Messstellengruppen
- ◆ Sondermessstellen

NITSCHKE et al. (1997) bewerteten die Vor- und Nachteile dieser verschiedenen tiefenorientierten Beprobungssysteme mit der Empfehlung von Sondermessstellen. Diese sind dadurch gekennzeichnet, dass in einer Bohrung ein Trägersystem installiert wird, an dem in verschiedenen Tiefen hydraulisch voneinander getrennte Filterelemente bzw. Probenahmesysteme angeordnet sind. Zwei Systeme von Sondermessstellen (Multilevelpegel) standen zur Auswahl:

- Bei der **Multi-Level-Technik der Ruhr-Universität Bochum** (LEUCHS 1988) werden einzelne Kiesbelagfilter (max. 20 pro Bohrung) zusammen mit Hart-PVC-Schläuchen, die bis an die Geländeoberfläche reichen, an einem Vollrohr befestigt, dessen unterer Teil verfiltert ist. Beim Ziehen der Verrohrung nach dem Einbau des Messsystems *fließt* das natürliche Sedimentmaterial an die entsprechenden Einzelfilter heran. Liegt der Grundwasserspiegel mehr als 7 m unter der Geländeoberfläche, können Injektoren installiert werden. Druckbeaufschlagung mittels Pressluft oder Stickstoff fördert die in den Injektor geströmte Flüssigkeitsmenge an die Erdoberfläche. Die im Grundwasser gelösten Gase werden dabei kaum verändert. LEUCHS (1988) empfiehlt, frühestens ein halbes Jahr nach dem Brunnenbau mit der Beprobung zu beginnen.
- Das am Dresdner Grundwasserforschungszentrum entwickelte und industriell gefertigte **SGM-System** (Sicker- und **Grundwasser-Mess-System**, UIT 1994) und seine Einbautechnologie gestatten es, dass in einer Bohrung grundsätzlich sowohl mehrere Bodenüberwachungselemente in der wasserungesättigten Zone als auch mehrere Grundwasserüberwachungselemente in der wassergesättigten Zone in praktisch beliebigen Teufen positioniert werden können. Der vertikale Mindestabstand der Überwachungselemente sollte im Hinblick auf eine wirksame Horizonttrennung nicht kleiner als 2 m sein (EICHHORN et al. 1993). Druckluftgesteuerte Membranpumpen fördern die Proben aus beliebiger Tiefe (ca. 1 l/min).

Bei der Errichtung von neuen Gütemessstellen bestand die Wahl zwischen diesen beiden Sondermessstellen. Für die Wahl des Systems waren entscheidend:

- ◆ Probenförderung mit Membranpumpe, die jeden Gas/Wasser-Kontakt ausschließen,
- ◆ Verwendung des gleichen Förderprinzips in einer mobilen Technik zur Beprobung von Grundwasserbeobachtungsrohren,
- ◆ Lieferung und Einbau des Probenahmesystems durch eine Spezialfirma in der Region, die für Reparatur und Gewährleistungsaufgaben verfügbar ist,
- ◆ Erfahrungen mit zwei Multilevelpegeln nach dem SGM-System bei Forschungen im Rahmen des DFG-Innovationskollegs in Schlabendorf-Nord.

Im Ergebnis der Ausschreibung wurden die Bohrarbeiten an die Fa. Panitz Lübbenau und der Ausbau der Messstellen an die Fa. UIT-Dresden vergeben.

4.2 REV-Fluidzirkulationsanlage

Mit der Fluidzirkulationsanlage (Abb.5.6-1) sollten Prozesse unter grundwassernahen Bedingungen im 0-dimensionalen Maßstab untersucht werden. Die Anlage wurde vor 1989 an der TU-Dresden unter Leitung von Prof. Luckner (heute DGFZ) entwickelt. Einziger Hersteller, der in Pkt. 5.6.1.1 beschriebenen Anlage ist die Fa. UIT-Dresden. Im Rahmen des DFG-Innovationskollegs (HÜTTL et al. 1999) wurde bereits eine REV-Fluidzirkulationsanlage eingesetzt, die nicht für das laufende Projekte

zur Verfügung stand. Für die im Rahmen des BMBF-Projektes vorgesehenen Untersuchungen wurden auf den Erfahrungen basierende Erweiterungen der Versuchstechnik vereinbart:

1. Messeinrichtung für Sauerstoff 4 Elektroden
2. pH-Elektroden, die in Eisen(II)sulfatangereicherten Kippeneluaten nur geringe Messwertdrift aufweisen
3. Grundausrüstung Probenbehälter aus Edelstahl ergänzt durch:
 - LINER-Endkappen mit passenden Ständern
 - Teflonprobenbehälter II (26mm Innendurchmesser)
 - Edelstahlprobenbehälter II (100 mm Innendurchmesser)
4. externe Schlauchpumpe mit mindestens je 8 Schläuchen, kontinuierlich regelbar im Bereich 0...100 ml/h
5. T-Stücke, Schlauchstücke, Edelstahlschnellkupplungen für flexible Versuchsdurchführungen

Für die Nutzung von Fluidzirkulations- und Säulenversuchen zur Prozessanalyse lagen Erfahrungen von GLÄSER (1993) vor, auf deren Grundlage eigene Untersuchungsmethoden entwickelt (SCHÖPKE 1999 und PREUB 1999) worden sind.

4.3 Säulenanlage

Im 1-dimensionalen Betrachtungsmaßstab waren Säulenversuche vorgesehen. Die von der Fa. UIT-Dresden gebaute Anlage ist in Pkt.5.6.7.1 beschrieben. Ergebnisse eigener methodischer Untersuchungen werden in BTUC (1999), HÜTTL et al. (1999), sowie SCHÖPKE (1999) beschrieben.

4.4 Probenahmetechnik

Die in den Multilevelpegeln eingesetzte Fördertechnologie zuzüglich Packersystemen stand auch als mobile Anlage zur Beprobung von Grundwasserbeobachtungsrohren ab 2" Durchmesser zur Verfügung. Für die Altpegelbeprobung wurde wegen der wesentlich höheren Förderleistung eine Grundfos-Probenahmepumpe verwendet (NITSCHKE 1997).

5. Eingehende Darstellung der erzielten Ergebnisse

5.1 Bearbeitungskonzept

5.1.1 Geologische und hydrogeologische Situationsrecherchen

Aus der Aufgabenstellung (Pkt.1) ergeben sich die notwendigen Bearbeitungsschritte. Zunächst war die geologische und hydrogeologische Situation des Untersuchungsgebietes zu recherchieren. Dazu gehören:

- ◆ geologische Entwicklung
- ◆ Beschreibung der ehemaligen Braunkohlelagerstätte
- ◆ Fördertechnologie und Entstehung der Kippenstrukturen
- ◆ Sanierungsmaßnahmen und Flutung des Restloches
- ◆ Topographie des gegenwärtigen Tageausees
- ◆ Grundwasserströmungsfeld

Im nächsten Schritt waren einfache Modellvorstellungen für den Senftenberger See zu entwickeln. Regelmäßige Wassergütedaten an mehreren Messpunkten und Tiefen liegen seit Anfang der 80er Jahre (LUA 1996a) vor. Wasserstands- sowie Zufluss- und Abflussdaten waren erst seit 1989 verfügbar. Der See musste in verschiedene Bilanzräume eingeteilt werden, jahresperiodische Schwankungen erfasst und ein Bilanzverfahren für den Gesamtsee entwickelt werden. Die beobachteten Beschaffenheitsveränderungen wurden in einen Zusammenhang mit dem Bewirtschaftungsregime (Wasserstände, Zu-, Abfluss, LUA 1996 und LUA 1997) gebracht. (s.Pkt.5.1.3 und Pkt. 5.4) Neben dem oberirdischen Zu- und Abfluss waren auch Wechselwirkungen mit dem Grundwasser zu beachten. Gegenwärtig befindet sich der Senftenberger See in einem regionalen Grundwassergefälle in Richtung Nord. In diesem Zusammenhang ergab sich ein orientierendes Strömungsprofil entlang des generellen Grundwasserstandsgradienten, in welches auch die Innenkippe eingeordnet werden musste. (s.Pkt.5.3.1 u.5.3.2)

Aus der Speicherbewirtschaftung des Senftenberger Sees folgt eine etwa jahresperiodische Wasserstandsganglinie. Diese Schwankungen wirken sich auch auf die angrenzenden Grundwasserleiter aus. Insbesondere das Grundwasser der Innenkippe ist von periodischen Infiltrationen und Exfiltrationen betroffen. Diese Effekte mussten erfasst und durch Auswertung vorhandenen Datenmaterials quantifiziert werden. (s.Pkt.5.3.3)

Aus den Auswertungen vorhandener Daten leiteten sich verschiedene Bilanzansätze auf den einzelnen Maßstabebenen ab. Daraus ergaben sich auch Informationsdefizite, die durch eigene Arbeiten auszugleichen waren. (s.Pkt.5.1.4 und Pkt.5.7)

Für die Untersuchung von Grundwasserströmungsproblemen existieren bereits eine Reihe praktikabler Lösungsstrategien, mit denen die hydraulischen Eigenschaften des zu betrachtenden Untersuchungsgebietes und dessen Randbedingungen möglichst genau ermittelt werden können. (s.DGFZ)

5.1.2 Hydrogeochemisches Grundkonzept für die laborative Parameterermittlung

5.1.2.1 Beschaffenheitsbestimmende Prozesse im Porengerüst der Grundwasserleiter

Die Prognose von Grundwasserbeschaffenheitsentwicklungen ist um einiges komplizierter. Zunächst müssen die gütebeeinflussenden Reaktionen erkannt und quantifiziert werden. Anschließend sind ebenfalls möglichst detaillierte Daten zum Grundwasser/Grundwasserleiterchemismus zu ermitteln. Es wurde der methodische Ansatz von SCHÖPKE (1999) modifiziert eingesetzt und weiterentwickelt. Die Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit laufen im Porensystem des Grundwasserleiters ab. Die zu berücksichtigenden Wechselwirkungen zeigt Abb.5.1-1.

Der Grundwasserleiter wird aus Primärmineralen aufgebaut. Diese bilden das Porengerüst und sind chemisch inert bzw. verwittern nur sehr langsam (1). Daneben liegen eine Reihe reaktiver und sekundärer Minerale vor, die im Gleichgewicht mit den gelösten Stoffen im Grundwasser stehen (3). An den Phasengrenzflächen Grundwasser-Feststoff bilden sich *Adsorptionsfilme* (2).

Die sich vielfach überlagernden Lösungs- und Sorptionsgleichgewichte zwischen Grundwasser und Feststoff wurden als *komplexe Phasengleichgewichte* (2+3) beschrieben. Unter den Mineralverwitterungsprozessen nimmt die Pyritverwitterung (1a) eine Sonderstellung ein, da sie tiefgreifende Verän-

derungen im Kippengrundwasserleiter auslöst. Entlang der Strombahnen erfolgt über die mobilen Phasen Grundwasser und Bodenluft ein Stofftransport (4) (Migration).

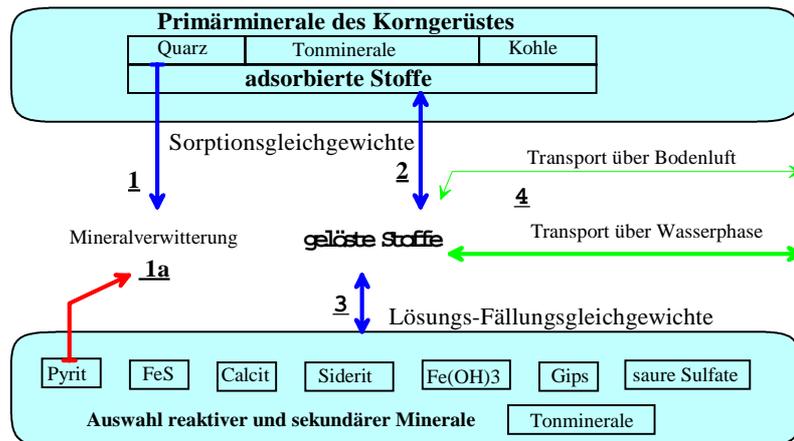
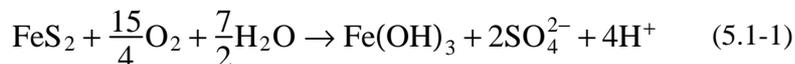


Abb. 5.1-1 Wechselwirkungen im Porenraum nach SCHÖPKE (1999)

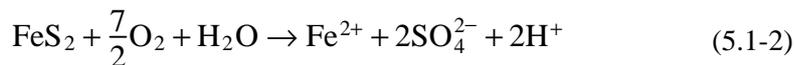
Unter Beachtung der Spezifik der einzelnen Kompartimente lässt sich dieses Schema auf alle Bereiche einschließlich der eingesetzten Laborversuchsarrangements übertragen. Das schafft die Möglichkeiten, Parameter aus Beobachtungs- und Versuchsdaten für die Parameterermittlung zu nutzen. Hierzu wurden die Versuchsansätze aus SCHÖPKE (1999) übernommen oder im Rahmen dieses Projektes neu erarbeitet.

5.1.2.2 Pyritverwitterung

Bei der Pyritverwitterung handelt es sich um einen komplexen Prozess, der sowohl anorganisch als auch mikrobiologisch katalysiert in mehreren sequentiellen Teilschritten (EVANGELOU 1997) ablaufen kann. Die Pyritoxidation durch Sauerstoff und die anschließende vollständige Fällung des entstehenden Eisens als Hydroxid verläuft nach der Bruttogleichung 5.1-1.



Die direkte Oxidation des Pyrits durch Sauerstoff führt entsprechend Gl.5.1-2 zu zweiwertigem Eisen.



Die bevorzugte Oxidation des Pyrits im sauren Milieu erfolgt durch Reaktion mit Eisen(III)-Ionen, die dabei zu Eisen(II) reduziert werden.



Besonders bei niedrigen pH-Werten läuft dieser Prozess schneller ab als die direkte Oxidation mit Sauerstoff. Durch bakterielle Oxidation des Eisen(II) mit Sauerstoff wird das Oxidationsmittel Eisen(III) wieder regeneriert. Reaktion 5.1-3 läuft wahrscheinlich auch bei der Grundwasserneubildung nach Gl.5.1-1 gebildeten Sickerwässern ab, bei der Eisen(III) in Lösung blieb. Effektiv ergibt sich dann Gl.5.1-2 als Bruttoreaktionsgleichung. Neben Sauerstoff können auch Nitrat oder Wasserstoffperoxid Pyrit oxidieren.

Für die Bewertung des Einflusses der Pyritverwitterung auf die Grundwasserbeschaffenheit ist der Gehalt verwitterbaren Pyrits und die Reaktionskinetik zu betrachten. Neben der Bestimmung des Gesamt- und des Sulfidschwefels wurde zur Bestimmung des oxidierbaren Schwefels auch ein eigens entwickelter Oxidationstest mit Wasserstoffperoxid eingesetzt. Damit ließ sich im Batch-Ansatz der *worst case* insbesondere auch die effektive Säurebildung des Materials bei vollständiger Oxidation simulieren.

Die Verwitterungskinetik ist abhängig vom jeweilig ablaufenden, meist nicht bekannten, detaillierten Reaktionsmechanismus (Testentwicklung s. Pkt.5.6.8.1). In älteren Kippen wird die Verwitterungsge-

schwindigkeit meist durch die Zufuhr von Oxidationsmitteln kontrolliert. (Prein 1994, BTUC 1999-TP20).

In den Batch-Versuchen zur Pyritverwitterung war ausreichend Luftsauerstoff vorhanden. Zur Beschreibung der im Test ablaufenden Reaktionen genügte meist eine pseudoerste Reaktionsordnung bezüglich des Sulfidschwefels. (s.Pkt.5.6.9)

Reaktionen im Ungesättigten, wo sich Pyritverwitterung und Lösung der Verwitterungsprodukte im Sickerwasser überlagerten, ließen sich über Sickersäulenversuche simulieren. Unter Nutzung der mit verschiedenen Versuchsansätzen ermittelten Parameter ließ sich der mögliche Einfluss der Pyritverwitterung auf die Grundwasserbeschaffenheit lokalisieren und ggf. quantifizieren. (s.Pkt.5.6.10)

Die Pyritoxidation mit Eisen(III) wurde in langfristig angelegten Säulen- und Fluidzirkulationsversuchen untersucht. Leider konnten abschließend noch keine für die vorliegende Problematik verwendbaren Ergebnisse ermittelt werden, weshalb die Diskussion dieser Versuche auf die nächste Projektphase verschoben werden muss.

5.1.2.3 Bilanzierung von Säurebildungs- und Pufferungsprozessen

Die Oberflächen- und Grundwässer sind in der Regel hydrogencarbonatgepuffert, d.h. Hydrogencarbonationen und gelöste freie Kohlensäure befinden sich im chemischen Gleichgewicht und bestimmen über das 1. Dissoziationsgleichgewicht der Kohlensäure den pH-Wert des Wassers.



Nach dem Massenwirkungsgesetz gilt (20°C):

$$\lg K_1 = \lg c_{\text{HCO}_3^-} - \text{pH} - \lg c_{\text{CO}_{2\text{aq}}} + \lg f \approx -6.36 \quad (5.1-5)$$

Der pH-Wert natürlicher Wässer wird dadurch zwischen 5...8 stabilisiert. Das Verhältnis aus der Hydrogencarbonatkonzentration und der Kohlenstoffdioxidkonzentration bestimmt in diesem Pufferbereich den pH-Wert nach Gl.5.1-6 (für 10°C, f = Reaktionsaktivitätskoeffizient).

$$\text{pH} = \lg c_{\text{HCO}_3^-} - \lg K_1 - \lg c_{\text{CO}_{2\text{aq}}} + \lg f \approx 6.36 + \lg \frac{c_{\text{HCO}_3^-}}{c_{\text{CO}_{2\text{aq}}}} + \lg f \quad (5.1-6)$$

Kohlenstoffdioxid steht in Oberflächengewässern im Gasaustausch mit der Atmosphäre und wird bei der Photosynthese verbraucht sowie bei Abbauprozessen wieder freigesetzt. Die Pufferkapazität gegenüber Säure bestimmt allerdings nach Gl.5.1-4 allein die Hydrogencarbonatkonzentration.

Bergbaubeeinflusste Wässer sind häufig nicht hydrogencarbonatgepuffert. Die in Folge der Pyritverwitterung (Gl.5.1-1 bis 5.1-3) primär entstehenden Produkte reagieren mit den Kippensandbestandteilen z.T. unter Mineralneubildung weiter. Die im Wasser auch in Form von Kationensäuren abgegebene (potentielle) Säure wird über einzeln schwer nachvollziehbare Reaktionen abgepuffert. Da nur die Summe aller säurebildenden Inhaltstoffe im Grundwasser die Versauerung des Tagebausees bestimmt, konnte durch Anwendung des Neutralisationspotentials nach EVANGÉLOU (1996) - modifiziert nach SCHÖPKE (1999) - die Zahl der bei der Analysenauswertung zu berücksichtigenden Parameter erheblich eingeschränkt werden.

$$\text{NP} \approx K_{\text{S}_{4,3}} - 3c_{\text{Al}^{3+}} - 2c_{\text{Fe}^{2+}} - 2c_{\text{Mn}^{2+}} \quad (5.1-7)$$

Die Säurekapazität $K_{\text{S}_{4,3}}$ enthält dabei alle säurebildenden (Fe^{3+}) oder puffernden Stoffe (HCO_3^-), die sich während der Titration mit einer Säure/Base bis $\text{pH} = 4,3$ umsetzen. Fehlende Daten der Säurekapazität wurden nach Gl.5.1-8 (SCHÖPKE 1999) geschätzt:

$$K_{\text{S}_{4,3}} \approx - \left(1,18 + 0,024c_{\text{SO}_4} \right) \cdot 10^{3-\text{pH}} - 3c_{\text{Fe}^{3+}} + c_{\text{HCO}_3^-} \quad [\text{mmol/l}] \quad (5.1-8)$$

Eine potentielle Säurewirkung des Wassers zeichnet sich durch ein negatives Neutralisationspotential aus. Die Beschaffenheitsentwicklung eines Kippengrundwassers lässt sich prinzipiell auch als eine Linearkombination der dominierenden Reaktionsvektoren (Abb.5.1-2) darstellen.

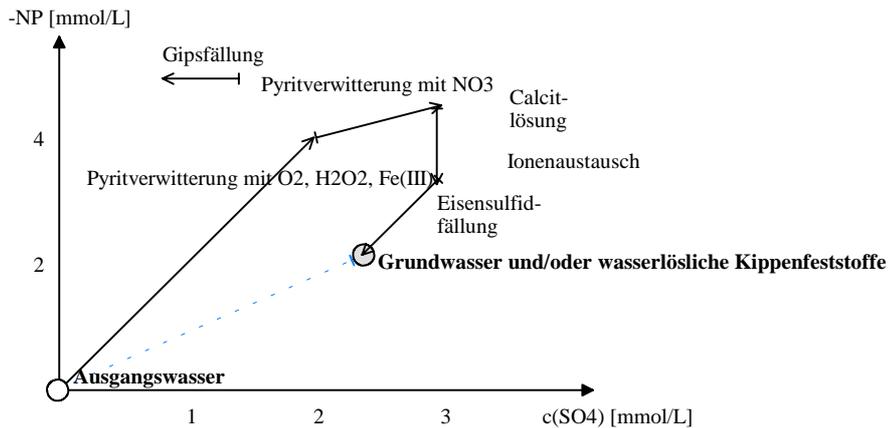
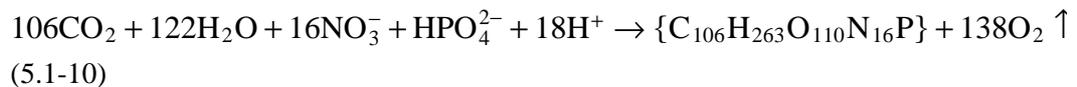


Abb. 5.1-2 Prinzipielle Entwicklung eines Kippengrundwassers aus ionenarmem Ausgangswasser (Niederschlag) durch Kombination säurebildender und puffernder Reaktionsvektoren

Die Darstellung ist auch auf die wasserlöslichen Kippensandfeststoffe übertragbar. Solange kein Gips ausgefallen oder gelöst worden ist, entspricht die Sulfatkonzentration dem verwitterten Sulfid-Schwefel. Das Neutralisationspotential kann als Summenparameter wie eine Konzentration als Bilanzgröße behandelt werden. Für die Pyritoxidation mit Sauerstoff nach Gl.5.1-1 bis 5.1-3 und mit Wasserstoffperoxid gilt entsprechend der Reaktionsstöchiometrie Gl.5.1-9

$$\partial \text{NP} = -2\partial c_{\text{SO}_4} \quad (5.1-9),$$

sowie mit umgekehrten Vorzeichen für die Rückreaktion zu Eisendisulfid durch Reduktion. Für die Photosynthese nach Gl.5.1-10



lässt sich die Änderung des Neutralisationspotentials in Abhängigkeit der Änderung der Kohlenstoffdioxidkonzentration c_{CO_2} oder der anorganischen Kohlenstoffkonzentration DIC nach Gl.5.1-11 beschreiben. Innerhalb des Hydrogencarbonatpufferbereiches liegen die verbrauchten Protonen nur am Hydrogencarbonat gebunden vor, d.h. eigentlich werden je Formelumsatz noch einmal 18 CO_2 entsprechend Gl.5.1-4 zu Hydrogencarbonat umgesetzt.

$$\begin{aligned} \partial \text{NP} &= -0,17 \cdot \partial \text{DIC} \\ \partial c_{\text{HCO}_3} &= -0,17 \cdot \partial \text{DIC} \\ \partial c_{\text{CO}_2} &= (1 + 0,17) \cdot \partial \text{DIC} \\ \partial c_{\text{o-PO}_4} &= 0,0094 \cdot \partial \text{DIC} \\ \partial c_{\text{NO}_3} &= 0,151 \cdot \partial \text{DIC} \end{aligned} \quad (5.1-11)$$

Für die Photosynthese gilt weiterhin:

$$\partial \text{DIC} = -\partial \text{TOC} < 0 \quad (5.1-12)$$

wenn ΔTOC die produzierte Biomasse als organischen Kohlenstoff darstellt.

Bezüglich der bei der Pyritverwitterung freigesetzten Säure (-NP) lässt sich der durch unterschiedliche Pufferungsreaktionen abgebundene Anteil abschätzen. Dafür definierte SCHÖPKE (1999) den Pufferungsquotient PQ,

$$\text{PQ} = -\frac{\text{NP}}{c_{\text{SO}_4}} \leq 2 \quad (5.1-13)$$

der entsprechend der Pyritverwitterungstöchiometrie unter Idealbedingungen maximal 2 beträgt. Die Quotienten zwischen zwei Konzentrationen wurden als *Stöchiometriequotienten* definiert. Die Zusammensetzung von Kippengrundwässern charakterisieren insbesondere die Quotienten bezüglich

Sulfat. Neben dem PQ spielt auch das Konzentrationsverhältnis der Erdalkalien ($\text{GH}=\text{Ca}+\text{Mg}$) zum Sulfat (GH/SO_4) eine Rolle. Die Modellierung von Kippensand-Feststoff-Wechselwirkungen erfolgte mit dem geochemischen Berechnungsprogramm PhreeqC (Parkhurst 1995). (s.Pkt.5.5.3)

Der pH-Wert saurer bergbaubeeinflusster Wässer wird durch Pufferung von Hydrogensulfat, Eisen(III) oder Aluminium eingestellt. Ziel der Sanierung ist die Wiederherstellung von hydrogencarbonatgepufferten Wässern, d.h. $\text{pH} > 4,3$. Die dafür erforderlichen Mengen an Neutralisationsmittel entsprechen dem negativen Neutralisationspotential. Über den pH-Wert lässt sich zwar der Pufferungsstatus erkennen, nicht aber das Neutralisationspotential. Darüber hinaus bestimmt im Hydrogencarbonatpuffer die durch Gasaustausch mit der Atmosphäre und durch biologische Vorgänge in ihrer Konzentration sehr variable Kohlensäure den pH-Wert, ohne die Pufferung des Wassers ($\text{NP} = \text{K}_{\text{S4,3}}$) zu verändern. Deshalb wird bei der Bewertung von bergbaubedingter Versauerung das **Neutralisationspotential NP als Bilanzgröße** verwendet. Bei den Untersuchungen stehen die diese Puffersysteme bestimmenden Parameter und die Hauptan- und -kationen im Mittelpunkt. Spurenstoffe und Nährstoffe werden nur am Rande mit betrachtet.

5.1.2.4 Wasserlösliche Stoffe im Porensystem und Wechselwirkungen mit der Feststoffmatrix

Die Zusammenfassung von Lösungs- und Sorptionsgleichgewichten zu komplexen Phasengleichgewichten resultiert aus der experimentell schwierigen Abgrenzung beider Prozesse voneinander (SCHÖPKE 1999). Die quantitative Elution wasserlöslicher Stoffe aus den Feststoffproben (z.B. nach DIN38414-S4) wurde durch parallel ablaufende Sorptionsgleichgewichte verfälscht. Mit der alternativ entwickelten kontinuierlichen Elution von Sanden in der REV-Fluidzirkulationsanlage (SCHÖPKE 1999, PREUB 1999) konnte die Zusammensetzung der wasserlöslichen Bestandteile quantitativ ermittelt werden.

Die für alle Proben durchgeführten Orientierungsbatchversuche dienten der Erstbewertung und der Vorauswahl für aufwendigere Untersuchungen. Der Einfluss von Sorptionsprozessen am Feststoff ließ sich durch die 4-Stufenbatchversuche ermitteln. (s.Pkt.5.6.1) Die Prozesse im ungesättigten und im gesättigten Grundwasserleiter wurden darüber hinaus mit ausgewählten Materialien in Versuchssäulen über längere Zeiträume simuliert. (s.Pkt.5.6.7)

Die mit Feststoffproben im Batch-Ansatz und in der Fluidzirkulationsanlage durchgeführten Säure/Base-Titrations lieferten bisher keine reproduzierbaren Ergebnisse und werden deshalb nicht in diesem Bericht diskutiert (ZwiB 1998).

5.1.3 Räumliche Untergliederung des Untersuchungsgebietes (Kompartimentierung)

Zur Ermittlung der charakteristischen Parameter für das in ein äußeres Grundwasserströmungsfeld eingebundene System *Tagebausee mit Innenkippe* war eine sinnvolle Aufgliederung in Kompartimente notwendig, für die *prozess- und teilprozess-spezifische Detailmodelle* erstellt und parametrisiert werden konnten. Das Untersuchungsobjekt ist ein von dem Vorfluter Schwarze Elster (teilweise) durchströmter Tagebausee mit Innenkippe. Die Innenkippe teilt den See in den nördlichen Hauptsee und den Südsee.

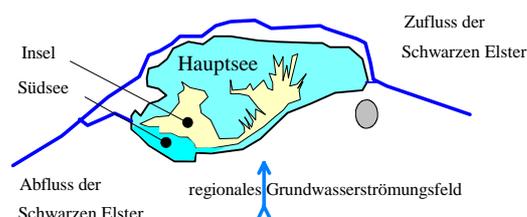


Abb. 5.1-3 Einteilung der Reaktionsräume nach oberirdischen und unterirdischen Zu- und Abflüssen des Sefntenberger Sees als Grundlage für Wasser- und Stoffbilanzen

Der Tagebausee samt der Innenkippe ist eingebunden in das regionale Grundwasserströmungsfeld. Daraus folgt eine auch auf andere Tagebauseen mit Innenkippen übertragbare weitere Untergliederung des Systems:

- Tagebausee bzw. Seeteile mit jahreszeitlich veränderlichen Kompartimenten
 - ◆ Epilimnion (Haupt- und Südsee)
 - ◆ Hypolimnion (Haupt- und Südsee)
 - ◆ sedimentbeeinflusste Zone des Hypolimnions
 - ◆ weitere horizontale Gliederung in Seebecken und Bereiche
 - ◆ Jahreszyklen
- Grundwasserleiter (jeweils untergliedert nach geologischer Situation: Quartär, Tertiär, Kippe, ...)
 - ◆ ungesättigte Grundwasserleiter
 - ◆ gesättigte Grundwasserleiter (durch Stauer getrennte Grundwasserstockwerke)
 - ◆ Durch Speicherbewirtschaftung ausgebildete *Elutionszonen*

Dabei können durch die Speicherbewirtschaftung im Uferbereich sog. *Elutionszonen* entstehen, die abwechselnd von Seewasser und Grundwasser durchströmt werden. Die mögliche vertikale Kompartimentierung zeigt Abb.5.1-4 im Süd-Nord-Schnitt durch das Untersuchungsgebiet mit einem Süd-Nord-Grundwassergefälle.

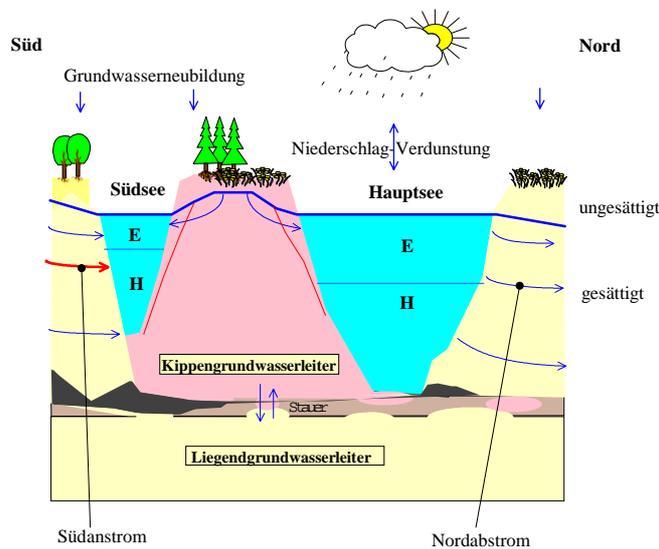


Abb. 5.1-4 Süd-Nord-Schnitt durch das Untersuchungsgebiet mit zu berücksichtigenden Kompartimenten und Stoff-Flüssen. (E = Epilimnion, H = Hypolimnion während der Stagnationsphasen, Liegendgrundwasserleiter = Tertiär)

Zwischen den Raumkompartimenten sind folgende Wasser- und Stoffflüsse zu beachten:

- ◆ Zufluss der Schwarzen Elster
- ◆ Abfluss der Schwarzen Elster
- ◆ Südlicher Grundwasseranstrom
- ◆ Nördlicher Grundwasserabstrom
- ◆ Wasser- und Stoffaustausch mit der Innenkippe (Elutionszonen)
- ◆ Niederschlag und Verdunstung
- ◆ Speichereigenschaften

Folgende Wasser- und Stoffströme sind in den Grundwasserleitern zu beachten:

- ◆ Sickerwasserbildung -> Grundwasserneubildung
- ◆ Zirkulation von Bodenluft
- ◆ Transport durch das strömende Grundwasser

Aus der Erkundung ergibt sich die Wichtigkeit der einzelnen Kompartimente und Stoffströme. Vor allem darin unterscheiden sich die Systeme unterschiedlicher Standorte.

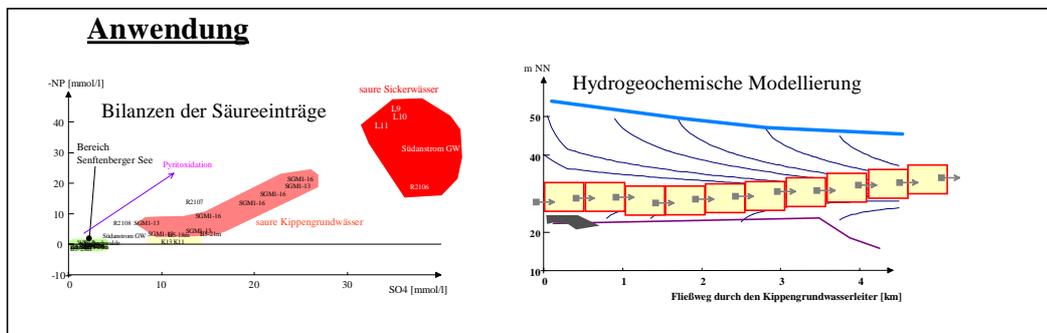
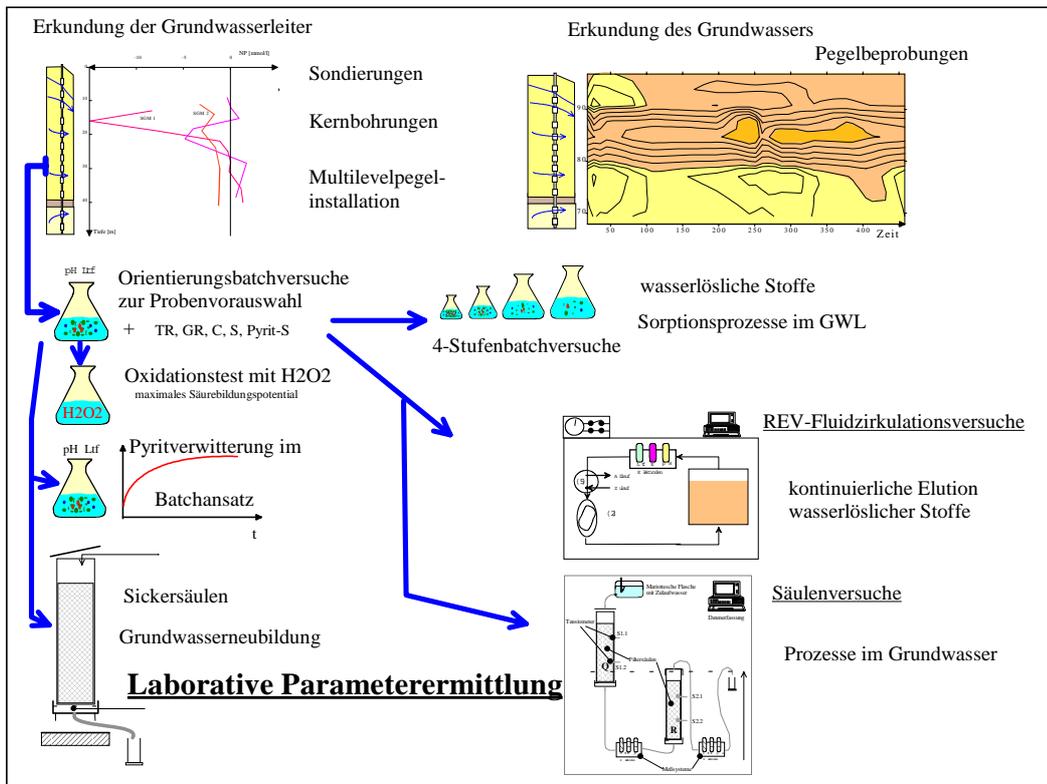
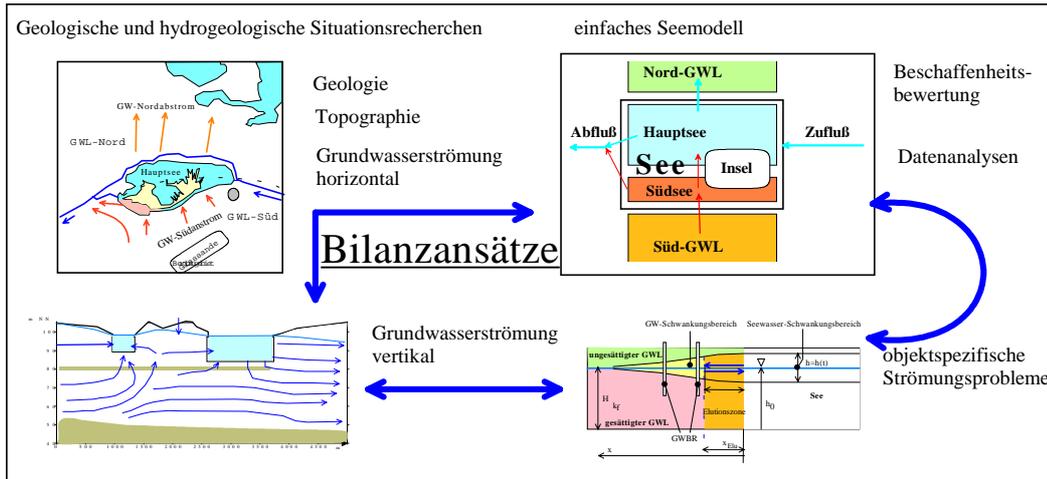


Abb. 5.1-5 Bearbeitungskonzept als Übersicht

5.1.4 Durchgeführte Arbeiten

5.1.4.1 Geologische Datenrecherchen

Für die Untersuchung des direkten Anstrombereiches im Südosten standen die Untersuchungsberichte von VULPIUS (1994), die Erkundungsberichte zu den Glassandlagerstätten Hosena GFE (1980) und zur Grauwacke Koschenberg GFE (1971) sowie Bohrungen und geologische Profile der LMBV (1998) zur Verfügung. Vom Gutachten Regionalmodell Südostrevier standen nur geologische Profile VULPIUS (1994) zur Verfügung, die einen groben Überblick über die teilweise stark gestörten geologischen Verhältnisse nördlich des Tagebaues Heide 4 gaben.

Die aufgeführten Gutachten zur Standsicherheit von Ufern und Böschungen (BRANDT 1982 und SCHAFF & FRANKE 1976) geben Aufschluss über die Geologie in lokalen Bereichen am Senftenberger See und enthalten teilweise geologische Schnittdarstellungen. Der nördliche Abstrombereich des Senftenberger Sees über die Buchwalder Rinne zum Tagebau Sedlitz hin im Nordostbereich der Rinne wurde durch den Hydrogeologischen Bericht zur Detailerkundung Wasserwerk Buchwalde (HGN 1982) erfasst. Der Westteil der Rinne im Übergang zur Briesker Rinne ist durch mehrere geologische Profile (HGN 1986) dargestellt. Für die Bereiche nördlich der Buchwalder Rinne und östlich der Briesker Rinne standen nur vereinzelte Bohrprofile sowie Karten zur Verbreitung des zweiten miozänen Braunkohlenflözes BMF 2 (z.T. mit Pleistozänbasis) zur Verfügung.

Den Südwestteil des Untersuchungsgebietes mit der Briesker Rinne erfasst und beschreibt der Ergebnisbericht zur Wasserfassung Ruhland (HGN 1967) detailliert. Die meisten der recherchierten Bohrungen und Unterlagen erreichen nur das 2. Miozäne Braunkohlenflöz, so dass die Erstellung des geologischen Modells für die liegenden Bereiche des Flözes problematisch und nur allgemein möglich war.

Für die Klärung der Technologie des Tagebaues Niemtsch erfolgte als erstes eine Recherche nach den erforderlichen Unterlagen im Archiv der LMBV GmbH (PKKB 1955, 1956, 1957, 1958). In den Unterlagen befinden sich Bohrkarten mit Schnittspurlinien sowie geologische Schnitte. Die in den Schnitten dargestellten Bohrungen wurden bis in den Liegendenschluff des 2. Miozänen Flözhorizontes abgeteuft. Vereinzelt wurden in technologischen Karten auch die Isolinien der Flözoberkante dargestellt. Wichtig für die Ermittlung der Tagebautechnologie waren technologische Schnitte und Aufzeichnungen über technologische Abläufe. Die wesentlichsten Aussagen zum Tagebau Niemtsch konnten FUCHS & SCHÜLER (1997) und die Aussagen zum Kippenaufbau und zu den Rekultivierungsarbeiten SCHOEWE (1995) entnommen werden.

Wichtige Hinweise über die Tagebautechnologie und die Rekultivierung konnten durch Gespräche mit Herrn Schertzberg, dem ehemaligen Tagebautechnologen und Heimatforscher sowie mit Herrn Breyer, der seit 1964 in der Rekultivierung u.a. auch des Tagebaues Niemtsch arbeitete, gewonnen werden.

5.1.4.2 Multilevelpegelinstallation und Beprobungen

Im Rahmen des Projektes wurden 3 Bohrungen im Rammkernverfahren bis in eine Teufe von jeweils ca. 40 m niedergebracht. Bei diesem Trockenbohrverfahren konnten weitgehend ungestörte Bodenproben durch vorausseilende Rammkernung mit einem Durchmesser der Kernprobenmantelrohre (PVC-glasklar) von 100 mm, gewonnen werden. Nach dem Ziehen der Rammkernsonde erfolgte mittels Ventil das Aufweiten des Bohrloches auf Rohrweite, um die Rohrtour nachführen zu können. Das Bohrverfahren arbeitete ohne umlaufende Spülung und ermöglichte die Entnahme von nur teilweise gestörten Proben, die durch das Einschlagen der Rammkernsonde zwar in ihrem Gefüge gestört sind, die Schichtenabfolge aber sehr gut erfassen lassen. Das Bohrloch wurde teilweise mit Frischwasser gefüllt, um das Ventilen für die Mitnahme der Rohrtour zu ermöglichen, so dass das Porenwasser in den Proben zum Teil durch dieses Wasser beeinflusst wurde.

Die Bohrungen B6 und B8 konnten aufgrund bohrtechnischer Schwierigkeiten die geplante Endteufe von 40m nicht erreichen und mussten vorzeitig abgebrochen werden.

Die in Linern entnommenen Feststoffproben dienen mineralogischen, chemischen sedimentpetrographischen Untersuchungen (Pkt.5.6). Die bei den Multilevelpegelbohrungen erhaltenen Bohrkern wurden je Bohrmeter alternierend zwischen dem DGFZ und der BTU zur Untersuchung aufgeteilt.

Die in Linern entnommenen Feststoffproben erhielten Bezeichnungen in der Form:

"<Bohrungsbezeichnung>_<Lineroberkante>".

So bezeichnet "B5_38" die Feststoffprobe aus 38 bis 39 m u.G. Entnahmetiefe der Bohrung B5.

In die Bohrungen wurde jeweils ein Multilevelpegelsystem zur Probenahme in 7 verschiedenen Teufenbereichen mit nur jeweils 1 m mächtigen Filterstrecken eingebaut (Tab.5.1-1). Die obersten Filterbereiche befinden sich jeweils im Bereich der Grundwasseroberfläche. Für die Messung von horizontbezogenen Grundwasserständen erfolgte der Einbau von 3 Druckmesssonden in jeden Pegel.

Tab. 5.1-1 Ausbau der Multilevelpegel

Multi-levelpegel	Ausbauhorizont	Filteroberkante (m u. GOK)	Geologisch-hydrogeologische Lage der Filterstrecke	Lage der Drucksensoren
B5	1	9	Bereich der Grundwasseroberfläche	
	2	12		x
	3	15	pleistozäner Grundwasserleiter (GWL)	
	4	18		
	5	21	Liegendes pleistozäner GWL	x
	6	28	Hangendes tertiärer GWL 5	
	7	38	Liegendes der Bohrung	x
B6	1	7	Bereich der Grundwasseroberfläche	x
	2	10		
	3	13		
	4	19	pleistozäner GWL 1	x
	5	24		
	6	29		
	7	34		x
B8	1	5	Bereich der Grundwasseroberfläche	x
	2	8		
	3	12	pleistozäner GWL 1	
	4	17		
	5	22	Hangendes tertiärer GWL 5	x
	6	31	Liegendes tertiärer GWL 5	
	7	38	Liegendes der Bohrung (GWL 6.1)	x

Die Beprobung der Multilevelpegel erfolgte in einem Rhythmus von 4-6 Wochen. Vor der Messung der Vor-Ort-Parameter Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Redoxpotential sowie der Entnahme der Wasserproben wurden die Pegel in den jeweiligen Horizonten klargespült. Die entnommenen Wasserproben wurden am Tag der Probenahme analysiert bzw. für weitere Analysen konserviert.

Am 20.05.1999 wurden die Pegel

- ◆ 4549 6169
- ◆ 4549 6170
- ◆ 4549 6172
- ◆ 4549 6173

des Landesumweltamtes Brandenburg mittels einer Probenahmepumpe MP1 beprobt. Die Wasseruntersuchungen dieser Pegel sollten vor allem noch einmal die chemische Wirksamkeit der Außenkippe Peickwitz sowie den chemischen Einfluss des Senftenberger Sees auf den Grundwasserchemismus im Südwesten des Sees aufzeigen.

Tab. 5.1-2 Termine der Pegelbeprobungen

Dez 1997	B5-Porenwässer	03.11.98	B5	B6
20.02.98	B5	27.11.98		B6
05.03.98	B5	17.12.98	B5	B6
12.03.98	B5	14.01.99	B5	B6
17.03.98	B5	21.01.99		B8
17.03.98	B5	09.02.99		B8
02.04.98	B5	02.03.99	B5	B6 B8
07.05.98	B5	30.03.99	B5	B6 B8
04.06.98	B5	19.05.99	B5	B6 B8
02.09.98	B5	20.05.99	P6169, ..., P6173	
24.09.98	B5	15.07.99	B5	B6 B8
20.10.98	B5 B6			

5.1.4.3 Erkundungen

Die ersten Sondierarbeiten fanden am 20.05.97 auf der Insel statt. Die Sondierung B1 wurde von der BTU Cottbus abgeteuft und ist 4,6 m tief. Aus der Sondierung wurden 38 Bodenproben für mineralogische und chemische Untersuchungen entnommen.

Am gleichen Tag erfolgte vom DGFZ e.V. mittels einer Sedimentpumpe am Südufer der Insel an 5 Stellen die Entnahme von je einer Sedimentprobe aus dem gesättigten Bereich bis in eine Sedimenttiefe von 2 m und an mehreren Stellen auf der Insel mittels Schnecke die Beprobung der ungesättigten Zone für chemische und mineralogische Untersuchungen. Die entnommenen Proben wurden untereinander ausgetauscht (Proben L6 und L9 des DGFZ). Weiterhin entnahm das DGFZ an den Punkten IP2L2 und IP3L1 ungestörte Bodenproben mit einem Stechzylinder aus dem ungesättigten Bereich der Insel. Am Punkt IP2L2 auf der Insel wurde ein geoelektrisches Vertikalprofil bis in den Grundwasserbereich aufgenommen, um Aussagen zur Pyritverwitterung in diesem Bereich zu gewinnen.

Die zweite Sondierung B2 der BTU Cottbus wurde im Nordwestteil der Hochkippe Peickwitz niedergebracht und ist 5 m tief. Die bei den Sondierarbeiten entnommenen Bodenproben sollen Aufschluss über die Möglichkeit der Verwendung des Kippenmaterials als Referenzmaterial für generelle Untersuchungen an Kippenmaterial aus dem Bereich des ehemaligen Tagebaues Niemtsch geben.

Die gleichen Aussagen sollen die Bodenproben aus der Sondierung B4 ermöglichen, die im Südostteil der Hochkippe Peickwitz niedergebracht wurde und 2m tief ist.

Der Ansatzpunkt für die Sondierung B3 der BTU Cottbus liegt 50 m vom Südufer entfernt zwischen dem Parkplatz zum Strand und dem Senftenberger See. Die Sondierung wurde bis in den Grundwasserbereich abgeteuft und ist 1,8 m tief. Die bei den Sondierarbeiten entnommenen Boden- und Grundwasserproben geben Aufschluss über die geo- und hydrochemischen Verhältnisse im Anstrombereich des Sees in Vorbereitung von B5.

Im Tagebau Meuro B7 wurde ein Profil quer zum Hangendschluff des BMF 2 beprobt, um Anhaltswerte für den ursprünglichen Pyritgehalt im Hangendschluff des Tagebaues Niemtsch zu erhalten. Der Tagebau Meuro ist der einzige befahrbare Tagebau in diesem Bereich, in dem eine Beprobung des anstehenden Hangendschluffes möglich war und dessen geologische Verhältnisse denen des Tagebaues Niemtsch vergleichbar sind.

Von Mitte Juni bis Ende November 1998 erfolgte der Einsatz einer Multiparametersonde. Die Sonde wurde im Nordbereich der Brückenkippinsel in einer Tiefe von ca. 0,8m auf dem Seeboden mit einem Gewicht fixiert. Die Messungen der Parameter Wasserhöhe über der Sonde, Wassertemperatur, pH-Wert, Redoxpotential sowie elektrische Leitfähigkeit sollten qualitativ das Einströmen von versauertem Kippengrundwasser in den See durch Leitfähigkeitserhöhung indizieren. Die Sonde verla-

gerte sich durch Wellenbewegung und das gewonnene Datenmaterial ergab keine auswertbaren Ergebnisse.

5.1.4.4 Laborversuche

Das in Pkt.5.1.2 beschriebene Reaktionssystem wurde mittels verschiedener methodischer Ansätze zwischen der Beobachtung der realen Verhältnisse im Grundwasserleiter und spezieller Laboruntersuchungen aufgeklärt. Die bei den Erkundungsarbeiten entnommenen Lockergesteinsproben wurden nach der Methodik von SCHÖPKE (1999) im Labor nach folgendem Ablaufschema untersucht:

1. visuelle Bewertung, Trockenrückstand TR, Glührückstand GR
2. Orientierungsbatchversuch jedes Materials, und Materialauswahl für die weiteren Untersuchungen:
3. Trocken- oder Nass-Siebung (DIN 18123)
4. 4-Stufen-Batchversuch
5. Pyritverwitterungsversuch im Batch-Ansatz
6. Feststoffuntersuchung (C, N), S_{ges} und S_{Pyrit}
7. Kontinuierliche Elution des wasserlöslichen Stoffbestandes in der REV-Fluidzirkulationsanlage
8. Untersuchung weitere Wasser-Feststoff-Reaktionen unter grundwassernahen Bedingungen in der Fluidzirkulationsanlage (Titration mit Lauge, Oxidation von Pyrit mit Sauerstoff, Nitrat oder Eisen(III))
9. Säulensickerversuche mit Bohrkernen
10. Säulenversuche in der Säulenversuchsanlage

Tab.5.1-3 enthält die durchgeführten kontinuierlichen Elutionen und Basentitrationen.

Tab. 5.1-3 Fluidzirkulationsversuche zur kontinuierlichen Elution und Basentitration

Bez	Kurzbeschreibung	Tiefe	von	bis
BM001	Fass1;Uferböschung Insel v.22.05.97	0,5	23.05.97	28.05.97
	...mit Verwitterung		28.05.97	07.07.97
BM002	Fass1; nur NaOH pH bis 10	0,5	23.05.97	20.06.97
BM003	Fass2;Uferböschung Insel v.22.05.97	0,5	23.05.97	29.05.97
	...mit Verwitterung		29.05.97	07.07.97
BM004	Fass2; nur NaOH pH<6,7	0,5	23.05.97	29.05.97
	Fass2; nur NaOH pH bis 9,5			20.06.97
BM005	Fass1;Uferböschung Insel v.22.05.97	0,5	20.06.97	07.07.97
BM006	Fass2;Uferböschung Insel v.22.05.97	0,5	20.06.97	07.07.97
BM011	Innenkippe Niemtsch, B1 2,25...3,75m	3	26.09.97	09.10.97
	...mit Verwitterung		09.10.97	14.11.97
BM012	Innenkippe Niemtsch, B1 2,25...3,75m	3	26.09.97	10.10.97
BM021	Südansstrom B5	4,1	16.01.98	27.02.97
BM022	Südansstrom B5	14,1	16.01.98	27.02.98
BM023	Südansstrom B5	21,1	16.01.98	20.02.98
	...mit Verwitterung			
BM024	Südansstrom B5	36,1	16.01.98	07.03.98

Weitere Ergebnisse sind in den Zwischenberichten (ZwiB 1997, ZwiB 1998, ZwiB 1998a, ZwiB 1999) dokumentiert. Die in den Fluidzirkulations- und Säulenversuchen durchgeführten Versuche zur Oxidation von Pyrit durch verschiedene Oxidationsmittel brachten bisher keine für die Parametrisierung von Modellen verwertbaren Ergebnisse und werden in der nachfolgenden Projektphase ausgewertet.

Tab. 5.1-4 Versuche zur Oxidation von Pyrit

Bez	Kurzbeschreibung	von	bis
BM031_E	Oxidation von Pyrit, Mix Tertiär B5	16.07.98	01.04.99
BM032_F	Oxidation von Pyrit, Mix Tertiär B5	16.07.98	17.09.98
BM033_G	Oxidation von Pyrit, Mix Tertiär B5	16.07.98	18.09.98
BM034_H	Oxidation von Pyrit, Mix Tertiär B5	16.07.98	17.09.98
BM035_A	Oxidation von Pyrit, Mix Tertiär B5	16.07.98	18.09.98
BM036_B	Oxidation von Pyrit, Mix Tertiär B5	16.07.98	01.04.99
BM037_Q	Oxidation von Pyrit, Mix Tertiär B5	10.08.98	28.04.99
BM037_R	Migration von Eisen(II)sulfat, Mix Tertiär B5	10.08.98	26.04.99

Die relativ einfachen Sickersäulenversuche werden im Zusammenhang mit den Verwitterungsversuchen im Batch-Ansatz in Pkt.5.6.10 diskutiert.

Tab. 5.1-5 Sickersäulenversuche mit Materialien der Multilevelpegelbohrung B5

Bez	Kurzbeschreibung	Tiefe	von	bis
BM3S_T	B5/4,2-5m	4,6	10.08.98	03.05.99
BM3S_U	B5/14,2-15m	14,6	08.06.98	03.05.99
BM3S_V	B5/24,2-25m	24,6	08.06.98	03.05.99
BM3S_W	B5/36,2-37m	36,6	08.06.98	03.05.99
BM3S_X	B5/8,2-9m	8,6	08.06.98	03.05.99

5.1.5 Anwendung

Mit den recherchierten, erkundeten und laborativ ermittelten Parametern lassen sich die im Pkt.5.1.2 definierten Modellansätze hinsichtlich konkreter Fragestellungen anwenden. Geochemische Rechenprogramme modellieren umfangreiche Wechselwirkungen gelöster Stoffe untereinander und in Wechselwirkung mit definierten Fest- und Gasphasen von in Wasser gelösten Stoffen. Sie bestehen aus drei wesentlichen Teilen:

- ◆ dem chemischen Modell,
- ◆ der mathematischen Behandlung und Umsetzung des chemischen Modells und
- ◆ der Datenbasis.

Das chemische Modell fast aller gegenwärtig benutzten geochemischen Rechenprogramme geht von der Ionenassoziationstheorie aus. Weitere Voraussetzungen sind die Massenerhaltung und die Annahme des Gleichgewichts im System. Das nichtlineare Gleichungssystem der Komplexbildungs-, Fällungs-, Oberflächenkomplex- und Redoxgleichgewichte wird unter der Berücksichtigung der Massenerhaltung iterativ gelöst. (KOB 1997)

Das eingesetzte geochemische Rechenprogramm PHREEQC (PARKHURST 1995) enthält außer den genannten Gleichgewichtsberechnungen noch die Möglichkeit, eindimensionale Transportvorgänge zu beschreiben. Die zugehörigen Basisdatensätze lassen sich nach Erfordernis beliebig ergänzen, so dass auch die Möglichkeit besteht, unbekannte Reaktionssysteme zu berücksichtigen.

Die mit den unterschiedlichen Ansätzen ermittelten Parameter wurden zur Erklärung des 1994/95 beobachteten Säureeinbruchs zusammengeführt und dienen anschließend der Prognose des weiteren Verhaltens des Sees. Darüber hinaus lassen sich die parametrisierten Modellansätze unter Beachtung der regionalen Unterschiede auf weitere Innenkippenstrukturen (s.Pkt.5.7) übertragen.

5.2 Geologische und hydrogeologische Situation des Untersuchungsgebietes

5.2.1 Geologischer Aufbau und Entwicklung (Stratigrafie)

Die Einteilung der Stratigrafie des Untersuchungsgebietes erfolgte nach dem stratigrafischen Modell der LAUBAG, wobei als Grundlage vor allem die Braunkohlenmethodik diene (MINKE).

Prätertiär

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Ostteil des cadomisch vorgeprägten Lausitzer Blockes. Die prätertiäre Oberfläche des Untersuchungsgebietes wird durch die Grauwacke der Kamenzer Serie gebildet. Die Grauwacke ist ein hellgraues bis schwärzliches, massiges, makroskopisch monotones Gestein. In den Schichtenverzeichnissen sind feinkörnige (0,3-0,1 mm) und dichte (0,1-0,03 mm) Gesteine auseinander gehalten. Infolge des Wechsels von dichten und feinkörnigen Lagen im mm-, cm- und dm-Bereich wird die Grauwacke im Bereich des Koschenberges teilweise als gebändert angesprochen (GFE 1971). Die Grauwacke tritt zum großen Teil als argillitisches Gestein auf, d.h. es sind sehr stark verhärtete Tongesteine, bei deren Bildung eine Rekrystallisation des ursprünglichen Materials stattfindet, welche die massige Erscheinungsform verursacht. Nach mikroskopischem Befund handelt es sich bei den Gesteinen des Grauwackenkomplexes vom Koschenberg stets um Hornfels als Produkt kontaktmetamorpher Vorgänge im Zusammenhang mit der Intrusion eines granitoiden Tiefenkörpers. Der Tiefenkörper selbst wurde nie erbohrt, seine Oberfläche wird jedoch in einer Teufe von -50 mNN bis -100 mNN erwartet (GFE 1971).

Die Grauwacke ist an ihrer Oberfläche großräumig kaolinisch verwittert und geht kontinuierlich in einen Kaolinton über. Der Ton ist bei hellgrauer Grundfarbe stets schwach grün, blaugrün oder violett getönt und teilweise schwach-grün gefleckt. Er enthält als Relikte den primären Quarzanteil der Grauwacke (feinsandige Bestandteile, HGN 1967).

Die Prätertiäroberkante liegt im nördlichen und mittleren Bereich des Untersuchungsgebietes zwischen 20 mNN und 30 mNN HGN (1967). Im Süden des Untersuchungsgebietes im Bereich der Hohenbockaer Hochfläche bis südlich Schwarzbach steigt die Prätertiäroberkante bis auf mehr als 50 mNN an. Südlich von Guteborn wurde das Prätertiär in der Bohrung 2/66 in einer Teufe von ca. 82 mNN erbohrt. Am Koschenberg steht sie mit ehemals ca. 176 mNN als Grundgebirgsauftragung über Tage an.

Tertiär

Das Tertiär des Untersuchungsgebietes gehört zur Füllung der Nordwesteuropäischen Tertiärsenke im Sinne von VINKEN (1988). Diese Senke reichte vom Nordseeraum bis weit nach Polen hinein. Weiträumige Hebungen und Absenkungen dieses sehr ebenen Bereiches bedingten einen großräumigen Wechsel von Transgressionen und Regressionen. Dies führte zu einem engen Wechsel von marinen und terrigenen Sedimenten, letztere wurden von Süden, Norden und Osten in den Senkenraum geschüttet. Aus paralischen Sümpfen entwickelten sich weitaushaltende Braunkohlenflöze. Das infolge der randlichen Lage des Untersuchungsgebietes zur Tertiärsenke nach Süden hin ansteigende Grundgebirge bedingt ein Auskeilen der tertiären Schichtenfolge und führte zur Ausbildung tonig-schluffiger Randfazies der miozänen Braunkohlenflöze BMF 3 und BMF 4.

Die ältesten tertiären Ablagerungen im Untersuchungsgebiet bilden im Norden die Glaukonit- und Glimmersande der Cottbuser Folge, die im Liegenden des tonig-schluffigen Äquivalenz des BMF 4 den tertiären Grundwasserleiter GWL 8 bilden (z.B. Bohrung 687/80).

Die Spremberger Folge ist großräumig im Untersuchungsgebiet verbreitet und besteht aus kohligen Tonen und Schluffen mit einem engräumigen Wechsel der sandigen Anteile. Das Kohleflöz des BMF 4 ist nur in einem schluffig-tonigen Äquivalent vertreten.

Die Untere Briesker Folge beginnt im Untersuchungsgebiet mit dem BMF 3, das im Norden als Kohleflöz ausgebildet ist und bis in den Bereich der nördlichen Feldesgrenze des Tagebaues Niemtsch in ein tonig-schluffiges Äquivalent übergeht. Im Bereich des Tagebaues Niemtsch fehlt es völlig. Großräumig im Untersuchungsgebiet verbreitet ist Leithorizont. Er ist ein ca. 5-10 m mächtiger kohli-ger Ton bzw. Schluff. Er fehlt nur lokal im Bereich des Koschenberges, wurde aber teilweise auch glazigen überprägt und verschoben. Nördlich des Tagebaues Niemtsch wird der Leithorizont zunehmend durch sandige Zwischenmittel aufgespalten.

Die im Hangenden folgenden Sande des GWL 6 kennzeichnen den Höchststand der mit der Unteren Briesker Folge beginnenden Transgression. Nach Süden hin verringert sich aufgrund der Randlage

des Untersuchungsgebietes zur Tertiärsenke die Aufspaltung des GWL 6. Der folgende Wechsel von Transgression und Regression ist durch die Ablagerung des Unterbegleiters des BMF 2 und der Feinsande des GWL 5 gekennzeichnet. Der Unterbegleiter des 2.Miozänen Flözhorizontes ist als geringmächtiges Kohlenflöz ausgebildet, das teilweise durch ein schluffiges Äquivalent ersetzt wird. Im Bereich des Guteborner-Hohenbockaer Glassandrückens treten die Sande des GWL 5 faziell als Dünenbildungen auf.

Das BMF 2, gebildet in einer weltweit nachweisbaren Regressionsphase, war ursprünglich im Untersuchungsgebiet großräumig verbreitet. Es bedeckte den Bereich des Lausitzer Urstromtales ebenso wie die Hohenbockaer Hochfläche. Infolge der glazigenen Abtragung fehlt er jedoch in den Rinnenbereichen und im Hosenaer Glassandrücken. Er ist im Untersuchungsgebiet der mit seinem Liegendeschluff bzw. -ton der wichtigste Grundwasserstauer, der großräumig den tertiären Grundwasserleiterkomplex GWL 5/6 vom pleistozänen Grundwasserleiter GWL 1 trennt (Abb.5.2-1). Durch den Abbau des BMF 2 in den ehemaligen Tagebauen ist die Stauerfunktion des Kohlenflözes bzw. dessen Liegendeschluffes stark beeinträchtigt, so dass auch in diesen Gebieten mit lokalen hydraulischen Verbindungen zwischen tertiärem Grundwasserleiter und Innenkippe gerechnet werden muss. Der tertiäre Grundwasserleiter GWL 4 ist im Untersuchungsgebiet nur noch lokal vorhanden und von untergeordneter Bedeutung für das Grundwasserregime in diesem Bereich.

Weitere Sedimente der Oberen Briesker Folge und der Raunoer Folge sind im Untersuchungsgebiet nicht verbreitet. Südlich des Tagebaues Heide sind im Bereich der Hohenbockaer Hochfläche der Hangendschluff des BMF 2, der GWL 4, der Oberbegleiter des BMF 2 mit seinem Begleitschluff, der Spezialton vom Typ Hosena sowie der GWL 3 ausgebildet.

Quartär

Im Pleistozän erfolgte aufgrund der glazigenen und glazifluviatiler Vorgänge eine Deformation, Abtragung und teilweise Umlagerung tertiärer Schichten, sowie die Ablagerung von zum Teil mehr als 50 m mächtigen Sedimenten.

Für das Untersuchungsgebiet sind Ablagerungen der älteren elsterzeitlichen Vereisung nicht nachweisbar. Es ist jedoch anzunehmen, dass diese Vereisung eine erste glazigene Vorprofilierung des Gebietes verursachte, die zu den späteren glazial bedingten Lagerungsstörungen des tertiären Untergrundes insbesondere in den Rinnen und im Bereich der Hohenbockaer Hochfläche geführt haben. Die jüngere elsterzeitliche Vereisung überprägte den vorprofilierten Untergrund. In den angrenzenden Bereichen des Tagebaues Niemtsch kam es zur glazigenen Exaration des Kohlenflözes. Die dadurch entstandenen Rinnen wurden im Liegenden mit elsterzeitlichen und später mit glazifluviatilen und fluviatilen saale- und weichselzeitlichen Sedimenten (Untere und Obere Talsande) gefüllt. So entstanden nördlich und östlich des Kohlenfeldes die Buchwalder Rinne und westlich des Kohlenfeldes die Briesker Rinne.

Zu den Ablagerungen der jüngeren Elstervereisung zählen die unteren Geschiebemergel im Bereich der Rinnen der Hohenbockaer Hochfläche und bei Ruhland. Dieser Geschiebemergel wurde teilweise durch die folgenden Gletscher aufgearbeitet und im Bereich der Hohenbockaer Hochfläche in die Faltung mit einbezogen. Sande und Kiessande an der Basis der hangenden Beckenbildungen werden aufgrund ihrer Schluff- und Carbonatgehalte als aufgearbeitete Grundmoräne angesehen.

Der älteren Saalevereisung wird der obere Geschiebemergel im Bereich der Hohenbockaer Hochfläche und bei Ruhland zugeschrieben (HGN 1967). Auch für dieses Glazial wurden bei Ruhland Beckenablagerungen als Nachschüttbildungen erbohrt.

Cepek sieht aufgrund geologischer und sedimentpetrografischer Untersuchungen in den Stauchmoränen im Bereich der Hohenbockaer Hochfläche eine Haupteisrandlage der Saale-II-Vereisung (Nowel 1991).

Die Eisrandlage der jüngsten Saalevereisung (Lausitz-Kaltzeit) bildete nördlich des Untersuchungsgebietes als Endmoränenablagerungen den Lausitzer Grenzwall. Die aus dem Gletscher ausfließenden Wässer schufen die südlich des Grenzwalles liegenden Sander und das Lausitzer Urstromtal. Die Rinnen um das Kohlenfeld des Tagebaues Niemtsch wurden weiter glazifluviatil ausgeräumt und ebenso wie das Hangende des Kohlenflözes mit glazifluviatilen Kiesen und Sanden als Urstromtalbildungen (Untere Talsande) gefüllt.

Die Oberen Talsande bestehen aus glazifluviatilen Nachschüttbildungen der Lausitz-Kaltzeit und fluviatilen Ablagerungen der Weichsel-Eiszeit. In die Mittel- und Feinsande sind lokal Tone und Schluffe eingelagert, die als warmzeitliche Bildungen interpretiert werden. Die Mächtigkeit der Oberen Talsande nimmt auf der Hohenbockaer Hochfläche ab und beträgt dort nur noch durchschnittlich 2 - 4 m.

Die Pleistozänbasis ist in den Rinnenbereichen vorwiegend wellig ausgebildet. Südwestlich des Untersuchungsgebietes reicht sie bis auf das Prätertiär hinab. Im Untersuchungsgebiet selbst bilden der Kaolinton der Spremberger Folge, der Kohleton des Leithorizontes oder die Sande des GWL 5/6 das Liegende der Rinnen, lokal erreicht die Rinnenbasis auch das Prätertiär. Im Bereich des Kohlenfeldes Niemtsch lag die Pleistozänbasis zwischen 80 mNN und 88 mNN und stieg im ungestörten Bereich nach Süden hin an. Auf der Hochfläche liegt die Pleistozänbasis zwischen 100 mNN und 108 mNN, sinkt jedoch im Rinnenbereich südlich des Glassandrückens auf unter 90mNN. Die jüngsten Ablagerungen sind holozäne fluviatile Sande und Kiese sowie geringmächtige torfige und anmoorige Bildungen, die jedoch zum großen Teil der landwirtschaftlichen Bodennutzung und dem Bergbau zum Opfer fielen.

5.2.2 Geologie des Kohlenfeldes des Tagebaues Niemtsch

Die Geologie des Kohlenfeldes war zum einen gekennzeichnet durch das Ansteigen des prätertiären Grundgebirges nach Süden und zum zweiten durch die erosive und akkumulierende Tätigkeit der Gletscher und Schmelzwässer der Elster- und Saale- und Weichselvereisungen.

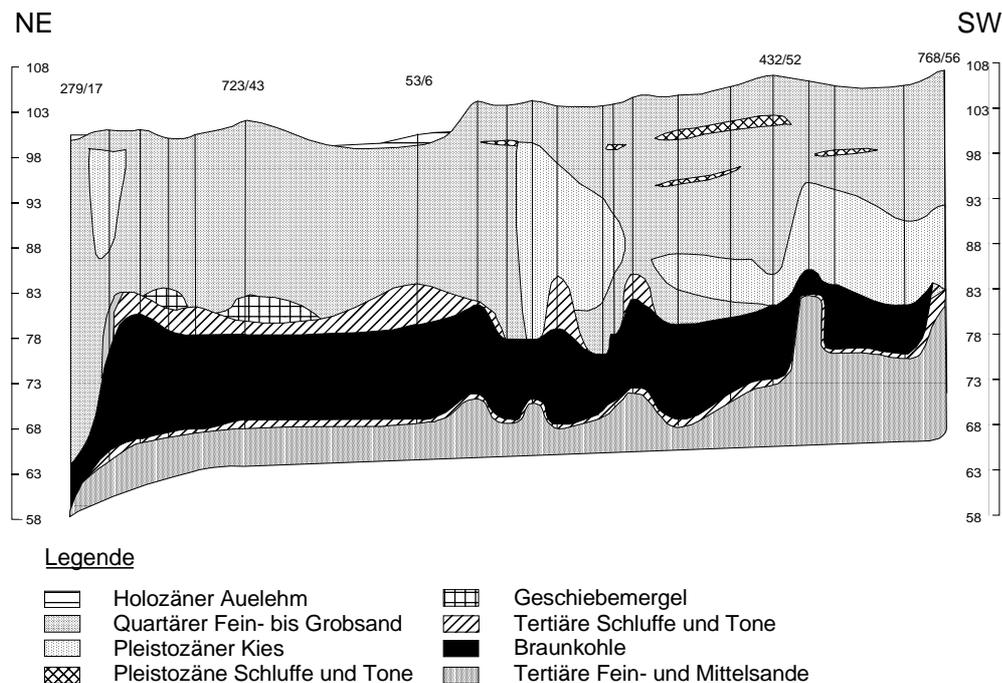


Abb. 5.2-1 Normalprofil des Tagebaues Niemtsch (stark überhöht)

Das Liegende des Kohlenflözes des BMF 2 stieg von ca. 70 mNN im Norden auf 80 mNN im Süden an (Abb.5.2-1). Das Kohlenflöz war flachwellig gelagert. Seine Mächtigkeit betrug in ungestörten Bereichen ca. 10 m, verringerte sich nach Süden jedoch infolge glazigener und glazifluviatiler Abtragung. Die in der Flözbildungszeit auftretenden Transgressionen erreichten nicht den Bereich des Kohlenfeldes Niemtsch, so dass die in den nördlicher gelegenen Kohlefeldern auftretenden Zwischenmittel im Tagebau Niemtsch nicht ausgebildet waren. Glazigener Beanspruchung des Kohlenflözes führten zu größeren Lagerungsstörungen im Südfeld und südlich des Tagebaues Niemtsch. Der Hangendschluff des BMF2 war nur im Nordteil des Kohlenfeldes verbreitet und erreichte eine Mächtigkeit von 7 m. Im Süden des Kohlenfeldes wurde er großflächig glazigen und glazifluviatil abgetragen, in diesem Bereich liegen die pleistozänen Schichten dem Kohlenflöz auf (Abb.5.2-1). Die Basis des Pleistozän ist im Kohlenfeld stark gewellt und liegt zwischen 70 mNN und 90 mNN. Das Tertiär wird in den nördlichen und westlichen Randbereichen des Kohlenfeldes und in den Mul-

denstrukturen des Südfeldes von Fein- und Mittelsanden überlagert. In den Zentralen Bereichen und im Süden des Kohlenfeldes bilden vor allem Grobsande und Kiese das Liegende des Pleistozäns. Im Bereich des Elsterfeldes liegen über dem BMF 2- Komplex bis zu 10 m mächtige Relikte des Geschiebmergels der letzten Saalevereisung, die sich über diesen Bereich bewegt hat.

Die pleistozänen Sedimente bestehen im Bereich des Kohlenfeldes vor allem aus den mittel- bis grobsandigen Unteren Talsanden. Sie wurden von den Schmelzwässern der Lausitzer Kaltzeit sedimentiert, deren Haupteisrandlage der nördlicher gelegene Niederlausitzer Grenzwall bildet.

In der Weichselvereisung diente das Lausitzer Urstromtal wiederum als Abflussbahn für Schmelzwässer, welche die vornehmlich feinsandigen Oberen Talsande sedimentierten. Die in den Oberen Talsanden sporadisch eingelagerten Schluffe werden als Interglazialablagerungen zwischen Lausitzer Kaltzeit und Weichselvereisung angesehen.

An der Geländeoberfläche standen großflächig holozäne Moorbildungen und fluviatile Sande an, die aber schon teilweise der landwirtschaftlichen Nutzung zum Opfer fielen.

In HGN (1982) wurde für Tagebaue im Urstromtal eine mittlere Durchlässigkeit der hangenden Sedimente von $9 \cdot 10^{-4}$ m/s aus einer Regression der Tagebautiefe zu den im Rahmen der Entwässerung geförderten Wassermengen angegeben, was jedoch nur eine sehr grobe Aussage der Durchlässigkeitsverhältnisse im Hangenden des Tagebaues darstellen kann. Vergleiche mit den aus den Siebanalysen und Pumpversuchen ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerten verschiedener Erkundungen in der Umgebung des Tagebaues (GFE 1971, HGN 1982) belegen, dass die angegebene Durchlässigkeit in dem ermittelten Bereich zwischen $1 \cdot 10^{-4}$ m/s und $10 \cdot 10^{-4}$ m/s liegt, wobei einzelne Werte außerhalb des Bereiches liegen können.

5.2.3 Tagebautechnologie

Der Betrieb des Tagebaues Niemtsch erfolgte von 1940 bis 1966. In diesem Zeitraum wurden insgesamt mehr als 135 Mio t Rohbraunkohle abgebaut und 265 Mio m³ Abraum bewegt. Das Deckgebirge war im Mittel mächtig, das Verhältnis Kohle zu Abraum betrug ca. 1t : 3m³. Für die Erschließung des Kohlenfeldes wurden 1954/1955 die Reichsbahnstrecke zwischen Senftenberg und Kamenz sowie die F 96 zwischen Senftenberg und Groß Koschen verlegt. Die Umleitung der Schwarzen Elster erfolgte in den Jahren 1955-57. Die Kohle wurde vor allem für den Betrieb der Brikettfabriken Marga in Brieske-Ost gefördert.

Am 3. April 1940 begann das Abteufen des ersten Entwässerungsschachtes. Kurze Zeit später erfolgte im Zugbetrieb das Auffahren der Aufschlussfigur (Abb.5.2-2) deren Abraummassen auf die Außenkippe Peickwitz verbracht wurden. Im Jahr 1941 begann die Kohleförderung aus dem Tagebau Niemtsch.

Das Kohlenfeld wurde aus technologischen Gründen in 3 Teilkohlenfelder aufgeteilt (Abb.5.2-2):

- ◆ das Hauptfeld (Brückenfeld)
- ◆ das Elsterfeld
- ◆ das Südfeld.

Der Aufschluss des Brückenfeldes erfolgte als Hauptfeld von der Aufschlussfigur in Richtung Süden bis 1952 im Zugbetrieb. Die Montage der Abraumförderbrücke begann bereits 1944, wurde durch die Kriegseinwirkungen bis 1947 unterbrochen und 1949 beendet. Sie war damit die erste Abraumförderbrücke, die nach dem Krieg auf dem Gebiet der DDR in Betrieb genommen wurde. Die Brücke vom Typ F25 bestand aus einer Zubringerbrücke, die mit dem im Tiefschnitt arbeitenden Eimerkettenbagger 576 Ds 1500 verbunden war sowie aus der 160m langen Hauptbrücke (Abb.5.2-2). Die Arbeitsebene der Hauptbrücke lag abraumseitig auf der Arbeitsebene des Ds 1500 ca. 15m bis 25m über der Arbeitsebene des Kohleabbaus, die gleichzeitig die kippenseitige Arbeitsebene der Förderbrücke war. Bereits 6 Monate nach ihrer Inbetriebnahme stürzte die Brücke aufgrund statischer Fehlberechnungen und mangelhafter Verarbeitung wieder ein. Insbesondere Schwingungen am Verteilerband führten zu diesem Unglück. Die Brücke wurde bis 1952 erneut aufgebaut und nun ohne Verteilerband in Betrieb genommen. Diese Brückenkonstruktion ließ nur einen Abwurf der Abraumsedimente über die gesamte Mächtigkeit der Brückenkippe zu, was zum ersten den Aufbau der Brückenkippe als anliegen-

de Schüttkegel über die gesamte Mächtigkeit ohne Vorkippe erklärt und zum weiteren eine wesentliche Ursache für die Liegendgrundbrüche war.

Von 1949 bis 1957 schwenkte der Tagebaubetrieb des Brückenfeldes West im Schwenkabbau um den Drehpunkt West, der sich östlich der Bahnlinie Senftenberg-Hosena befand (Abb.5.2-2).

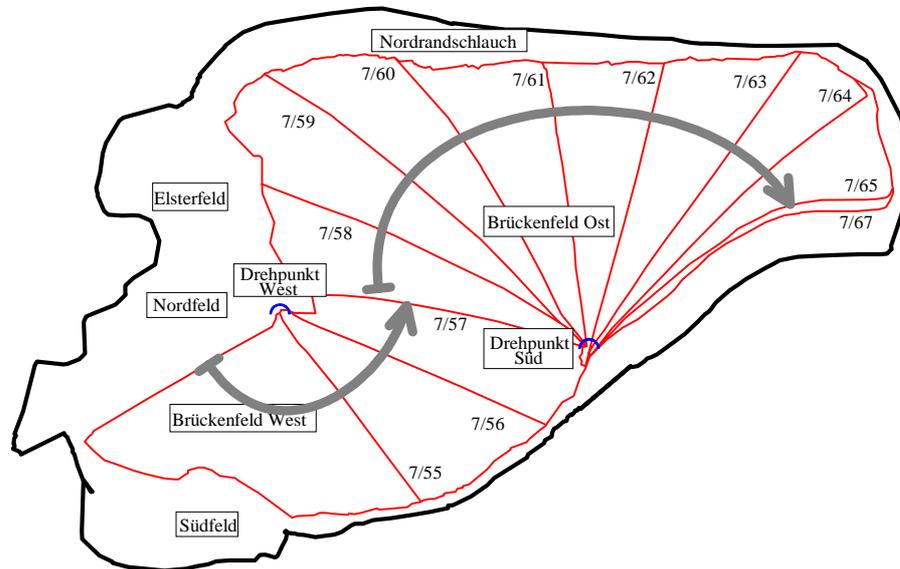


Abb. 5.2-2 Entwicklung des Tagebaus Niemtsch

Im Jahre 1957 erfolgte die Verlegung des Drehpunktes zum Drehpunkt Süd. Dieser Drehpunkt wurde aus landschaftsgestalterischen Gründen entgegen der bergmännischen Vernunft in den Bereich mit dem höherliegenden Kohleflöz verlegt. Somit musste am schwenkenden Ende immer eine Rohrleitung mitgeführt werden, mit der das anfallende Wasser aus der Grubenentwässerung gesammelt und in den Entwässerungsschacht abgeleitet werden konnte. Aufgrund des hohen Abbautempos, der Verkipptechnologie und der Auflast der verkippten Sedimente kam es am schwenkenden Ende öfters zu Liegendbrüchen. Die Bagger für den Abbau des Deckgebirges waren nicht schwenkbar, so dass der Nordrand- und der Ostrand-schlauch an der Nord- und Ostböschung sowie der Süd-randschlauch am Drehpunkt Süd als Sonderbetrie-be eingerichtet werden mussten.

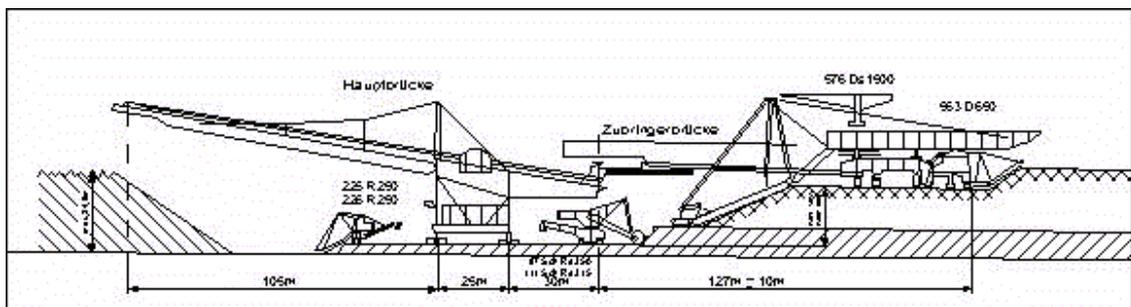


Abb. 5.2-3 Geräteinsatz im Brückenfeld (nach PKKB 1958, ohne Maßstab)

Von der Aufschlussfigur in Richtung Norden erfolgte 1941 im Zugbetrieb der Aufschluss des Kohlenfeldes Nord. Der Tagebaubetrieb des Teilfeldes schwenkte entgegen dem Uhrzeigersinn. Bedingt durch den Zusammenbruch der Abraumförderbrücke im Jahr 1949 und der damit verbundenen Verringerung der Kohleförderung wurde der Tagbau erweitert und bis 1952 weiter betrieben.

Von 1957 bis 1962 erfolgte im Zugbetrieb der Aufschluss des Elsterfeldes (Restfeld des Nordfeldes)

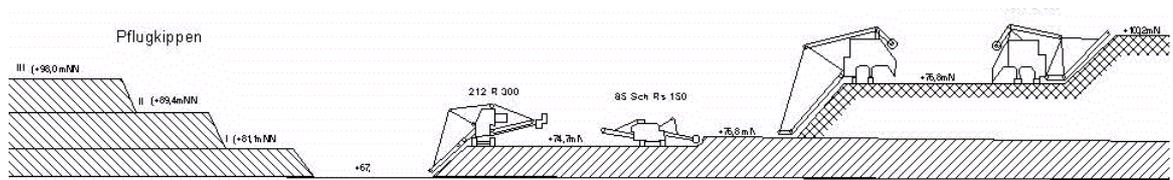


Abb. 5.2-4 Technologieschnitt des Elsterfeldes (nach PKKB 1955)

Im Jahr 1953 begann im Zugbetrieb der abraumseitige Aufschluss des Südfeldes. Die Kohle des Südfeldes, die auf einer Fläche von 1,5 km Länge und 0,45 km Breite abgebaut wurde, diente zum Ausgleich des Versorgungsgengpasses von 1954 bis 1957.

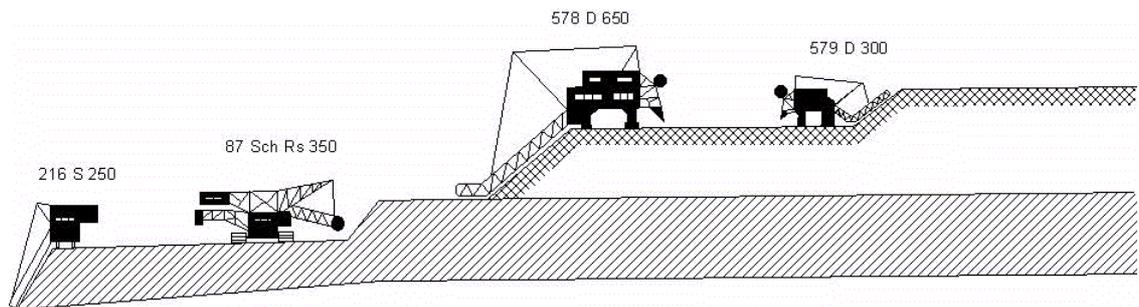


Abb. 5.2-5 Technologieschnitt des Südfeldes (nach PKKB 1955)

Am 15.5.1966 verließ der letzte Kohlezug den Tagebau Niemtsch und am 27.5.1966 erfolgte die Sprengung der Abraumbücke. Der Eimerkettenbagger 576 DS 1500 wurde 1966 in den Tagebau Meuro umgesetzt.

Die Entwässerung des Tagebaues erfolgte als klassische Streckenentwässerung, d.h. von der Rasensohle aus wurden Fallfilter auf ein quadratisch in Abständen von ca. 350 m angelegtes Streckennetz abgeteuft, das z.T. von der Böschung aus im unteren Bereich der Kohle vorgetrieben wurde. Die Randabriegelung erfolgte durch Grenzstrecken. Die Grubenwässer flossen in den Strecken einem Entwässerungsschacht zu, in dem sie gehoben und in die Schwarze Elster eingeleitet wurden. Die Strecken wurden später überbaggert und bestehen heute nur noch in den Kohlerestpfeilern z.B. zwischen dem Brückenfeld West und dem Südfeld.

Der tertiäre Liegendgrundwasserleiter wurde im wesentlichen durch diese Wasserhaltung mit erfasst. In problematischen Bereichen erfolgte zur Entspannung des Liegendwasserüberdruckes von den Entwässerungstrecken aus der Einbau von Liegendsteckfiltern in den tertiären Grundwasserleiter in einem Abstand von 15m bis 20m.

Vor der Kippe durchteuften offene Liegendgräben das Kohlenflöz und bauten in diesen Bereichen Porenwasserüberdrücke im liegenden Grundwasserleiter ab. Diese Maßnahme war erforderlich, da es durch die Verkippungstechnologie vor allem im Nordbereich des Brückenfeldes West öfters zu Liegendgrundbrüchen kam. Die Gräben wurden bei jedem Rückvorgang der Brücke erneut angelegt und schließlich durch das Verkkippen zugeschüttet. MESSENBRINK (1968) gibt für den Tagebau "Franz-Mehring" eine Grubenwasserfördermenge von ca. 70 m³/min.

5.2.4 Sanierungsmaßnahmen und Flutung

Mit der Festlegung der Tagebautechnologie für das Brückenfeld Ost wurden bereits 1955 wichtige Festlegungen für die Nachnutzung des Tagebaues Niemtsch als Erholungsgebiet getroffen. Ab 1965 erfolgte vor der Beendigung des Tagebaubetriebes durch das Büro für Territorialplanung in Cottbus

die Festlegung von Bereichen für die jeweilige Nutzungsart, wobei dem Erholungsaspekt große Aufmerksamkeit geschenkt wurde.

Die Erstellung von Kippengutachten diente der Festlegung der jeweiligen Nutzungsziele sowie der weiterführenden Maßnahmen für die Sicherung, Rekultivierung und Flutung des Tagebaues, um den Bereich des Senftenberger Sees ordnungsgemäß an Nachnutzer übergeben und somit aus der Bergaufsicht entlassen zu können.

Vor der Durchführung der Rekultivierungsmaßnahmen wurden in einigen Bereichen Maßnahmen zur Böschungsstabilisierung (z.B. Abflachung der Böschungen im Bereich Groß Koschen) und Verbesserung der Standsicherheit des Kippenbodens durchgeführt sowie ein befahrbarer Weg gebaut, der von Niemtsch aus über die Brückenkippe führt. Die hergestellte Verbindung zur Tagebaukante nach Nordosten ist bei der Flutung zusammengebrochen und heute nicht mehr sichtbar.

Das Ziel der Rekultivierung bestand in der Herstellung eines kulturfrendlichen Bodens sowie der Bepflanzung und Vorbereitung der Kippenbereiche für die jeweils vorgesehene Nachnutzung.

Untersuchung des Oberbodenbereiches der Kippe mit Bohrungen bis in eine Tiefe von max. 1m in einem Raster von 100 m x 50 m dienten der Beurteilung der Rohmischböden und zur Festlegung der jeweiligen Meliorationsmaßnahmen. Im Rahmen der Melioration wurde der Oberbodenbereich (Tiefe bis 0,6m) der Pflugkippe mit Kalk und einem mineralischem P-K-N-Dünger vermischt. Lokal erfolgte zur Erhöhung der Sorptionskapazität die Einarbeitung von Bentonit. Die Einarbeitung von Kesseltauschasche in den Oberboden der Förderbrückenkippe erfolgte zur Anhebung der Boden-pH-Werte des Kippenbodens von 3 - 4,5 auf 5 - 6 und zur Verbesserung der Sorptionskapazität. Mit einer Ersternte von Getreide und Leguminosen (Luzerne, Schoten, ...) und deren Unterpflüfung wurde in den ersten 2-3 Jahren ein Ersthumus erzeugt. Komposte fanden in der Melioration keine Anwendung.

Unter Berücksichtigung der Einrichtung von Badebereichen auf der Insel erfolgte die Bepflanzung nur sehr locker hauptsächlich mit Erlen und Weiden mit einem geringen Anteil an Nadelbäumen. Die auf der Insel gewachsenen Buchen haben sich selbständig vom Festland herüber angesiedelt. Das Südufer wurde bis zum Kinderferienlager hauptsächlich mit Weiden bepflanzt, von denen heute noch Reste des Bestandes vorhanden sind.

Die Flutung des Tagebaues erfolgte mittels Zuführung von Oberflächenwasser aus der Schwarzen Elster sowie durch den Anstieg des Grundwassers infolge der Einstellung der Tagebauentwässerung in den meisten Bereichen. Der Schwerpunkt lag jedoch auf der Flutung mit Oberflächenwasser, da durch den Betrieb umliegender Tagebaue und der Barrierewirkung der Hohenbockaer Hochfläche und den dortigen Wasserhaltungen der Glassandtagebaue das unterirdische Einzugsgebiet für die Flutung des Tagebaues nicht ausreichte.

Am 15.11.1965 begann die Flutung über das provisorische Einlaufbauwerk am Schacht 5 mit einem Volumenstrom von 60 m³/min. Die Wasserhaltung des Tagebaues wurde bis auf die Wasserhaltung im Südfeld abgeworfen. Das Flutungskonzept sah zunächst die Füllung des Elsterfeldes vor. Die Kohlebahnfahrt wurde zum Schutz der Brücke Ausfahrt Elsterfeld mit einem 5 m hohen Damm abgeriegelt (Höhe der Dammkrone bei 96 mNN). Bei Erreichen einer Wasserspiegelhöhe von 93 mNN sollte das Wasser über einen Graben südlich der Pflugkippen am Schacht 7 in den Nordrandschlauch und nach dessen Auffüllung in den Ost-, Brückenrest- und Südschlauch fließen. Das Südfeld wurde durch einen Damm abgeriegelt. Das ansteigende Wasser im Restloch wurde bis auf 94 mNN aufgestaut, um ein Sättigen des Kippensubstrates zu ermöglichen. Die Sprengung des Damms am Südfeld sollte ein plötzliches Abfallen des freien Wasserspiegels bis auf 90 mNN bewirken und damit einen Strömungsüberdruck in den gesättigten Kippensubstraten erzeugen, der schließlich in weiten Bereichen des Restloches das Setzungsfließen in den Böschungen initiiert (FUCHS & SCHÜLER 1997, BKW 1967).

Das geplante Vorgehen konnte so jedoch nicht realisiert werden. Infolge der Erhöhung der Flutungsmenge von 60m³/min auf 140m³/min im Mai 1968 kam es zu einem ausgedehnten Setzungsfließen in das auch der Damm einbezogen war. Die Wasserhaltung im Südfeld wurde somit nicht weiter betrieben. Am 29.05.1968 erfolgte der Überlauf zum Nordfeld. Vermutlich wurden zu dieser Zeit auch der Ost- Brückenrest- und Südschlauch mit Grundwasser und mit Elsterwasser aus dem Nordfeld gefüllt, da die Entwässerungstrecken nicht abgedichtet waren.

Bei einem Wasserstand von 98,3 m NN wurden am 08.08.1972 die Flutungsmaßnahmen für das Restloch des Tagebaues Niemtsch beendet und am 31.12.1972 erfolgte die Übernahme und der Betrieb des Speicherbeckens Niemtsch durch die Wasserwirtschaft (BKW 1967).

Tab. 5.2-1 Entwicklung des Wasserspiegels in einzelnen Feldesteilen während der Flutungsmaßnahmen (nach FUCHS & SCHÜLER 1997)

Monat/Jahr	Wasserstände (müNN)		
	Elsterfeld (Nordfeld)	Nordrandschlauch	Brückenrestschlauch (Ost- und Südschlauch)
11/67	73,8		66,1
1/68	83,7		74,1
5/68	90,7		77
6/68		29.05.1968 Überlauf	
9/68		89,3	77,2
5/69		89	80,9
10/69		92	85,1
		93,3	85,9
11/69			07.10.1969 Überlauf
1/70		92,5	89,3
7/70			92,4
1/71			93,4
			94,2
		08.04.1971 Durchbruch zum Südschlauch	
7/71		07.06.1971 Unterbrechung der Flutung	95,6
		25.09.1971 Weiterführen der Flutung	
1/72			97
		08.08.1972 Einstellung der Flutung	
11/72			98,3
31.12.1972	bei 98,22 müNN Übernahme und Beginn des Speicherbetriebes durch die Wasserwirtschaft		

Am 1. Juni 1973 wurde der Badebetrieb im Raum Koschen eröffnet. Heute wird der Senftenberger See zur Binnenfischerei, als Sport- und Erholungsgebiet sowie als Speicherbecken Niemtsch für die Regulierung des Wasserstandes der Schwarzen Elster genutzt. Die Neutralisation des Seewassers konnte aus Badewasseranalysen über den pH-Wert rekonstruiert werden (Abb.5.2-6). Daten zur Pufferung des Seewassers lagen für diesen Zeitraum nicht vor.

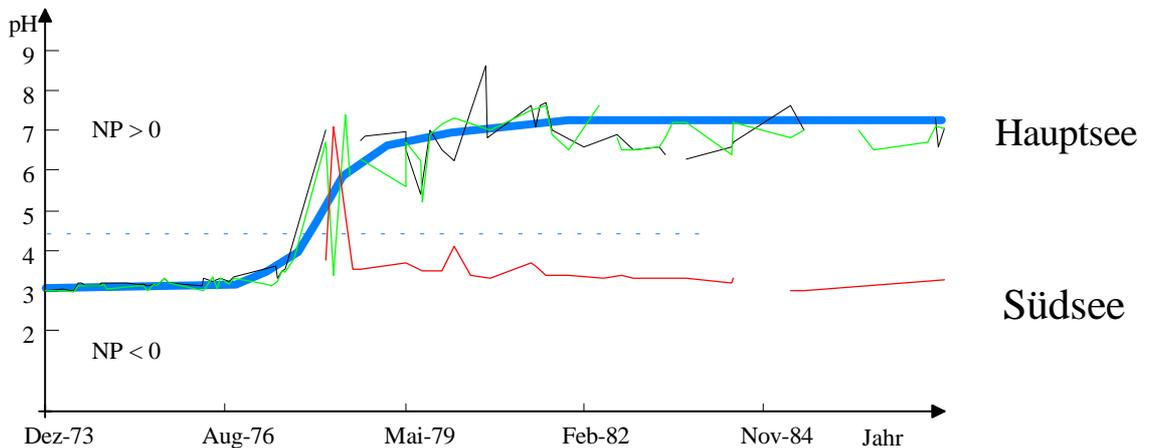


Abb. 5.2-6 Aus Badewasseranalysen rekonstruierte Neutralisation des Senftenberger Sees durch die Flutung (Badestellen Großkoschen und Niemtsch für den Hauptsee und Badestelle Peickwitz für den Südsee)

Aufgrund von Standsicherheitsproblemen blieben die Insel und Bereiche des Ufers unter Bergaufsicht und im Eigentum des Bergbaus. Bis heute noch werden Maßnahmen zur Verbesserung der Standsicherheit der Böschungen insbesondere von der LMBV durchgeführt.

5.2.5 Aufbau der Kippe

Die Innenkippe des Tagebaues Niemtsch hat eine mittlere Mächtigkeit von 25 m. Ungefähr 1/3 der Innenkippe liegt als Insel über der Staulamelle des Senftenberger Sees. Das Gesamtvolumen der In-

nenkippe kann angenähert mit 340 Mio. m³ angegeben werden, wobei auf den Inselbereich ca. nur 5% entfallen.

In Tab.5.2-2 sind Volumen- und Flächenberechnungen der Kippe dargestellt, wobei als Liegendes der Kippe das Kohleliegende betrachtet wurde. Die Werte der Kippenoberfläche für die Berechnungen stammen aus der Übersichtskarte "Senftenberger See" (LUA 1996) sowie von Lotungsergebnissen der Bergsicherheit (1994).

Tab. 5.2-2 Volumen- und Flächenberechnungen der Innenkippe Tagebau Niemtsch

Kippenbereich	planare Fläche (Mio m ²)	Volumen (Mio m ³)
Gesamte Innenkippe	14,2	360
Inselbereich (Wasserstand bei 97,8mNN)	6,6	18,4
Inselbereich (Wasserstand bei 98,8mNN)	4,9	12
Schwankungsbereich zwischen Wasserständen 97,8mNN und 98,8mNN	1,7	6,4

Das *Atmungsvolumen* der Kippe berechnet sich aus dem Volumen des Schwankungsbereiches der Kippe multipliziert mit der angenommenen nutzbaren Porosität und entspricht dem maximalen Kippengrundwasservolumen der Speicherlamelle.

Tab. 5.2-3 Mittlere Kippenkenndaten

Parameter	Werte
Durchlässigkeitsbeiwerte (m/s)	1,1·10 ⁻⁴ bis 6,8·10 ⁻⁷ - lokal stark schwankend, - die niedrigeren Durchlässigkeiten entstammen Permeameterversuchen (DGFZ)
nutzbare Porosität	0,3 - 0,5 Rechenwert: 0,4 lokal stark schwankend
<i>Atmungsvolumen</i> (m ³)	2,6·10 ⁶

Der Aufbau der Innenkippe kann angenähert unter Berücksichtigung der Abbau- und Sonderfeldtechnologien, der Vermischung des Deckgebirges bei der Verkipfung und der Ablagerung des Kippensubstrats in anliegenden Schüttkegeln geklärt werden.

Die Kippenaufgabe bildet der durchgängig vorhandene Liegendenschluff des BMF 2. Aus bodenmechanischen Sicherheitserwägungen wurde beim Abbau der Kohle z.T. eine Sicherheitsschicht der Kohle mit ca. 0,1m Mächtigkeit belassen. Zwischen den Teilfeldern stehen noch Kohlerestpfeiler. Nicht verfüllte Liegendgrundbrüche, Liegendstreckenfilter und vor Liegendenschluff durchteufende Liegendgräben schaffen vor allem im Brückenfeldbereich zahlreiche hydraulische Verbindungen zwischen der Innenkippe des Tagebaues Niemtsch und dem tertiären Grundwasserleiter GWL 5.

Die Abraumassen der Aufschlussfigur wurden im Zugbetrieb größtenteils auf der Außenkippe Peickwitz als Pflugkippe verbracht. Der Aufschluss des Nord- bzw. Elsterfeldes und des Südfeldes erfolgten ebenfalls im Zugbetrieb, wobei die Abraumassen jeweils in andere Feldesteile verkippt wurden.

Das Brückenfeld Ost und das Brückenfeld West wurden im Abraumförderbrückenbetrieb abgeschlossen. Bei dieser Verkipfungstechnologie wird der Abraum über eine Entfernung, die der Brückenlänge entspricht, verkippt. Mit der Verlagerung des Drehpunktes der Förderbrücke zum Drehpunkt Süd im Jahre 1957 änderte sich auch das Drehen des Förderbrückenfeldes in Richtung Uhrzeigersinn, so dass sich die Längsrichtung der Schüttkegel änderte. Aus technologischen Gründen mussten die Sondertechnologien der Randschläuche und des Vorfeldes im Bereich Kippenfeld West angelegt werden. Der Abraum aus den Sondertechnologien wurde als Pflugkippe auf das Kippenfeld West aufgebracht, wobei der Abraum aus dem Nordrandschlauch hauptsächlich den Nordbereich der Pflugkippe und der Abraum des Südrandschlauches vorwiegend den Südbereich der Pflugkippe auf dem Brückenfeld West bildet. Die Pflugkippe liegt heute zum größten Teil über der Staulamelle und besteht zu über 90 % aus rolligen Sedimenten. Die Mächtigkeit der Pflugkippe beträgt maximal 10 m. Zur Sicherung von Böschungen wurden im Bereich Niemtsch, Senftenberg und im Südwestbereich der Tagebaukante Spülkippen angelegt.

In FUCHS & SCHÜLER (1997) wurde unter Beachtung der Verkipfungstechnologie sowie unter Verwendung von Bohrungen aus der Vorfelderkundung und aus Kippenbohrungen eine Betrachtung der

einzelnen Kippen vorgenommen. In Anlehnung an diese Arbeit kann man für die einzelnen Bereiche der Kippe folgende Aussagen treffen:

Tab. 5.2-4 Charakteristik einzelner Kippenbereiche

Brückenfeld West:	Das Brückenfeld West liegt südlich der Ortslage Niemtsch direkt der Aufschlussfigur an. Der Anteil der bindigen Schichten beträgt 5 % und besteht aus den Hangendschluffen des BMF 2. Das Deckgebirge bestand somit hauptsächlich aus Sanden und Kiesen, in die Kohleschmitzen eingelagert waren. In 3 Horizonten wurde Abraum aus den Sondertechnologien der Randschläuche und des Vorfeldes als Pflugkippe auf die Brückenkippe aufgebracht.
Brückenfeld Ost:	Das Brückenfeld Ost erstreckt sich über den gesamten zentralen und östlichen Teil des Kohlenfeldes. Das Deckgebirge besaß eine mittlere Mächtigkeit von 25m und bestand hauptsächlich aus Sanden und Kiesen. Vor allem in den Oberen Talsanden waren Kohleschmitzen eingelagert. Der Anteil der bindigen Schichten lag bei ca. 6 % und bestand aus dem Hangendschluff des BMF 2 und lokalen bindigen Einlagerungen in den Oberen Talsanden. Im nördlichen Bereich des Brückenfeldes bestanden die hangenden Schichten bis zu 20% aus tertiären Schluffen, lokal wurden über 30% ermittelt. In diesen Bereichen der Kippe ist mit erhöhten Schluffanteilen zu rechnen. Infolge des Einsatzes der Brückentechnologie wurde das Deckgebirge abraumseitig aufgenommen, vermischt, über die gesamte Länge der Abraumförderbrücke transportiert und kippenseitig abgeworfen.
Nordfeld:	Das Nordfeld liegt südöstlich am Elsterfeld an. Der Anteil der bindigen Schichten am Deckgebirge betrug aufgrund der teilweise mehrere Meter mächtigen Geschiebemergelablagerungen 28 %. Der Abraum des Nordfeldes wurde teilweise auf die Außenkippe Peickwitz verbracht, z.T an die rückwärtige Anfangsböschung der Brückenkippe West abgesetzt und auch zur Verstärkung des Sicherheitspfeilers gegen die Schwarze Elster verspült.
Südfeld:	Das Südfeld befand sich südlich der Brückenkippe West und schließt an deren Endböschung an. Die Verkipfung der Abraummassen aus dem 1. und 2. Abraumschnitt erfolgte hauptsächlich auf dem südwestlichen Teil der Brückenkippe West als Pflugkippe. Der Anteil der bindigen Schichten betrug nur ca. 0,5 %, so dass ein Teil der Tiefschnittmassen teilweise auch östlich der Ortslage Niemtsch zur Böschungssicherung verspült werden konnte.
Elsterfeld:	Das Elsterfeld befindet sich nordwestlich des Brückenfeldes West und wurde im Zugbetrieb aufgeschlossen. Das Deckgebirge setzte sich aus Flusslehmen, Sanden und Kiesen, Geschiebemergel und tertiären Schluffen zusammen. Die Abraummassen wurden teilweise im Nordfeld sowie bei der Ortslage Buchwalde verkippt.
Vorschnitt und Randschläuche:	Der Abraum der Bereiche wurde in Sondertechnologien gewonnen und als Pflugkippen in das Elsterfeld, das Südfeld und auf die Brückenkippe sowie als Spülkippen verbracht.

Der größte Teil der Innenkippe besteht bedingt durch die Technologie aus Brückenkippe, auf die lokal Pflugkippen und Spülkippen aufgebracht wurden. Die Kippe des Brückenfeldes besteht aus den gesamten Abraummassen des Deckgebirges im Kippenfeld, die mittels Eimerkettenbaggern im Hoch- und Tiefschnitt abgebaut und über die Abraumförderbrücke kippenseitig im Direktversturz verbracht wurden. Eine Vorkippe wurde nicht geschüttet. Die Verhiebsweite betrug ungefähr 300 m. Die Strossenlängen betragen beim Schwenken um den Drehpunkt West zwischen 1200 m und 2095 m sowie beim Schwenken um den Drehpunkt Süd zwischen 2095 m und 2700 m.

Eine Ausnahme bildete der Sonderbetrieb Vorschnittbereich im Brückenfeld Ost. Er wurde eingerichtet, da die Deckgebirgsmächtigkeiten in diesem Bereich die maximale Abtragshöhe der Eimerkettenbagger im Brückenkippenverband überstiegen. Die Mächtigkeit des Vorschnittes betrug 5 - 10 m. Ein Großteil der Abraummassen wurde von Norden her auf dem nordöstlichsten Teil der heutigen Brückenkippe West in Höhe des unverritzten Geländes als Pflugkippen verbracht. Die Verspülung von Abraummassen aus dem Vorschnitt in das Elsterfeld erfolgte, um die dortige Nordböschung zu sichern. Weiterhin wurden Abraummassen aus dem Vorschnittbereich im Nordrandschlauch des Brückenfeldes verspült und im Südfeld verkippt.

Der großtechnische Abbau und die Vermischung der Deckgebirgsschichten der Brückenkippe erzeugen ein gut durchmischtes, locker bis sehr locker gelagertes Kippensubstrat, das vor allem aus kohligem bis stark kohligem Mittel- und Feinsanden mit lokalen Konzentrationen bindiger Sedimente und grobsandig-kiesiger Anteile besteht. Die teilweise hohen Anteile an organischem Kohlenstoff erklären die graue bis graubraune Färbung des Kippensubstrates. Radiometrische Tiefensondierungen bis in eine Tiefe von 5 m in PKKB (19XX) ergaben über die Tiefe stark schwankende Werte für die Feuchterohdichte, die teilweise mit den Rammsondierungsergebnissen nicht zu erklären waren. Die Schwankungen sind wahrscheinlich auf größere Kohle- und Xylliteinlagerungen im Kippensubstrat zurückzuführen, die auch bei der Begehung der Kippe zu finden sind.

In den durchgeführten Feldarbeiten wurden aus Permeameterversuchen Durchlässigkeiten in Bereichen zwischen $6,8 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$ und $3,0 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ ermittelt, wobei die Durchlässigkeiten im Pflugkippenbereich auf relativ engem Raum mit mehr als 10^{-2} m/s stark schwanken. Die an den Proben der Sondierung B1 durchgeführten Siebanalysen ergaben Durchlässigkeiten im Bereich von 10^{-4} m/s (nach BEYER) und liegen im Bereich der im Gutachten (SCHOEWE 1995) ermittelten Durchlässigkeiten. Die in der Literatur ermittelten Durchlässigkeiten liegen in zwischen $3,8 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$ und $2,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ sowie in zwischen $2,3 \cdot 10^{-4}$ und $4,0 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ (PKKB 19XX).

Der Ungleichförmigkeitsgrad der Siebanalysen aus B1 lag zwischen 2,3 und 4,6, so dass wesentliche vertikale Durchlässigkeitsschwankungen für die Pflugkippe in diesem Bereich nicht festgestellt werden konnten. Die Ungleichförmigkeitsgrade aus der Literatur schwanken zwischen 2,3 und 5,6. Bei den mittels Siebanalysen ermittelten Durchlässigkeiten muss jedoch die lockere Lagerung für Kippensubstrate beachtet werden. Nach einer Untersuchung des DGFZ im Pflugkippenbereich kann man für die effektive Porosität einen Wert von ca. 0,4 annehmen.

Bindige Anteile in den Kippen sind vor allem im Nordbereich der Pflugkippe und der Brückenkippe Ost zu erwarten, da die an diesen Stellen verkippten Sedimente die höchsten bindigen Anteile besaßen. Geoelektrische Messungen, die erhebliche Unterschiede in den gemessenen Werten des scheinbaren gemessenen Widerstandes im Nordbereich der Pflugkippe ermittelten, welche auf wechselnde Anteile bindiger Schichten hinweisen, (HGN 1982) unterstützen diese Vermutung. Die verkippten Schluffe und Tone sowie Geschiebemergel haben sich verstärkt am Fuß der Kippenböschung angesammelt und können lokal das Liegende der Kippe abdichten. Der stark geschiebemergelhaltige Abraum des Nordfeldes liegt auf der rückwärtigen Anfangsböschung der Brückenkippe West, auf der Außenkippe Peickwitz und als Unterflurkippen im Nordfeld. Sandige Anteile wurden im Bereich des Sicherheitspfeilers gegen die Schwarze Elster zu dessen Verstärkung verspült.

Die Außenkippe Peickwitz liegt zwischen der Bundesstraße Senftenberg-Peickwitz und der Bahnlinie Senftenberg-Hohenbocka. Sie wurde auf das unverritzte Gelände verkippt und ist maximal 12m hoch. Die Kippe besitzt ein Volumen von ca. 3 Mio m^3 auf einer Grundfläche von ca. 36 ha. Sie besteht vor allem aus den Abraummassen der Aufschlussfigur und teilweise des Nordfeldes. Es ist somit mit geringen Anteilen an Hangendschluff zu rechnen, während die Geschiebemergelanteile in diesem Bereich höher waren als in den anderen Feldesteilen.

Die Durchlässigkeiten und Porositäten sind aufgrund der ähnlichen geologischen Verhältnisse und der ähnlichen Genese mit denen der Innenkippe vergleichbar.

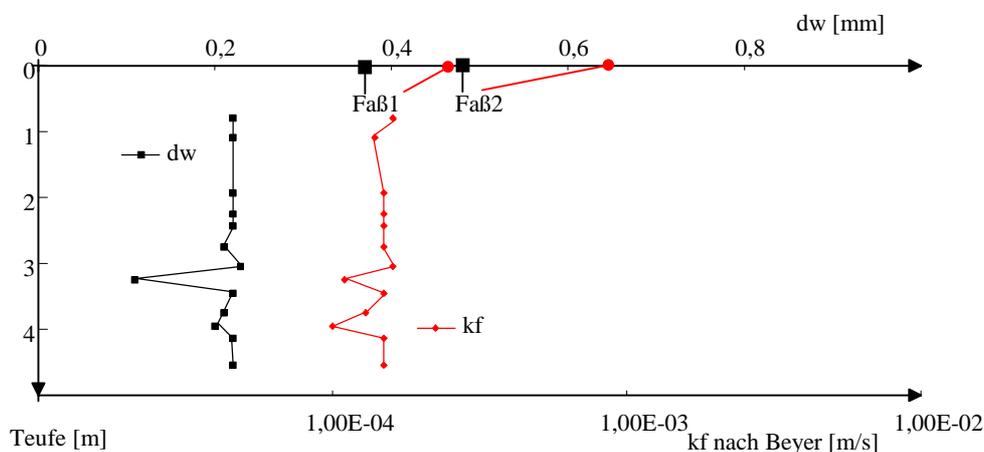


Abb. 5.2-7 Tiefenprofile des äquivalenten Kugeldurchmessers (d_w) und der Durchlässigkeit (k_f) der obersten Kippensedimente (B1)

Aus dem vorliegenden Datenmaterial ist es nicht möglich, eine Aussage über den Anfangspyritgehalt der Kippe zu machen.

5.2.6 Geologie des südlichen Grundwasseranstrombereiches

5.2.6.1 Geologische Verhältnisse im südöstlichen Anstromgebiet des Senftenberger Sees

Das südöstliche Einzugsgebiet des Senftenberger Sees gliedert sich in zwei geologische Einheiten:

- ♦ Das Lausitzer Urstromtal ist vor allem das Produkt der erosiven Wirkung der Schmelzwässer im Bereich der Haupteisrandlage der jüngsten Saalevereisung (Lausitz-Kaltzeit) sowie der anschließenden Sedimentation glazifluviatiler Sedimente.
- ♦ Die Hohenbockaer Hochfläche stellt eine an Störungen gebundene Grundgebirgserhebung dar, in der die Grundgebirgsoberfläche bis über + 50 m NN ansteigt. Beim Koschenberg steht die Grauwacke als Grundgebirgsauftragung übertägig an und erreichte ursprünglich eine Höhe von +173 m NN. Die Hochfläche reicht nordwestlich ca. 10 km in das Urstromtal hinein. Verbunden mit der Grundgebirgserhebung und aufgrund glazigener Deformation stehen in der Hohenbockaer Hochfläche die tertiären Schichten oberflächennah an.

Im Pleistozän des Urstromtales dominieren die glazifluviatilen Sande und Kiese der Saale-III-Vereisung (Untere Talsande) und die fluviatilen Sedimente der Weichselkaltzeit (Obere Talsande). Sie bilden den obersten ungeschützten Grundwasserleiter mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 15 m bis 20 m und einer mittleren Durchlässigkeit aus Siebanalysenauswertungen nach BEYER zwischen $5 \cdot 10^{-4}$ m/s und $1 \cdot 10^{-3}$ m/s, die vor allem von den Kiesanteilen im Grundwasserleiter abhängt (HGN 1986).

Das im Liegenden folgende Kohlenflöz des BMF 2 ist durch glaziale Abtragung in den Rinnenbereichen in einzelne Schollen geteilt.

Im Liegenden des BMF 2 bilden die Fein- und Mittelsande des GWL 5/6 den unteren Grundwasserleiter, in den lokal der Unterbegleiter des BMF 2 als geringmächtige Kohlelage bzw. kohligler Schluff eingelagert ist. Seine Durchlässigkeit berechnet nach BEYER liegt bei ca. $1 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Im Bereich des Südufers des Senftenberger Sees wurde das Flöz des BMF 2 glazigen gestaucht und zunächst nur lokal abgetragen. Die Bohrung B5 liegt in einem hydraulischen Fenster südlich des Senftenberger Sees, in der kein Kohlenflöz nachweisbar war, während die umliegenden Bohrungen größtenteils noch Kohleverbretung aufwiesen.

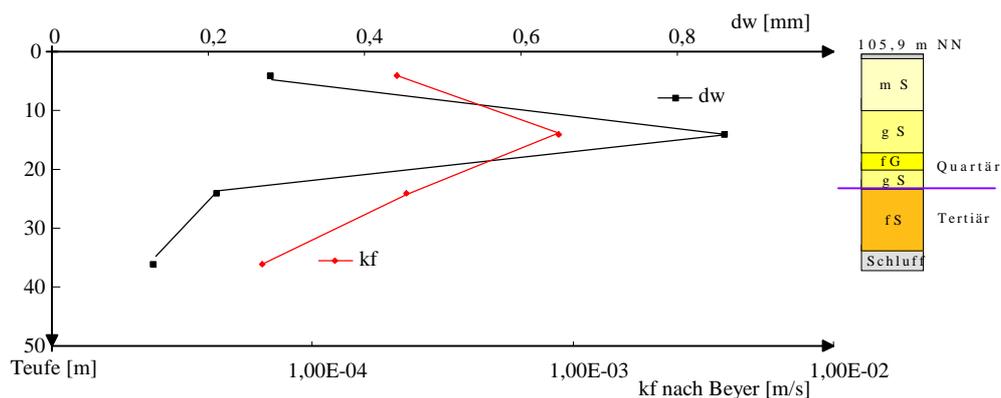


Abb. 5.2-8 Durchlässigkeiten und orientierendes Schichtenverzeichnis von B5 im südlichen Anstrom

Mit zunehmender Entfernung vom Kohlenfeld des ehemaligen Tagebaues Niemtsch wird durch das kombinierte Wirken von glazigener Dynamik und subglazialer Schmelzwassererosion die Abtragung des Kohlenflözes immer flächenhafter, so dass sich zwischen dem Senftenberger See und der Hohenbockaer Hochfläche ein südwest-nordost streichender flözfreier Bereich herausbildete, der als Peickwitzer Rinne bezeichnet wird. Sie ist mit glazifluviatilen und fluviatilen Sedimenten (Obere und Untere Talsande) gefüllt. Im Bereich der Peickwitzer Rinne ist der hangende pleistozäne etwa 25 m mächtige Grundwasserleiter mit den tertiären Sanden des GWL 5/6 im Lausitzer Urstromtal

(Bohrung B8) sowie mit den Fein- und Mittelsanden des tertiären Grundwasserleiters der Hohenbockaer Hochfläche und hydraulisch verbunden.

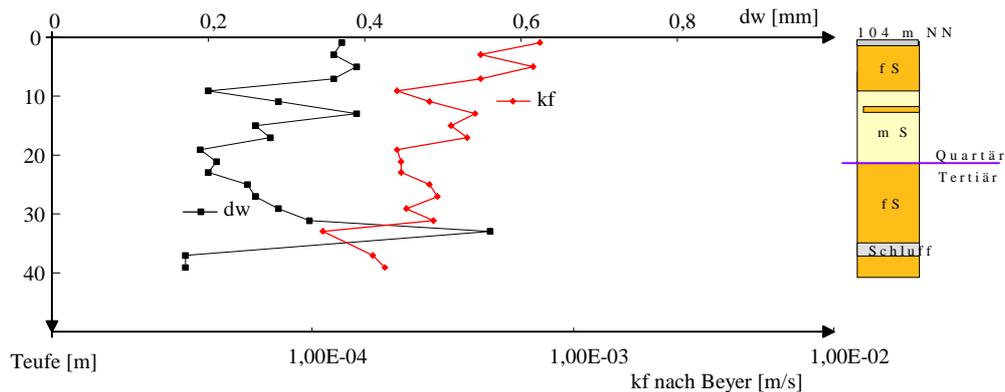


Abb. 5.2-9 Durchlässigkeiten und orientierendes Schichtenverzeichnis der Bohrung B8 im Bereich der Peickwitzer Rinne

Die südlich des Senftenberger Sees auftretenden Lagerungsstörungen der tertiären Schichten sind vor allem auf glazitektonische Wirkungen des Gletschers der Saale-I-Vereisung zurückzuführen. Der Gletscher bewegte sich von Norden her auf die Hohenbockaer Hochfläche zu. Am Koschenberg teilte sich der Gletscher in zwei Teilloben, die sich um die Grundgebirgsauftragung herumschoben (VULPIUS 1994). Die dabei innerhalb des Gletschers auftretenden Spannungen wurden an die unterlagernden Schichten teilweise übertragen. Die Folge waren Stauchungen und Abscherungen des Kohlenflözes. Im Zuge der Aufwärtsbewegung des Gletschers wurden die nördlich der Hochfläche vorgelagerten Bereiche des Kohlenflözes und die liegenden Sande einschließlich des Unterbegleiters bis nah an die Tertiäroberfläche aufgeschoben (Bohrungen 8/79, 10/79 und 20/79 Erkundung Glassand Hosena, GFE 1980). Nördlich., nordwestlich. und südlich des Koschenberges wurde das Kohlenflöz zum Teil bis auf das Prätertiär aufgedrückt (Bohrung 2/94 aus GFE 1971) und im Hangenden bis auf ca. 95 - 100 m NN abgeschert. Es entstand die relativ steile Nordwestflanke der Hohenbockaer Hochfläche. Beim Überwinden der Hochfläche hat der Gletscher die aufgedrückten Schichten abgeschert und die Fein- und Mittelsande des GWL 5 freigelegt, die heute übertäglich bzw. oberflächennah liegen und den Guteborner-Hohenbockaer Glassandrücken bilden. Sie werden bis in die Gegenwart als Glassande abgebaut. Die Glassande werden vor allem aufgrund ihrer Kornform und Oberflächenrauigkeit sowie ihrer guten Sortierung als Dünenablagerungen angesprochen. Ihre Durchlässigkeit nach BEYER liegt aufgrund ihrer guten Sortierung zwischen $1 \cdot 10^{-4}$ m/s und $4 \cdot 10^{-4}$ m/s (GFE 1980).

Im Bereich des wieder absteigenden Grundgebirges bildeten das BMF 2 und der Kaolinton die Gleitbahnen für mehrfache Überschiebungen (Bohrungen 72/79, 80/79, 94/79 und 106A/52), wobei der Kaolinton vermutlich nach Süden hin verschleppt wurde.

Südlich des Koschenberges wirkten die Teilloben von Nordwesten bzw. von Nordosten auf die liegenden Schichten, so dass zwischen Guteborn und dem Koschenberg ein W-E- bzw. SW-NE-gerichtetes Streichen der Stauchstrukturen vorherrscht.

Die Rinnenstruktur zwischen dem Restloch des ehemaligen Tagebaues Heide VI und dem Guteborner-Hohenbockaer Glassandrücken ist ebenfalls auf die Stauchung und damit einhergehende Abtragung des Kohlenflözes zurückzuführen. Diese südwest-nordost streichende Rinne verläuft zwischen dem Restloch der Braunkohlengrube Heide VI und dem Glassandrücken bis südlich des Glassandtagebaurestloches Mathilde.

Der elsterzeitliche Geschiebemergel und die Beckenablagerungen sind teilweise mit den tertiären Schichten gleichsinnig deformiert und treten nur in den randlichen und tieferen Rinnenbereichen auf. Saalezeitlicher Geschiebemergel ist großflächig südlich der Flußkläranlage Laubusch verbreitet.

Die Schmelzwässer der nach der ersten Saalevereisung zurückweichenden Gletscher lagerten im Hangenden der Geschiebemergelablagerungen und Tertiärschichten glazifluviale Sande ab, die auf der Hohenbockaer Hochfläche nur ca. 5 m mächtig sind und den tertiären Sanden des Guteborner-Hohenbockaer Glassandrücken großflächig aufliegen.

Nördlich der Hohenbockaer Hochfläche kam es zur Bildung von Schmelzwasserseen, so dass in diesem Bereich limnische Feinsande mit schluffigen und tonigen Einlagerungen vorherrschen. Durch

das weitere Zurückweichen der Gletscher konnte das aufgestaute Oberflächenwasser wieder frei abfließen, so dass die Kiese und Grobsande im Hangenden des Kohlenfeldes Niemtsch abgelagert wurden.

Das Lausitzer Urstromtal diente als Hauptabflussbahn für die Schmelzwässer während der Haupteisrandlage der Lausitzer Eiszeit, die die unteren Talsande ablagerten.

In der ältesten Weichseleiszeit wurde das Lausitzer Urstromtal und Bereiche der Hohenbockaer Hochfläche erneut von Schmelzwässern genutzt, deren Ablagerungsprodukt die feinkörnigeren oberen Talsande sind. In die oberen Talsande eingelagerte Schluffe und Tone werden als warmzeitliche Relikte zwischen saalezeitlichen Nachschüttbildungen und weichselzeitlichen Vorschüttbildungen angesehen.

Im Holozän wurden im Bereich der Hohenbockaer Hochfläche durch die radial von der Hochfläche abfließenden Vorfluter und im Urstromtal durch die Schwarze Elster geringmächtige Auelehme und fluviatile Sande abgelagert, die für die geologisch-hydrogeologischen Verhältnisse nur von geringer Bedeutung sind, da sie zum größten Teil der landwirtschaftlichen Nutzung oder dem Bergbau zum Opfer gefallen sind.

5.2.6.2 Hydrogeologische Situation im südlichen Anstromgebiet des Senftenberger Sees

Vor der intensiven Nutzung der Hohenbockaer Hochfläche zur Gewinnung von Braunkohle und Glasanden in Tagebauen bildete auf der Hohenbockaer Hochfläche südlich des Untersuchungsgebietes der an den Stauhorizont Spezialton/Flözoberbegleiter gebundene Hangendgrundwasserleiter ein Ernährungsgebiet mit einem Grundwasserstand von über 150 m NN (VULPIUS 1994). Der Hangendgrundwasserleiter war vermutlich mit dem liegenden tertiären Grundwasserleiter GWL 4 hydraulisch verbunden. Das Oberflächenwasser wurde über radial abfließende Gewässer abgeführt.

Durch den bis Ende des 19. Jh. am Nordostrand des Kernbereiches der Hohenbockaer Hochfläche umgehenden Bergbau wurden nur lokale Änderungen des Wasserhaushaltes verursacht. Erst die Abbauentwicklung in den Braunkohletagebauen Heide störte den bestehenden Grundwasserhaushalt großflächig und nachhaltig, so dass sich die Grundwasserverhältnisse auf der Hohenbockaer Hochfläche vollständig änderten. Die Grundwasserhochlage der Hohenbockaer Hochfläche liegt heute südlich des Untersuchungsgebietes im Bereich der ehemaligen Braunkohlegruben Heide IV und V auf einem Niveau von ca. 136 m NN. Das Ernährungsgebiet besteht hauptsächlich aus Kippen mit einem großen Anteil tertiärer Sedimente der Tagebaue Heide I bis V, so dass relativ saure und sulfatreiche Wässer abfließen (s.Pkt.5.5.1). Das langgestreckte Restloch 6 nivelliert das ehemalige Grundwassergefälle bei ca. 126 mNN, so dass der Wasserspiegel im Nordbereich des Restloches ca. 5 -6 m über der ehemaligen Grundwasseroberfläche liegt. Diese Überhöhung des ursprünglichen Grundwassergefälles und das lokale Aufstauen des vom Restloch 6 abfließenden Grundwassers an glazigen gestauchtem und eingeschupptem Geschiebemergel in der nördlich des Restloches verlaufenden Rinnestruktur führt zu Vernässungserscheinungen östlich und nördlich der Ortslage Hosena. Im Bereich des Hosenaer Glassandrückens durchströmt das Grundwasser erneut tertiärsedimenthaltige Kippenbereiche des Glassandabbaus. Die Wasserhaltung der Glasandgruben wurde 1986 eingestellt. In der Peickwitzer Rinne kann das Grundwasser des tertiären Grundwasserleiters auf der Hohenbockaer Hochfläche aufgrund des fehlenden Kohleflözes ungehindert in den pleistozänen Grundwasserleiter einfließen und dem Senftenberger See ungehindert zuströmen.

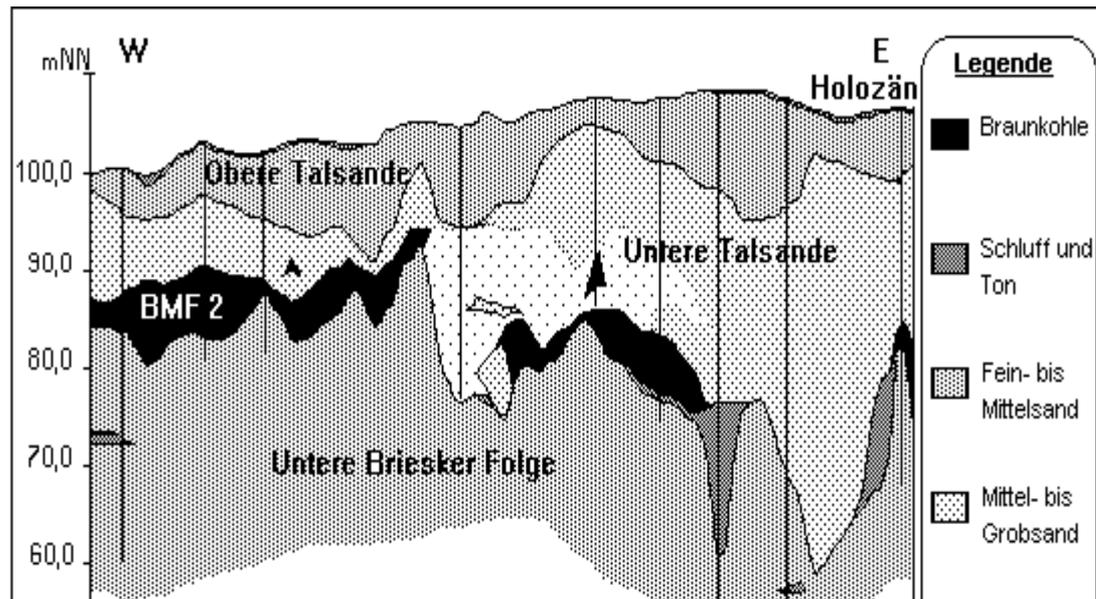


Abb. 5.2-10 Geologischer Schnitt W-E durch den südlichen Grundwasseranstrombereich

5.2.6.3 Geologie im Südwesten des Untersuchungsgebietes

Der südwestliche Teil des Untersuchungsgebietes liegt nördlich des Guteborner Glassandrückens und ist vor allem durch die Briesker Rinne gekennzeichnet. Die Briesker Rinne besitzt ein nordost-südwest-gerichtetes Streichen, das am Ostrand des Tagebaues Niemtsch in ein Nord-Süd-Streichen umschwenkt. Nordwestlich des Senftenberger Sees geht sie in die Buchwalder Rinne über.

Das Tertiär beginnt im Liegenden mit den bis zu 10m mächtigen tonigen Spremberger Schichten, die vom Kohleton des Leithorizontes überlagert werden. In der Tertiärhochlage der Hohenbockaer Hochfläche sowie kleineren Bereichen nördlich der Hochfläche lagern über dem Leithorizont die ca. 25 m mächtigen Fein- und Mittelsande des GWL 5/6, in die lokal die kohligten Schluffe des Unterbegleiters des BMF 2 eingelagert sind. Die Sande haben eine Durchlässigkeit zwischen $0,13 \cdot 10^{-3}$ m/s und $0,16 \cdot 10^{-3}$ m/s. Sie werden in den Randbereichen der Hochfläche lokal überlagert von Relikten des BMF 2.

Die pleistozäne Schichtenfolge in der Rinne liegt südlich des Untersuchungsgebietes z.T. auf dem prätertiären Grundgebirge auf, reicht meist jedoch bis zum Leithorizont. Die Pleistozänbasis liegt zwischen 50 mNN im Rinnenbereich und +70 mNN auf der Hochfläche. Im Liegenden der Rinne liegen elsterzeitliche Vorschüttbildungen, die von der Elster-II-Grundmoräne überlagert werden. Im Hangenden folgen glazifluviale elster- und saalezeitliche Sande und Kiese mit Durchlässigkeiten zwischen $0,15 \cdot 10^{-3}$ m/s und $0,35 \cdot 10^{-3}$ m/s (HGN 1967), in die saalezeitlicher Geschiebemergel und Bändertone und -schluffe eingelagert sind. Diese liegenden Bereiche der Rinne sind aufgrund des hohen Anteiles bindiger Schichten für die Grundwasserströmung von untergeordneter Bedeutung. Das Hangende der Rinnenbereiche sowie der Hohenbockaer Hochfläche wird aus glazifluviatilen Sanden und Kiesen der Saale- und fluviatilen Ablagerungen der Weichseiszeit gebildet, die im Rinnenbereich Mächtigkeiten von bis zu ca. 15 m erreichen. Die Kiessande besitzen in der Rinne nach Siebanalysenuntersuchungen eine Durchlässigkeit von $0,66 \cdot 10^{-3}$ m/s mit einer Streuung von $0,2 \cdot 10^{-3}$ bis $1,1 \cdot 10^{-3}$ m/s (HGN 1967). In der Erkundung zur Wasserfassung Brieske (HGN 1986) wurden für die pleistozäne Schichtenfolge am Südwestrand des Senftenberger Sees Durchlässigkeiten zwischen $5 \cdot 10^{-3}$ m/s und $1 \cdot 10^{-4}$ m/s ermittelt.

Die Briesker Rinne nimmt das von Süden aus der Hohenbockaer Hochfläche anströmende Grundwasser auf und leitet es bedingt durch die Wasserhaltungsmaßnahmen im Tagebau Meuro am Senftenberger See vorbei, so dass diese Grundwässer keinen Einfluss auf den Wasserchemismus des Senftenberger Sees haben.

5.2.7 Geologische und hydrogeologische Verhältnisse im nördlichen Abstrombereich des Tagebaues Niemtsch

Der Grundwasserabstrom des Seewassers erfolgt nach Norden über die Buchwalder Rinne und nach Nordosten über die Briesker Rinne. Ob beide Rinnen vollständig miteinander verbunden sind, ist noch nicht völlig geklärt.

Die oberen fluviatilen weichselzeitlichen Sande sind teilweise stark schluffig und haben eine Durchlässigkeit bis zu ca. $3 \cdot 10^{-4}$ m/s. Die glazifluviatilen Sande und Kiese der Saaleeiszeiten besitzen Durchlässigkeiten zwischen $3 \cdot 10^{-4}$ und $4 \cdot 10^{-3}$ m/s. Im Liegenden schließen sich elsterzeitliche Fein- und Mittelsande mit Durchlässigkeiten zwischen $2 \cdot 10^{-4}$ m/s und $5 \cdot 10^{-4}$ m/s an. Im Erkundungsbericht zum Wasserwerk Buchwalde wird für die Rinne Buchwalde folgendes Normalprofil angegeben:

Tab. 5.2-5 Normalprofil für die Buchwalder Rinne (aus HGN (1982))

Tiefe (m u GOK)	Sedimentpetrografische Ansprache	Stratigrafische Einordnung
0 - 2	Feinsand, Mittelsand	Fluviatiles Holozän
0 - 12	Mittelsand mit Schlufflagen	glazifluviatile Saale-Nach- bis fluviatile Weichsel-Vorschütt- bildungen
12 - 21	Grobsand, Kies	glazifluviatile Saalebildungen
21 - 29	Feinsand, Mittelsand	glazifluviatile Elster-Nachschütt- bildungen
im Rinnentiefsten bis 80 m	Feinsand, Mittelsand, Grobsand, tw Schluff	glazifluviatile Elsterbildungen
Rinnenbasis 29 - 80 m	Feinsand, Schluff, Braunkohle	Tertiärbildungen

Aufgrund des fehlenden Braunkohleflözes bestehen in der Buchwalder Rinne großräumige hydraulische Verbindungen zwischen den pleistozänem und den tertiären Grundwasserleitern bis in den Bereich der Spremberger Folge hinein. Die Rinnenbasis liegt allgemein im GWL 5/6, kann lokal aber bis zum Prätertiär reichen.

Die Bohrung B6 im Wasserwerk Buchwalde liegt im Bereich der Buchwalder Rinne und konnte mit 36 m Tiefe die liegenden elsterzeitlichen Sedimente und die Rinnenbasis nicht erreichen. Die erbohrten Sedimente sind somit in den Bereich der fluviatilen bzw. glazifluviatilen Sedimente der Weichsel- und Saaleeiszeit einzuordnen.

Die Grundwasserdynamik in der Rinne wird vor allem durch die Infiltration des Senftenberger Sees, die Wasserförderung im Wasserwerk Buchwalde und die Wasserhaltung des Tagebaues Sedlitz geprägt.

Das Wasserwerk Buchwalde hat nur noch eine Ersatzfunktion für das Wasserwerk Tettau, das über eine Fernleitung die Wasserversorgung der Stadt Senftenberg und der umliegenden Gemeinden übernommen hat. In Abständen von 2 Wochen werden im Wasserwerk Buchwalde die Förderpumpen zwecks Instandhaltung ca. 8 Stunden in Betrieb genommen, so dass der Einfluss der Wasserförderung auf die Grundwasserdynamik nur noch sporadisch erfolgt. Der Multilevelpegel B6 liegt im Wasserwerk Buchwalde. Die stärker schwankenden Wasserstände in dem Pegel sind vermutlich auf die diskontinuierliche Fahrweise des Wasserwerkes zurückzuführen. Andererseits sind die gegenüber dem Senftenberger See relativ hohen Wasserstände im Multilevelpegel B6 auf die infiltrierende Wirkung der ca. 200 m nördlich des Pegels fließenden Schwarzen Elster zurückzuführen. Die Schwarze Elster wird auch nach Umkehr der Grundwasserströmung aus der Innenkippe des Tagebaues Sedlitz einen großen Einfluss auf die Grundwasserdynamik in der Buchwalder Rinne behalten.

Nördlich bzw. nordöstlich der Rinnen schließen sich die Kippengebiete der Tagebaue Sedlitz bzw. Meuro an.

Der Tagebau Meuro beeinflusst die Strömungsrichtung des Grundwassers aufgrund seiner Wasserhaltung noch entscheidend. Pro Minute werden ca. 70 m^3 Wasser aus Filterbrunnen und $4,2 \text{ m}^3$ aus der offenen Wasserhaltung gefördert, wobei nur noch ca. 20% der Wasserförderung dem Tagebaubetrieb dienen. In Sedlitz wird nur noch eine offene Wasserhaltung mit einer Fördermenge von ca. $33 \text{ m}^3/\text{min}$ betrieben. Das Wasser wird über eine Wasserreinigungsanlage dem Tagebau Greifenhain zur Böschungsstabilisierung zugeführt. Künftig soll für die Sanierung des Tagebaues Meuro die Förderung aus dem Restloch Sedlitz auf $90 \text{ m}^3/\text{min}$ gesteigert werden.

5.2.8 Speicherbewirtschaftung des Senftenberger Sees

Der Senftenberger See, auch Speicherbecken Niemtsch bezeichnet, liegt im Nebenschluss der Schwarzen Elster und ist über einen Zulaufstollen und ein Ablaufgerinne an diese angebunden (LUA 1996). Das Speicherbecken erfüllt als Mehrzweckanlage folgende Funktionen:

- Hauptfunktionen
 - ◆ Niedrigwasseraufhöhung in der Schwarzen Elster
 - ◆ Hochwasserschutz
 - ◆ Wasserbereitstellung für das Wasserwerk Buchwalde, das Kraftwerk Brieske und in geringem Umfang für Bewässerungszwecke
- Nebenfunktionen
 - ◆ Erholung und Tourismus
 - ◆ Naturschutz
 - ◆ Binnenfischerei (Seefischerei, Netzkäfiganlage)

Für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster werden 779 km² ausgewiesen mit einer mittleren Wasserführung (MQ₁₉₅₅₋₁₉₉₀) von 3,1 m³/s.

Tab. 5.2-6 Stauziele des Speicherbeckens Niemtsch nach LUA (1996)

Stauziele	Wasserstand m NN	Fläche m ²	Staulamelle m ³
Höchstes Stauziel	99,25	11,68 · 10 ⁶	
Hochwasserrückhalteraum			2,9 · 10 ⁶
Stauziel (Normalstau)	99,00	11,34 · 10 ⁶	
Betriebsraum			13,3 · 10 ⁶
Absenkziel	97,70	9,52 · 10 ⁶	

Der Betriebsstauraum innerhalb der Speicherlamelle wird abhängig von den hydrologischen Verhältnissen und Nutzungsanforderungen im Sommer entleert und im darauf folgenden Winterhalbjahr wieder aufgefüllt. Das Normalstauziel soll Ende April erreicht sein. Bei mittleren Ablaufverhältnissen sollte eine Stauhöhe von 98,5 mNN nicht überschritten werden. Bei Niedrigwasser sollte ein Mindestabfluss der Schwarzen Elster von 1,5 m³/s am Pegel Biehlen durch Speicherabgabe gewährleistet werden. Weitere Vorgaben betreffen die Inanspruchnahme des Hochwasserschutzraumes.

Durch die Bewirtschaftung sollen die mesotrophen Verhältnisse aufrechterhalten werden, sowie pH = 6,0 nicht unterschritten werden. Die EG-Richtlinien zur Qualität von Badegewässern und Erhaltung von Fischleben sind einzuhalten.

Die in Pkt.5.4.5 ausgewerteten Seewasserstände stimmen weitgehend mit dem Bewirtschaftungsplan überein.

5.3 Orientierende Ermittlung der Grundwasserströmungsverhältnisse im See-Innenkippen-System

5.3.1 Horizontales Grundwasserströmungsfeld

Aus den vom DGFZ berechneten gegenwärtigen Grundwasserisohypsen leitet sich das skizzierte horizontale Grundwasserströmungsfeld ab. Der Senftenberger See mit seiner Innenkippe liegt großräumig im Grundwassergefälle zwischen der Hohenbockaer Hochfläche und den Absenkungstrichtern Sedlitz und Meuro. Dementsprechend verläuft die Grundwasserströmung von Süd nach Nord, die durch den freien Wasserspiegel des Senftenberger Sees beeinflusst wird.

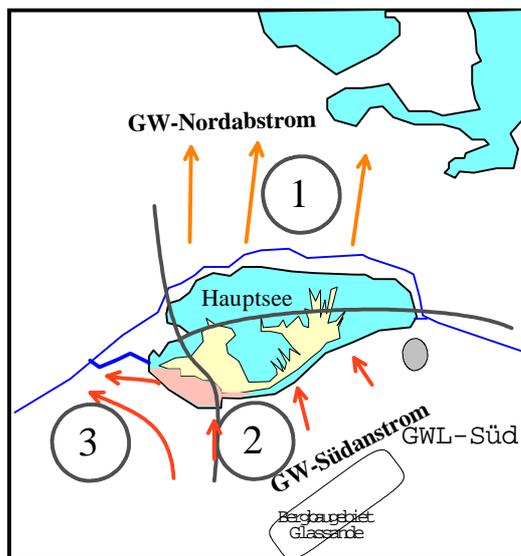


Abb. 5.3-1 Skizze des horizontalen Grundwasserströmungsfeldes (nach modellierten Isohypsenplänen des DGFZ im TP2 für den gegenwärtigen Zustand)

Das bedeutet, dass von Süden Grundwasser in den See einströmt (2) und nach Norden Seewasser in den pleistozänen Grundwasserleiter infiltriert und abströmt (1).

Westlich des Sees bestehen indifferente Verhältnisse, die je nach Seewasserstand ein Zu-, Ab- oder Vorbeiströmen von Grundwasser am See (3) bewirken. Der südwestliche Anstrombereich wird in Pkt.5.3.3 gesondert diskutiert.

5.3.2 Vertikales Strömungsprofil Süd-Nord

5.3.2.1 Vereinfachte Berechnung des vertikalen Strömungsprofils

Das durch den Senftenberger See und seine Innenkippe veränderte Strömungsfeld wird für den angenommenen stationären Zustand kalkuliert. Die realen Verhältnisse dürften sich dann nur innerhalb charakteristischer stationärer Szenarien bewegen. Dazu wurde ein einfaches Strömungsmodell entwickelt, womit das stationäre Strömungsfeld im Süd-Nord-Profileschnitt unter stark vereinfachten Annahmen abgeleitet werden kann.

Dazu wurde in das Profil entsprechend Abb.5.1-4 ein Gitternetz mit 20 Zeilen (45 bis 105 m NN, je 3 m) und 50 Spalten (5000 m je 100 m) gelegt. Unter stationären Bedingungen ist die Summe der Wasserströme an jedem Knotenpunkt Null. Jeder Knotenpunkt hat zwei horizontale und zwei vertikale Nachbarknotenpunkte, zwischen denen entsprechend deren Druckdifferenz, Abstand und Durchlässigkeit das Wasser fließen kann. Für die Wasserstände der Nachbarknoten berechnet sich dann der Wasserstand am Knotenpunkt, an dem sich alle Zu- und Abflüsse aufheben. Legt man die Randwasserstände fest, lassen sich alle anderen Wasserstände an den Knotenpunkten iterativ bestimmen. Dieses Problem wurde in Tabellenkalkulation umgesetzt und über den Surfer Isolinien der Wasserstände ausgegeben. Senkrecht zu diesen verlaufen die das Strömungsfeld aufbauenden Stromlinien. Dem Grundwasserleiter wurde bis auf den Liegendsschluff eine einheitliche Durchlässigkeit zugeordnet. Bei der Betrachtung des stationären Strömungsfeldes ist unter festen Potentialen an den Rändern die

numerische Größe der Durchlässigkeit unerheblich. Dem in der Schicht 78 m NN von Süden bis zum Nordabstrom verlaufende Liegendenschluff wurde eine um den Faktor 0,1 niedrigere Durchlässigkeit zugeordnet. Damit werden auch die bergbaubedingten Perforationen und Liegendbrüche in dieser Schicht berücksichtigt.

Jeweils an den Schnittenden (Süd, Nord) wurde jeweils ein einheitliches Potential vorgegeben. Der Wasserstand der untersten Zeile wird zwischen beiden Endwasserständen linear interpoliert. Die beiden Teilseen werden festgelegt, in dem den zugehörigen Knotenpunkten der Seewasserstand zugeordnet wird.

5.3.2.2 Interpretation vertikaler Strömungsprofile

Entsprechend der bekannten Wasserstände wurde dem Südanstrom, 1000 m vor dem Südsee der Grundwasserstand 105 m zugeordnet. Der Wasserstand 1700 m im gegenwärtigen Nordabstrom wurde auf 93 m NN bzw. 101 m NN zukünftig festgelegt. Das den gegenwärtigen Zustand beschreibende Strömungsfeld zeigt Abb.5.3-2. Dabei zeigt sich, dass die Innenkippe von tertiärem Grundwasser durchströmt wird, welches in der Mitte aufsteigt und dann beiden Teilseen zufließt. Der Hauptsee erhält einesteils Zufluss über die Kippe, infiltriert aber auch Wasser in Richtung Norden.

Welche Seebereiche infiltrieren und welche exfiltrieren hängt vom Seewasserstand ab, und kann demzufolge häufig wechseln. Das verdeutlicht Abb.5.3-3, auf der die Längsprofile der oberen Grundwasserstände für jeweils niedrigen und hohen Seewasserstand im Vergleich zur unteren Berandung dargestellt sind.

Liegt der Grundwasserstand über dem des tiefen Grundwassers, wird überwiegend infiltriert und umgekehrt. Bei hohem Seewasserstand infiltriert Seewasser über fast den gesamten Hauptseebereich in die den Seeboden bildende Innenkippe. Bei niedrigem Seewasserstand ist der Hauptsee in Ex- und Infiltrationsbereiche geteilt (s.Pkt.5.7.8.2). Das Strömungsfeld im angenommenen Endzustand des Grundwasserstandes nach der Flutung umliegender Tagebauseen zeigt Abb.5.3-4.

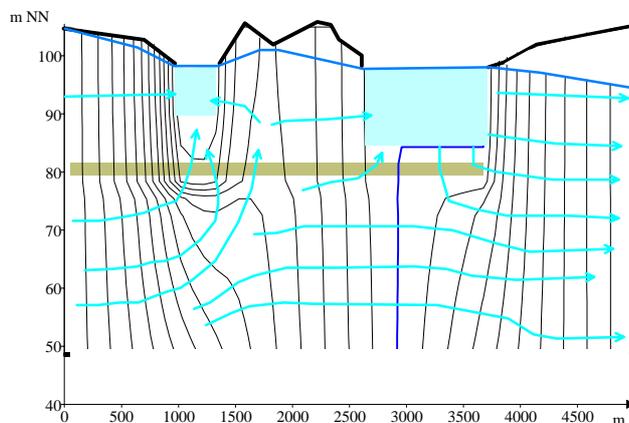


Abb. 5.3-2 Gegenwärtiges vertikales stationäres Strömungsfeld durch den Senftenberger See für einen Seewasserstand von 98 m NN

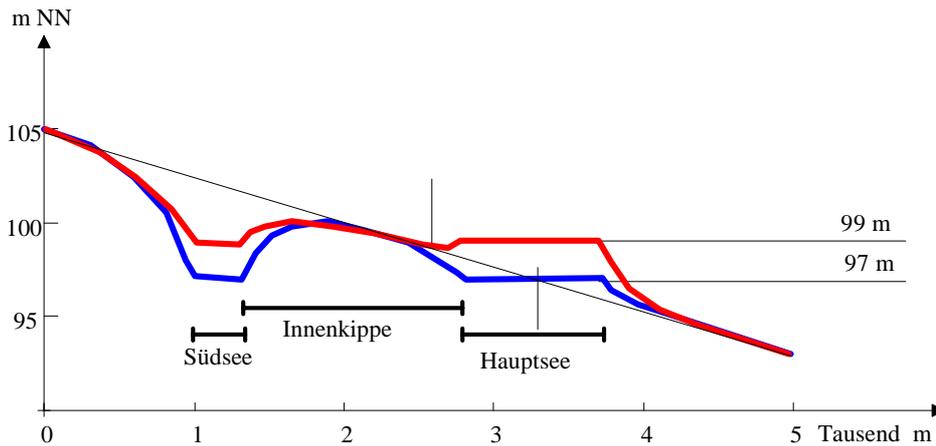


Abb. 5.2-3 Längsschnitte des oberen Grundwasserstandes für niedrigen (97 m) und hohen (99 m) Seewasserstand im Vergleich zur unteren Berandung

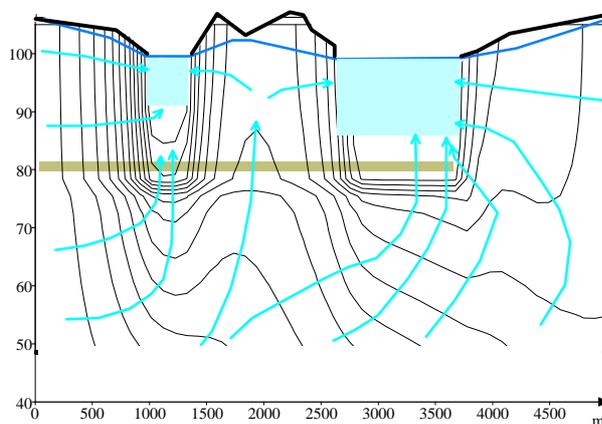


Abb. 5.3-4 Vertikales stationäres Strömungsfeld durch den Senftenberger See nach dem Grundwasseranstieg im Norden (voraussichtlicher Endzustand)

Besonders auffällig ist die mögliche Unterströmung des Sees durch tieferes Grundwasser, welches anschließend aufsteigt und den See von Norden erreicht. Aus den nördlichen Kippen strömt im nur oberen, bzw. bei Berücksichtigung der Grundwasserneubildung im mittleren Bereich Grundwasser zu.

Bei diesen Orientierungsrechnungen wurde die Grundwasserneubildung nicht berücksichtigt. Auf dem aufsteigenden Grundwasser der Insel liegt noch eine Linse mit Grundwasserneubildung, die zu den Rändern hin abfließt. Das gesamte Strömungsfeld wird darüber hinaus durch die periodischen Seewasserstandsschwankungen beeinflusst.

5.3.3 Bildung von Elutionszonen im Uferbereich als Folge des Speicherbetriebes

5.3.3.1 Lösungsansatz

Die Nutzung des Sees als Wasserspeicher bedingt eine quasiperiodische Veränderung der Zu- und Abfluss-Ströme, die einen schwankenden Wasserstand im See hervorrufen. Diese Schwankungen setzen sich in den angrenzenden Grundwasserleitern einschließlich dem Innenkippenbereich fort. Durch den schwankenden Seewasserstand werden im Uferbereich Grundwasserströme in abwechselnder Richtung induziert. Im Verhältnis zu den vorgenannten Kompartimenten sind diese von ihren Dimensionen klein (Grenzfilme) und treten in den Wasserbilanzen praktisch nicht in Erscheinung. Durch den periodischen Milieuwechsel sind diese als wichtige Reaktionsorte bezüglich der dadurch ermöglichten Stoffumsätze nicht zu vernachlässigen. In den äußeren Uferbereichen des Sees können

die Grundwasserzu- oder -abflüsse möglicherweise größer als die wasserstandsinduzierten Wasserbewegungen sein. Dann spielen diese keine praktische Rolle. Dafür müssten sie aber an der Innenkippe ausgeprägt vorliegen.

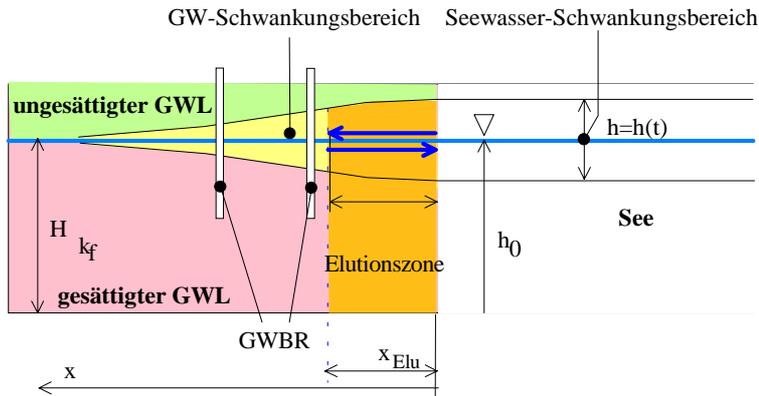


Abb. 5.3-5 Idealisierter Schnitt durch den Uferbereich unter Berücksichtigung schwankender Seewasserstände (SCHÖPKE et al. 1999)

Durch die damit verbundene, in ihrer Richtung regelmäßig wechselnde Grundwasserströmung wird ein schmaler Bereich des Grundwasserleiters am Ufer von Seewasser ausgelaugt (ZwiB 1997). Diese durch die maximale Eindringtiefe des Seewassers in den Grundwasserleiter begrenzte Elutionszone kann für die Bilanzierung von Säureinträgen in den See besondere Bedeutung erlangen. Die beobachteten Schwankungen können durch Sinusfunktionen der Zeit approximiert werden. Aus Modellbetrachtungen wird der Zusammenhang zwischen der Dämpfung der Amplitude, der zeitlichen Verzögerung und den hydraulischen Parametern des Grundwasserleiters hergestellt. Damit wird es möglich, durch Auswertung der periodischen Wasserstandsschwankungen wichtige Parameter des Grundwasserleiters zu bestimmen, sowie die Größe der vom Seewasser beeinflussten Elutionszone im Uferbereich abzuschätzen.

5.3.3.2 Fortsetzung periodischer Wasserstandsschwankungen im Grundwasserleiter

Für einen homogenen, isotropen Grundwasserleiter beschreibt Gl.5.3-1 die instationäre Grabenanströmung (BUSCH et al.1993):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T * \frac{\partial h}{\partial x} \right) = n_p \frac{\partial h}{\partial t} - W \quad (5.3-1)$$

mit

x horizontale Wegkoordinate [m]

t Zeitkoordinate [d]

$h(t)$ Zeitfunktion der Wasserstandshöhe [m NN]

k_f Durchlässigkeitskoeffizient des Grundwasserleiters [m/s]

H Mächtigkeit der durchflossenen Schicht [m],woraus abgeleitet wird:

T Transmissibilität = $H \cdot k_f$ [m^2/s]

n_p Speicherkoeffizient [1]

W Bilanz Quelle - Senke am Punkt x [m/s]

Unter der Voraussetzung, dass Quellen und Senken nicht zu berücksichtigen sind, lässt sich Gl.5.3-1 unter Annahme einer mittleren Wasserstandshöhe h_0 [m NN] auf Gl.5.3-2 reduzieren.

$$\frac{\partial^2}{\partial x^2} h - \frac{n_p}{T} \frac{\partial h}{\partial t} = 0 \quad (5.3-2)$$

Die Lösung der Gl.5.3-2 wird in der Form

$$h(t, x) = h_0 + A \exp(B\omega x) \sin(\omega(t + Bx)) \quad (5.3-3)$$

gesucht, wobei in Gl.5.3-3

- h_0 die mittlere Wasserstandshöhe [m NN],
- A die halbe Schwankungsamplitude [m],
- B den Dämpfungs- und Verzögerungsparameter [dm^{-1}],
- x Abstand vom Ufer [m] und
- ω die Kreisfrequenz [d^{-1}].

bedeuten.

Der Parameter B charakterisiert sowohl die zeitliche Verzögerung als auch die Dämpfung der Grundwasserstandsschwankung in Abhängigkeit von x . Nach dem Einsetzen von $h(x, t)$ aus Gl.5.3-3 in Gl.5.3-2 ergibt sich:

$$\left(2AB^2\omega^2 - \frac{n_P}{T}A\omega \right) \exp(B\omega x) \cos(\omega(t + Bx)) = 0 \quad (5.3-4)$$

Den Parameter B erhält man aus der Nullstelle des ersten Terms in Gl.5.3-4 unter Berücksichtigung der Definition der Transmissibilität T .

$$B = \pm \sqrt{\frac{n_P}{2k_f H \omega}} \quad (5.3-5)$$

Für den betrachteten Fall einer Schwingungsdämpfung mit zeitlicher Verzögerung im Grundwasserleiter ist die negative Lösung relevant. Durch Vergleich zweier Schwankungsfunktionen (0 und 1) im Abstand x lässt sich der Parameter B entsprechend Gl.5.3-3 sowohl aus der Zeitverschiebung (B_t) als auch aus der Dämpfung der Schwankungsamplitude (B_x) bestimmen.

$$\begin{aligned} B_x &= -\frac{1}{\omega x} \ln\left(\frac{A_1}{A_0}\right) \\ B_t &= -\frac{\Delta t}{x} \\ B_t &= B_x \end{aligned} \quad (5.3-6)$$

Wenn das postulierte Strömungsmodell zutrifft, stimmen beide ermittelten Werte für B überein, und es lassen sich die Eigenschaften des Grundwasserleiters nach Gl.5.3-7 berechnen.

$$\frac{k_f H}{n_P} = \frac{1}{2 \omega B^2} \quad (5.3-7)$$

Der Quotient aus Transmissibilität T und Speicherkoeffizient n_p verhält sich indirekt proportional zum Quadrat des Parameters B .

Langguth & Voigt (1980) beschreiben grafische Verfahren zur Bestimmung der Transmissivität von Grundwasserleitern aus der Dämpfung von Wasserstandsschwankungen, die auf analogen Betrachtungen beruhen.

5.3.3.3 Berechnung der Ausdehnung der Elutionszone über die maximale Eindringtiefe von Seewasser in den Grundwasserleiter

Die Breite der Elutionszone x_{Elu} entspricht dem maximalen Weg, den das Wasser während einer Schwankungsperiode vom Rand her zurücklegen kann. Demzufolge ist x_{Elu} die Tiefe, in der die zuerst eingedrungenen Wasserteilchen ihre Strömungsrichtung wieder umkehren. Der Weg, den das Seewasser im Grundwasserleiter zurücklegt, errechnet sich ausgehend vom Rand ($x = 0$) aus dem Integral der Abstandsgeschwindigkeit v_A BUSCH et al. (1993).

$$x = \int v_A = \int \frac{k_f}{n_P} \left(\frac{\partial h}{\partial x} \right)_{x=0} \partial t \quad (5.3-8)$$

Nach dem Einsetzen von Gl.5.3-8 in die erste Ableitung nach der Zeit t von Gl.5.3-3 unter der Bedingung $x = 0$ ergibt sich:

$$v_A = \frac{k_f}{n_P} AB\omega \left(\sin(\omega t) + \cos(\omega t) \right) \quad (5.3-9)$$

Durch unbestimmte Integration von Gl.5.3-9 erhält man die folgende Gleichung für die Eindringtiefe x von Seewasser in den Grundwasserleiter.

$$x = \int v_A dt = \frac{k_f AB\omega}{n_P} \left(\frac{-1}{\omega} \sin(\omega t) + \frac{1}{\omega} \cos(\omega t) \right) + C \quad (5.3-10)$$

Die maximale Eindringtiefe x_{Elu} entspricht dem Abstand zwischen den Extremwerten der Gl.5.3-10, also deren Schwankungsamplitude. Zu deren Bestimmung wird das unbestimmte Integral der Gl.5.3-10 umgeformt:

$$\int v_A dt = C + \frac{k_f A}{n_P} \sqrt{\frac{n_P}{2k_f H \omega}} \sqrt{2} \sin\left(\frac{\pi}{4} - \omega t\right) = C + A \sqrt{\frac{k_f}{n_P H \omega}} \sin\left(\frac{\pi}{4} - \omega t\right) \quad (5.3-11)$$

Die Sinusfunktion schwankt zwischen -1 und +1 mit der Amplitude 2. Damit ergibt sich für die maximale Eindringtiefe x_{Elu} :

$$x_{\text{Elu}} = 2A \sqrt{\frac{k_f}{n_P H \omega}} = 2A \sqrt{2} \frac{k_f}{n_P} |B \quad (5.3-12)$$

Die maximale Eindringtiefe, d.h. die Breite der Elutionszone, läßt sich aus der Durchlässigkeit, dem Speicherkoeffizienten des Grundwasserleiters und der Mächtigkeit der durchflossenen Schicht berechnen. Für die Schätzung aus Wasserstandsbeobachtungen müssen mindestens die Durchlässigkeit k_f und der Speicherkoeffizient n_p des Grundwasserleiters bekannt sein.

5.3.3.4 Approximation periodischer Wasserstandsschwankungen durch eine Sinusfunktion

Das vorgestellte Verfahren zur Approximation von periodischen Schwankungen durch eine Sinusfunktion wurde ursprünglich für Verweilzeitabschätzungen aus Temperaturschwankungen bei Grundwasseranreicherungsversuchen (PROWA 1985) entwickelt. Dabei wird die Veränderung des Wasserstandes $h(t)$ in erster Näherung durch eine Sinusfunktion nach Gl.5.3-13 beschrieben.

$$h(t) = h_0 + A \sin(\omega(t + \tau)) \quad (5.3-13)$$

Darin sind:

τ Zeitverschiebung [d]

ω Kreisfrequenz [d^{-1}] entsprechend 1 Jahr Periode ($\omega = 2\pi/365,25 \text{ d} = 0,0172 \text{ d}^{-1}$)

Über das Additionstheorem zur Berechnung von Winkelsummen (WALTER, E. et al. 1991) wird Gl.5.3-13 in folgende Summenfunktion überführt,

$$h(t) = h_0 + A \cos(\omega\tau) \sin(\omega t) + A \sin(\omega\tau) \cos(\omega t) \quad (5.3-14)$$

in der alle für eine Messstelle konstanten Größen (τ, A) in den Koeffizienten des Regressionsansatzes (Gl.5.3-15) zusammengefasst werden.

$$h(t) = Y = b_0 + b_1 \sin \omega t + b_{-1} \cos \omega t \quad (5.3-15)$$

mit

Y	=	$h(t)$	Ergebnisfunktion der Regressionsanalyse
$\sin \omega t$			Ansatzfunktion der Regressionsanalyse
$\cos \omega t$			Ansatzfunktion der Regressionsanalyse

Durch Koeffizientenvergleich mit Gl.5.3-14 folgt Gl.5.3-16:

$$\begin{aligned} b_0 &= h_0 \\ b_1 &= A \cos \omega\tau \\ b_{-1} &= A \sin \omega\tau \end{aligned} \quad (5.3-16)$$

Die Zeitverschiebung τ berechnet sich:

$$\tau = \frac{1}{\omega} \arctan\left(\frac{b_{-1}}{b_1}\right) \quad (5.3-17)$$

und die halbe Amplitude A folgt nach Gl.5.3-18 aus dem berechneten τ :

$$A = \frac{b_1}{\cos \omega\tau} \quad (5.3-18)$$

Die Zeitverschiebung τ gibt die Phasendifferenz bezüglich des gewählten Zeitbezuges an. Die Phasenverschiebungen zwischen zwei Messstellen (0 und 1) erhält man durch Differenzbildung.

$$\Delta t = \tau(1) - \tau(0) \quad (5.3-19)$$

Dabei ist eine Verzögerung negativ. Ein Zeitvorlauf ($\Delta t > 0$) kann wegen der Periodizität auch als eine große Verzögerung interpretiert werden ($365,25 \text{ d} + \Delta t$). Eine berechnete negative Amplitude entspräche folglich einer Verschiebung um $\pi/2$ (182,6 d) auf der Zeitachse.

5.3.3.5 Auswertung periodischer Wasserstandsschwankungen des Senftenberger Sees

Die Seewasserstandsschwankungen ließen sich entsprechend Pkt.5.3.3.4 durch eine Sinusfunktion approximieren. Abb.5.3-6 zeigt die Wasserstandsentwicklung des Senftenberger Sees seit 1990. Für den Zeitraum vom 16.05.90 bis 15.04.93 wurden über den Regressionsansatz nach Gl.WB15 die Parameter der eingezeichneten Sinusfunktion bestimmt. Auch über den Auswertungszeitraum hinaus beschreibt die ermittelte Funktion den Wasserstand des Sees recht gut. Die wartungsbedingten Abweichungen vom üblichen Speicherregime zwischen 1993 und 1995 fallen dabei deutlich auf.

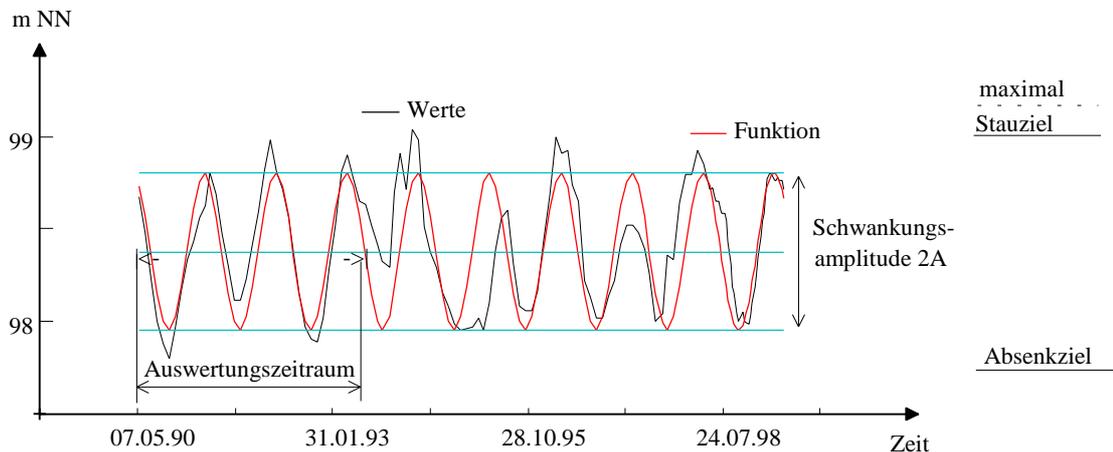


Abb. 5.3-6 Wasserstand des Sees und dessen Beschreibung durch eine Sinusfunktion

Die Wasserstandsentwicklung als Auswirkung der Speicherbewirtschaftung des Senftenberger Sees beschreibt Gl.5.3-20.

$$h(t) = 98,38\text{m} + 0,43\text{m} \sin\left(\frac{2\pi}{365,25\text{d}}(t - 9\text{d})\right) \quad (5.3-2)$$

Der maximale Wasserstand wird im Sommer - etwa 100 Tage nach Neujahr - und der minimale Wasserstand im Oktober - am 283.Tag - erreicht.

5.3.3.6 Auswertung periodischer Grundwasserstandsschwankungen südwestlich des Sees

Von den in Abb.5.3-7 dargestellten Grundwasserbeobachtungsrohren am Südwestufer des Senftenberger Sees liegen mehrjährige Zeitreihen des Landesumweltamtes Cottbus LUA (1997) der Grundwasserstände vor. Das aus den mittleren Grundwasserständen abgeleitete Strömungsfeld zeigt einen Bereich, in dem der Südsee teils im Zustrom, teils im Abstrom des Grundwassers liegt. Die GWBR 6172 und 6173 liegen in der seitlich am See vorbeiführenden Grundwasserströmung.

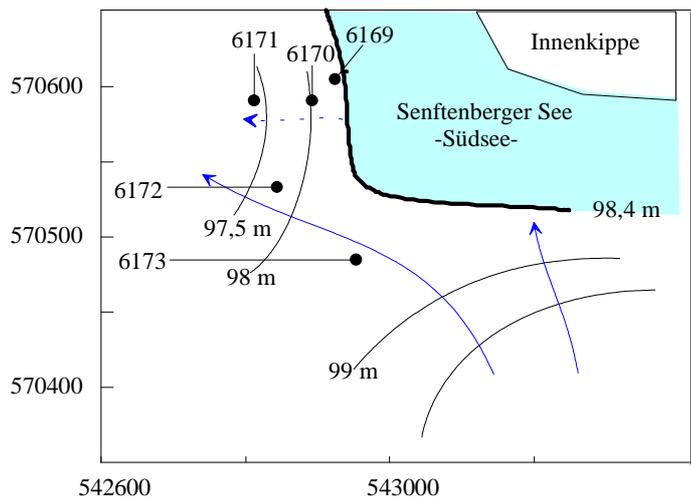


Abb. 5.3-7 Lageskizze der ausgewerteten Pegel am Südwestufer des Senftenberger Sees mit der aus den mittleren Wasserständen abgeleiteten Grundwasserströmung (Lagekoordinaten Hoch- und Rechtswert, GWBR 6169 bis 6173 nach LUA 1997, s. Pkt.5.3.4)

Die gemessenen Zeitreihen der Wasserstände zeigt Abb.5.3-8. Die Auswertungsmethodik wurde an den GWBR 6169 bis 6171 für den gleichen Auswertezitraum angewendet.

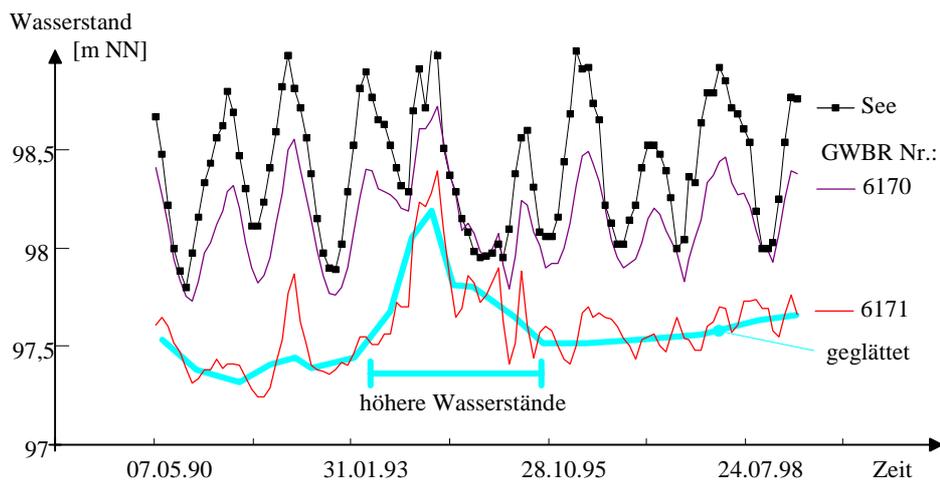


Abb. 5.3-8 Wasserstände der Grundwasserbeobachtungsrohre und des Senftenberger Sees nach LUA 1997

Für den in Abb.5.3-8 eingezeichneten Auswertungszeitraum, 36 Wasserstandsdaten aus dem Zeitraum Mai 1990 bis April 1993, wurden die Regressionskoeffizienten der Gl.WB15 bestimmt, deren Ergebnisse Tab.5.3-1 enthält.

Die Seewasserstandsschwankungen waren nur an den GWBR 6169 und 6170 und mit Einschränkungen bei GWBR 6171 mit entsprechender Verzögerung und Dämpfung wiederzufinden.. Die Zeitverschiebung Δt wird auf die Schwankung des Seewasserstandes nach Gl.5.3-19 bezogen. Die berechneten negativen Zeitverschiebungen der GWBR 6172 und 6173 können auch als die des vorangegangenen Zyklus interpretiert werden, deshalb auch zwei Angaben.

Tab. 5.3-1 Ergebnisse der Regressionsauswertung von Beobachtungsdaten

Bezeichnung	R ²	b ₀ = h ₀ m NN	b ₁ m	b ₋₁ m		τ	2·A	Δt
						d	m	d
Senftenberger See	0,843	98,38 ±0,14	0,419 ±0,032	-0,070	±0,032	-9,9	0,85	0,0
GWBR 3117	0,140	106,21 ±0,16	0,002 ±0,037	-0,090	±0,037	-89,7	0,17	79,8
GWBR 6173	0,675	98,91 ±0,08	0,161 ±0,020	-0,020	±0,020	-6,7	0,32	-3,2/362
GWBR 6172	0,552	97,54 ±0,08	0,113 ±0,018	0,009	±0,018	4,7	0,23	-14,6/351
GWBR 6171	0,469	97,45 ±0,01	0,118 ±0,025	-0,060	±0,025	-27,7	0,26	17,8
GWBR 6170	0,869	98,07 ±0,09	0,268 ±0,020	-0,140	±0,020	-28,6	0,61	18,7
GWBR 6169	0,821	98,31 ±0,13	0,364 ±0,031	-0,100	±0,031	-16,3	0,76	6,4

Aus den Regressionskoeffizienten lassen sich nach Gl.5.3-6 die Parameter B_t und B_x jeweils aus der Phasendifferenz und dem Amplitudenverhältnis berechnen. Eine relativ gute Übereinstimmung beider Werte ist in Tab.5.3-2 nur für die GWBR 6170 und 6169 gegeben. Die statistisch weniger gesicherten Ergebnisse mit unterschiedlichen Parametern B können nicht nach dem postulierten Strömungsmodell ausgewertet werden. Das Strömungsfeld in Abb.5.3-7 wurde aus den mittleren Wasserständen h₀ konstruiert.

Nach HGN (1986) beträgt die Mächtigkeit des durchflossenen Grundwasserleiters in den untersuchten GWBR etwa H = 22 m. Unter Annahme von n_p = 0,3 lässt sich der k_f-Wert zwischen Seeufer und den beiden GWBR nach Gl.5.3-7 abschätzen (Tab.5.3-2).

Tab. 5.3-2 Auswertung der Regressionskoeffizienten

Bezeichnung	Abstand zum See x m	A/ A _{See} -	B _t d/m	B _x d/m	k _f -ber m/s
Senftenberger See	0	1,00			nicht
GWBR 3117	3 576	0,20	-	-	auswertbar,
GWBR 6173	478	0,38	0,757	0,119	da Randbedingungen
GWBR 6172	1 109	0,27	0,316	0,069	nicht eingehalten
GWBR 6171	1 410	0,31	0,013	0,049	
GWBR 6170	499	0,72	0,037	0,039	3,3·10 ⁻³
GWBR 6169	251	0,89	0,025	0,026	7,1·10 ⁻³

Die aus Sieblinien ermittelten Durchlässigkeiten des Grundwasserleiters (HGN 1986) werden im Ergebnis der Auswertungen korrigiert. Bezüglich dieser korrigierten k_f-Werte ergibt sich die maximale Eindringtiefe des Seewassers in den Grundwasserleiter (Tab.5.3-2) nach Gl.5.3-12. Durch kolmatierte Sedimentschichten im Uferbereich kann die reale Eindringtiefe des Seewassers in den Grundwasserleiter etwas kleiner als berechnet sein. Die Elution des ufernahen Bereiches wird an diesem Standort allerdings durch den Grundwasserabstrom v_A überlagert, der aus dem Gefälle der mittleren Wasserstände (h₀) folgt (s. Tab.5.3-4 Spalten h₀ und v_A) und der die Bildung einer Elutionszone an diesem Uferbereich nicht zulässt. Die Voraussetzung einer horizontal-ebenen Grundwasseroberfläche ist am Südwestufer des Sees ebenfalls nicht gegeben.

Auf der gegenüberliegenden als Insel ausgebildeten Innenkippe kann aufgrund der kleinen Inselfläche eine horizontal-ebene Grundwasseroberfläche vorausgesetzt werden. Bei der Bewertung des Einflusses dieser Innenkippe auf die Seewasserbeschaffenheit ist die Elutionszone als zusätzliches Kompartiment zu berücksichtigen. Die Dimensionierung kann nur anhand der hier hergeleiteten Beziehungen

erfolgen, da dort keine Grundwasserbeobachtungsrohre aus Standsicherheitsgründen eingerichtet werden können.

5.3.3.7 Auswertung von Wasserspiegelschwankungen an den Multilevelpegeln

Die an den Multilevelpegeln in drei Horizonten gemessenen (s.Tab.5.1-1) Grundwasserstände sind gemeinsam mit den Seewasserständen für die jeweiligen Beobachtungszeiten in Abb.5.3-9 dargestellt.

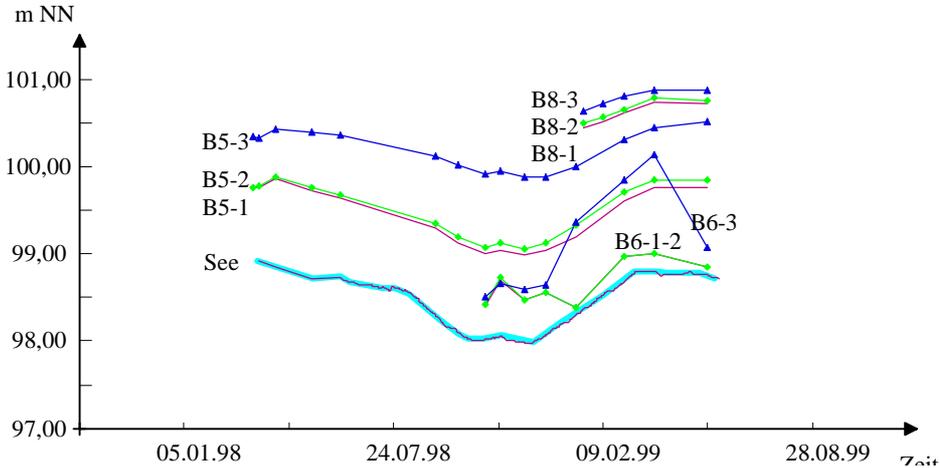


Abb. 5.3-9 Entwicklung der Grundwasserstände an den Multilevelpegeln im Vergleich zum Seewasserstand

Im Südanstrom (B5 und B8) steigt das Grundwasserpotential zunehmender Tiefe (gespannte Verhältnisse) als Hinweis auf aufsteigendes Grundwasser.

Mit dem Multilevelpegel B6 sollte das nach Norden in Richtung des Restloches Sedlitz abströmende Wasser untersucht werden. Es stellte sich jedoch überraschend heraus, dass die Grundwasserstände dauerhaft über denen des Sees lagen (Abb.5.3-9). Das tiefere gespannte Grundwasser scheint aufzusteigen. Die Grundwasserstände ähneln eher den Verhältnissen im Endzustand (Abb.5.3-4) als den Vorstellungen zum gegenwärtigen Zustand (Abb.5.3-2). Wahrscheinlich handelt es sich um eine lokale Anomalie, die durch eine in der Nähe gelegene punktuelle Infiltration der Schwarzen Elster an einem Wehr hervorgerufen wird. Damit wird am B6 kein aus dem Senftenberger See infiltriertes Wasser vorgefunden (Abb.5.3-4).

Durch den Vergleich der Kurvenverläufe der Seewasser- mit denen der Grundwasserstände kann nur sehr undeutlich eine Zeitverzögerung erkannt werden. Deshalb wurde wieder über die Anpassung an eine Sinusschwingung versucht, die Zeitverzögerung und die Dämpfung zu ermitteln.

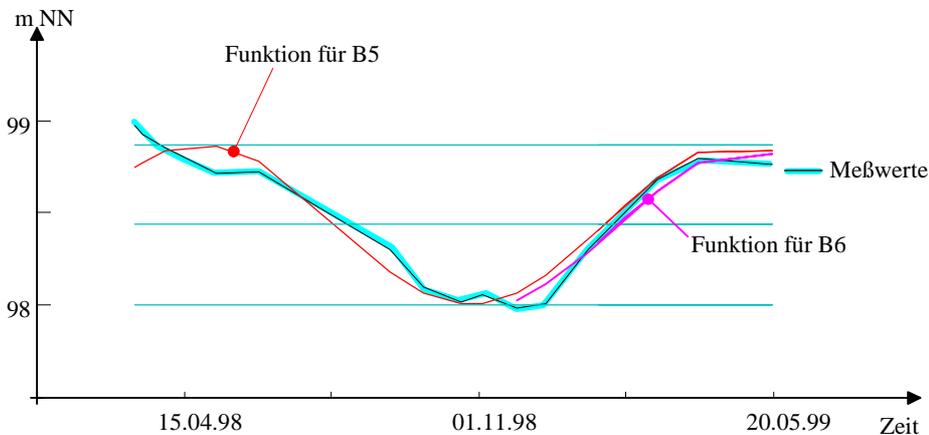


Abb. 5.3-10 Approximation der Seewasserstände durch Sinusfunktionen für die Messzeiträume der Multilevelpegel B5 und B6

Dementsprechend musste für die unterschiedlichen Messzeiträume des B5 und des B6 jeweils eine eigene Approximationsfunktion (s.Tab.5.3-9) entwickelt werden. Abb.5.3-11 zeigt die Anpassung der Wasserstandsdaten für die obere Messstelle des B5.

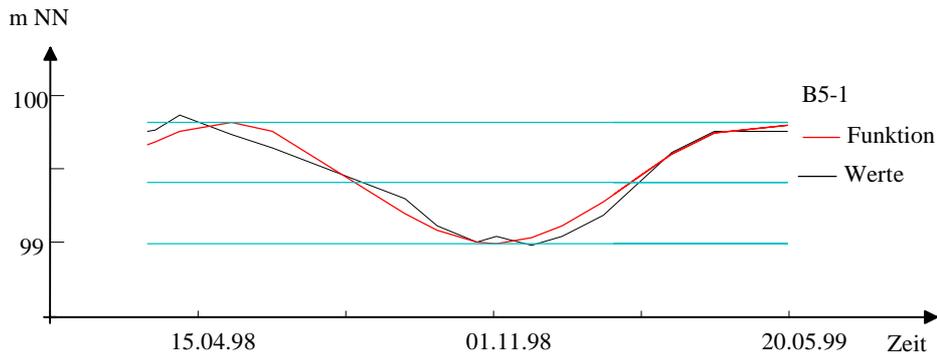


Abb. 5.3-11 Approximation der oberen Wasserstandsdaten des Multilevelpegels B5-1 an eine Sinusfunktion

Die durch die Anpassungsrechnungen ermittelten Daten sind in Tab.5.3-3 zusammengestellt. Während die Datenreihe des B5 recht genaue Daten lieferte, trifft dies für die Ergebnisse des B6 wegen der kürzeren Untersuchungszeit nicht mehr zu. Für die sehr kurze Untersuchungszeit am B8 wurden keine Anpassungsrechnungen mehr durchgeführt.

Tab. 5.3-3 Ergebnisse der Regressionsauswertungen

Bezeichnung	R ²	b ₀ = h ₀	b ₁	b ₋₁	τ	x	B _x	B _t	mittl.B
m NN	m	m	m	m	d	m	dm ⁻¹	dm ⁻¹	dm ⁻¹
See	0,918	98,44 ±0,12	0,40 ±0,04	-0,17 ±0,05	-23,85				
B5-1	0,953	99,40 ±0,08	0,35 ±0,03	-0,21 ±0,04	-30,77	283	0,010	0,024	0,019
B5-2	0,959	99,47 ±0,07	0,34 ±0,02	-0,18 ±0,03	-28,36	283	0,023	0,016	0,020
B5-3	0,958	100,18 ±0,05	0,22 ±0,02	-0,19 ±0,02	-41,58	283	0,082	0,063	0,072
See	0,971	98,41 ±0,07	0,37 ±0,04	-0,21 ±0,05	-29,69				
B6-1	0,628	98,72 ±0,18	0,20 ±0,10	-0,14 ±0,13	-34,65	425	0,078	0,012	0,045
B6-2	0,607	98,73 ±0,18	0,19 ±0,10	-0,14 ±0,14	-37,67	425	0,082	0,019	0,050
B6-3	0,832	99,00 ±0,30	0,77 ±0,16	0,20 ±0,22	14,45	425	-0,086	-0,104	-0,095

Die Auswertung der errechneten Parameter nach Gl.5.3-7 führt wegen der nicht eindeutig definierbaren Mächtigkeit H der grundwasserdurchströmten Schicht zu höheren Werten als in den Bohrprofilen gemessen. Das Problem bei der Festlegung von H besteht darin, dass dieser an den Multilevelpegeln größer ist als die Seetiefe an der Mündung der Strombahnen in den See. Die im Tertiär des B5 stark abnehmende Durchlässigkeit spiegelt sich in der Zunahme von B wider.

5.3.4 Grundwasserströmung in der Innenkippenbereich

Entsprechend der orientierenden Berechnung der Strömungsverhältnisse in der Kippe müssen folgende neue Reaktionsräume bewertet werden:

- ◆ Das aus dem Liegenden aufsteigende Grundwasser durchströmt den Kippenfuß einschließlich dem unteren Teil der Insel.
- ◆ Die wahrscheinlich geringe Grundwasserneubildung bildet eine flache Linse auf der Grundwasserroberfläche und fließt zu den Rändern hin ab.
- ◆ Zwischen diesen beiden Strömungsfeldern kann ein *ruhender* Grundwasserkörper (äußerst langsame, indifferente Strömung) liegen.
- ◆ Die periodisch schwankenden Grundwasserstände bilden am Rand die Elutionszonen aus.

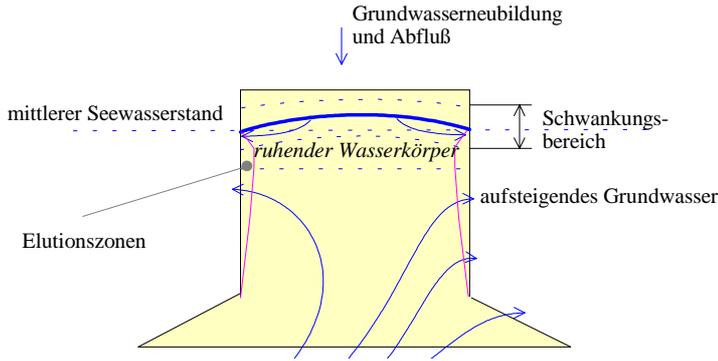


Abb. 5.3-12 Strömungsbereiche der Innenkippe

Die Spezifik der Speicherbewirtschaftung erfasst man am besten durch Anwendung des Superpositionsprinzips, in dem man ein Grundströmungsfeld von einem jahresperiodisch wechselnden Speicherströmungsfeld überlagert wird. Das Grundströmungsfeld ergibt sich aus dem absoluten Glied bei der Approximation des Wasserstandes durch die Sinusfunktion.

Aus den Erkundungsdaten können nun die mittlere Strömungskomponente zum/vom See und die Elutionsschicht berechnet und miteinander verglichen werden.

- ◆ Die Durchlässigkeit k_f wird den Korngrößenanalysen entnommen.
- ◆ Für das Porenvolumen gewachsener GWL wird $n_p = 0,3$ und für Kippen $n_p = 0,4$ gesetzt.
- ◆ Die Mächtigkeit des GWLs im Anstrom wird der Kippenmächtigkeit 25 m gleichgesetzt.
- ◆ Die außerhalb der Absenkung 1994 bestimmten Seewasseramplituden liegen um $2A = 0,85$ m
- ◆ Als Seewasserstand wird 98,4 m eingesetzt
- ◆ Auf die Innenkippe wird zunächst der an den Pegeln bestimmte Parameter $B \approx 0,03$ d/m übertragen
- ◆ Alternativ wird für gut durchlässige Bereiche der Innenkippe nach Gl.5.3-5 geschätzt:

$$|B| = \sqrt{\frac{n_p}{2k_f H \omega}} = \sqrt{\frac{0,4}{2 \cdot 0,0001 \frac{m}{s} \cdot 3600 \cdot 24 \frac{s}{d} \cdot 25m \cdot 0,0172 \frac{1}{d}}} = 0,23 \frac{d}{m}$$

- ◆ und für weniger gut durchlässige Bereiche ($k_f = 10^{-6} m/s$) ergibt sich $B = 2,3 d/m$.

Tab. 5.3-4 Zusammenfassung der für die Berechnung der Elutionszone relevanten Daten

Bezeichnung	$b_0 = h_0$	k_f	B_{gem}	x	$ v_A $	x_{Elu}	Bewertung
m NN	m	m/s	$d m^{-1}$	m	m/a	m	
See 1990/1993	98,38 ±0,14						
See B5	98,44 ±0,12						
See B6	98,41 ±0,07						
B5-1	99,40 ±0,08	$1 \cdot 10^{-3}$	0,019	283	372	4,9	keine Elutionszone
B5-2	99,47 ±0,07	$2,5 \cdot 10^{-4}$	0,020	283	100	1,3	
B5-3	100,18 ±0,05	$5 \cdot 10^{-5}$	0,072	283	33	0,9	
B6-1	98,72 ±0,18	$2 \cdot 10^{-4}$	0,045	425	17	3,1	
B6-2	98,73 ±0,18	$5 \cdot 10^{-4}$	0,050	425	40	6,5	
GWBR 6170	98,07 ±0,09	$5 \cdot 10^{-3}$	0,038	499	70	49	schmale Elutionszone möglich
GWBR 6169	98,31 ±0,13		0,026	251	37	34	
Insel	B übertragen	$1 \cdot 10^{-4}$	0,03			0,8	Elutionszone vorhanden
	B berechnet		0,23			6	
		$1 \cdot 10^{-6}$	2,3			6	

Die Elutionszone berechnet sich für die Insel unabhängig von der eingesetzten Durchlässigkeit zu 6 m. Dabei entfällt aber ein Teil dieser berechneten Schicht auf die wahrscheinlich kolmatierte Sedimentoberfläche.

Die Abstandsgeschwindigkeit berechnet sich nach Gl.5.3-21

$$v_A = \frac{k_f}{n_P} \frac{h(\text{GWL}) - h(\text{See})}{\Delta x} \quad (5.3-21)$$

Die berechnete Eindringtiefe wurde für ruhendes Grundwasser berechnet. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit überlagert die Effekte des Speicherbetriebes. Die Elutionszone wird durch diesen mittleren Grundwasserstrom verkleinert. Wenn innerhalb des halben Jahres, in dem das Seewasser in den Grundwasserleiter maximal vordringt, sich das Grundwasser schneller bewegt, kann sich keine Elutionszone ausbilden. Aus den Abschätzungen der Tab.5.3-4 kann entnommen werden, dass die äußeren Ufer des Senftenberger Sees praktisch keine Elutionszonen besitzen, da diese von der Grundwasserströmung überlagert werden. Auf der Innenkippe/Insel müssen Elutionszonen beachtet werden. Dabei werden diese im oberen Bereich durch abfließende Grundwasserneubildung und im unteren Bereich durch den Zustrom von Tiefengrundwasser zusammengedrängt. Dadurch liegen die Elutionszonen wahrscheinlich zwischen diesen in Abb.5.3-12 eingezeichneten Strömungsbereichen.

Die Elutionzonen können auf Grund der nicht bekannten Details der Kippengologie auch nicht näher lokalisiert werden. Allerdings kann deren Volumen höchstens das im Schwankungsbereich liegende Porenvolumen von etwa 2600 m^3 ($n_{P,\text{entwässert}} = 0$) erreichen.

$$n_P \cdot \int_{h_{\min} \text{ Uferlinie}}^{h_{\max}} \oint x_{\text{Elu}} \partial(\text{Uferlinie}) \cdot \partial h \leq (n_P - n_{P,\text{entwässert}}) \cdot \int_{h_{\min}}^{h_{\max}} (\text{Kippenfläche}) \cdot \partial h \approx 2600 \text{ m}^3 \quad (5.3-22)$$

Bezogen auf die Seeoberfläche entspricht dies 0,26 m (s.Pkt 5.4.5.1). Damit ist die zu berücksichtigende Wassermenge etwa eingegrenzt.

5.4 Auswertung der Seewasserbeschaffenheit

5.4.1 Jahresperiodische Änderungen der Wasserbeschaffenheit (Schichtung)

Da nur an den Messpunkten Ostfeld und Elsterfeld (s.Abb.5.4-2) jeweils über mehrere Jahre Messungen vorliegen, können nur diese zunächst zur Auswertung der Tiefenabhängigkeit der Beschaffenheitsdaten im Seewasser herangezogen werden. Datenlücken, vor allem bei den Neutralisationspotential bestimmenden Parametern lassen dessen Untersuchung nicht über den gesamten Messzeitraum zu. Die jahreszeitlich-tiefenabhängigen Temperaturverhältnisse für das Ostfeld und das Südfeld sind in Abb.5.4-1 als Isolinien dargestellt.

Temperaturschichtung

- ◆ Das Ostfeld zeigte bis in 15 m Tiefe wenig ausgeprägte Temperaturschichtungen. Lediglich im Hochsommer drang das über $16 \text{ }^\circ\text{C}$ warme Wasser bis zu 12 m ein, während in 15 m Tiefe immer noch über $12 \text{ }^\circ\text{C}$ erreicht worden sind.
- ◆ Im Elsterfeld dringt während der Sommerstagnation warmes Wasser ($>16 \text{ }^\circ\text{C}$) bis in maximal 10 m Tiefe ein. Das darunterliegende Wasser erwärmte sich über $4 \text{ }^\circ\text{C}$.

Während der Sommerstagnationen wurde in manchen Jahren in Sedimentnähe der Sauerstoff fast vollständig ausgezehrt.

Sulfatkonzentration und pH-Wert

- ◆ Im Elsterfeld lösten sich Zeiträume hoher Konzentration mit Zeiten niedrigerer Konzentration unregelmäßig ab. Eine Tiefenabhängigkeit war dabei nicht zu beobachten. Der Übergang zwischen hohen und niedrigen Sulfatkonzentrationen erfolgte bevorzugt während der Vollzirkulationsphasen.
- ◆ Im Ostfeld wurden Anfang 1987 (Winterstagnation) in 20 m Tiefe ein Sulfatmaximum mit niedrigen pH-Werten gemessen.

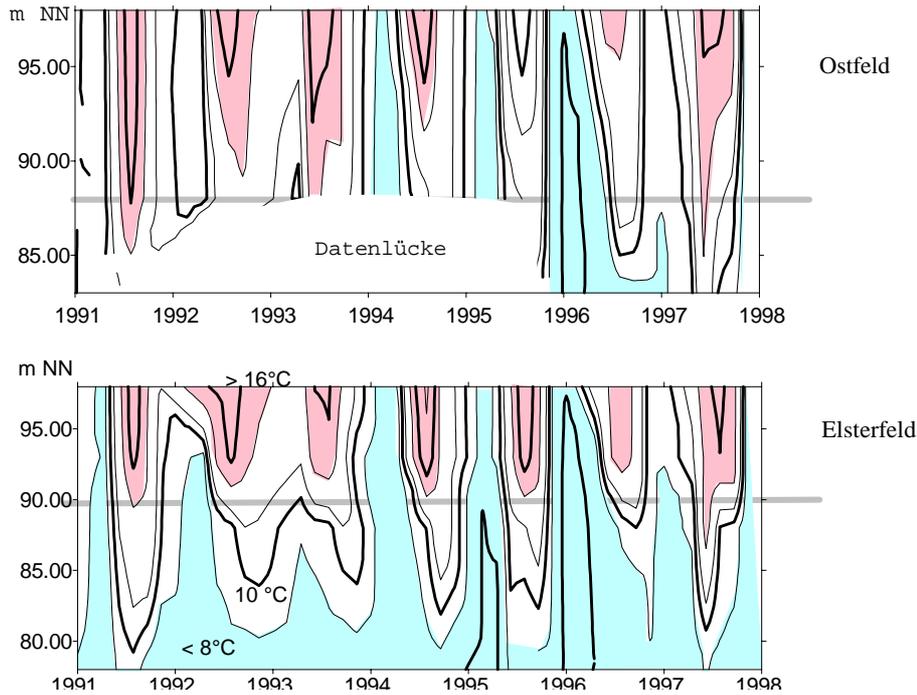


Abb. 5.4-1 Isoliniendarstellungen der Temperatur nach Probenahmehöhe und Zeit

Die Sommerstagnationen beeinflussen die Pufferung des Sees nur wenig. Bei Untersuchungen zur Trophie ist diesen Phasen größere Aufmerksamkeit zu widmen. Bezüglich des Pufferungsverhaltens kann deshalb der See als volldurchmischt betrachtet werden.

5.4.2 Methodik zur Ermittlung repräsentativer Seewasseranalysen

Für die Bilanzierung der im See gelösten Wasserinhaltsstoffe müssen die an einem Probenahmetag ermittelten Analysendaten zum Gesamtstoffbestand zusammengefaßt werden. Die an den einzelnen Probenahmestellen des Hauptsees gemessenen Daten unterscheiden sich meist nur wenig. Um aber die einzelnen Analysen zum Gesamtstoffbestand zusammenfassen zu können, musste jeder Probenahmestelle zunächst ein repräsentatives Volumen zugeordnet werden. Die Grundlage für diese Zuordnungen bildete die Neuberechnung der Füllkurven durch das DGFZ (ZwiB 1998).

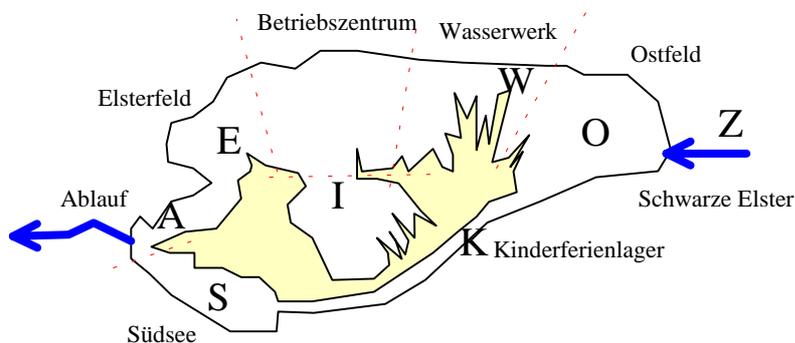


Abb. 5.4-2 Zuordnung der Probenahmestellen

Die tieferen Bereiche verteilen sich hauptsächlich auf das Elsterfeld, das Ostfeld und das Südfeld, während die übrigen Seeteile nur Flachwasserbereiche enthalten.

Die Probenahmestellen wurden überschlägig in die sie repräsentierenden Flächenanteile (Tab.5.4-1) eingeteilt.

Tab. 5.4-1 Zuordnung der einzelnen Messstellen zu anteiligen Tiefenbereichen [%]

Messstelle und deren Anteil [%]	0..2,5m	2,5..7,5 m	7,5..12,5 m	>12,5 m
Ablauf	5	5	0	0
Zuordnung	A0			
Betriebszentrum	30	30	10	0
Zuordnung	BZ0	BZ5	BZ10	
Elsterfeld	20	20	45	40
Zuordnung	E0	E5	E10	E15
Inselbucht	15	15	0	0
Zuordnung	I0	I5		
Kinderferienlager	5	5	0	0
Zuordnung	K0			
Ostfeld	20	20	45	60
Zuordnung	O0		O10	O15
WWBuchwalde	5	5	0	0
Zuordnung	W0			
Volumenanteil des Tiefenbereiches	17	18	14	6

Südfeld	5	4,7	3,3	2
Zuordnung	S0		S10	

Daraus wurden unter Berücksichtigung der Füllkurven die repräsentativen Volumina der Tab.5.4-2 zusammengestellt.

Die in Tab.5.4-2 zusammengestellten Probenahmestellen wurden nicht immer vollzählig beprobt. Die Messstellen B15, O15 und S5 wurden seit Mitte der achtziger Jahre nicht mehr beprobt und sind deshalb bei der Berechnung des Seemittels nicht mehr berücksichtigt worden.

Die Berechnung der Mittelwerte erfolgte parallel für die drei Kompartimente Hauptsee, Südsee und Gesamtsee, indem nur die zugehörigen Messstellen verwandt wurden, d.h. bei allen nicht zugehörigen Messstellen wurden die repräsentativen Volumen Null gesetzt. Im nächsten Schritt wurden die Produkte aus Konzentration und Wichtungsfaktor (= gelöste Stoffmenge) für jeden Messtag addiert. Gleichzeitig wurden auch die Wichtungsfaktoren der jeweiligen Messtage zum untersuchten Wasservolumen addiert. Die gewichtete Konzentration errechnete sich aus der Summe der Stoffmengen und dem untersuchten Wasservolumen. Wenn nicht alle Messstellen beprobt worden sind, wirkte sich dieses sowohl auf die Stoffmengensummen als auch auf das untersuchte Gesamtwasservolumen aus. Da sich die Wasseranalysen des Hauptsees oder des Südsees untereinander nur wenig unterscheiden, beeinflusst der Wegfall von einer Probenahmestelle das berechnete Ergebnis nur wenig.

Tab. 5.4-2 Zusammenstellung der Probenahmestellen

Messstelle	Tiefe	Kurzbezeichnung	repr. Volumen [Mio m ³]
Ablauf	0m	A0	1,75
Betriebszentrum: BZ	0m	B0	5,1
BZ	5m	B5	5,4
BZ	10m	B10	1,4
BZ	15m	B15	0
Elsterfeld	0m	E0	3,4
Elsterfeld	5m	E5	3,6
Elsterfeld	10m	E10	6,3
Elsterfeld	20m	E20	2,4
Inselbucht	0m	I0	0,85
Inselbucht	5m	I5	0,9
Kinderferienlager	0m	K0	1,75
Ostfeld	0m	O0	7
Ostfeld	5m	O5	0
Ostfeld	10m	O10	6,3
Ostfeld	15m	O15	3,6
WWBuchwalde	0m	W0	1,75
Summe Hauptsee			51,5
Südfeld	0m	S0	9,7
Südfeld	5m	S5	0
Südfeld	10m	S10	5,3
Summe Südsee			15

5.4.3 Entwicklung der repräsentativen Seewasserbeschaffenheit

Die nach Pkt.5.4.2 zusammengefaßten Analysendaten werden nachfolgend interpretiert. Dabei wurden nur der Gesamtsee, der nur wenig vom Hauptsee abweicht, der Südsee und der Zufluss dargestellt. Die jahreszeitlichen und stochastischen Schwankungen wurden durch die jeweils durchgezogenen Linien ausgeglichen.

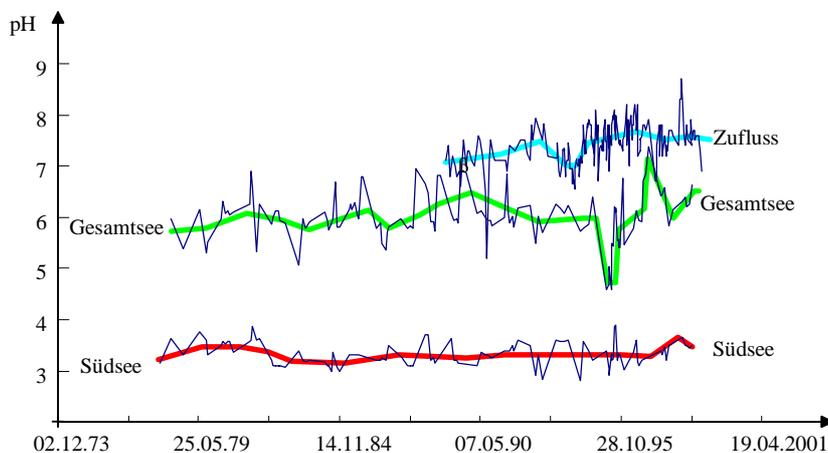


Abb. 5.4-3 Entwicklung des pH-Wertes im Gesamtsee, im Südsee und im Zufluss

Die pH-Entwicklung zeigt ausgeprägte jahreszeitliche Schwankungen, die durch die Linien ausgeglichen worden sind. Der Säureeinbruch 1994 betraf nur den Haupt- bzw. den Gesamtsee.

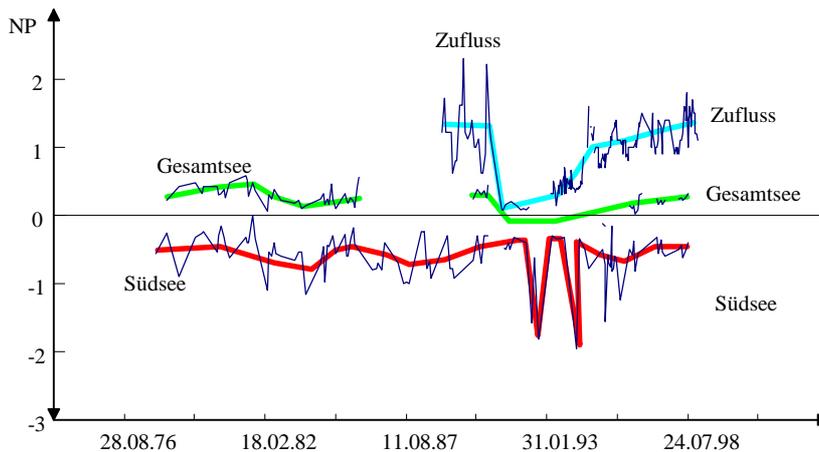


Abb. 5.4-4 Entwicklung des Neutralisationspotentials im Gesamtsee, im Südsee und im Zufluss

Leider wurden die für die Berechnung des Neutralisationspotentials notwendigen Parameter nicht durchgängig gemessen. Gerade während des *Säureeinbruches* besteht eine derartige Datenlücke. Im Gegensatz zum pH-Wert ist das NP wesentlich aufschlußreicher. Der *Säureeinbruch* fand in einem Zeitraum statt während die Schwarze Elster fast kein Puffervermögen aufwies. Gleichzeitig traten im Südsee stärker negative Neutralisationspotentiale auf, die am pH-Wert nicht zu erkennen waren.

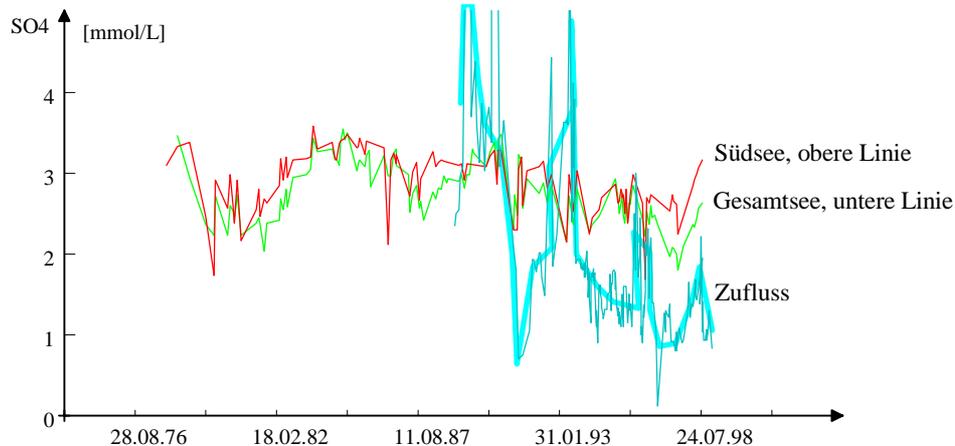


Abb. 5.4-5 Entwicklung der Sulfatkonzentration im Gesamtsee, im Südsee und im Zufluss

Die Sulfatkonzentration des Zuflusses zeigte erhebliche nicht jahreszeitabhängige Schwankungen. Dagegen schwankten die Sulfatkonzentrationen des Süd- und des Hauptsees unabhängig von der Zuflusskonzentration, aber mit ähnlicher Tendenz.

Die mittleren Wasseranalysen der beiden Seeteile des Zulaufes und des Gesamtsees sind in Tab.5.4-3 für die Zeit nach dem Säureeinbruch (Mitte 1995 bis Ende 1998) zusammengestellt.

Tab. 5.4-3 Mittlere Analysen (\pm Standardabweichungen) der Oberflächenwässer
Zulauf: 77 Messungen bzw. 38 Messungen Nährstoffe von 9/95 bis 12/98;
See: 23..25 Werte von 9/95 bis 8/98

Parameter		Zufluss	Gesamtsee	Hauptsee	Südsee
pH	1	7,60 \pm 0,63	6,17 \pm 0,50	6,92 \pm 0,43	3,35 \pm 0,16
Ltf	μ S/cm	595 \pm 105	706 \pm 37	683 \pm 36	805 \pm 31
NP	mmol/l	1,18 \pm 0,22	0,18 \pm 0,11	0,37 \pm 0,11	-0,60
$K_{S4,3}$	mmol/l	1,18 \pm 0,22		0,37 \pm 0,11	-0,56 \pm 0,19
GH	mmol/l	2,38 \pm 0,41	2,67 \pm 0,19	2,04	2,21
Ca	mg/l			61,4 \pm 37,0	65,0 \pm 30,0
Mg	mg/l			12,2 \pm 7,6	14,0 \pm 7,0
Fe	mg/l	1,6 \pm 1,5	0,38 \pm 0,5	0,31 \pm 0,18	2,78 \pm 1,25
Mn	mg/l		0,25 \pm 0,2	0,21 \pm 0,21	0,48 \pm 0,33
Cl	mg/l	39 \pm 6,5	24 \pm 14	25 \pm 14,7	25 \pm 12
	mmol/l	1,10	0,68	0,70	0,70
SO ₄	mg/l	134 \pm 48	229 \pm 25	224 \pm 28	256 \pm 28
	mmol/l	1,4	2,39	2,33	2,67
NH ₄ -N	mg/l	1,14 \pm 1,15	0,26 \pm 0,18	0,15 \pm 0,12	0,76 \pm 0,4
NO ₃ -N	mg/l	3,10 \pm 0,91	1,20 \pm 0,77	1,40 \pm 0,9	0,57 \pm 0,38
PO ₄ -P	mg/l	0,006	0,003 \pm 0,00 3	0,004 \pm 0,00 3	0,003 \pm 0,003

Die Schwankungsbereiche wurden als Standardabweichung angegeben.

5.4.4 Versauerungserscheinungen im See - die Säureeinbrüche

5.4.4.1 Säureeinbruch in den achtziger Jahren

Zwischen dem 29.09.1985 und dem 27.04.1988 konnte aus dem Datenmaterial von 5 Beprobungen der Einstrom von saurem Wasser in tiefere Wasserschichten des Ostfeldes, nachfolgend als *Säureeinbruch* bezeichnet, ermittelt werden. Im Normalzustand, der an den genannten Probenahmedaten eingestellt ist, liegt der pH-Wert bis in 10 m Wassertiefe um 7,0 und sinkt bis in 15 m Tiefe geringfügig (Abb.5.4-6). Umgekehrt verhielt es sich mit der Sulfatkonzentration (5.4-7).

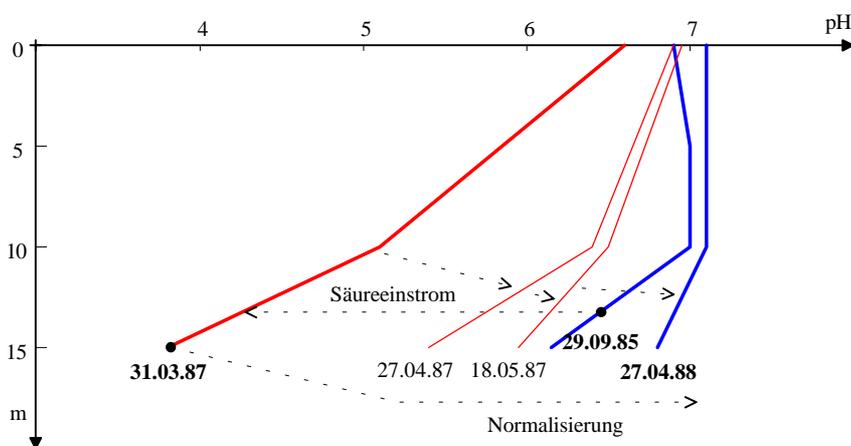


Abb. 5.4-6 Einstrom von saurem und sulfathaltigem Wasser in das Tiefenwasser des Ostfeldes

Zwischen dem 29.09.1985 und dem 31.03.87 strömte saures und sulfathaltiges Wasser in den tieferen Bereich ein, so dass dort der pH-Wert unter vier sank sowie die Sulfatkonzentration stieg. Dabei ent-

stand jeweils ein Konzentrationsgradient bis zur Oberfläche, der auf eine beschränkte horizontale Durchmischung schließen lässt.

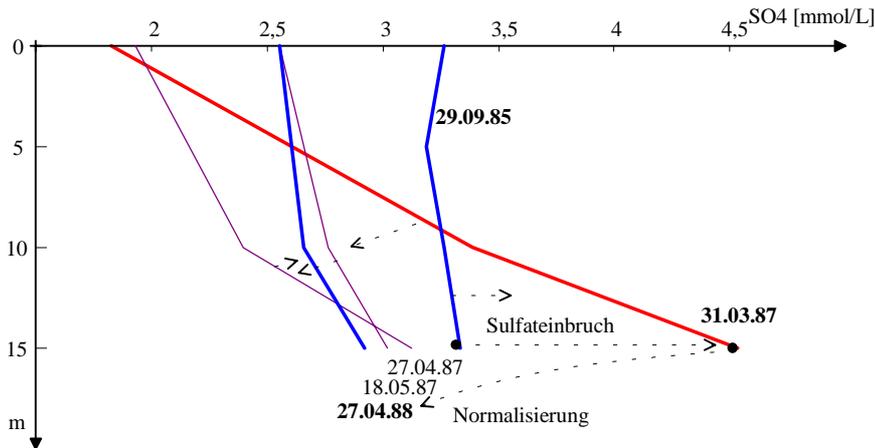


Abb. 5.4-7 Einstrom von saurem und sulfathaltigem Wasser in das Tiefenwasser des Ostfeldes

Gleichzeitig mit der Sulfatkonzentration stieg auch die Gesamthärte. Für die Berechnung des Neutralisationspotentials fehlen leider die Säurekapazitäten. Das wahrscheinlich anaerob einströmende saure Grundwasser verursachte aber keine messbare Sauerstoffzehrung. In den folgenden 1,5 Monaten nahmen die Tiefengradienten des pH-Wertes und der Sulfatkonzentration ab. Der wieder eingestellte *Normalzustand* ist allerdings erst mit der Beprobung März/88, nach einem Jahr, dokumentiert.

5.4.4.2 Säureeinbruch 1994/95

Der 1994/1995 aufgetretene Säureeinbruch konnte durch das hydrogencarbonatgepufferte Seewasser gerade noch aufgefangen werden und hätte im Falle stärkerer Versauerung ($\text{pH} < 4,3$) katastrophale Auswirkungen auf das Seeökosystem gehabt. Aus der Analyse der damaligen Randbedingungen ergeben sich mehrere Ursachen, die zusammen diesen starken Versauerungsschub bewirkten. Während des Sommers 1994 wurde der Seewasserstand reparaturbedingt länger als in den anderen Jahren durch Absperren des Zuflusses (Abb.5.4-8) abgesenkt.

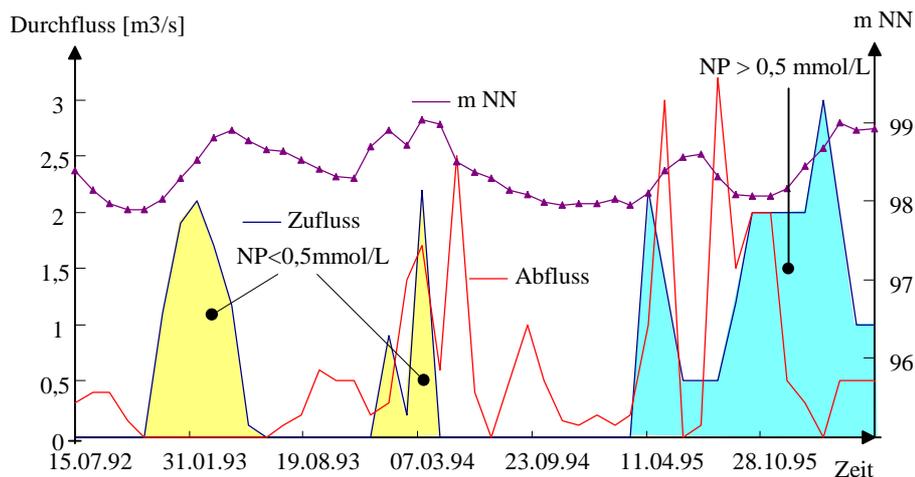


Abb. 5.4-8 Wasserstands-, Zu- und Abflussentwicklung während des Säureeinbruches

Schon bevor der Zufluss durch die Schwarze Elster eingestellt wurde, erhielt der See kaum noch Pufferkapazität, weil die Neutralisationskapazität im Zuflusswasser unter $0,5 \text{ mmol/L}$ sank (Abb.5.4-9). Den Einfluss dieser Phase auf den See kann man nicht verfolgen, weil keine Säurekapazitäten aus diesem Zeitraum vorliegen.

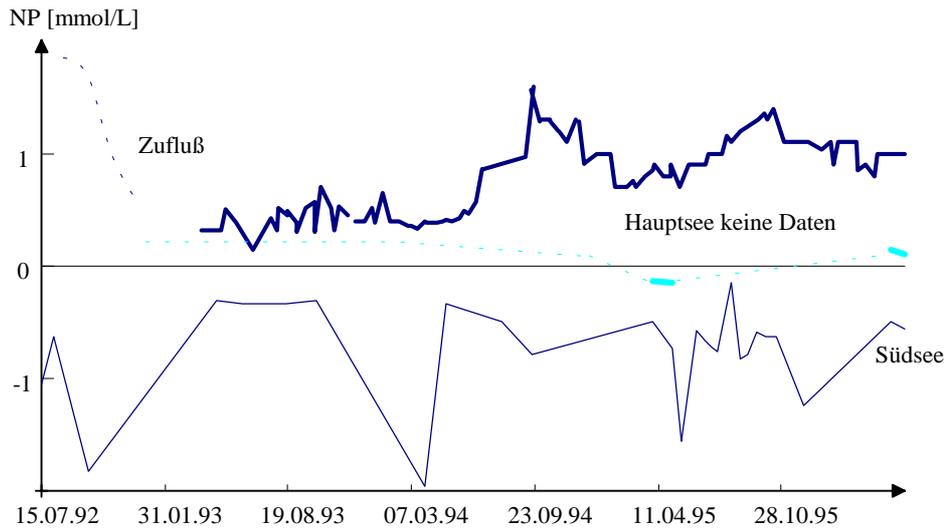


Abb. 5.4-9 Verlauf des Neutralisationspotentials des Südsees und des Zulaufes während des Säureeinbruches

Zwischen dem Sommer 1992 und Frühjahr 1994 waren im Südsee zwei kurze Säureeinbrüche zu beobachten. Wie Pkt.5.3.3.5 und Abb.5.3-7 u. 5.3-8 zeigten, stiegen die Wasserstände im Südwestabstrom des Südsees. Das Gefälle westlich vom Südsee erreichte im Herbst 1994 ein Minimum und gleichzeitig stieg das Gefälle von Süden (GWBR 6173) an. Entsprechend Abb. 5.3-8 stiegen die Grundwasserstände im Südanstrom an, während der Seewasserstand sein Minimum erreichte. Der Südsee erhielt vorübergehend einen höheren Grundwasserzustrom.

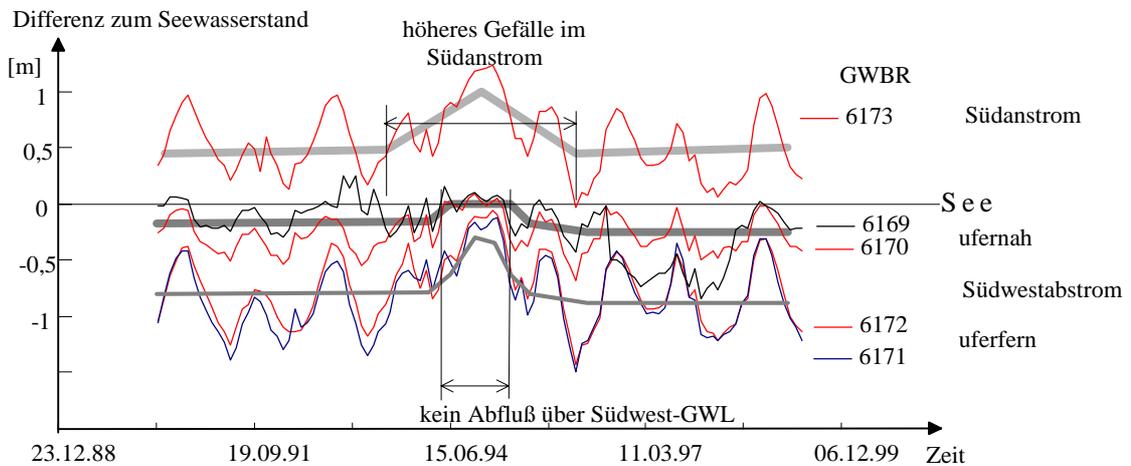


Abb. 5.4-10 Grundwassergefälle im Südwestbereich zum See während des Säureeinbruches (Lage der GWBR entsprechend Abb.5.3-6 bis 5.3-8)

Diese Einflüsse änderten vorübergehend die Bilanz der Grundwasserzu- und -abströme und lösten zusammen den Säureeinbruch aus. Der Verlauf des Säureeinbruches wird auf den Abb.5.4-11 bis 5.4-14 dokumentiert. Zwischen September 1994 und März 1995, der kritischen Phase, wurde der See leider nicht beprobt.

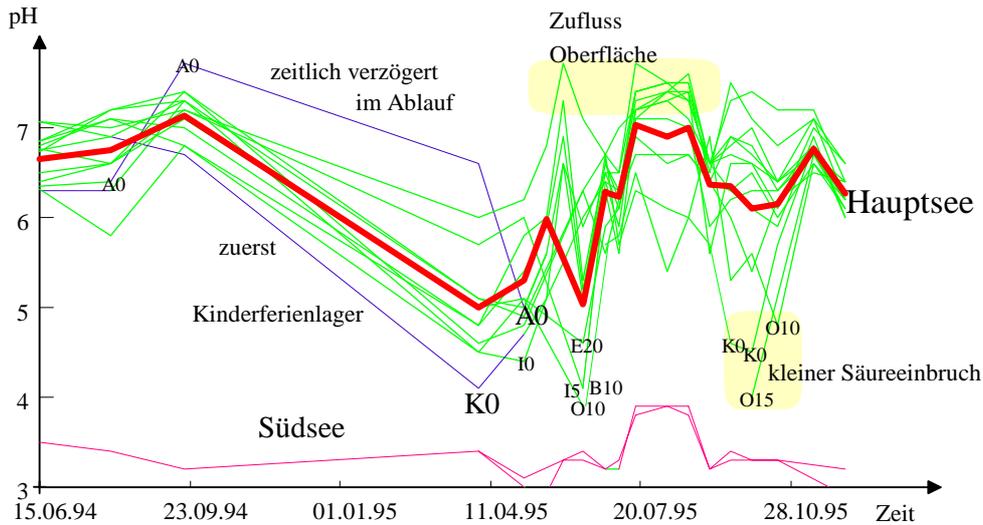


Abb. 5.4-11 pH-Verläufe an verschiedenen Messstellen des Sees während des Säureeinbruches

Zuerst sank der pH-Wert im südlichen Randschlauch (Probenahmestelle Kinderferienlager K0, Bezeichnungen s. Tab. 5.4-2) und breitete sich über den Hauptsee aus, wobei der pH-Sprung zeitlich verzögert am Ablauf ankam. Nach Erreichen des pH-Minimums im Frühjahr 1995 begann der *Erholungsprozess*. Besonders an der Seeoberfläche stieg der pH-Wert schnell wieder an, was auf verstärkte Zufuhr gepufferten Wassers über die Schwarze Elster und Primärproduktion zurückgeführt werden kann. In tieferen Seebereichen hielten sich die sauren Verhältnisse noch etwas länger. Während der Hauptsee sich insgesamt im Sommer 1995 stabilisierte, wurden im Herbst am Kinderferienlager und in tieferen Bereichen des Ostfeldes wieder kurze Säureeinbrüche beobachtet.

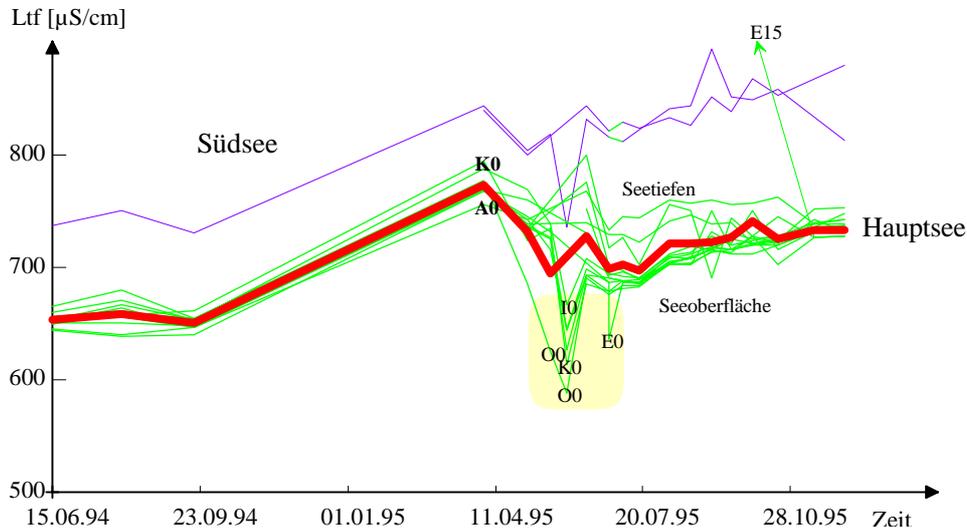


Abb. 5.4-12 Leitfähigkeitsverläufe an verschiedenen Messstellen des Sees während des Säureeinbruches

Ein analoges Bild ergibt sich für die elektrische Leitfähigkeit in Abb. 5.4-12. Deren Erhöhung zwischen September 1994 und März 1995 erfolgte gleichzeitig im Südsee und im Hauptsee, wobei dort auch wieder am Kinderferienlager (K0) der schnellste Anstieg zu beobachten war. Nach diesem Anstieg lag die elektrische Leitfähigkeit in der Oberflächenschicht des Sees unter dem Hauptseemittel und die Messwerte tieferer Seebereiche über diesem. Der kleine Säureeinbruch im Herbst 1995 zeigt sich im Elsterfeld in 15m Tiefe (E15) durch einen kurzfristigen Leitfähigkeitsanstieg. Der Zufluss wieder stärker gepufferten Wassers aus der Schwarzen Elster wirkte sich zuerst auf die obere Wasserschicht durch die Abnahme der Leitfähigkeit aus.

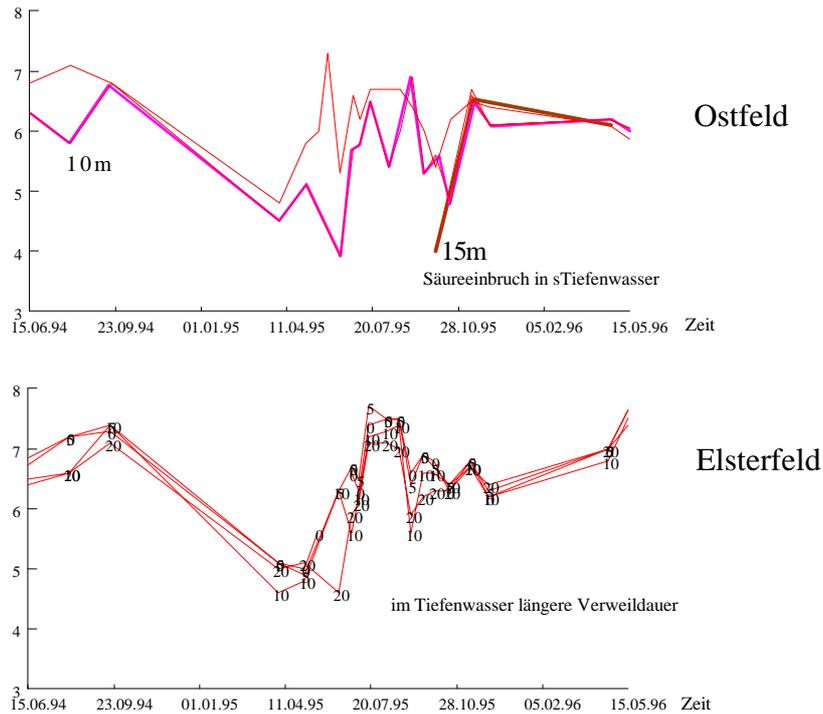


Abb. 5.4-13 pH-Verläufe in verschiedenen Tiefen des Ost- und Elsterfeldes während des Säureeinbruches

Der beobachtete Säureeinbruch resultierte demnach aus der Überlagerung folgender Vorgänge:

- ♦ Verminderte Zufuhr von Pufferkapazität über den Zulauf, zunächst durch geringe Säurekapazität der Schwarzen Elster, später durch Absperren des Zulaufes.
- ♦ Längerfristige Absenkung des Seewasserstandes, wobei der Abfluss zunehmend aus anströmendem Grundwasser gespeist wurde und vermehrt potentiell saures Grundwasser aus der Innenkippe in den See einströmte, wie in Pkt.5.7.4 belegt.
- ♦ Längerfristiger Anstieg der Grundwasserstände im Südanstrom, wodurch weniger saures Grundwasser aus dem Südsee abströmte und die Säurebilanz des Sees damit belastete (s.Pkt.5.4.5.4).

Der Säureeinbruch über den Südanstrom erschien zuerst in der Verbindung zwischen Südsee und Ostfeld und in tieferen Wasserschichten des Sees. Der mit Sicherheit wesentliche Einfluss der Innenkippe ließ sich anhand der Beschaffenheitsdaten nicht explizit belegen.

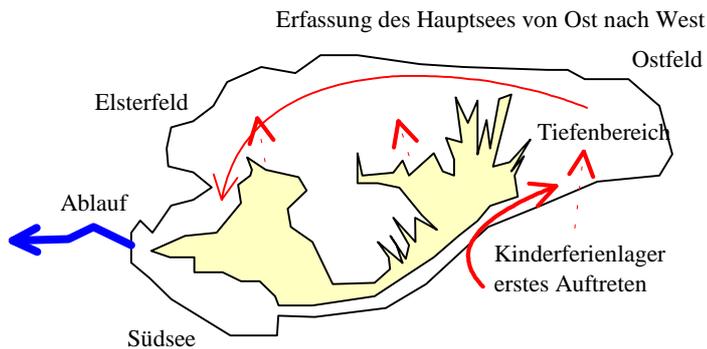


Abb. 5.4-14 Rekonstruktion des Säureeinbruches 1994 im See

5.4.5 Bilanzierung von Wasser- und Stoffflüssen im See

5.4.5.1 Bilanzansatz - Kompartimentierung

Für eine einfache Bilanzierung der Wasserbeschaffenheit müssen weitere Vereinfachungen getroffen werden. Die bereits in Pkt.5.1.3 genannten Hauptkomponenten werden auf ein Mindestmaß reduziert. Zu jedem Kompartiment gehört ein Konzentrationsvektor der Wasserbeschaffenheit c und ein Volumen V . Der Stoffaustausch zwischen den Kompartimenten erfolgt über die Volumenströme Q .

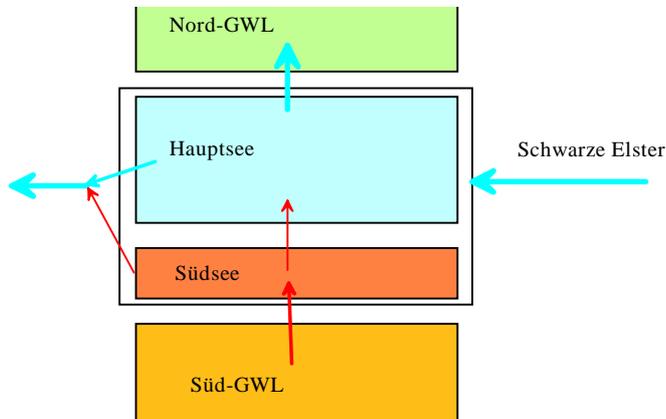


Abb. 5.4-15 Einfaches Bilanzmodell des Sees ohne gesonderte Berücksichtigung der Innenkippe

Der zu bilanzierende Gesamtsee setzt sich aus dem Hauptsee und dem Südsee zusammen und kann näherungsweise auf ein Becken mit konstanter Grundfläche und Tiefe reduziert werden. Die Innenkippe wird dabei den angrenzenden Grundwasserleitern zugeordnet. Nach der Füllkurve des DGFZ ergibt sich:

- ◆ Bezugspegel 98 m NN
- ◆ repräsentatives Seevolumen V_{See} 66 Mio m³
- ◆ repräsentative Seefläche A_{See} 10 Mio m²
- ◆ mittlere Tiefe 6,6 m

Konzentrationsvektoren werden für folgende Kompartimente und Ströme definiert:

- ◆ Gesamtsee c_G
- ◆ Hauptsee c_H
- ◆ Südsee c_S
- ◆ Zufluss der Schwarzen Elster c_Z
- ◆ Südliches Grundwasser c_U
- ◆ Niederschlag und Verdunstung (alle Konzentrationen = 0)

Zwischen den Kompartimenten vermitteln Wasserströme die Stoffein- und -austräge:

- ◆ Zufluss der Schwarzen Elster Q_Z
- ◆ Südlicher Grundwasserzustrom Q_U
- ◆ Nördlicher Grundwasserabstrom Q_N
- ◆ Niederschlag-Verdunstung Q_K
- ◆ Abfluss Q_A

Die zu bilanzierenden konservativen Stoffe unterliegen keinen wesentlichen biochemischen Umsätzen im See. Das gilt für die Hauptionen Sulfat, Chlorid und die Gesamthärte. Vor der Anwendung auf das Neutralisationspotential ist der Einfluss biochemischer Aktivitäten im See zu prüfen.

5.4.5.2 Wasserbilanzen

Die Summe der Wasserströme und der Wasserspiegelschwankungen als Wasserbilanz heben sich gegenseitig auf:

$$Q_Z + Q_U + Q_K - Q_A - Q_N + Q_{\text{Diff}} = 0 \quad (5.4-1)$$

wobei Q_{diff} die Seewasserstandsänderung enthält. Die Volumenströme Q_X lassen sich nach der Definition in 4.4.5.1 repräsentative Wasserstandsänderungen des Kompartimentes X innerhalb der Zeit Δt umrechnen:

$$\Delta H_X := \frac{Q_X \cdot \Delta t}{A_{\text{See}}} \quad (5.4-2)$$

In der Wasserbilanz (Gl.5.4-1) erscheint nach Transformation in repräsentative Wasserstandsänderung auch die Seewasserstandsänderung ΔH_{See} direkt.

$$\Delta H_Z + \Delta H_U + \Delta H_K - \Delta H_A - \Delta H_N - \Delta H_{\text{See}} = 0 \quad (5.4-3)$$

Datenreihen liegen vor vom oberirdischen Zu- und Abfluss (ΔH_Z , ΔH_A) sowie von der Wasserstandsentwicklung ΔH_{See} , die in der Bilanzgröße WBilanz [m] zusammengefaßt werden (Gl.5.4-4).

Der mittlere jährliche Niederschlag beträgt nach Meteorologischer Dienst der DDR (1988) in der Lausitz um 630 mm und die Verdunstung von offenen Wasserflächen (*Kesselverdunstung 2-4m*) beträgt im langjährigen Mittel 762 mm/a. LUA (1996) geht dagegen von einem Verdunstungsverlust von -330 mm/a aus. Die mittlere jährliche Differenz von $\Delta H_K = -0,132$ m ist klein im Vergleich zu den anderen Bilanzgrößen und müßte streng genommen immer mit Einzeldaten in die Bilanz eingehen. Deshalb wurde in den praktischen Rechnungen die Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung vernachlässigt ($\Delta H_K \approx 0$).

$$\text{WBilanz} := -\Delta H_U + \Delta H_N - \Delta H_K = \Delta H_Z - \Delta H_A - \Delta H_{\text{See}} \quad (5.4-4)$$

Die Größe WBilanz ist positiv, wenn dem See mehr Wasser zuströmt als abfließt. Deshalb wirkt sich ein steigender Wasserspiegel (Speichereffekt) negativ auf diese Größe aus. WBilanz entspricht aber auch der Differenz unterirdischer *Abfluss - Zufluss*. Dabei wirkt sich der Grundwasserzufluss negativ aus.

Grundwasserzu- und -abströme Q_{GW} werden bestimmt vom jeweiligen Gefälle, der Durchlässigkeit des Grundwasserleiters und der Strömungsquerschnittsfläche (Gl.5.4-5).

$$Q_{\text{GW}} = \text{Strömungsquerschnittsfläche} \cdot k_f \cdot \frac{H_{\text{Rand}} - H_{\text{See}}}{\Delta \text{repr. Fließweg}} \quad (5.4-5)$$

Die genannten Einflussgrößen lassen sich nicht mit ausreichender Genauigkeit ermitteln. Deshalb werden alle nicht eindeutig bekannten Größen in einer Konstanten zusammengefaßt und der Grundwasserstrom auf die Seefläche bezogen. Damit ergibt sich für die beiden Grundwasserströme unter Berücksichtigung der zugehörigen Zeitdifferenz Δt :

$$\begin{aligned} \Delta H_U &= \frac{K_{\text{GWS}}}{A_{\text{See}}} (H_{\text{SR}} - H_{\text{See}}) \cdot \Delta t \quad \text{Südanstrom} \\ \Delta H_N &= -\frac{K_{\text{GWN}}}{A_{\text{See}}} (H_{\text{NR}} - H_{\text{See}}) \cdot \Delta t \quad \text{Nordabstrom} \end{aligned} \quad (5.4-6)$$

mit

$H_{\text{SR}}, H_{\text{SN}}$ konstanter Wasserstand der südlichen bzw. nördlichen Berandung
 $K_{\text{GWS}}, K_{\text{GWN}}$ zusammengefaßte zugehörige Konstanten

Das Gefälle des Nordabstromes kompensiert das negative Vorzeichen, weil dieser in Gl.5.4-1 positiv definiert wurde und es gilt:

$$H_{\text{SR}} > H_{\text{See}} > H_{\text{NR}} \quad (5.4-7)$$

Die Konstanten H_{SR} , H_{SN} enthalten die nicht eindeutig bestimmbaren Konstanten aus Gl.5.4-5 mit der Dimension $[m^2 \cdot s^{-1}]$:

$$K_{GWS,N} = \frac{\text{Strömungsquerschnitt} \cdot k_f}{\text{Fließweg von der Berandung zum See}} \quad (5.4-8)$$

Für WBilanz gilt nach Einsetzen von Gl.5.4-6 in Gl.5.4-4:

$$\text{WBilanz} = -\Delta H_K - (K_{GWS}(H_{SR} - H_{See}) + K_{GWN}(H_{NR} - H_{See})) \frac{\Delta t}{A_{See}} \quad (5.4-9)$$

Vernachlässigt man die Differenz zwischen Niederschlag und Verdunstung, dann lassen sich für vorgegebene Randwasserstände die beiden Konstanten über einen Regressionsansatz (Gl.5.4-10) schätzen.

$$\text{WBilanz} = -\left(K_{GWS} \left((H_{SR} - H_{See}) \frac{\Delta t}{A_{See}} \right) + K_{GWN} \left((H_{NR} - H_{See}) \frac{\Delta t}{A_{See}} \right) \right) \quad (5.4-10)$$

bzw.

$$\begin{aligned} \text{WBilanz} &= A \left((H_{SR} - H_{See}) \frac{\Delta t}{A_{See}} \right) + B \left((H_{NR} - H_{See}) \frac{\Delta t}{A_{See}} \right) \\ \text{WBilanz} &= A x_S + B x_N \\ x_S &= \left((H_{SR} - H_{See}) \frac{\Delta t}{A_{See}} \right) \\ x_N &= \left((H_{NR} - H_{See}) \frac{\Delta t}{A_{See}} \right) \end{aligned} \quad (5.4-11)$$

Die ermittelte Regressionsfunktion paßt die Ausgangsdaten mit minimaler Fehlerquadratsumme an. Da hierbei nur der jeweilige Trend erfaßt werden soll, kann auf eine Signifikanzprüfung über den Korrelationskoeffizienten verzichtet werden.

Die Regressionskonstanten A, und B hatten immer negative Vorzeichen. Grafisch läßt sich die Übereinstimmung der Regressionsfunktion mit den Ausgangsdaten nach Kumulation überprüfen. Es läßt sich zurückrechnen:

$$\frac{A_{See}}{\Delta t} \text{WBilanz} = A H_{SR} + B H_{NR} - (A + B) H_{See} = -(A + B) \cdot \left(H_{See} - \frac{A H_{SR} + B H_{NR}}{A + B} \right) \quad (5.4-12)$$

Der berechnete Ausdruck entspricht dem Differenzvolumenstrom. Durch Vergleich mit Gl.5.4-1 folgt aus Gl.5.4-12 eine Beschreibung des Einflusses des Seewasserstandes auf die Differenz der Grundwasserzu- und -abströme.

$$Q_N - Q_U = (K_{GWS} + K_{GWN}) \cdot (H_{See} - H_{krit}) \quad (5.4-13)$$

Die Interpretation des Faktors ist schwierig, da die Strömungsquerschnitte und Durchlässigkeiten des Untergrundes wenig schwanken sollten. In diesen Faktor geht aber auch das Grundwassergefälle ein. Verständlicher sind die in H_{krit} zusammengefaßten Größen. Bei $H_{See} = H_{krit}$ gleichen sich die Grundwasserzuströme und -abströme etwa aus.

5.4.5.3 Stoffbilanzen

Die Massenbilanzen einzelner gelöster Inhaltsstoffe wird oberflächenbezogen aus den Konzentrationsvektoren abgeleitet.

$$H_{See} \vec{\Delta C}_G = \Delta H_{ZCZ} \vec{\Delta} + \Delta H_{UCU} \vec{\Delta} - \Delta H_{ACA} \vec{\Delta} - \Delta H_{NCH} \vec{\Delta} \quad (5.4-14)$$

Für die Parameter GH, SO₄ und Cl stimmt die Ablaufkonzentration annähernd mit dem Seemittel überein. Deshalb wird für diese Parameter postuliert:

$$\begin{aligned} \vec{c}_G &= \vec{c}_A \approx \vec{c}_H \\ &\text{für} \\ \vec{c} &= \left(c_{GH}, c_{SO_4}, c_{Cl} \right)^T \end{aligned} \quad (5.4-15)$$

Dadurch vereinfacht sich Gl.5.4-14 zu

$$H_{See} \Delta \vec{c}_G = \Delta H_Z \vec{c}_Z + \Delta H_U \vec{c}_U - (\Delta H_A + \Delta H_N) \vec{c}_G \quad (5.4-16)$$

Die Stoffströme des Zu- und Seeablaufes lassen sich aus vorliegenden Daten ermitteln. Die Stoffmen- genbilanz der unterirdischen Zu- und Abflüsse sowie mögliche Reaktionen sind nicht bekannt.

$$H_{See} \Delta \vec{c}_G = \Delta H_Z \vec{c}_Z - \Delta H_A \vec{c}_G + \left(\Delta H_U \vec{c}_U - \Delta H_N \vec{c}_G \right) \quad (5.4-17)$$

Es wird deshalb einfach der Bilanzmenge *WBilanz* eine zugehörige Konzentration zugeordnet. Bei annähernder Gültigkeit dieser Annahme lassen sich die Konzentrationsverläufe für konservative Was- serinhaltsstoffe der Seewasserbilanz anpassen.

$$\Delta \vec{c}_G = \frac{\left(\Delta H_Z \vec{c}_Z - \Delta H_A \vec{c}_G + \vec{c}_{WBilanz} WBilanz \right)}{H_{See}} \quad (5.4-18)$$

Im Ergebnis erhält man eine fiktive Konzentration für *WBilanz* mit neuem Interpretationsbedarf. Die ermittelten fiktiven Konzentrationen müssen interpretiert werden. Dafür werden Gl.5.4-17 und Gl.5.4-18 kombiniert,

$$\Delta H_Z \vec{c}_Z - \Delta H_A \vec{c}_G + \vec{c}_{WBilanz} WBilanz = \Delta H_Z \vec{c}_Z - \Delta H_A \vec{c}_G + \left(\Delta H_U \vec{c}_U - \Delta H_N \vec{c}_G \right) \quad (5.4-19)$$

so dass die Stoffströme des Zulaufes und des Ablaufes herausfallen und Gl.5.4-20 übrigbleibt.

$$\vec{c}_{WBilanz} = \frac{\Delta H_U}{WBilanz} \vec{c}_U - \frac{\Delta H_N}{WBilanz} \vec{c}_G \quad (5.4-20)$$

Der aus den Bilanzrechnungen ermittelbare Konzentrationsvektor ist ein gewogenes Mittel zwischen den unterirdisch zuströmenden und abströmenden Konzentrationen.

5.4.5.4 Ergebnisse der Wasserbilanzrechnungen

Die von 1989 bis 1998 vorliegenden Monatsmittel von Zufluss, Abfluss und Wasserstandsdaten, die zur weiteren Auswertung verwendet worden sind, zeigt Abb.5.4-16. Die Speicherbewirtschaftung des Sees ist an den etwa periodischen Schwankung dieser Parameter zu erkennen.

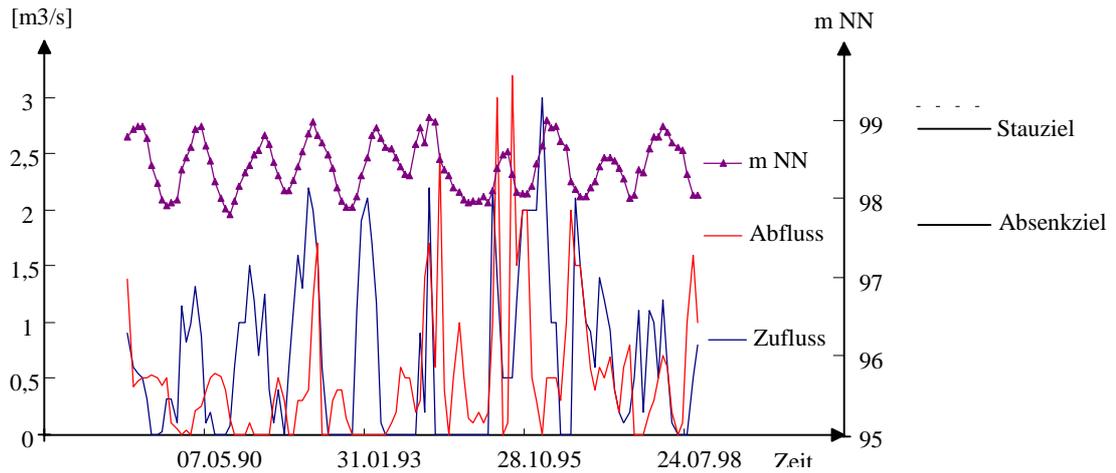


Abb. 5.4-16 Ganglinien der ausgewerteten Daten vom Zufluss der Schwarzen Elster, dem Abfluss und dem Wasserstand des Senftenberger Sees (Speicherlamelle zwischen Stauziel und Absenkeziel)

Die Speicherbewirtschaftung des Sees lässt sich auch an den mittleren monatlichen Zu- und Abflüssen in Abb.5.4-17 darstellen.

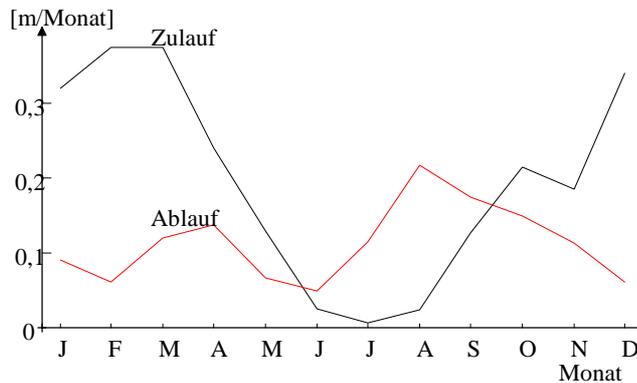


Abb. 5.4-17 Auf die Seeoberfläche bezogene mittlere monatliche Zu- und Abflüsse (1990...1998) ohne Berücksichtigung der abweichenden Bewirtschaftung von 1993 bis 1995

Der Zulauf wird in den Sommermonaten stark gedrosselt, während mehr Wasser entnommen wird. Zwischen Oktober und April füllt sich dann der Speicher wieder. In der Summe resultiert daraus der sinusförmige Wasserstandsgang, entsprechend Pkt.5.3.3.5.

Die durch Zu- und Abfluss, sowie der Speicherung über Wasserstandsänderung bestimmte Wasserbilanz des Sees wird nach Gl.5.4-4 in dem Bilanzparameter WBilanz zusammengefasst (Abb.5.4-18). Der aus der Speicherbewirtschaftung resultierende periodische Verlauf ist zwischen 1993 und 1995 gestört.

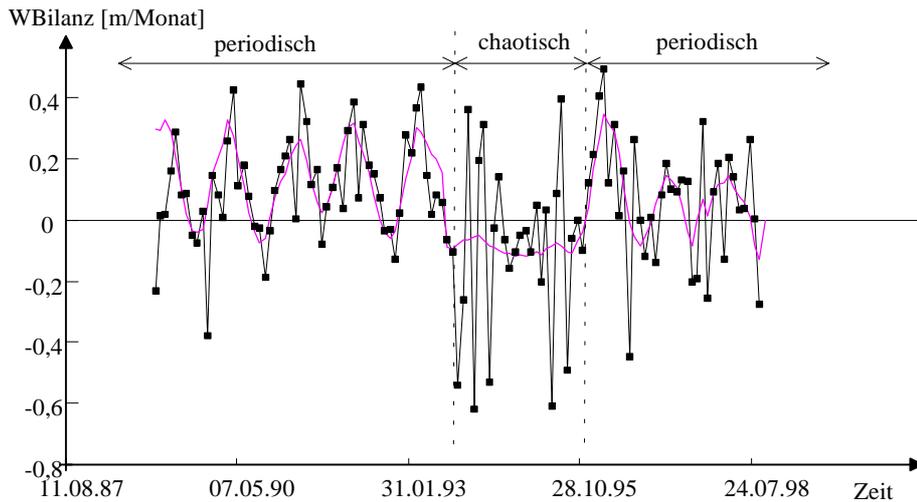


Abb. 5.4-18 Ganglinie des Bilanzparameters WBilanz (Linie mit Punkten) und Vergleich mit einer Ausgleichsfunktion

Zum Ausgleich statistischer Schwankungen wurde WBilanz kumulativ ausgewertet. Das Ergebnis mit eingezeichneten charakteristischen Phasen zeigt Abb.5.4-19.

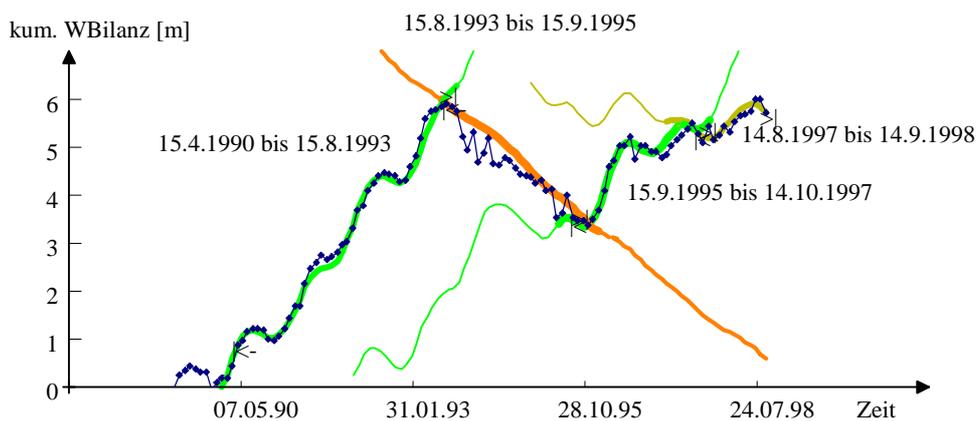


Abb. 5.4-19 Kumulierter Bilanzparameter WBilanz während des Auswertungszeitraumes mit den über Regressionsrechnung erhaltenen charakteristischen Phasen

Dabei bestätigt sich, dass zwischen Sommer 1993 und Sommer 1995 der Zustrom von Grundwasser ($WBilanz < 0$) überwog. Auf die eingezeichneten charakteristischen Phasen wurden über Regressionsrechnung (Minimierung der Fehlerquadratsummen) die Parameter A und B nach Gl.5.4-11 bestimmt und auf die Parameter der Gl.5.4-13 umgerechnet (Tab.5.4-4).

Nach dem 01.06.98 lagen auch die Tageswerte vor, die gesondert ausgewertet wurden. Abb.5.4-20 zeigt den ausgewerteten Abschnitt.

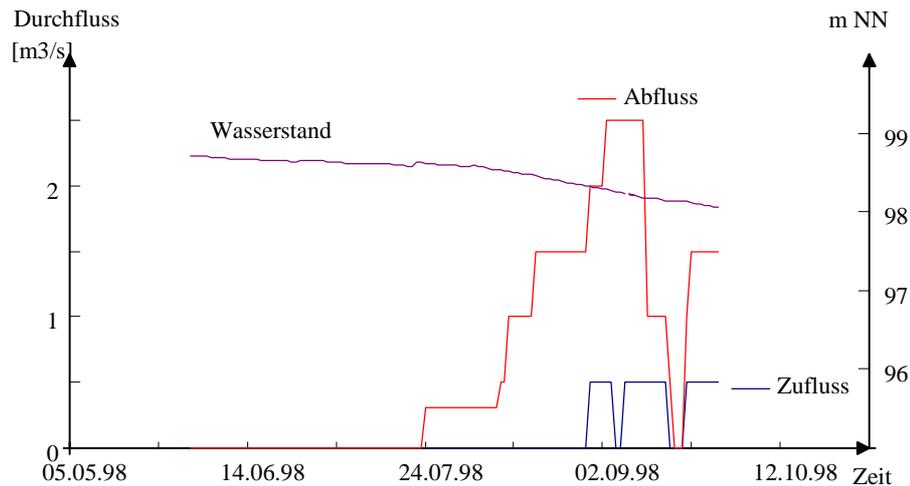


Abb. 5.4-20 Ganglinien des Wasserstandes, des Abflusses und des Zuflusses 1998 (Tageswerte)

Bereits in Abb.5.4-18 ist eine Abweichung vom langjährigen Verhalten ab 1998 zu erkennen. Dieser Trend kann durch Auswertung der Einzelwerte genauer analysiert werden.

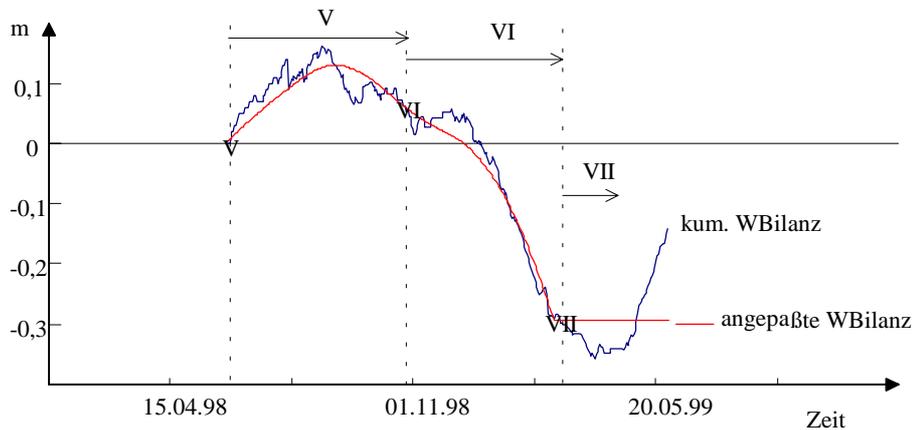


Abb. 5.4-21 Darstellung des kumulierten Bilanzparameters WBilanz für die Daten von 1998, analog Abb.5.4-19.

Die kumulierten WBilanzen werden durch drei weitere Abschnitte (V, VI und VII) angepasst (Tab.5.4-4).

Tab. 5.4-4 Ergebnisse der Anpassungsrechnungen

Phase		von	bis	A	B	const	H_{krit}	H_{See}
I-III		15.01.1989	14.10.1997	-0,550	-1,168	0,582	98,20	
I	bis zur Unregelmäßigkeit	15.04.1990	15.08.1993	-0,430	-0,980	0,709	98,05	98,41
II	Unregelmäßigkeit	15.08.1993	15.09.1995	-0,114	-0,124	4,200	99,80	98,34
III	Stabilisierung auf frühere Verhältnisse	15.09.1995	14.10.1997	-0,550	-1,168	0,582	98,20	98,37
IV		14.08.1997	14.09.1998	-0,425	-0,808	0,811	98,44	98,56
V	Tageswerte	01.06.1998	24.10.1998	-0,211	-0,424	1,573	98,32	98,41
VI		24.10.1998	26.02.1999	0,263	0,660	-1,083	97,85	98,21
VII		26.02.1999	28.05.1999	0,577	0,912	-0,672	98,88	98,76

Es zeigt sich, dass die während periodischer Bewirtschaftungsphasen (I, III, IV und bedingt V) angepassten Konstanten sich nur wenig voneinander unterscheiden. Die mit dem *Säureeinbruch* verbundene Unregelmäßigkeit wich jedoch stärker von den Phasen I, II und IV ab. Der kritische Wasserstand lag während dieser Periode mit 99,8 m wesentlich höher als in den übrigen Phasen. Da auch die Konstante wesentlich höher war, musste bei niedrigem Wasserstand ein erheblicher Grundwasserzustrom den See beeinflusst haben. Derzeit nicht interpretierbar sind die Konstanten der Phasen VI und VII, bei denen sich die Strömungsrichtungen, bedingt durch den Vorzeichenwechsel, umkehren müssten. Allerdings scheint auch der Zeitraum für diese Auswertung zu kurz gewesen zu sein.

Die Gl.5.4-13 kann auch als Kennlinie für die Grundwasser zu- und Abstrombilanz, wie sie Abb.5.4-19 zeigt, betrachtet werden. Die Phase II weicht erheblich von den übrigen Phasen ab. Daraus ergeben sich erhebliche Grundwasserzuflüsse.

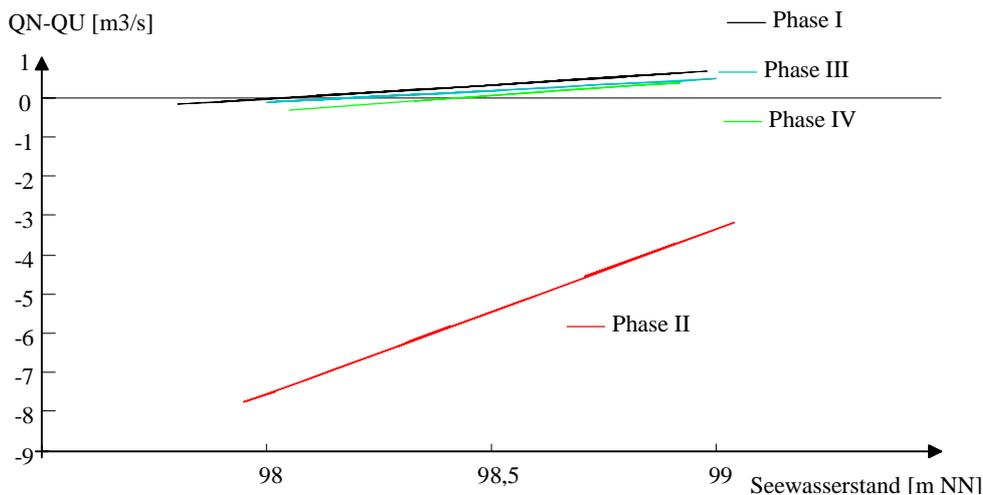


Abb. 5.4-22 Aus den Anpassungsrechnungen ermittelter Zusammenhang zwischen Grundwasserstombilanz ($Q_N - Q_U$) und dem Seewasserstand H_{See}

Die Grundwasserhydraulik musste in dieser Phase auch erheblich anders gewesen sein. Allerdings kann auch das in Abb.5.4-16 erkennbare chaotische Verhalten der Daten diese stark abweichende Kennlinie zum Teil nur vortäuschen. Auf jeden Fall müssen während der Phase II erhebliche hydraulische Abweichungen im Seesystem wirksam geworden sein. In den vergangenen Jahren war WBilanz meist positiv, d.h. der Grundwasserabstrom überwog.

5.4.5.5 Ergebnisse der Stoffbilanzrechnungen

Die Stoffbilanzen, als Konzentrationsgang, werden nach Gl.5.4-18 kumulativ dargestellt. Dabei wurden die unbekannt Konzentrationen c_{WBilanz} durch einige Proberechnungen in den gemessenen Konzentrationsgang gelegt. Für die Wasserbilanz WBilanz lassen sich der aus den Daten ermittelte Wert und der aus der angepassten Bilanzrechnung zur Überprüfung einsetzen (Abb.5.4-23...Abb.5.4-25).

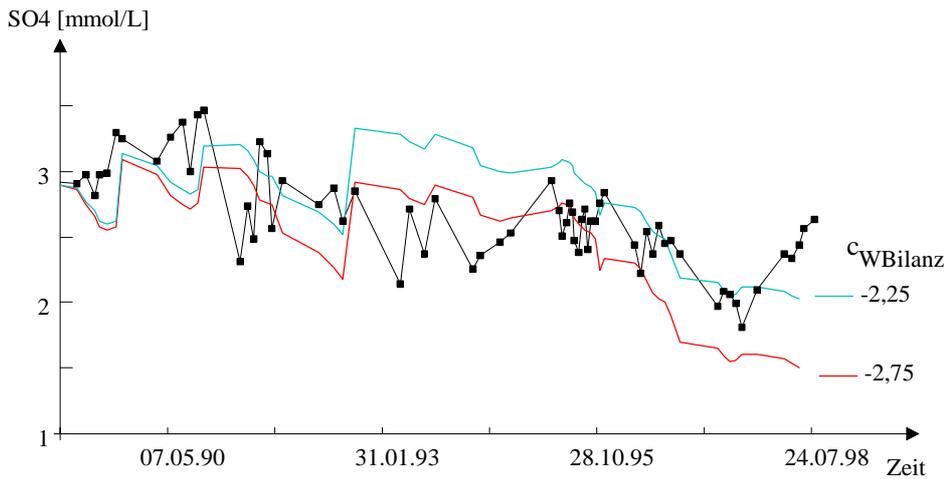


Abb. 5.4-23 Vergleich der mittleren Seesulfatkonzentration mit berechneten Ganglinien für zwei unterschiedliche Konzentrationen $c_{WBilanz}$.

Die Berechnung für Sulfat ergab, dass durch Verknüpfung der WBilanz mit einer fiktiven Konzentration der mittlere Konzentrationsgang der vergangenen Jahre bis 1997 annähernd nachvollzogen werden kann.

Ein ähnliches Ergebnis erhält man für die Konzentrationen der Härtebildner (GH) und des Chlorides.

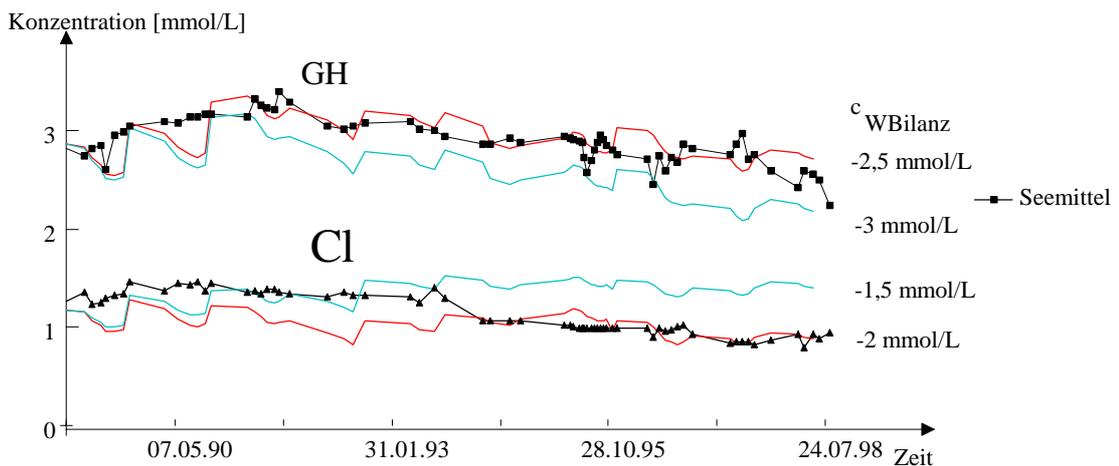


Abb. 5.4-24 Vergleich der mittleren Seekonzentrationen von GH und Cl mit berechneten Ganglinien für zwei unterschiedliche Konzentrationen $c_{WBilanz}$.

Die Genauigkeit ist allerdings nicht überragend. Dennoch lassen sich für den Untersuchungszeitraum mittlere fiktive Konzentrationen angeben.

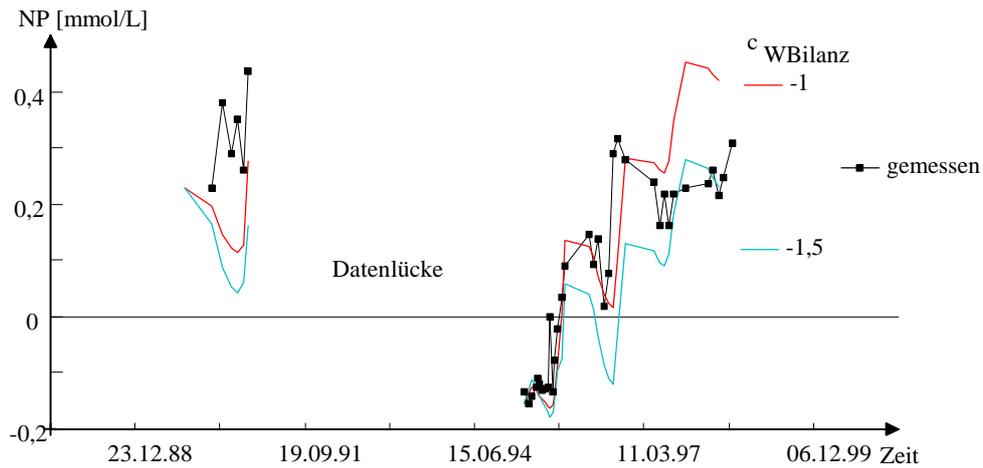


Abb. 5.4-25 Vergleich der mittleren Seekonzentrationen des Neutralisationspotentials mit berechneten Ganglinien für zwei unterschiedliche Konzentrationen c_{WBilanz} .

Die Neutralisationspotentiale lassen sich nur nach der Datenlücke mit den angegebenen fiktiven Konzentrationen annähernd beschreiben. Die Konzentrationen von Spurenstoffen oder nichtkonservativen Stoffen erübrigt sich natürlich.

Der fiktive Konzentrationsvektor c_{WBilanz} enthält folgende Komponenten (5.4-5):

Tab. 5.4-5 Bereiche der angepassten fiktiven Konzentrationen c_{WBilanz} .

Parameter		fiktive Konzentration	
c_{SO_4}	mmol/L	-2,75	-2,25
c_{GH}	mmol/L	-2,50	-3,00
c_{Cl}	mmol/L	-2,00	-1,50
NP	mmol/L	-1,00	-1,50

Die Interpretation dieses Konzentrationsvektors ist problematisch. Kurzfristige Beschaffenheitsvoraussagen könnten allerdings auf diese Größen aufbauen.

5.5 Grundwasserbeschaffenheit

5.5.1 Südlich zuströmende Grundwässer

5.5.1.1 Mittlere Beschaffenheit

Im Rahmen der Erkundungsarbeiten wurde versucht, alle für die Güteentwicklung des Senftenberger Sees maßgebenden Grundwasserbeschaffenheiten zu erfassen. Abb.5.5-1 zeigt die Grundwassermessstellen.

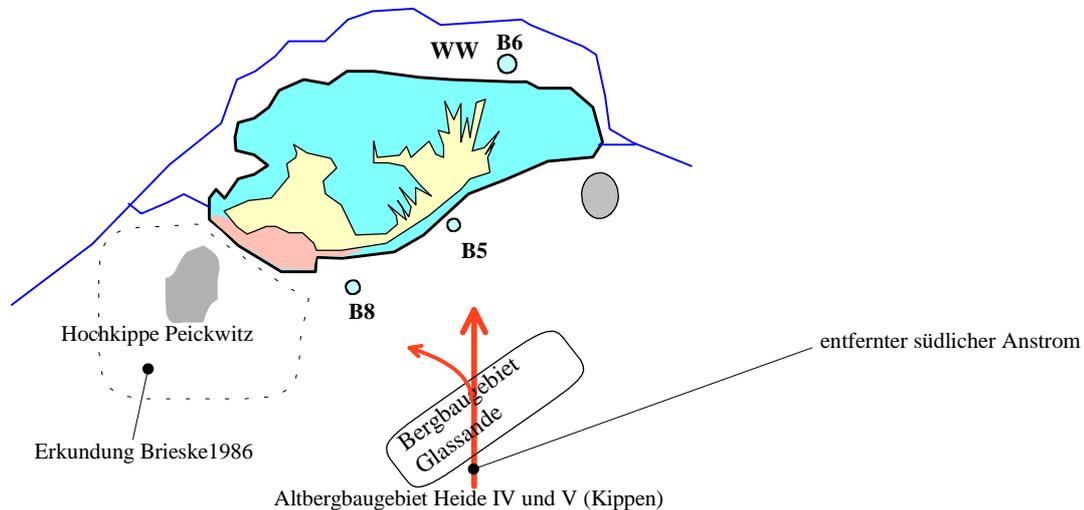


Abb. 5.5-1 Lage der untersuchten Grundwässer
(WW = Wasserwerk Buchwalde, B5, G6, B8 = Multilevelpegel)

Folgende Grundwasserstrombereiche können unterschieden werden:

- ◆ näherer südlicher Anstrom: Multilevelpegel B5 und B8
- ◆ entfernterer südlicher Anstrom: Altbergbauggebiet Heide
- ◆ südwestlicher Bereich mit An- und Abstromcharakteristik
- ◆ nördlicher Abstrom: Fassung WW Buchwalde und bedingt Multilevelpegel B6

Die vorliegenden Fremdanalysen geologischer Erkundungen sind für die Einschätzung der potentiellen Säurekonzentration, als Neutralisationspotential NP, nicht vollständig, weil meist keine Basenkapazitäten bei $\text{pH} < 4,3$ bestimmt worden sind. Deshalb wurde in diesen Fällen die Säurekapazität $K_{\text{S}4,3}$ Gl.5.1-8 nach SCHÖPKE (1999) und 5.1.2.3 geschätzt.

entfernter südlicher Anstrom

Aus Untersuchungen von VULPIUS (1994) wurden Oberflächenwasser und Grundwasseranalysen dieses Gebietes ausgewertet. Die aus diesem Gebiet mit dem Grundwasser abströmende Säurefracht kann auch über das Neutralisationspotential von aus dem Grundwasser stammendem Oberflächenwasser berechnet werden. Das Säurebildungspotential des Grundwassers (-NP) konzentriert sich vor allem auf den nördlichen und nordwestlichen Abstrombereich des Restloches des ehemaligen Tagebaues Heide-Baufeld 6. Das Grundwasser fließt von hier aus dem Hohenbockaer Glassandrücken mit seinen Tagebauen aus der Glassandgewinnung zu. Dabei wird das Säurebildungspotential abgeschwächt. Es behält jedoch seinen für den Bergbau typischen chemischen Charakter bei. Von der Hohenbockaer Hochfläche fließt das Grundwasser in die Peickwitzer Rinne und dem Senftenberger See zu. Dabei besteht die Möglichkeit, dass ein großer Teil des bergbaubeeinflussten Grundwassers infolge der höheren Durchlässigkeit der Rinnensedimente südlich am Senftenberger See vorbei in die Briesker Rinne der Schwarzen Elster zugeführt wird.

Analysen des südwestlichen Grundwassers 1985/86 mit Einfluss der Hochkippe Peickwitz (HGN 1986)

Die im Untersuchungsgebiet Brieske 1985 liegenden Pegel wurden im Mai 1999 erneut beprobt. Die Ergebnisse konnten mit den nächstgelegenen Pegeln der Untersuchung vor 14 Jahren verglichen werden. Die Oberpegel waren generell höher belastet als die tieferen Pegel. Ein signifikanter Einfluss der Hochkippe auf das Grundwasser ist aus diesen Daten nicht zu erkennen.

Tab. 5.5-1 Vergleich der Wasserbeschaffenheit benachbarter Probenahmestellen zwischen den Messungen 1985 (HGN 1986) und 1999 (eigen)

		vor Hochkippe			am Südsee			am Südsee			am Südsee		
		P6173	HyBrie_2/85		P6172	HyBrie11/85		P6170	HyBrie25/85		P6169	HyBrie12/86	
GWL			o	u		o	u		o	u		o	u
HW		570 487	570 475		570 537	570 540		570 600	570 600		570 603	570 606	
RW		542 939	542 962		542 829	542 855		542 889	542 906		542 914	542 916	
Filter			6,2	16,2		5,6	13,4		6,3	16,0		4,8	18,5
			8,2	18,2		7,6	15,4		8,3	25,0		6,8	20,5
Tiefe m			7,2	17,2		6,6	14,4		7,3	20,5		5,8	19,5
Datum		20.05.99	30.01.86		20.05.99	29.01.86		20.05.99	23.01.86		20.05.99	30.01.86	
Ltf	µS/cm	528	426	284	760	1 199	1 255	597	681	673	597	669	828
pH	1	5,20	2,95	3,75	4,81	3,01	3,08	4,83	3,71	4,20	5,50	3,21	4,68
NP	mmol/L	-1,40	-4,48	-1,58	-3,50	-13,2	-10,9	-0,80	-4,88	-1,68	-2,60	-2,27	-4,72
PQ	1	0,34	1,74	0,96	0,60	1,41	1,11	0,17	1,26	0,41	0,64	0,72	0,92
K _{S4,3}	mmol/L	0,17	-1,50	-1,34	0,19	-11,5	-10,68	0,06	-0,25	-0,77	0,60	-1,15	-1,93
Ca	mg/L	67,1	39,0	35,0	71,1	127,0	143,0	88,3	46,0	88,0	30,6	66,0	96,0
Mg	mg/L	4,2	7,3	6,8	14,6	30,4	39,2	7,7	11,3	17,2	6,5	14,8	18,8
Fe	mg/L	45,8	85,0	27,4	116,9	234,0	180,0	22,7	129,0	37,7	100,2	38,0	113,0
Fe(II)	mg/L	42,9	83,0	6,5	100,3	45,0	2,6	20,7	129,0	24,8	86,5	31,0	77,5
Mn	mg/L	0,60	0,40	0,44	0,69	1,76	2,60	0,38	0,60	0,72	0,36	0,30	0,68
Al	mg/L	0,33			0,94			0,64			0,72		
Na	mg/L	11,2	9,5	8,5	8,9	8,5	9,5	20,0	20,5	26,0	17,6	39,5	21,0
K	mg/L	4,2	3,9	2,7	8,1	11,3	7,8	7,7	8,8	8,2	6,6	8,3	7,4
SO ₄	mg/L	400	247	159	565	896	942	435	373	399	386	301	492
Cl	mg/L	21	25	18	21	25	25	31	46	37	32	60	43

Die Säurebelastung der zum Vergleich vorliegenden Wässer (-NP) ist seit 1985 gesunken, während die Sulfatkonzentration etwa gleich geblieben ist. Die auch an den Multilevelpegeln beobachteten starken vertikalen Beschaffenheitsveränderungen erschweren jedoch jede weitere Interpretation der Daten in Tab.5.5-1. Die für den Südanstrom recherchierten Wasserbeschaffenheiten sind in Tab.5.5-2 zusammengestellt.

Tab. 5.5-2 Vergleich von Analysendaten aus den südlichen Grundwasseranstrombereichen mit dem Südsee

		ferner südlicher Anstrom 52...58 Werte				HyBrie 77...83 Werte				Südsee 183 Werte				
		Mittel	min	max	Stdabw	Mittel	min	max	Stdabw	Mittel	min	max	Stdabw	
HW		570 118	569 315	570 714		570 586	570 425	570 697						
RW		543 258	542 720	543 626		542 892	542 693	542 966						
Datum		1993				1986	23.10.85	31.01.86			28.06.77	01.09.97		
Ltf	μS/cm	1 171	211	4 610	1 064	657	250	1 518	245	764	620	948	56	
pH	1	3,99	2,44	7,50	1,52	3,96	2,95	5,75	0,67	3,32	2,80	4,00	0,22	
Temp	°C	17,7	10,3	28,5	3,0					14,0	3,0	26,0	5,0	
RedOx	mV	600	300	740	125									
NP	mmol/L	-3,49	-39,7	1,37	7,64	-3,79	-14,1	-0,21	3,15	-0,48	-1,40	0,90	0,38	
PQ	1	0,38	-2,06	2,42	0,64	0,88	0,07	3,38	0,60	0,16	-0,60	0,71	0,14	
K _{S4,3}	mmol/L	-2,31	-25,9	1,37	5,38	-1,75	-13,9	0,10	3,24	-0,48	-1,40	0,90	0,36	
Ca	mg/L	128,0	12,0	720,0	129,6	75,7	10,0	278,0	42,7	108,7	63,7	150,3	10,3	
Mg	mg/L	19,6	2,2	118,0	24,6	15,8	1,6	99,0	11,2					
Sr	mg/L	0,5	0,1	2,2	0,5									
Fe	mg/L	37,6	0,1	461,0	96,8	83,3	4,0	236,0	61,7	3,5	0,4	22,8	2,3	
Fe(II)	mg/L	13,0	0,0	233,0	37,0	56,1	0,1	225,0	51,7	2,8	0,0	6,3	1,3	
Mn	mg/L	2,36	0,00	17,00	3,78	0,95	0,00	10,60	1,37	0,40	0,02	2,20	0,29	
Al	mg/L	9,65	0,00	88,00	16,47									
Na	mg/L	38,3	1,1	243,0	72,4	20,9	2,0	43,5	10,3					
K	mg/L	8,4	1,7	30,0	7,5	8,3	2,4	31,6	4,1					
SO ₄	mg/L	554	59	3 880	763	410	116	1 333	223	283	125	361	41	
Cl	mg/L	16	2	49	12	38	6	92	13					
NO ₃	mg/L	2,1	0,0	30,5	5,3	0,3	0,0	13,1	1,6					

Der Vergleich mit den mittleren Analysen des Südsees wurde gewählt, weil aus dem Strömungsprofil nach Abb.5.3-2 dessen Wasser hauptsächlich aus dem Grundwasser des Südanstromes gebildet wird. Dabei fließt wahrscheinlich mehr tieferes und besser gepuffertes Grundwasser zu, wodurch sich ein Neutralisationspotential von nur -0,5 mmol/L im Südsee einstellt. Die Tiefenprofile des Neutralisationspotentials der Multilevelpegel B8 und B5 im Südanstrom zeigt Abb.5.5-2 .

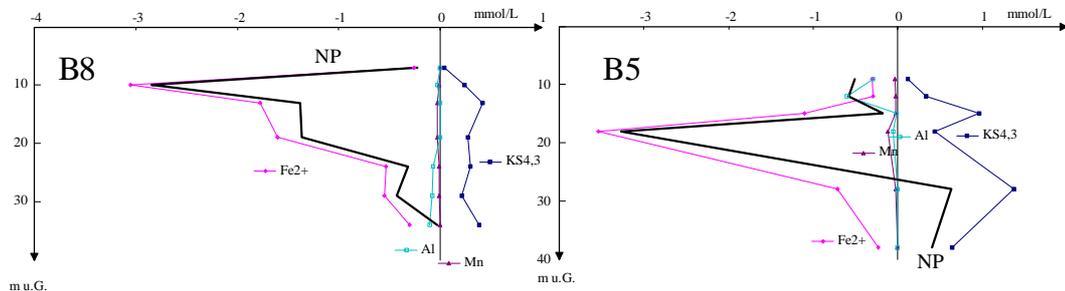


Abb. 5.5-2 Tiefenprofile des Neutralisationspotentials der Multilevelpegel B8 und B5 und dessen Zusammensetzung

Der Definition entsprechend setzt sich das Neutralisationspotential aus der Summe säurebildender Kationen und der Hydrogencarbonat- bzw. Protonenkonzentration zusammen. Wie die Abb.5.5-2 zeigt, setzt sich das Neutralisationpotential der untersuchten Grundwässer hauptsächlich aus den Komponenten des Hydrogencarbonates und des Eisen(II) und einem kleinen Teil vom Aluminium zusammen. Mangan ist überall vernachlässigbar.

5.5.1.2 Beobachtete Veränderungen in den Beschaffenheitsprofilen

Den Verlauf der Säurekonzentration (als NP) im Grundwasserprofil des B5 im südlichen Anstrom zeigt Abb.5.5-3. Das potentiell saure Wasser strömt durch die gut durchlässigen quartären Schichten mit einem Konzentrationsmaximum um 85 m NN.

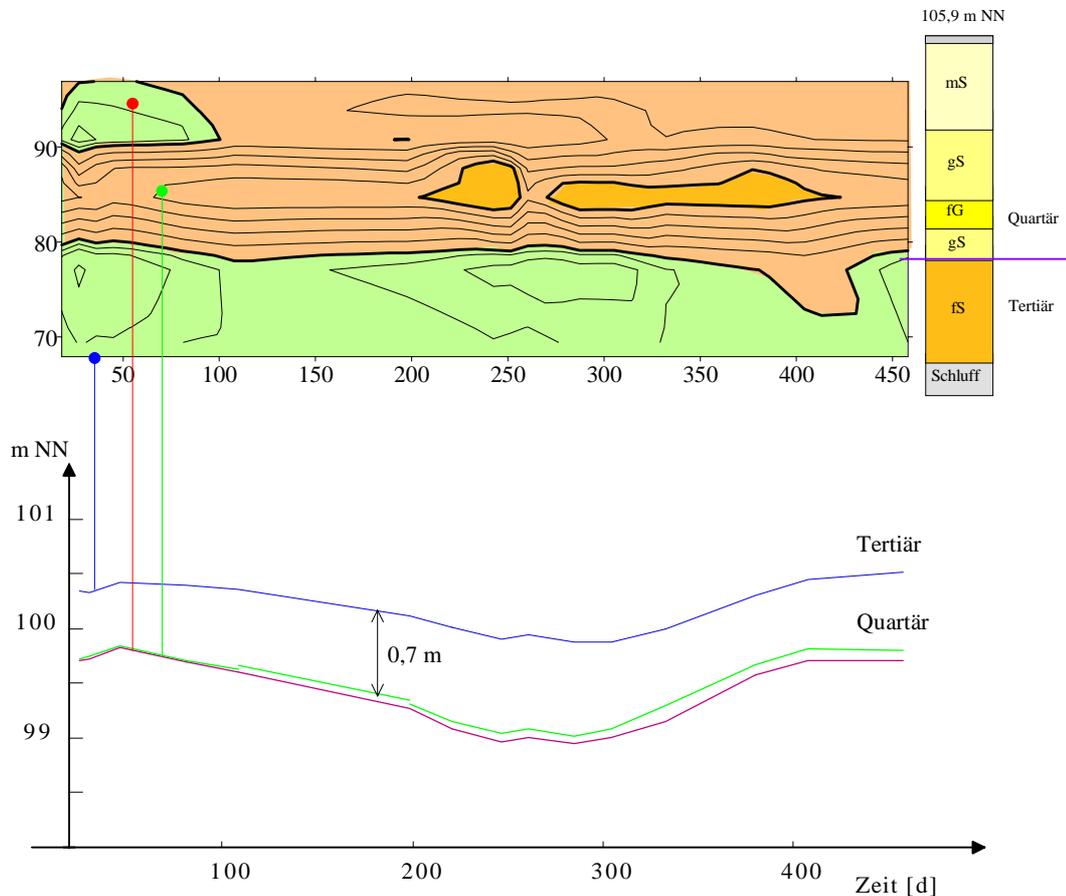


Abb. 5.5-3 Tiefenprofil des Neutralisationspotentials am B5 und Schwankungen der Standrohrspiegelhöhen während der Untersuchungszeit (Zeit ab dem 15.02.98)

Die Standrohrspiegelhöhen schwankten dem Seewasserstand entsprechend (s.Pkt.5.3.3.7). Während des niedrigsten Wasserstandes konnte die höchste potentielle Säurekonzentration (-NP) beobachtet werden. Ob der bereits diskutierte Einfluss der periodischen Wasserstandsschwankung ein Zuströmen stärker belasteten Wassers bewirkt, das anschließend wieder zurückgedrängt wird oder ob, wie zB. in Schlabendorf (HÜTTL et al. 1999, BTUC 1999) beobachtet, unterschiedlich belastete Wasserwolken dem See zuströmen, kann aus den Beobachtungen noch nicht erkannt werden. Nach den Ergebnissen von Pkt.5.1.1.1 wäre mit tendenziell zunehmender potentieller Säurekonzentration in der gut durchlässigen Schicht zu rechnen. Hierzu müssen die Messungen kontinuierlich weitergeführt werden, vor allem um auch Fehlinterpretationen zu vermeiden.

Das tertiäre Grundwasser ist im Mittel um 0,7 m gegenüber dem quartären Grundwasser gespannt. Bei der relativ geringen Durchlässigkeit dieser Schichten ist die daraus resultierende vertikale Strömungskomponente klein. Das ins Quartär aus dem Liegenden eindringende hydrogencarbonatgepufferte Wasser beeinflusst dessen Neutralisationspotential nicht messbar.

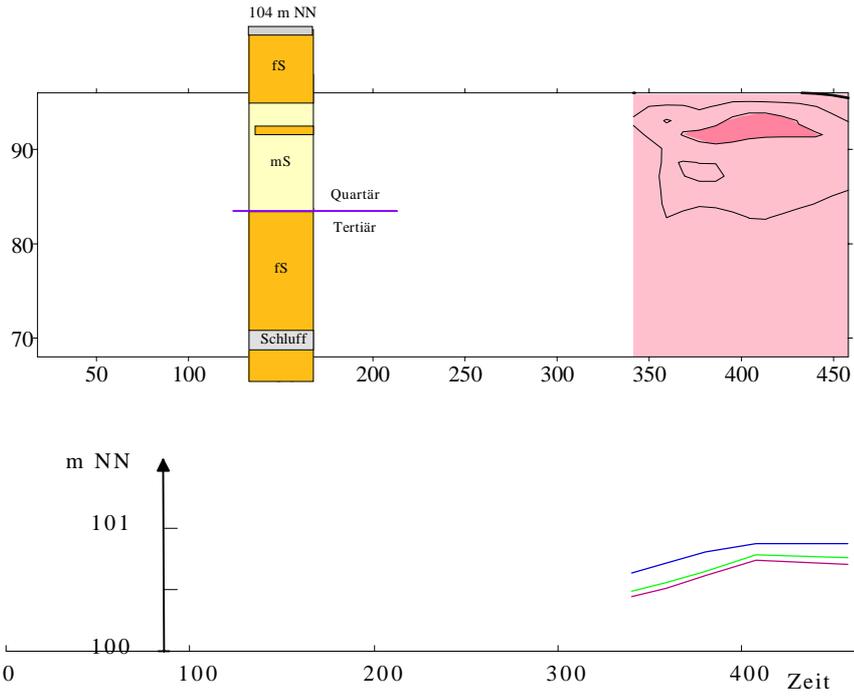


Abb. 5.5-4 Tiefenprofil des Neutralisationspotentials am B8 und Schwankungen der Standrohrspiegelhöhen während der Untersuchungszeit (Zeit ab dem 15.02.98)

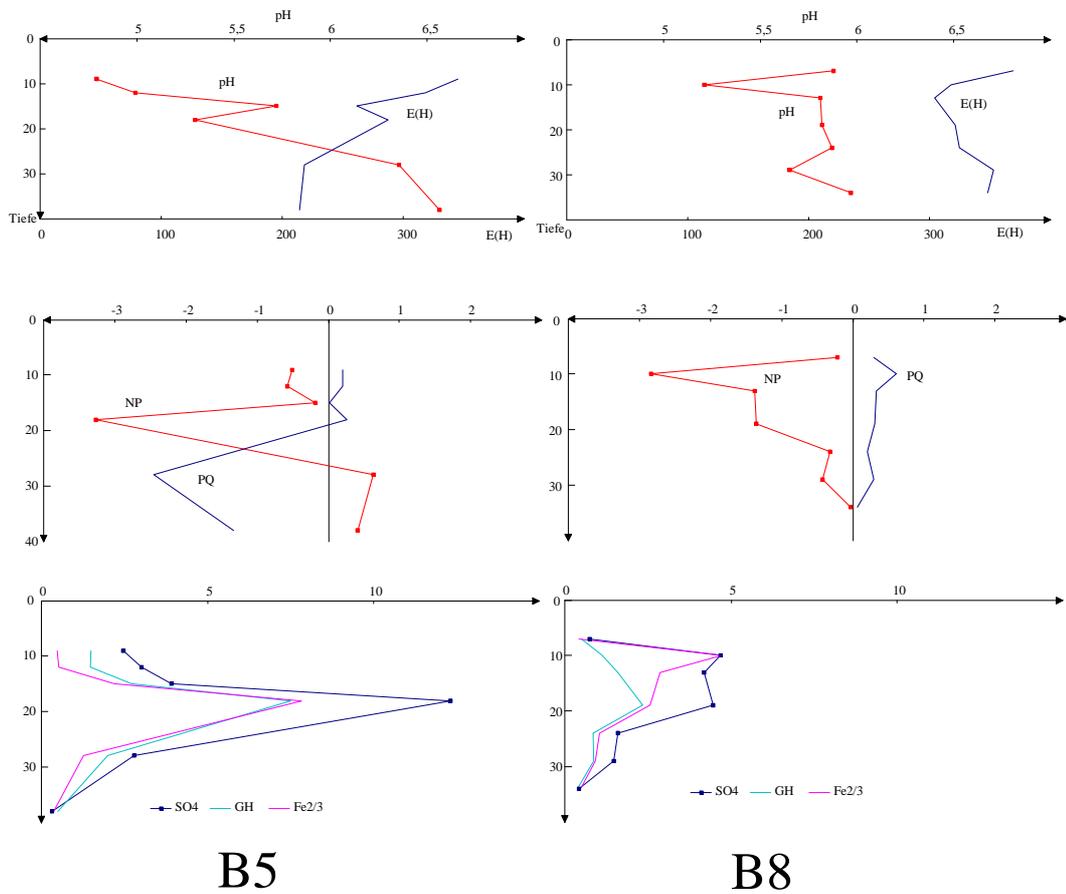


Abb. 5.5-5 Beschaffenheits-Tiefenprofile im südlichen Grundwasseranstrom

Nach Tab.5.3-4 ergibt sich aus den Wasserstandsschwankungen eine Elutionsschicht zwischen 1 und 5 m, die auch der horizontalen Schwankungsamplitude des Grundwassers entspricht und wesentlich kleiner als die horizontale Strömungskomponente 33...270 m/a) ist. Die beobachteten Wasserwolken werden daher nicht durch vor- und zurückfließendes Grundwasser mit einem Konzentrationsgradienten vorgetäuscht.

Der Multilevelpegel B8 wurde ebenfalls im südlichen Grundwasseranstrom eingerichtet. Das Grundwasser ist über das gesamte Tiefenprofil potentiell sauer. Während der relativ kurzen Beobachtungszeit konnte im oberen Grundwasser der Durchzug einer kleinen Säurewolke beobachtet werden. Die Standrohrspiegelhöhen schwankten dem Seewasserstand entsprechend. Die Tab.5.3-3 enthält die zugehörigen Analysenergebnisse.

Tab. 5.5-3 Wasseranalysen an den Messstellen der Multilevelpegel im Südanstrom

Messstelle		Multilevelpegel B5 (Mittel)						Multilevelpegel B8						
		B5_09	B5_12	B5_15	B5_18	B5_28	B5_38	B8_07	B8_10	B8_13	B8_19	B8_24	B8_29	B8_34
Mess- stelle	m u.G.	9	12	15	18	28	38	7	10	13	19	24	29	34
	m NN	96,9	93,9	90,9	87,9	77,9	67,9	96,0	93,0	90,0	84,0	79,0	74,0	69,0
pH	1	4,79	4,99	5,72	5,30	6,36	6,57	5,88	5,21	5,81	5,82	5,87	5,65	5,97
Ltf.	µS/cm	447	519	699	1 712	615	127	185	587	564	654	306	291	144
K _{S4,3}	mmol/L	0,12	0,34	0,96	0,44	1,37	0,65	0,04	0,24	0,42	0,27	0,30	0,21	0,38
RedOx	mV	346	319	262	288	219	215	369	318	304	321	325	353	348
NP	mmol/L	-0,51	-0,58	-0,18	-3,27	0,63	0,41	-0,22	-2,85	-1,38	-1,36	-0,32	-0,43	-0,03
PQ	1	0,21	0,21	0,01	0,27	-2,46	-1,33	0,30	0,61	0,33	0,31	0,20	0,29	0,06
Fe	mg/L	8,4	9,5	40,8	146,3	23,6	6,8	7,8	88,6	53,4	47,8	19,3	17,1	8,8
Fe(II)	mg/L	8,6	8,1	31,0	99,2	19,9	6,4	7,1	85,4	49,6	44,9	15,0	15,3	8,4
Mn	mg/L	0,97	0,75	0,61	3,16	0,65	0,19	0,17	0,32	0,85	0,78	0,33	0,29	0,13
Al	mg/L	2,58	5,43	0,09	0,45	0,07	0,01	0,00	0,23	0,00	0,00	0,67	0,74	0,92
Ca	mg/L	30,9	33,5	81,2	218,0	58,8	12,2	15,5	33,1	51,6	76,0	27,2	27,7	12,3
Mg	mg/L	17,4	15,4	16,8	50,5	12,6	4,5	2,3	7,1	7,6	10,9	4,0	4,1	1,6
Na	mg/L	10,9	21,0	25,8	8,9	25,8	5,6	8,0	7,4	9,0	7,9	6,0	4,9	3,2
K	mg/L	2,1	2,2	2,8	5,3	3,2	1,8	1,8	3,5	2,6	3,5	2,3	1,9	1,7
SO ₄	mg/L	236	289	376	1 184	267	30	70	450	402	428	153	140	40
DOC	mg/L	2,68	1,70	2,13	1,95	1,93	2,35	2,10	10,70	4,00	2,40	1,60	4,00	4,80
TIC	mg/L	7,23	10,15	16,43	26,43	16,95	6,05	10,00	38,20	25,80	12,60	12,80	12,10	20,90
Cl	mg/L	3,0	3,2	10,5	5,1	4,3	3,3	2,6	15,9	14,7	14,3	9,6	8,9	4,6
NO ₃	mg/L	0,2	0,4	0,3	0,1	0,8	2,7	0,3	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0

5.5.2 Beschaffenheit des nördlichen Grundwasserabstroms

5.5.2.1 Rohwasser des Wasserwerkes Buchwalde

Zwischen dem Senftenberger See und den nördlich gelegenen Restlöchern besteht noch bis etwa 2005 ein Grundwassergefälle, das den gegenwärtigen Grundwasserabstrom vom See bewirkt (s. Abb. 5.3-1 und 5.3-2, Teilprojekt 2). Das Wasserwerk Buchwalde fördert deshalb überwiegend Uferfiltrat des Senftenberger Sees aus diesem Grundwasserabstrom. Es liegen Analysen des Mischrohwassers von Juli 1989 bis Oktober 1998 mit einer Datenlücke zwischen 1994 und 1995 (WAL 1999) vor. Neben den Mischrohwassern liegen bei den älteren Daten auch Analysen einzelner Brunnenbeprobungen vor, während seit 1996 nur die Mischrohässer der Messstelle BW3 ausgewertet wurden. Abb. 5.5-6 zeigt den Verlauf des Neutralisationspotentials, des pH-Wertes, der elektrischen Leitfähigkeit und der Sulfatkonzentration im angegebenen Zeitraum.

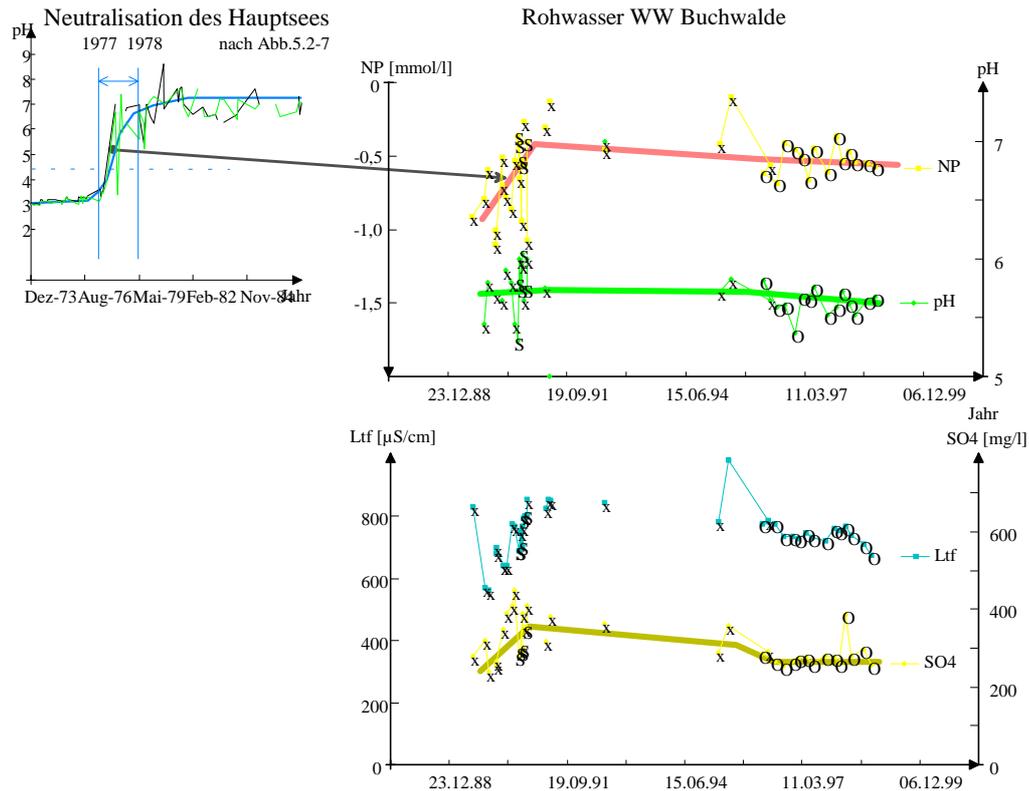


Abb. 5.5-6 Veränderung des Neutralisationspotentials NP, des pH-Wertes sowie der elektrischen Leitfähigkeit und der Sulfatkonzentration zwischen 1989 und 1997 im nördlichen Grundwasserabstrom (WW Buchwalde, nach WAL 1999) im Vergleich mit der Neutralisation des Seewassers (x=Mischrohässer und Einzelbrunnen, O=nur Messstelle BW3).

Auf der Fließstrecke vom See zur Fassung werden wahrscheinlich Pyritverwitterungsprodukte aus dem pleistozänen Grundwasserleiter gelöst, die während der Grundwasserabsenkung an der ehemaligen Tagebaukante gebildet worden sind. Dadurch ist dieses Grundwasser potentiell sauer (NP < 0). Während des ausgewerteten Zeitraumes schwankte die elektrische Leitfähigkeit relativ wenig. Die Sulfatkonzentration stieg bis 1990 an, um danach langsam abzunehmen. Mit der Flutung des Restloches Niemtsch veränderten sich auch die Strömungsverhältnisse zur Fassung des Wasserwerkes. Der pH-Wert des Sees schlug Ende 1977/78 in den Neutralbereich um. Der beobachtete Anstieg des Neutralisationspotentials Ende der achtziger Jahre könnte mit diesem Umschlag der Seewasserqualität in den Neutralbereich zusammenhängen. Die mehr als 10-jährige Verzögerung (Retardation) lässt sich auf Wechselwirkungen mit dem Grundwasserleiter (s.Pkt.5.7.5) zurückführen, wobei die damalige Fließzeit des Wassers vom See zur Fassung nicht mehr rekonstruiert werden kann.

Tab. 5.5-4 Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit des nördlichen Abstromes aus den Rohwasseranalysen des Wasserwerkes Buchwalde nach WAL (1999)

Parameter	Misch-RW und Brunnen (x)		Mischrohwasser BW3 (O)	
	Anzahl	Mittel \pm Stdabw.	Anzahl	Mittel \pm Stdabw.
Datum	10.07.89...28.05.96		02.04.96...19.10.98	
pH	1	22	14	5,63 \pm 0,11
Temp.	°C	23	14	10 \pm 1,4
Leitfähigkeit	μ S/cm	26	14	739 \pm 27
NP	mmol/L	25	14	-0,53 \pm 0,09
PQ	1	23	14	0,18 \pm 0,04
K_{S4,3}	mmol/L	25	14	0,4 \pm 0,07
K_{B8,2}	mmol/L	5	14	3,14 \pm 0,29
GH	mmol/L	22	14	2,59 \pm 0,21
Ca	mg/L	23	14	76,2 \pm 3,9
Mg	mg/L	23	14	16,8 \pm 3,9
Fe ges	mg/L	26	14	25,1 \pm 2,2
	mmol/L			0,45 \pm 0,04
Fe(II)	mg/L	26	13	24,9 \pm 2,2
Mn	mg/L	25	14	0,8 \pm 0,36
Cl	mg/L	24	14	41,2 \pm 6
	mmol/L			1,16 \pm 0,17
SO₄	mg/L	23	14	280 \pm 31
	mmol/L			2,91 \pm 0,32
NH ₄	mg/L	25	14	0,67 \pm 0,12
NO ₂	mg/L	18	14	0,009 \pm 0,011
NO ₃	mg/L	23	14	0,15 \pm 0,54
PO ₄	mg/L	24	14	0,23 \pm 0,07

Nach 1996 entnommene Proben schwanken nur sehr wenig. Das negative Neutralisationspotential beruht auf den für die Trinkwassergewinnung sehr hohen Eisenkonzentrationen in dem schwach hydrogencarbonatgepufferten Grundwasser. Die Parameter Gesamthärte (Ca + Mg), Sulfat und Chlorid liegen nur wenig über den Seemittelwerten in Tab.5.4-3.

5.5.2.2 Grundwasser am Multilevelpegel B6

Am B6 strömt wahrscheinlich infolge lokaler punktueller Infiltration der Schwarzen Elster Oberflächenwasserinfiltrat in Richtung See. Damit wird der Grundwasserabstrom vom See nur von den tieferliegenden Wasserwerksbrunnen gefasst. Am B6 ist auch wieder der Durchzug von unterschiedlich beschaffenen Wasserwolken zu erkennen (Abb.5.5-7).

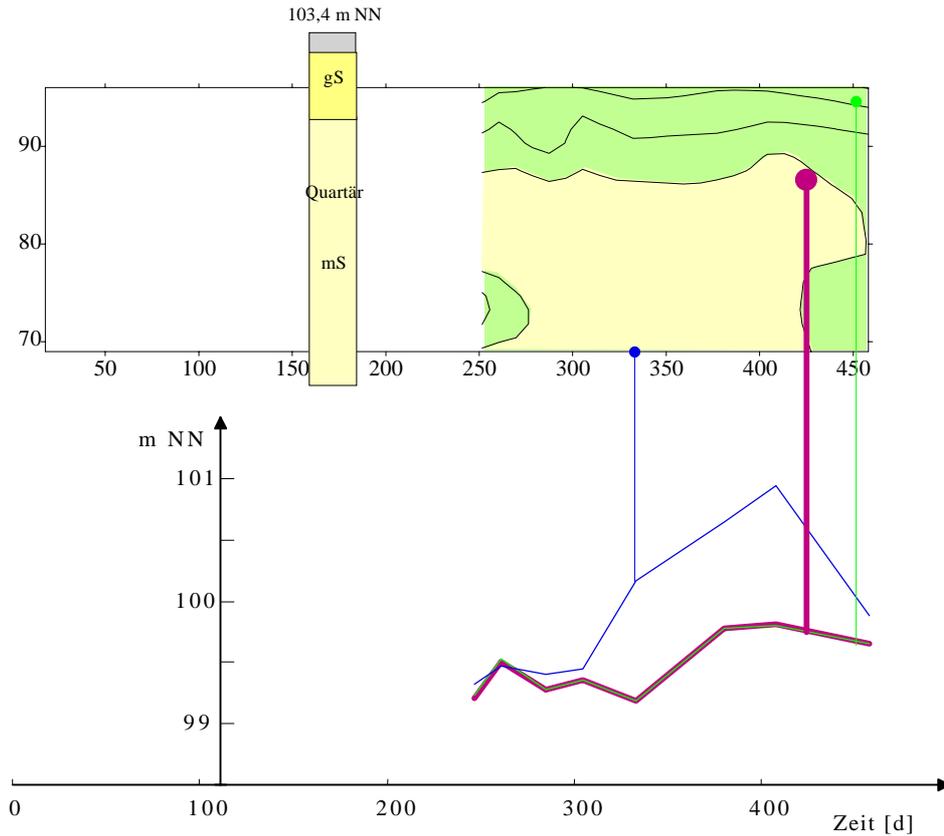


Abb. 5.5-7 Tiefenprofil des Neutralisationspotentials am B6 und Schwankungen der Standrohrspiegelhöhen während der Untersuchungszeit (Zeit ab dem 15.02.98)

Das Grundwasser ist im gesamten Tiefenprofil schwach hydrogencarbonatgepuffert. Die Pufferung nimmt mit zunehmender Tiefe ab und wird unterhalb 38 m u.G. wahrscheinlich die negativen Werte des Seeabstromes - entsprechend Tab.5.5-4 - annehmen.

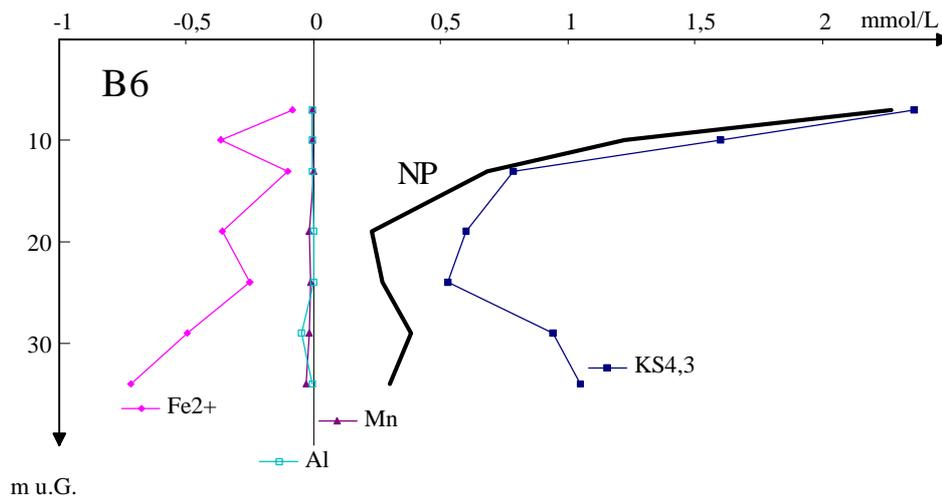


Abb. 5.5-8 Tiefenprofile der Zusammensetzung des Neutralisationspotentials am B6

Das positive Neutralisationspotential setzt sich aus den Konzentrationen des Hydrogencarbonats (als $K_{S4,3}$) und des Eisen(II) zusammen. Aluminium und Mangan haben praktisch keinen Einfluss auf die Pufferung des Wassers.

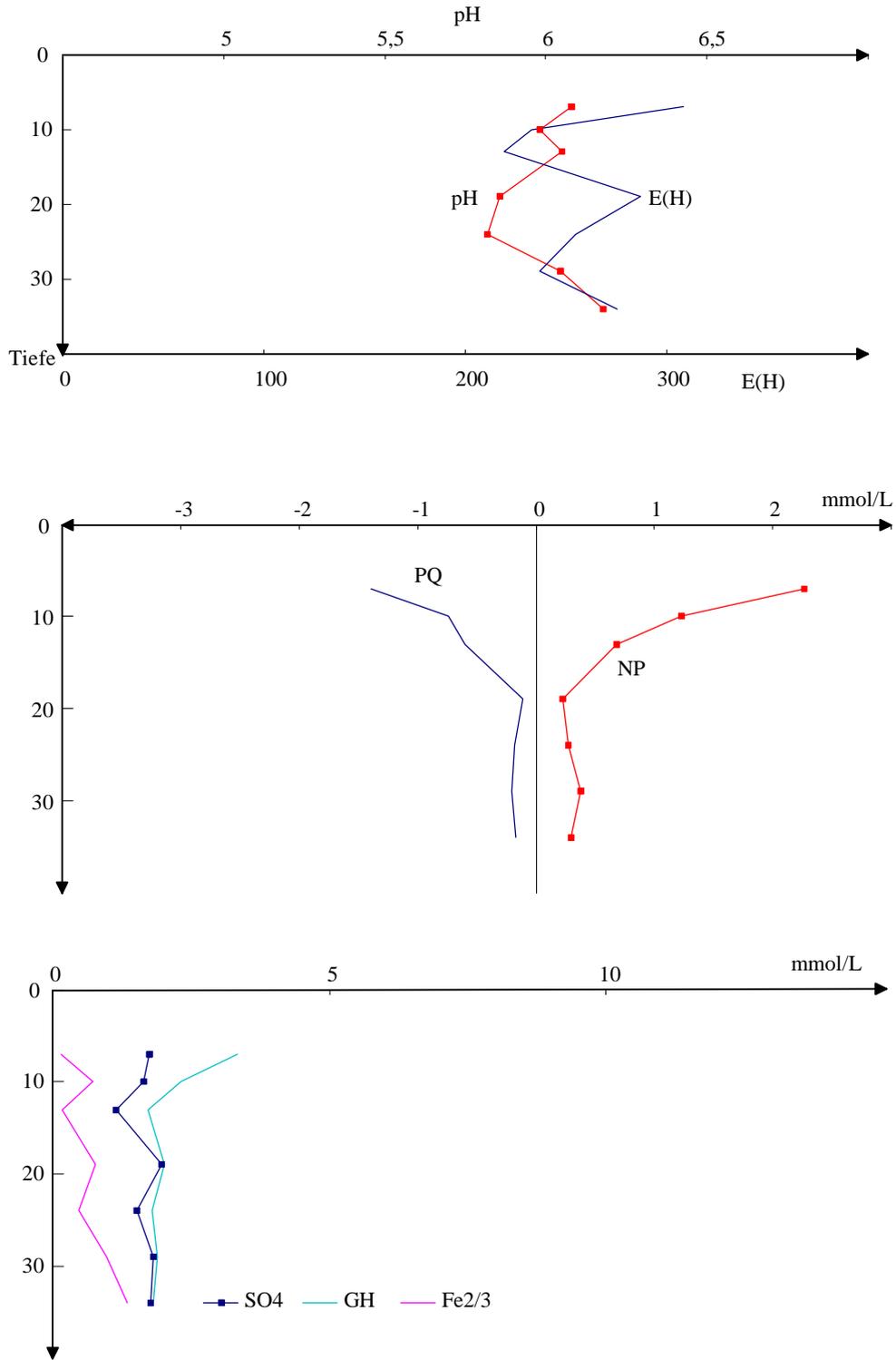


Abb. 5.5-9 Konzentrations-Tiefenprofile am Multilevelpegel B6

5.5.3 Säurebildende und puffernde Eigenschaften

5.5.3.1 Ableitung eines Genesemodells für Kippengrundwasser

Die Grundlagen für die Bewertung der säurebildenden und puffernden Eigenschaften von Grundwässern und Feststoffen wurden bereits in Pkt.5.1.2.3 vorgestellt. Im Ergebnis von Untersuchungen im Kippengebiet Schlabendorf/Seese (BTUC 1999) konnte ein Genesemodell für Kippengrundwässer und Kippensande erarbeitet werden, welches nachfolgend für die Bewertung der Bergbaueinflüsse am Senftenberger See modifiziert wird.

In den Kippen treten hoch mineralisierte aber hydrogencarbonatgepufferte Grundwässer mit extrem negativen Neutralisationspotentialen auf. Diese Wässer müssen aus Pyritverwitterungsprodukten in Wechselwirkung mit anderen verkippten Mineralien im Porenraum entstanden sein (Abb.5.1-1).

- Entsprechend SCHÖPKE (1999) werden drei entscheidende Reaktionsumsätze ([mmol/L]), die zur Bildung von Kippengrundwässern aus ionenarmem Ausgangswasser führen, postuliert.
 - ◆ Pyritverwitterung/Sulfatreduktion **Py**
 - ◆ Calcium/Magnesium-Pufferung **Pu**
 - ◆ Gipslösung/-fällung **Gips**
(erste genannte Reaktionsrichtung ist positiv)
- Alle säurebildenden und puffernden Inhaltsstoffe werden im Neutralisationspotential zusammengefasst, also auch Eisen, Aluminium und Mangan sowie Hydrogencarbonat.
- Verschiedene Pufferungsreaktionen können zur sogenannten Calcium/Magnesium-Pufferung zusammengefasst werden:
 - ◆ Calcium liegt im Überschuss vor. Deshalb kann das bei der Mineralverwitterung und beim Ionenaustausch freigesetzte Magnesium dem Calcium zugerechnet werden. Dadurch kann natürlich deren Summe nicht vollständig als Gips ausgefällt werden. Die Bezeichnung GH wird der Härte- definition entlehnt.
 - ◆ Die Mineralverwitterung, bei der Erdalkali und die hier vernachlässigten Alkaliionen entstehen, verlaufen formal mit der gleichen Stöchiometrie wie der Ionenaustausch und die Carbonatlösung (SCHÖPKE 1999).

$$\begin{aligned} \text{GH} &:= c_{\text{Ca}} + c_{\text{Mg}} \\ \text{SO}_4 &:= c_{\text{SO}_4} \end{aligned} \quad (5.5-1)$$

- ◆ Mit ebenfalls gleicher Reaktionsstöchiometrie gegenüber dem Neutralisationspotential werden Erdalkalicarbonate gelöst.
- ◆ Bei der Lösung/Fällung von Eisen- und Aluminiumhydroxiden oder Siderit bleibt das Neutralisationspotential konstant.

Die Änderung des Konzentrationsvektors, bestehend aus den Komponenten *Neutralisationspotential (NP)*, *Erdalkalikonzentration (GH)* und der *Sulfatkonzentration (SO4)* besteht folgender Zusammenhang mit o.g. Grundreaktionen und Berücksichtigung eines Anfangszustandes:

$$\begin{pmatrix} \text{NP} \\ \text{GH} \\ \text{SO}_4 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} -2 & 2 & 0 \\ 0 & 1 & 1 \\ 1 & 0 & 1 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} \text{Py} \\ \text{Pu} \\ \text{Gips} \end{pmatrix} + \begin{pmatrix} \text{NP}_0 \\ \text{GH}_0 \\ \text{SO}_4_0 \end{pmatrix} \quad (5.5-2)$$

Das Gleichungssystem Gl.5.5-2 ist unterbestimmt, d.h. es können nicht eindeutig aus Konzentrationsangaben die Anteile der einzelnen Reaktionen berechnet werden.

Dividiert man das Gleichungssystem durch die aktuelle Sulfatkonzentration und setzt für die Quotienten den Pufferungsquotienten bzw. die Stöchiometriequotienten ein, ergibt sich Gl.5.5-3:

$$\begin{pmatrix} -\text{PQ} \\ \text{GH}/\text{SO}_4 \\ 1 \end{pmatrix} - \frac{1}{\text{SO}_4} \begin{pmatrix} \text{NP}_0 \\ \text{GH}_0 \\ \text{SO}_4_0 \end{pmatrix} = \frac{1}{\text{SO}_4} \begin{pmatrix} -2 & 2 & 0 \\ 0 & 1 & 1 \\ 1 & 0 & 1 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} \text{Py} \\ \text{Pu} \\ \text{Gips} \end{pmatrix} \quad (5.5-3)$$

Subtrahiert man Zeile 3 von Zeile 2 eliminiert man den Einfluss der Gipslösung/Fällung:

$$\begin{pmatrix} -\text{PQ} \\ \text{GH}/\text{SO}_4 - 1 \end{pmatrix} - \frac{1}{\text{SO}_4} \begin{pmatrix} \text{NP}_0 \\ \text{GH}_0 - \text{SO}_4_0 \end{pmatrix} = \frac{1}{\text{SO}_4} \begin{pmatrix} -2 & 2 \\ -1 & 1 \end{pmatrix} \times \begin{pmatrix} \text{Py} \\ \text{Pu} \end{pmatrix} \quad (5.5-4)$$

Nach Multiplikation mit -2 der entstandenen 2. Zeile und Addition mit der ersten Zeile folgt:

$$-PQ - 2GH/SO_4 + 2 + \frac{-NP_0 + 2GH_0 - 2SO_4_0}{SO_4} = 0 \quad (5.5-5)$$

Die Abhängigkeit des Pufferungsquotienten PQ von den Anfangsparametern ergibt sich nach Umstellen von Gl.5.5-5:

$$PQ = 2 \left(1 - GH/SO_4 \right) + \frac{2GH_0 - 2SO_4_0 - NP}{SO_4} \quad (5.5-6)$$

Postuliert man ionenarmes Initialwasser, zB. Niederschlagswasser, dann müssten sich die diesem Postulat genügenden Grundwässer auf einer Geraden (1.Term in Gl.5.5-6) darstellen lassen. Der Einfluss möglicher Fremdionen nimmt mit zunehmender Sulfatkonzentration ab (2.Term in Gl.5.5-6->0).

$$PQ = 2 \left(1 - GH/SO_4 \right) \quad (5.5-7)$$

In diesem Fall genügen diese Kippengrundwässer und wasserlöslichen Feststoffe der Gl.5.5-7. Diese Abhängigkeit bestätigt sich im Kippengebiet Schlabendorf/Seese weitgehend (HÜTTL et al. 1999).

In Randbereichen von Kippen kann kein ionenfreies Initialwasser mehr vorausgesetzt werden. Die Betrachtung des Pufferungsquotienten und der Bezug auf die Sulfatkonzentration allein ist dann nicht mehr von Vorteil, so dass 5.5-5 durch Multiplikation mit der Sulfatkonzentration umgeformt wird.

$$NP - 2(GH - SO_4) - \left(NP_0 - 2(GH_0 - SO_4_0) \right) = 0 \quad (5.5-8)$$

Unter den Annahmen idealer Entstehung aus ionenfreiem Wasser über die drei genannten Reaktionen wären die Anfangswerte Null. Für die Charakterisierung der Abweichungen von ionenfreiem Initialwasser wird nach Gl.5.5-8 die Größe DNP definiert:

$$DNP = NP_0 - 2(GH_0 - SO_4_0) = NP - 2(GH - SO_4) \quad (5.5-9)$$

In DNP sind zusätzlich auch noch die auf die Wasservolumeneinheit normierten nicht berücksichtigten Nebenreaktionen der Grundwassergenesese zusammengefasst.

Umgestellt kann das Genesemodell auch grafisch nach Gl.5.5-10 überprüft werden.

$$NP = 2(GH - SO_4) + DNP \quad (5.5-10)$$

Wenn jetzt auch noch eine proportionale Abweichung gemessen wird, wie zB.

$$NP = \alpha \cdot 2(GH - SO_4) + \beta \quad (5.5-11)$$

dann gilt:

$$DNP = (1 - \alpha) \cdot 2(GH - SO_4) + \beta \quad (5.5-12)$$

In dem Term (GH-SO₄) ist die Differenz zwischen Pufferungs- und Pyritumsatz enthalten. Interpretiert werden kann dieses Verhalten nur insofern, dass Calcitpufferung und andere Pufferungsmechanismen in gleichen Verhältnissen abgelaufen sind.

Für die Darstellung nach Gl.5.5-7 folgt:

$$PQ = \alpha \cdot 2 \left(1 - GH/SO_4 \right) + \frac{\beta}{SO_4} \quad (5.5-13)$$

5.5.3.2 Pufferungsverhalten des südlichen Grundwasserzustromes

Die Analysendaten der südlich zuströmenden Grundwässer wurden entsprechend Pkt.5.1.2.3 ausgewertet und Abb.5.1-2 entsprechend das Neutralisationspotential gegen die jeweilige Sulfatkonzentration dargestellt. Bei der Erkundung Brieske (HGN 1986) wurden Proben des oberen und des tieferliegenden Grundwassers entnommen. Die Oberpegel - als "o" in den Abb.5.5-10 und 5.5-11 gekennzeichnet - erfassten Grundwasser bis in etwa 10 m unter Geländeniveau und die Unterpegel ("u") er-

fassten das Grundwasser tieferer Bereiche. Das nach Pkt.5.3.2 aus dem anströmenden Grundwasser gebildete Wasser des Südsees wurde mit einbezogen.

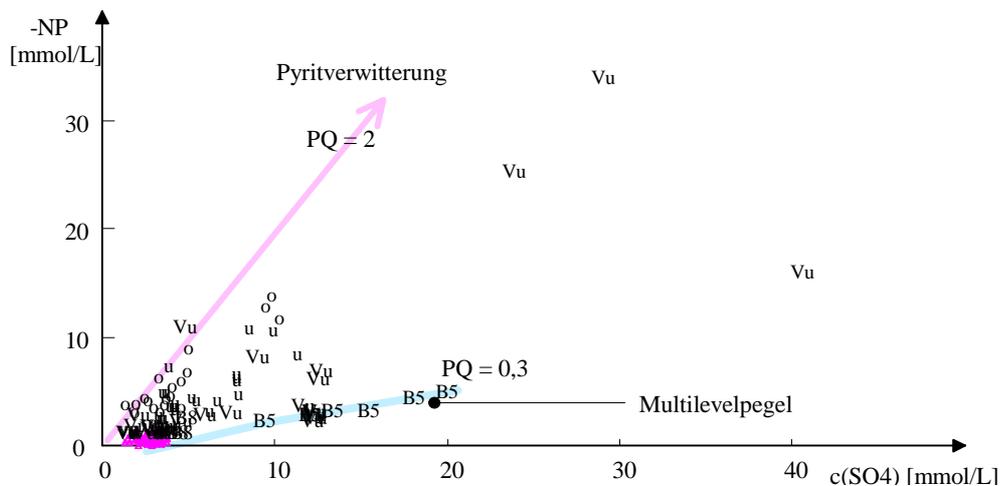


Abb. 5.5-10 Neutralisationspotential in Abhängigkeit von der Sulfatkonzentration südlicher Wässer (o, u = Ober- bzw. Unterpegel der Erkundung Brieske, Vu = Erkundung Vulpius (1994), B 5, B 8 = Multilevelpegel, Südsee = Punkte, Stöchiometrieverhältnis der Pyritverwitterung = Pfeil)

Die extrem säurebelasteten Wässer wurden im südlichen Altbergbaugebiet (Vu) gefunden. Auch das obere Grundwasser der Erkundung Brieske (HGN 1986) war noch vergleichsweise stark mit Säure belastet. Abb.5.5-11 zeigt einen Ausschnitt für niedrigere Konzentrationen.

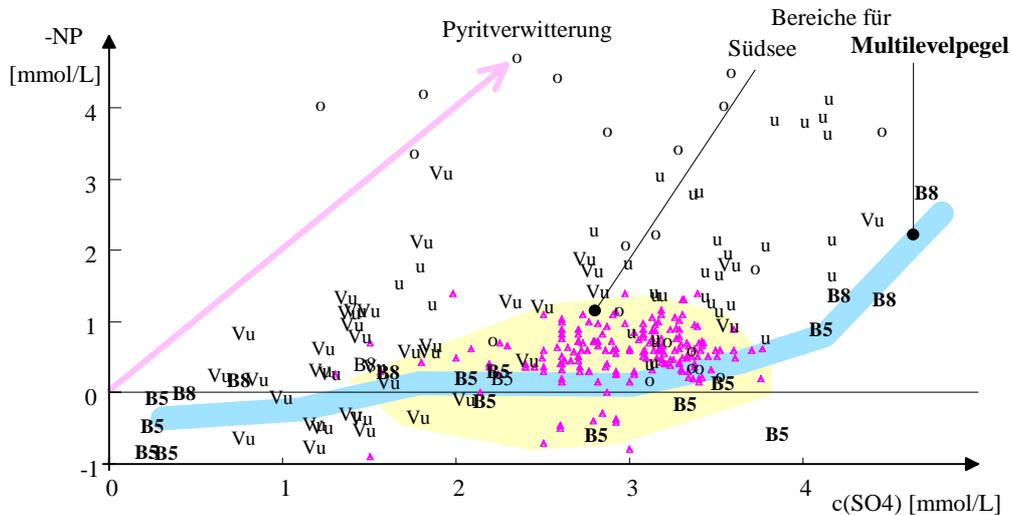


Abb. 5.5-11 Neutralisationspotential in Abhängigkeit von der Sulfatkonzentration südlicher Wässer (Ausschnitt für niedrigere Konzentrationsbereiche, Legende wie Abb.5.5-10)

Das Wasser des Südsees ist im Vergleich zu den Kippenwässern relativ schwach sauer. Die im aktuellen südlichen Anstrom gemessenen Wässer können theoretisch durch Mischung in die Südsee-wasserbeschaffenheit überführt werden.

Die im ferneren südlichen Anstrom (Vu, VULPIUS 1994) und 1985/86 im Südanstrom (HGN 1986) gemessenen überwiegend sauren Wässer weisen im Verhältnis zur Sulfakonzentration negativere Neutralisationspotentiale auf als die aktuell an den Multilevelpegeln und im Südsee vorgefundenen Daten.

5.5.4 Mineralsättigungsgleichgewichte in den Grundwässern

Die Sättigungszustände der an den Multilevelpegeln gemessenen Grundwässer mit Mineralien wurden mit dem geochemischen Berechnungsmodell PhreeqC überprüft. Dabei mussten aber sich aus Analysenungenauigkeiten ergebende widersprüchliche Berechnungsergebnisse beachtet werden. Entsprechend der Untersuchungen nach SCHÖPKE (1999) sind in hydrogencarbonatgepufferten Kippengrundwässern vor allem die Löslichkeitsgleichgewichte von

- ◆ Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)
- ◆ Siderit (FeCO_3)
- ◆ Eisenoxidhydraten (Modifikationen verschiedener Löslichkeit ab amorphem $\text{Fe}(\text{OH})_3$)
- ◆ Aluminiumoxidhydraten (Modifikationen verschiedener Löslichkeit ab amorphem $\text{Al}(\text{OH})_3$)
- ◆ sauren Aluminiumhydroxosulfaten, speziell Jurbanit und
- ◆ Calcit (CaCO_3)

zu beachten.

Auf Grund der niedrigen Konzentrationen waren widersprüchliche Analysenergebnisse zu bewerten. Der gelöste anorganische Kohlenstoff (DIC) stimmte mit dem aus den $K_{s4,3}$ -Werten berechneten nicht überein. Der gemessene DIC wurde mit der angewandten Probenbehandlung (Filtration, Einfrieren, Messung nach 1..5 Tagen) durch Ausgasen der Kohlensäure eher zu niedrig bestimmt. Unter Verwendung der Säurekapazität und des pH-Wertes, die vor Ort oder sofort nach Probeneingang bestimmt wurden, ließ sich der als gelöstes Gas vorliegende Anteil des anorganischen Kohlenstoffes (CO_2) alternativ berechnen.

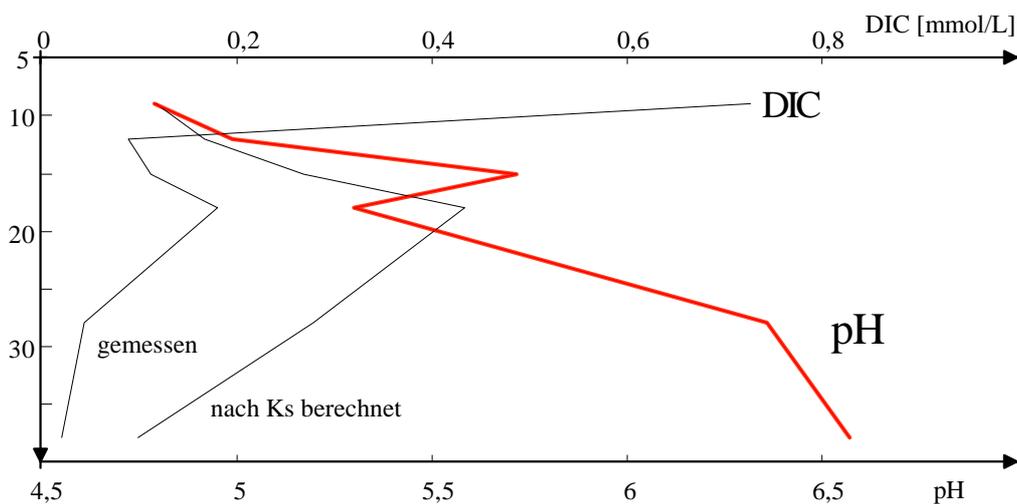


Abb. 5.5-13 Tiefenprofil des anorganischen Kohlenstoffes am B5 (Mittel der vorliegenden Messwerte) und berechnete Konzentration

Die Messwerte des DIC lagen unter 10 mg/l und stimmen unter Beachtung des niedrigen Messbereiches noch gut mit den berechneten Daten überein. Die größte Abweichung trat auch bei niedrigen pH-Werten auf. Die Sättigungsindices von Carbonaten wurden für beide DIC-Konzentrationen berechnet.

Alle untersuchten Grundwässer waren stark kalkaggressiv. Die Sättigungsindices für Siderit zeigt Abb.5.5-14. Dabei wurden die Spannen der unter den diskutierten Voraussetzungen berechneten Sättigungsindices dargestellt.

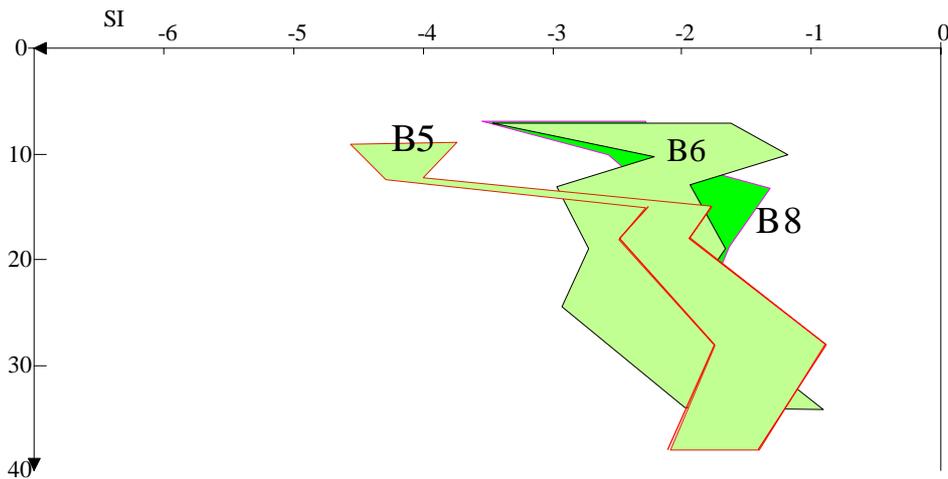


Abb. 5.5-14 Tiefenprofile der Sättigungsindizes von Siderit in den berechneten Bereichen

Im Gegensatz zu den häufig (scheinbar) sideritübersättigten Kippengrundwässern, die in Schlabendorf-Nord gefunden worden sind, wird die Eisenkonzentration dieser Grundwässer nicht durch die Löslichkeit von Siderit begrenzt.

Die Grundwässer sind auch nicht gipsgesättigt (Abb.5.5-15).

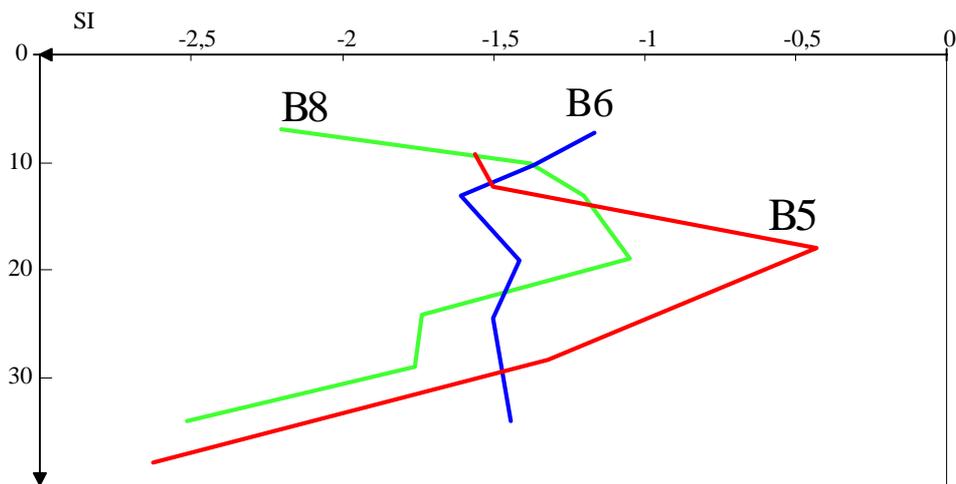


Abb. 5.5-15 Tiefenprofile der Sättigungsindizes von Gips

Allerdings fällt das bergbaubeeinflusste Wasser in B5 und B8 durch maximale Sättigungsindizes auf. Wahrscheinlich waren die entsprechenden Ausgangswässer gipsgesättigt und wurden auf dem Fließweg zunehmend verdünnt.

Aber auch das gelöste Aluminium kann im Grundwasserleiter mit Festphasen korrespondieren. Am Multilevelpegel B5 ist das obere Grundwasser leicht jurbanitübersättigt und das tiefere Grundwasser des tertiären GWL neigt eher zum Gleichgewicht mit Aluminiumhydroxid. Da es aber eine Reihe unterschiedlich lösliche Aluminiumoxidhydratmodifikationen gibt, lässt sich die im chemische Gleichgewicht mit dem gelösten Aluminium stehende Phase nicht aus den Wasseranalysen identifizieren.

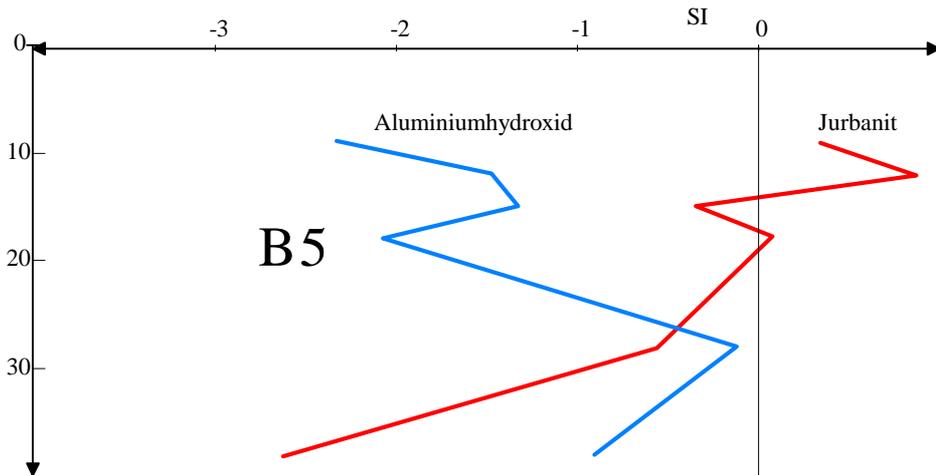


Abb. 5.5-16 Tiefenprofile der Sättigungsindices am B5 von Jurbanit und amorphem Aluminiumhydroxid

Der pH-abhängige Wechsel zwischen Jurbanit- und Hydroxidlimitation der Aluminiumkonzentration wurde bereits in Sickerwässern von Kippenmaterialien (SCHÖPKE 1999 und HÜTTL et al. 1999-TP4) beschrieben. Einen nennenswerten Einfluss auf die Säurefracht des Grundwassers hat das Aluminium jedoch nicht. (Abb.5.5-2 und 5.5-8) Im Grundwasser von B6 und B8 spielte Aluminium keine Rolle. Die Konzentration des Eisen(III) liegt im hydrogencarbonatgepufferten Grundwasser unter der Nachweisgrenze und bestimmt dennoch über das Redoxgleichgewicht mit dem Eisen(II) das Redoxpotential. Bei der Überprüfung der Wasseranalysen wurden immer wieder z.T. erhebliche Übersättigungen bezüglich Eisenoxidhydraten berechnet, die aus unsicheren Eisen(III)-Angaben oder Redoxpotentialen resultierten. Legt man die Eisen(III)konzentration über das Löslichkeitsgleichgewicht des amorphen Eisenhydroxids fest, errechnen sich daraus korrigierte Redoxpotentiale. Diese Gleichgewichtseinstellung liegt wahrscheinlich im Grundwasserleiter vor. Die auf diese Weise korrigierten pE lagen bis zu 2 Einheiten (100 mV) niedriger als gemessen.

Die für Kippengrundwässer in den Kippen Schlabendorf und Seese eingestellten typischen Mineralsättigungsgleichgewichte für Gips und Siderit (häufig übersättigt) konnten in den südlich anströmenden Grundwässern nicht gefunden werden. Die Genese der potentiell sauren Grundwässer über Pyritverwitterung ist aber noch deutlich zu erkennen.

5.6 Hydrochemische Eigenschaften der die Grundwasserleiter aufbauenden Lockergesteine

5.6.1 Wasserlöslicher Stoff- und Säurebestand der untersuchten Lockergesteine

5.6.1.1 Einsatz der REV-Fluidzirkulationsanlage zur kontinuierlichen Elution

Beim REV-Fluidzirkulationstest wird eine verhältnismäßig geringe Menge der Fluidphase (Wasser) im Kreislauf durch ein repräsentatives Elementarvolumen der Boden- oder Sedimentprobe geleitet. Die Strömungsverhältnisse sowie die Temperatur können den Bedingungen im GWL weitgehend angepasst werden.

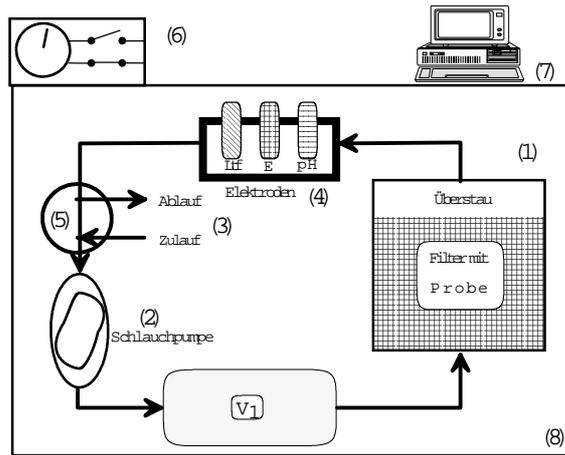


Abb. 5.6-1 Schema der REV-Fluidzirkulationsanlage
 Bodenprobenbehälter (1), Schlauchpumpe (2), Flaschen für Lösungsproben (3), Messkomplex zur Bestimmung von pH, Redoxpotential und Leitfähigkeit (4), Magnetventile (5) und Zeitschalter (6) für einen halbautomatischen Wechsel der im Kreislauf befindlichen Lösung, Computer (7) zur Datenerfassung in Zeitabständen ab 1 Minute

Mit der Schlauchpumpe wird ein schwach pulsierender Kreislaufstrom Q_R eingestellt. Die über Zeitschalter betriebenen Magnetventile erlauben eine Umleitung des Förderstromes der Schlauchpumpe über Ein- und Ausgang. Dadurch ergeben sich zwei grundsätzliche Betriebszustände, der *Kreislauf* und der *Durchlauf*. Es herrscht der Betriebszustand *Teildurchlauf*, wenn zwischen beiden Zuständen in regelmäßigen Zeitabständen umgeschaltet wird und dabei vor dem Probengefäß sich das im Kreislauf befindliche Wasser mit dem ausgetauschten Anteil vermischt. Ein Teildurchlauf von 5 % wird z. B. durch ein Regime 95 s Kreislauf und 5 s Durchlauf realisiert. Die reaktionstechnischen Möglichkeiten dieser Versuchsanordnung beschreiben SCHÖPKE 1999 und PREUB 1999.

Die entwickelte kontinuierliche Elution von Kippsandproben erlaubt die quantitative Bestimmung der wasserlöslichen Bestandteile. Mit parallel durchgeführten klassischen Batch-Versuchen kann kein definierter Gehalt an wasserlöslichen Stoffen angegeben werden (Pkt.5.6.4). Bei der kontinuierlichen Extraktion wird das optimale Wasser-Feststoff-Verhältnis über die gleichzeitige Messung der Lösungskinetik bestimmt. Abb.5.6-2 zeigt den Ablauf des Versuches BM001 mit Sand aus der Böschung der Innenkippe (Probe Fass1).

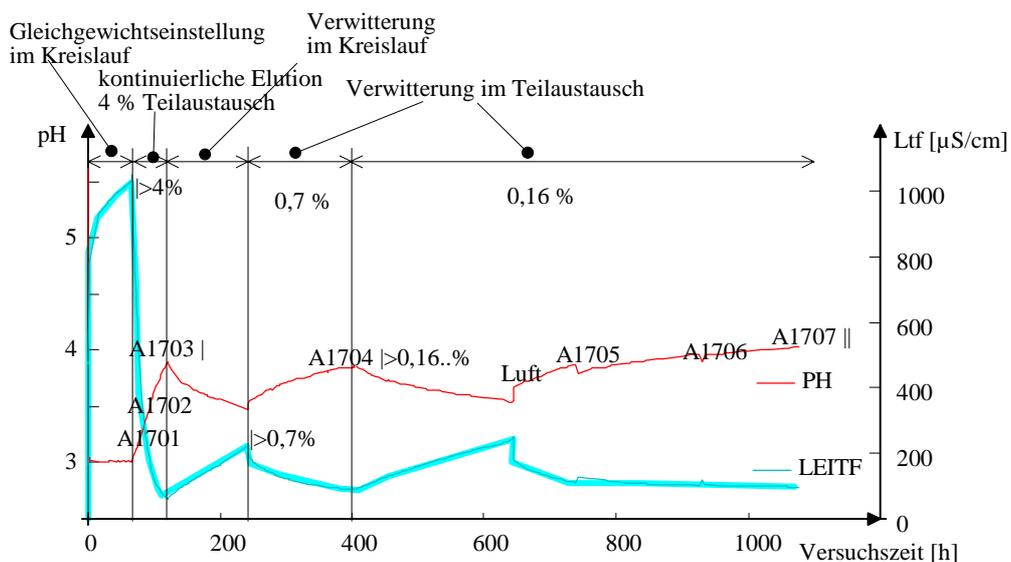


Abb. 5.6-2 Versuchsablauf BM001 mit Material der Innenkippe Niemtsch

Zunächst wurde ein Phasengleichgewicht mit dem zugegebenen deionisierten Wasser angenähert. Danach erfolgte die kontinuierliche Elution wasserlöslicher Stoffe mit einem Teilaustausch von 4 %, bis die elektrische Leitfähigkeit unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ absank. Während der anschließenden Kreislaufphase stieg die Leitfähigkeit etwa linear bezüglich der Zeit an. Die langsame Freisetzung von Salzen aus dem Kippsand wird zu einem Teil Verwitterungsreaktionen zugeschrieben. Spätere Analysen zeigten, dass die im Kreislauf befindlichen Silber/Silberchloridreferenzelektroden Kaliumchlorid in das Kreislaufwasser abgeben. Freigesetzte Kalium- und Chloridionen können deshalb nicht eindeutig Verwitterungsprozessen zugeschrieben werden und müssen, wie in diesem Beispiel, bei der Auswertung entsprechend berücksichtigt werden.

Der langsame Anstieg der Elektrolytkonzentration sollte bei einem sehr kleinen Teildurchlauf während des sich einstellenden stationären Zustandes beobachtet werden. Der zunächst eingesetzte Teildurchlauf von 0,7 % war dafür noch zu hoch, und der anschließend eingestellte Teildurchlauf von ca. 0,16 % konnte nicht störungsfrei über längere Zeit beibehalten werden. Damit erklärt sich der Anstieg der Leitfähigkeit während dieser Phase.

5.6.1.2 Untersuchung des Säure-Base-Verhaltens

Zur Untersuchung des Säure-Base-Verhaltens von Kippensanden wurde auch die REV-Fluidzirkulationsanlage eingesetzt, indem die Proben mit verdünnter Natronlauge eluiert wurden. Mit dem Ablaufwasser wird zusätzlich (auch bei der Elution mit deionisiertem Wasser) Neutralisationspotential abgeführt, welches nach Gl.5.6-1 berücksichtigt wird. Der pH-Wert wird in Abhängigkeit vom kumulierten ΔNP als Titrationskurve dargestellt.

$$\Delta\text{NP} = \left(\text{NP}(\text{Zulauf}) - \text{NP}(\text{Ablauf}) \right) \frac{\Delta V}{m_{\text{Pr}}} \quad (5.6-1)$$

Für das Neutralisationspotential des Zulaufes wird dabei die Hydroxylionenkonzentration des Zulaufwassers eingesetzt. Über den Bilanzparameter ΔNP lassen sich die mit unterschiedlichen Methoden, einschließlich der Elutionen mit deionisiertem Wasser ermittelten Titrationskurven vergleichen. Mit der *Schnelltitation* nach SCHÖPKE (1999) werden die augenblicklich ablaufenden Säure-Basereaktionen in einer Probe erfasst. Die konstruierte *Schnelltitrationskurve* hat weitgehend orientierenden Charakter und ist deshalb wenig reproduzierbar. Die mit diesen beiden Methoden ermittelten Titrationskurven sind in Abb.5.6-3 zusammen dargestellt.

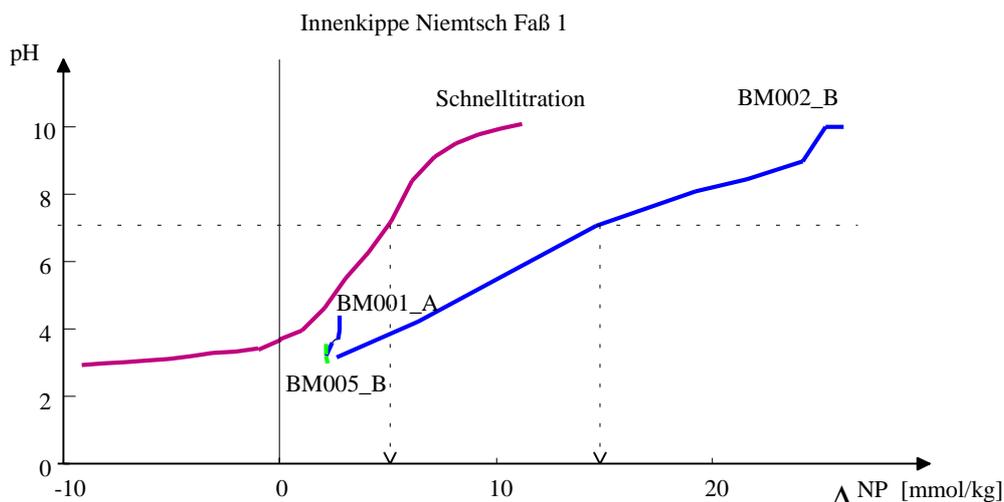


Abb. 5.6-3 pH-Änderung durch Austrag bzw. Kompensation von Neutralisationspotential des Materials Fass 1 (Inselböschung)

Die Reaktion mit Natronlauge verlief auch im Fluidzirkulationsversuch nicht in Gleichgewichtsnähe, wie die pH-Senkung nach Beendigung der Natronlaugezufuhr durch Umstellen in den Kreislaufbetrieb zeigte.

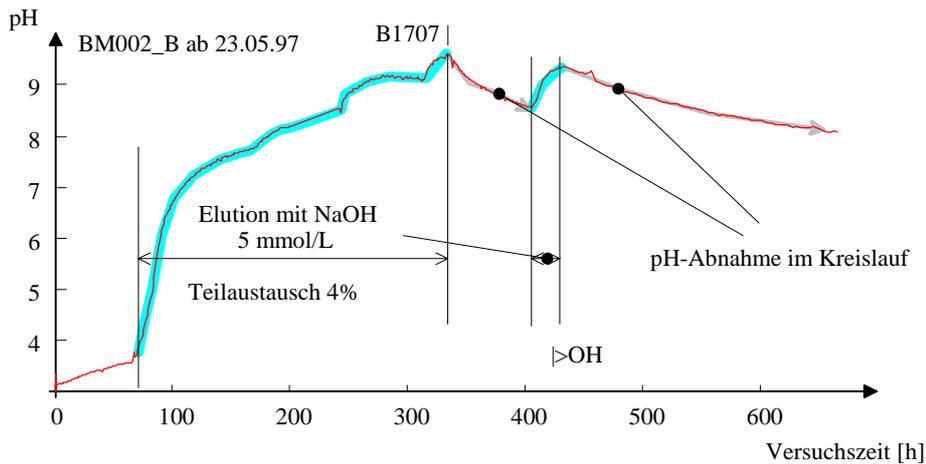


Abb. 5.6-4 Verlauf der Natronlaugeelution im Versuch BM002

Mit der untersuchten Titration konnten die Säurefunktionen in Kippensanden nicht reproduzierbar bestimmt werden. Für die Einschätzung des Säurepotentials dieser Materialien unter natürlichen Bedingungen ohne Basenzufuhr brauchte diese Methodik nicht weiterentwickelt werden.

5.6.1.3 Ergebnisse der kontinuierlichen Elutionen

Alle eingesetzten Materialien aus dem ungesättigten Bereich der Innenkippe und den gewachsenen Grundwasserleitern enthielten entsprechend Tab.5.6-1 nur geringe Mengen wasserlöslicher Stoffe. Die am Anfang entnommenen Proben standen mit keiner wasserlöslichen Festphase des untersuchten Sandes in einem Sättigungsgleichgewicht.

Die an den untersuchten Stoffen gebundenen Säuremengen waren im Verhältnis zu frischen Kippensedimenten anderer Standorte sehr niedrig. Für den wasserlöslichen Stoffbestand der Sedimente kann unter Voraussetzung der Säurebildung über Pyritverwitterung ebenfalls die Pufferung als Pufferungsquotient bestimmt werden, der ebenfalls relativ niedrig war.

Die in den Versuchen außerdem bestimmte Stoffübergangskinetik wird deshalb nicht diskutiert.

Tab. 5.6-1 Zusammensetzung der eluierten wasserlöslichen Stoffe

Beschreibung	Tiefe [m]	Versuch	z	GH	Ca	SO ₄	NP	PQ
			l/kg	mmol/kg				
Materialien der Innenkippe (ungesättigt)								
Uferböschung (Fass 1) ...mit Verwitterung	0,2.. 0,7	BM001	2,59	1,11	1,01	2,00	-1,06	0,53
			5,43	1,26	1,15	2,20	-1,44	0,65
Uferböschung (Fass 2) ...mit Verwitterung	0,2.. 0,7	BM003	3,68	0,77	0,67	1,70	-2,63	1,55
			7,48	1,34	1,22	1,80	-3,41	1,89
Uferböschung (Fass 1)		BM005	1,78	1,31	1,28	3,70	-1,58	0,43
Uferböschung (Fass 2)		BM006	1,88	0,46	0,41	1,40	-0,47	0,34
B1 2,25...3,75m ...mit Verwitterung	3,0	BM011	3,05	1,42	1,26	3,50	-2,31	0,66
			3,37	1,59	1,41	3,60	-2,36	0,66
Innenkippe Niemtsch, B1 2,25...3,75m	3,0	BM012	0,95	0,58	0,49	1,40	-0,84	0,60
mittlerer wasserlöslicher Stoffbestand					0,5..1,5	1,5...3,5	-0,5...-3	0,6

Materialien aus dem südlichen gewachsenen Grundwasserleiter (gesättigt)								
Multilevelpegelbohrung B5	4,1	BM021	1,14	0,66	0,41	0,40	-0,04	0,10
	14,1	BM022	0,81	0,19	0,14	0,20	-0,02	0,10
	21,1	BM023	2,52	0,39	0,32	0,70	0,09	
			2,70	0,52	0,42			
	36,1	BM024	4,10	2,22	1,68	1,70	-0,01	

wasserlöslicher Stoffbestand von Kippensedimenten (Schöpke 1999)	80...150		150...350	-30...-400	1..2
---	-----------------	--	------------------	-------------------	-------------

5.6.2 Ergebnisse der Orientierungsbatchversuche

Für die Erstbewertung und Auswahl von Feststoffproben wurde von SCHÖPKE (1999) in Anlehnung an die Methode DIN 38 414-S4 der *Orientierungsbatchversuch* konzipiert, bei dem nach 2-stündigem Schütteln im Phasenverhältnis $z = 10$ die Eluatkonzentration über die elektrische Leitfähigkeit und den pH-Wert bestimmt werden.

Die Ergebnisse von Orientierungsbatchversuchen liegen von jeder entnommenen Feststoffprobe vor und können mit den Ergebnissen der kontinuierlichen Elutionen verglichen werden.

Ein quantifizierbarer Zusammenhang zwischen den eluierten Neutralisationspotentialen und den Ergebnissen der Orientierungsbatchversuche ließ sich nicht finden. Allerdings konnten folgende Tendenzen erkannt werden:

- ◆ Materialien aus den ungesättigten Bereichen enthielten mehr Säure als diejenigen aus den gesättigten GWL
- ◆ ungesättigt gilt annähernd: NP = -0,5...-4 mmol/kg
- ◆ Alle untersuchten gesättigten Grundwasserleiter enthielten kaum noch wasserlösliche Stoffe.

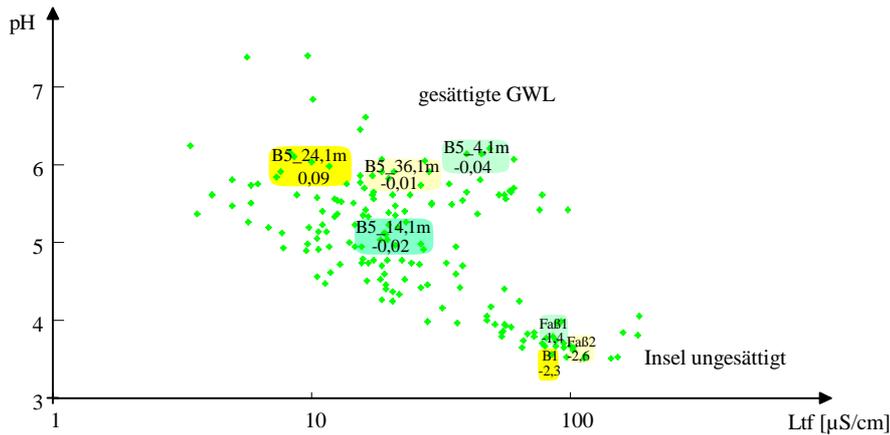


Abb. 5.6-5 Vergleich des kontinuierlich eluierten Neutralisationspotentials (als Zahl angegeben) mit den Ergebnissen des Orientierungsbatchversuches

Zwischen den pH-Werten des Orientierungsbatchversuches und den mittleren Grundwasser-pH-Werten besteht der in Abb.5.6-6 dargestellte Zusammenhang.

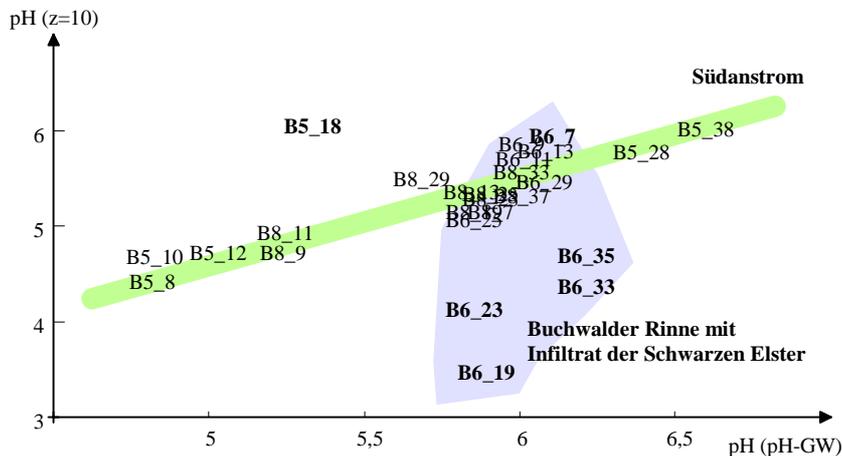


Abb. 5.6-6 Zusammenhang zwischen den pH-Werten im Orientierungsbatchversuch und dem Grundwasser

Die pH-Werte des Orientierungsbatchversuches mit dem entnommenen Material aus dem Südanstrom sind meist um 0,5 Einheiten niedriger als die später im Grundwasser gemessenen. Das Grundwasser (Infiltrat der Schwarzen Elster) am B6 ist stärker hydrogencarbonatgepuffert als das im Südanstrom. Daraus folgen die relativ stabilen Grundwasser-pH-Werte gegenüber denen des Orientierungsbatchversuches.

Ordnet man dem Porenwasser der Feststoffproben die elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers zu, dann lässt sich aus dem Wassergehalt der Verdünnungseffekt des Orientierungsbatchversuches abschätzen. Die Differenz zur tatsächlich gemessenen Leitfähigkeit entspricht dann den zusätzlich aus dem Feststoff freigesetzten Salzen. Abb.5.6-7 zeigt die entsprechenden Tiefenprofile.

Durch die Orientierungsbatchversuche lassen sich saure oder ionogene wasserlösliche Bestandteile am Kippensand qualitativ bestimmen. Neben einer Schnellsichtung größerer Probenumfänge kann aber nicht auf die Beschaffenheit des Grundwassers geschlossen werden.

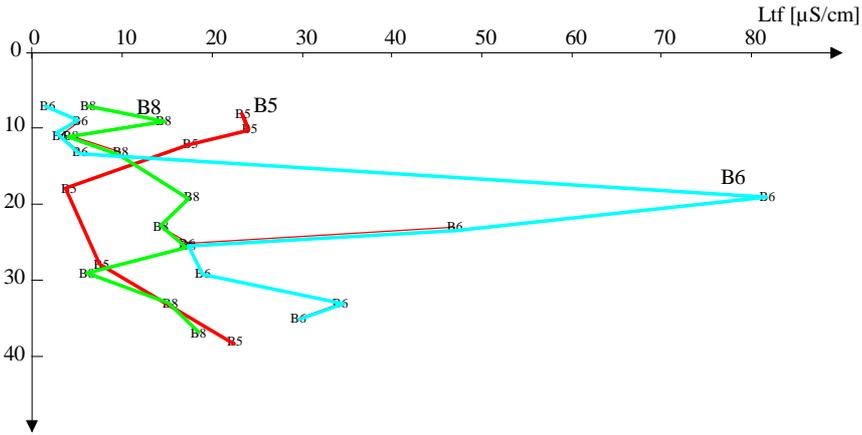


Abb. 5.6-7 Aus den Feststoffproben abgegebene elektrische Leitfähigkeit im Orientierungsbatchversuch, d.h. die Messwerte wurden um den Leitfähigkeitsanteil der Probenfeuchte (als Grundwasser-Ltf) korrigiert

5.6.3 Schwefelgehalt und organischer Kohlenstoff in den Feststoffproben

Da die Messwerte für Schwefel- und Kohlenstoffgehalte innerhalb mehrerer Größenordnungen schwankten, wurden diese in Abb.5.6-8 logarithmisch gegeneinander aufgetragen und zum Vergleich mit Daten (BTUC 1999) aus der Kippe Seese-Ost (S) ergänzt.

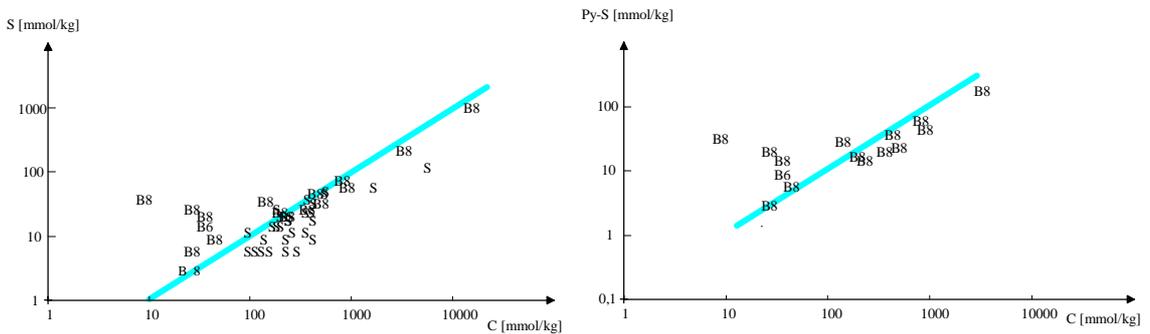


Abb. 5.6-8 Vergleich von Gesamt- und Pyritschwefel und Kohlenstoffgehalt der Proben aus den Multilevelpegelbohrungen (B5, B6, B8) und von Kippensanden aus Seese-Ost (S) nach BTUC (1999)

Es besteht nur ein allgemeiner Zusammenhang zwischen den Kohlenstoffgehalten und den Schwefelgehalten, der nicht weiter in Berechnungen berücksichtigt werden konnte.

5.6.4 Einfluss von Ionenaustausch und Sorptionsprozessen

5.6.4.1 Grundlagen der Stufenbatchversuche

Im Kontakt eines die Grundwasserleiter aufbauenden Lockergesteins mit Wasser bestimmen die sich ausbildenden komplexen Phasengleichgewichte die Konzentration gelöster Stoffe in der wässrigen Phase. Über die Untersuchung dieser Phasengleichgewichte bei verschiedenen Phasenverhältnissen z lassen sich deren Gesetzmäßigkeiten teilweise aufklären. Bei *vollständigem Übergang wasserlöslicher Stoffe in das Eluat* gilt analog DIN 38 414-S4 die Massenäquivalenz:

$$w \cdot m_{Pr} = c \cdot V \tag{5.6-2}$$

mit

m_{Pr}	= Masse der eingesetzten Feststoffprobe	[kg]
V	= Volumen Elutionsmittel (Wasser)	[l]
z	= $\frac{V \cdot \rho_w}{m_{Pr}}$ Phasenverhältnis	[1]
w	= Gehalt löslicher Stoffe in der Feststoffprobe	$\left[\frac{\text{mg}}{\text{kg}}, \frac{\text{mmol}}{\text{kg}} \right]$
c	= Konzentration im Eluat	$\left[\frac{\text{mg}}{\text{l}}, \frac{\text{mmol}}{\text{l}} \right]$
c_s	= Sättigungskonzentration im Elutionsmittel	$\left[\frac{\text{mg}}{\text{l}}, \frac{\text{mmol}}{\text{l}} \right]$

wobei Gl.5.6-2 für jeden beliebigen löslichen Stoff oder die elektrische Leitfähigkeit als Summenparameter gilt. Die Beziehung zwischen der Eluatkonzentration c und dem Phasenverhältnis z ergibt sich durch Umstellen und Einsetzen der Definition von z aus Gl. 5.6-2.

$$\lg c = \lg w + \lg \rho_w - \lg z \quad (5.6-3)$$

Gl.5.6-3 beschreibt die Verdünnung des einmal gelösten Stoffes unter der Voraussetzung eines Lösungsmittelüberschusses. Abb.5.6-9 zeigt die ideale Beziehung zwischen Eluatkonzentration und dem eingesetzten Phasenverhältnis z , wobei die Löslichkeitsgrenze (Sättigungskonzentration) des eluierten Stoffes im Eluat mit berücksichtigt werden muß.

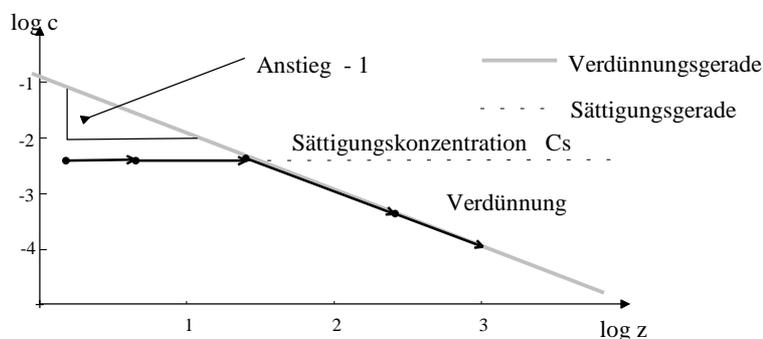


Abb. 5.6-9 Beziehung zwischen Eluatkonzentration und Phasenverhältnis nach Gl.5.6-4

Die Eluatkonzentration ist entweder gleich der Sättigungskonzentration c_s oder verläuft entlang der Verdünnungsgeraden in Abb.5.6-9. Diese Beziehung beschreibt Gl.5.6-4:

$$\lg c = \min \left\{ \begin{array}{l} \lg c_s \\ A - B \lg z \end{array} \right\} \quad \begin{array}{l} \text{Sättigungsgerade} \\ \text{Verdünnungsgerade} \end{array} \quad (5.6-4)$$

Nach Gl.5.6-2 und unter Berücksichtigung von Gl.5.6-3 gilt für die Koeffizienten A und B:

$$\begin{aligned} A &= \lg w + \lg \rho_w \\ B &= 1 \end{aligned} \quad (5.6-5)$$

Bei der Elution von Kippensanden mit Einstellung komplexer Phasengleichgewichte ist die Voraussetzung der vollständigen Lösung aller wasserlöslichen Stoffe oberhalb eines kritischen Phasenverhältnisses nicht mehr gegeben.

Die Abweichung der Gleichgewichtskonzentration in den 4-Stufen-Batch-Versuchen von der theoretischen Geraden nach Gl.5.6-4 wird auf das zusätzliche Wirken von Adsorptionsvorgängen zurückgeführt. Die Bestimmung des Parameters B_x lässt Vermutungen zum Einfluss von Nebeneffekten auf das Phasengleichgewicht eines Ions X mit dem Kippensand zu:

- ♦ $B_x = 1$ keine zusätzlichen Wechselwirkungen
- ♦ $B_x \neq 1$ zusätzliche Wechselwirkungen wahrscheinlich

Bei einer Reihe von Proben wurden auch der *Orientierungsbatchversuch* und der *4-Stufen-Batch-Versuch* parallel durchgeführt.

5.6.4.2 Ergebnisse der 4-Stufenbatchversuche mit Materialien aus den untersuchten Grundwasserleitern

Die in Abb.5.6-10 als Kurvenscharen zusammengestellten Versuche bestätigen, dass die meisten Materialien relativ wenig wasserlösliche Ionen abgeben konnten und darüber hinaus nur schwach sauer reagierten. Allerdings zeigten einige Materialien gegenüber den sofort durchgeführten Orientierungsbatchversuchen bereits Versauerungserscheinungen.

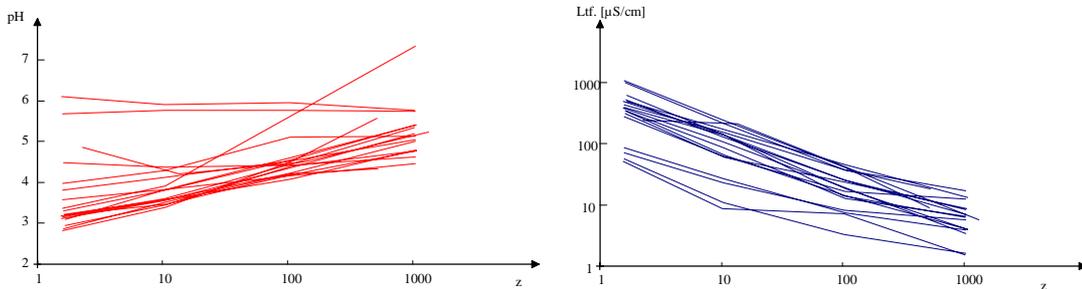


Abb. 5.6-10 Kurvenscharen der mit Grundwasserleitern durchgeführten 4-Stufenbatchversuche

Bei den sehr niedrigen Gehalten wasserlöslicher Stoffe in den untersuchten Materialien ließen sich keine quantitativen Beziehungen zwischen den Batch-Versuchen und den kontinuierlich eluierten Parametern ermitteln. Es wurden teilweise große Abweichungen von der Idealvorstellung nach Gl.5.6-5, bzw. Abb.5.6-9 ($B < 1$) gefunden. Das heißt, dass zusätzliche Wechselwirkungen der Ionen mit dem Feststoff über Ionenaustausch- und Sorptionsprozesse die Lösungskonzentration bestimmen.

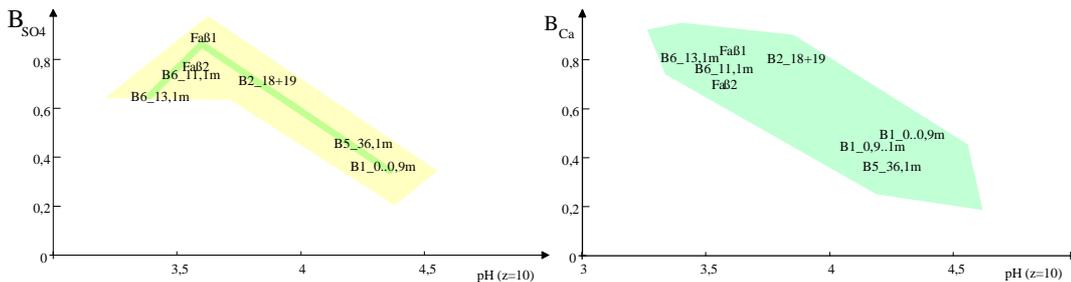


Abb. 5.6-11 Abhängigkeit des Parameters B vom Lösungs-pH ($z=10$) für Sulfat und Calcium

Abb.5.6-12 zeigt die Abhängigkeit des Parameters B vom Lösungs-pH ($z=10$). Bezüglich des Kations Ca^{++} sinkt dieser mit steigendem pH-Wert, was auf zunehmenden Kationenaustausch hinweist. Daraus folgt, dass die Oberflächengruppen im Bereich $pH=3,5..4$ von neutralen Säuregruppen (-OH) in Anionengruppen (-O⁻) dissoziieren. Auch die Sulfatsorption nimmt mit steigendem pH zu. Um $pH = 3,6$ wird Sulfat nicht adsorbiert ($B=1$). Bei niedrigeren pH-Werten scheint durch protonierte Oberflächengruppen die Sulfatsorption wieder zuzunehmen.

Von den aus dem ungesättigten Inselgrundwasserleiter (B1) entnommenen Proben wurden Tiefenprofile für die Parameter A_{Lf} und B_{Lf} in Abb.5.6-12 konstruiert.

Es ist eine Zunahme der wasserlöslichen Stoffe mit der Tiefe ist an den Parametern A zu erkennen. Die gleiche Aussage ergeben die Orientierungsbatchversuche. Der wasserlösliche Stoffbestand des Materials zwischen 2,25 und 3,75 m u.G. wurde mit dem Fluidzirkulationsversuch BM011 (s.Tab.5.6-1, 3,5 mmol/kg SO_4) bestimmt. Der niedrige Wert des Parameters B weist auf überwiegend sorptive Bindung dieser wasserlöslichen Stoffe an der Feststoffmatrix hin. In Pkt.5.6.5 wird ein Modellansatz entwickelt, mit dem sich die sorptiven Wechselwirkungen über den 4-Stufenbatchversuch quantifizieren lassen.

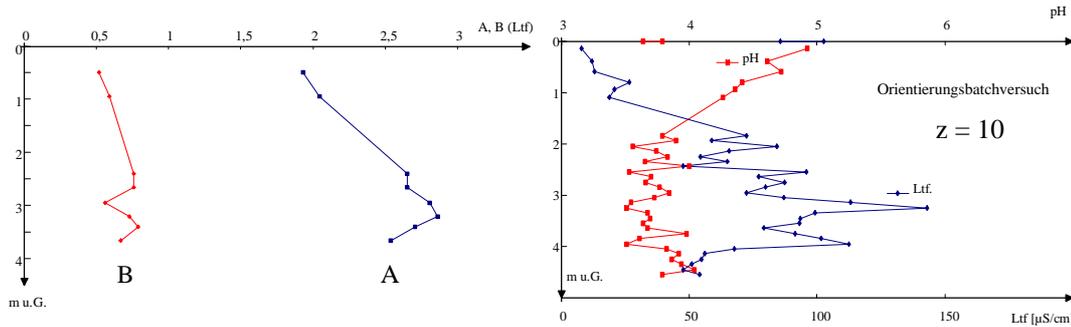


Abb. 5.6-12 Tiefenprofile der Parameter A_{Ltf} und B_{Ltf} für den ungesättigten Inselgrundwasserleiter B1 im Vergleich mit den Orientierungsbatchversuchen

5.6.4.3 Stufenbatchversuche mit Salzlösungen

Zur Erfassung des Einflusses zweiwertiger Kationen auf die Sorption wurden zwei 4-Stufen-Batchversuche zusätzlich mit einer 0,1 M Magnesiumsulfatlösung anstelle von deionisiertem Wasser durchgeführt. Die in Lösung gegangenen oder verdrängten Kationen wurden aus den Konzentrationen H^+ (aus dem pH berechnet), Eisen(II), Calcium und Aluminium nach Gl.5.6-2 als Gehalt an mobilisierbarer Kationen ermittelt. Die pH-Abhängigkeit zeigt Abb.5.6-3. Die mit $z = 500$ untersuchten Ansätze waren nicht auswertbar.

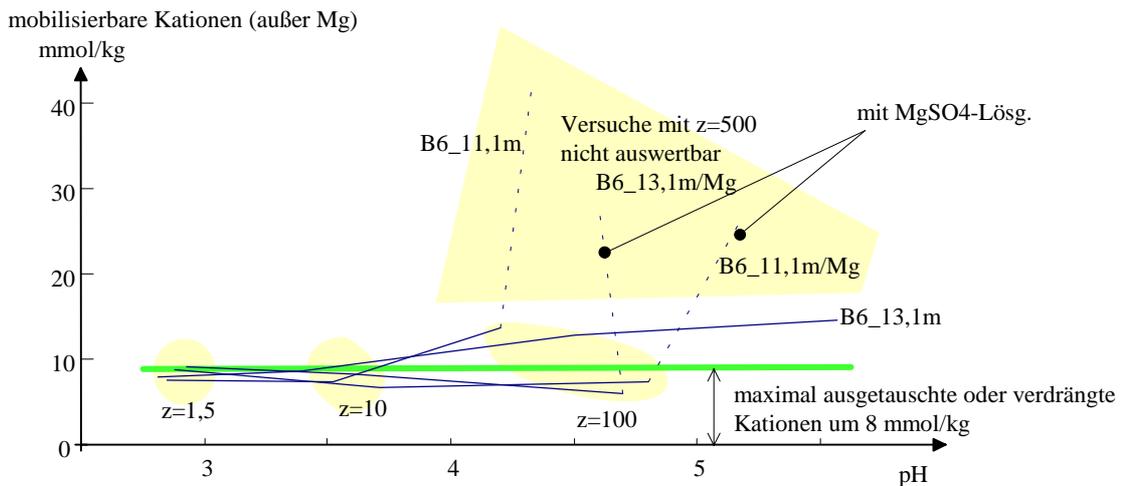


Abb. 5.6-13 Gehalt mobilisierbarer Kationen (außer Mg) in Abhängigkeit vom jeweiligen pH-Wert. 4-Stufen-Batchversuche mit zwei Materialien und mit deionisiertem Wasser sowie $MgSO_4$ -Lösung

Die maximal in Lösung übergegangenen oder durch Mg-Ionen verdrängten Kationenmengen lagen für beide Materialien aus B6 (11 m und 13 m u.G.) um 8 mmol/kg, was etwa mit der Kationenaustauschkapazität verglichen werden kann. Es fällt dabei eine leichte Abnahme des mobilisierbaren Kationengehaltes (= KAK) bei steigendem pH-Wert in der Magnesiumsulfatlösung auf. Den entgegengesetzten Trend zeigten die Versuche mit deionisiertem Wasser. Detailliertere Zusammenhänge lieferte die nachfolgend beschriebene Anpassung der Versuchsergebnisse an einen Sorptionsansatz.

5.6.5 Anpassung von Sorptionsparametern an die Ergebnisse der 4-Stufenbatchversuche

5.6.5.1 Das Zweischichtmodell zur Oberflächensorption

An hydratisierten oxidischen Mineraloberflächen liegen dissoziationsfähige Hydroxylgruppen vor. Die Oberflächen-OH-Gruppen (S-OH) auf der Oxidoberfläche werden als reaktive Zentren angese-

hen, die je nach pH-Wert entsprechend der Gleichungen 5.6-6 und 5.6-7 protoniert oder deprotoniert werden können (KÜMMEL & WORCH 1990).



mit $\lg K_1 = -4.5$ (SiO_2)



mit $\lg K_2 = -7.2$ (SiO_2)

Die Oxidoberfläche ist demnach näherungsweise ein zweidimensionaler Polyelektrolyt, dessen Protolyse sich durch die entsprechenden Massenwirkungsgesetze beschreiben lässt.

$$K_1 = \frac{a_{\text{H}^+} a_{\text{SOH}}}{a_{\text{SOH}_2^+}} \quad (5.6-8)$$

Die Oberfläche ist je nach Lage der Gleichgewichte in Abhängigkeit vom pH elektrisch geladen; positiv im sauren und negativ im alkalischen Bereich. Darüber hinaus beeinflussen adsorbierte Kat- und Anionen die Oberflächenladung. Bei der Adsorption wird ein spezifischer Oberflächenkomplex gebildet. Ein Stoff bzw. Ion kann mitunter verschiedene Oberflächenkomplexe bilden. Die freie Reaktionsenthalpie der Protolyse- oder Adsorptionsreaktion wird in einen chemischen und einen elektrostatischen Term aufgespalten. Die scheinbaren (oder *apparent*, *app*) Gleichgewichtskonstanten enthalten beide Terme, aus denen der chemische Term (*intrinsic*, *int*) abgeleitet wird (DZOMBAK & MOREL 1990). Der elektrostatische Term wird aus der Potentialdifferenz zwischen Oberfläche und freier Lösung und der Ladungszahl des Ions an der Oberfläche gebildet. Im einfachsten Fall, dem Zweischichtmodell nach Gl.5.6-9, wird eine elektrische Doppelschicht mit konstanter Kapazität, mit der Oberflächenladung σ und der Kapazität $\kappa\epsilon$ (sowie Faradaykonstante F , Gaskonstante R , absolute Temperatur T) angenommen.

$$K_{S,\text{app}} = K_{S,\text{int}} \cdot \exp\left(\frac{F}{RT} \cdot c\right) \quad (5.6-9)$$

Die Oberflächenladung berechnet sich aus der Ladungsbilanz bezogen auf die spezifische Sorptionsoberfläche. Das geochemische Modell PHREEQC (PARKHURST 1995) ermöglicht die Kalkulation von Adsorptionsreaktionen an Oberflächen als Zweischichtmodell mit mehreren definierbaren Oberflächentypen.

Zur Kalkulation von Oberflächenreaktionen nach diesem Modell werden folgende Parameter benötigt (im Programm PHREEQC auf 1 kg Sorbensmaterial bezogen):

1. Anzahl bzw. Konzentration der aktiven Zentren (vergleichbar mit KAK)
2. spezifische Oberfläche
3. Definitionen der Oberflächenreaktionen mit ihren thermodynamischen Konstanten
4. Dicke der diffusen Schicht Standard: 10^{-8}m (100\AA)

Die Ladung der Oberfläche bestimmen 1 bis 3. Die Kapazität der elektrischen Doppelschicht definiert dabei 4.

Aus der unterschiedlichen Berechnung bzw. Modellierung des elektrischen Oberflächenpotentials resultieren weitere Modelle zur quantitativen Erfassung des elektrostatischen Terms.

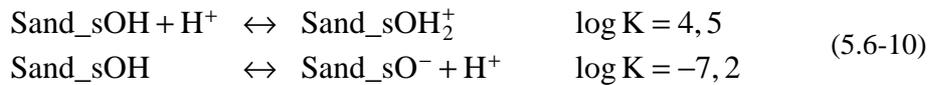
Das im geochemischen Berechnungsmodell PHREEQC enthaltene Zweischichtmodell bietet ausgezeichnete Möglichkeiten zur Beschreibung von adsorptiven Wasser-Feststoff-Wechselwirkungen. Die im Basisdatensatz nach DZOMBAK & MOREL (1990) definierten Oberflächenkomplexe für Eisenhydroxid können jedoch nicht uneingeschränkt auf Sandmodelle übertragen werden.

5.6.5.2 Spezieller Modellansatz für die Beschreibung Oberflächensorption im Porensystem von Grundwasserleitern

Der von SCHÖPKE (1999) für die Modellierung von Stufenbatchversuchen entwickelte Modellansatz für das Programm PHREEQC (PARKHURST 1995) wurde speziell zur Beschreibung schwach belasteter Sande weiterentwickelt. Dabei liegen am Anfang höchstens in Spuren wasserlösliche Festphasen im Porengerüst vor. Dadurch rückt die Parametrisierung des Zweischichtmodelles in den Mittelpunkt.

Für die Anpassung der Versuchsergebnisse mussten eine Reihe Grundvoraussetzungen festgelegt werden.

Für das Säure-Base-Verhalten der Sandoberfläche wird die des Quarzes analog Gl.5.6-6 und 5.6-7 vorausgesetzt und nicht weiter verändert.



Die Oberflächenkomplexe, mit denen Calcium, Magnesium, Eisen(II) und Sulfat gebunden werden, mussten neu definiert werden. Die zweiwertigen Kationen ließen sich vorteilhaft durch gleichgroße Gleichgewichtskonstanten beschreiben. Anstelle des im Basisdatensatz definierten Austausches gegen ein Proton (*weak binding site--Hfo_w*) wurde die Bildung eines zweifach positiv geladenen Oberflächenkomplexes ohne Protonenabgabe (entsprechend *strong binding site--Hfo_s*) definiert. Das hatte eine den Beobachtungen entsprechende keine Hemmung der Kationensorption bei niedrigen pH-Werten zur Folge.

```
# Calcium
# Sand_wOH + Ca+2 = Sand_wOCa+ + H+    alternativ:
Sand_wOH + Ca+2 = Sand_wOHCa+2
log_k 7      #statt log_k -5.85 im Basisdatensatz

# Magnesium
Sand_wOH + Mg+2 = Sand_wOHMg+2
log_k 7

# Eisen(2)
Sand_wOH + Fe+2 = Sand_wOHFe+2
log_k 7
```

Für das einwertig Natriumion wurde gewählt:

```
# Natrium ohne praktische Bedeutung im Testfall
Sand_wOH + Na+ = Sand_wONa + H+
log_k -6.6
```

Natriumsorption spielte keine Rolle und wurde nicht angepasst. Die Oberflächenkomplexe des Sulfates wurden dem Basisdatensatz (Eisenoxidhydrat) entnommen, wobei die unter Protonenverbrauch ablaufende Reaktion der einer Sorption auf der protonierten Oberfläche äquivalent ist.

```
# Sulfate
Sand_wOH + SO4-2 + H+ = Sand_wSO4- + H2O
log_k 5      #log_k 7.78

Sand_wOH + SO4-2 = Sand_wOHSO4-2
log_k -2     #log_k 0.79
```

Die Oberfläche selbst ist wie folgt definiert:

```
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
#USE gas_phase 1
SURFACE 1
  -equil solution 2
  Sand_wOH      0.010      0.050      1000
  #            KAK [mol]   spez.Oberfl.[m²/g]  Masse [g]
SAVE SURFACE 1
USE SURFACE none
```

Die Modellierung bezieht sich auf eine Masse von 1 kg mit einer festen Zahl Sorptionsplätzen. Die in Pkt.5.6.4.3 bestimmte Kationenaustauschkapazität wurde auf KAK = 10 mmol/kg aufgerundet.

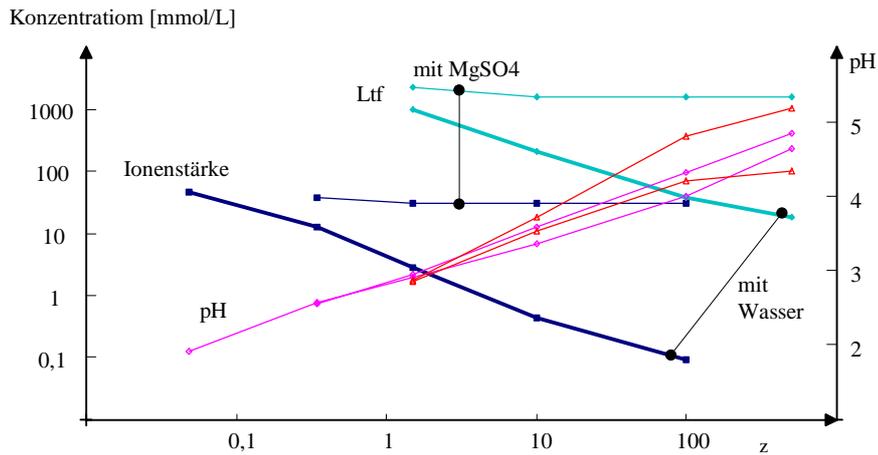


Abb. 5.6-14 Vergleich von berechneten und gemessenen pH und Leitfähigkeiten der 4-Stufenbatchversuche mit deionisiertem Wasser und mit Magnesiumsulfatlösung

Die elektrische Leitfähigkeit der Versuche wurde in ihrem Verhalten mit der berechneten Ionenstärke verglichen. In Abb.5.6-14 verlaufen diese auch parallel. Die pH-Werte von Versuch und angepassten Rechnungen stimmen befriedigend überein. Bei der Berechnung der sich einstellenden Phasengleichgewichte wurden zusätzlich die Daten für die angenommene Probenfeuchte (5%) und ein Porenwasser berücksichtigt. Dadurch umfassen die berechneten Kurven einen größeren Konzentrationsbereich.

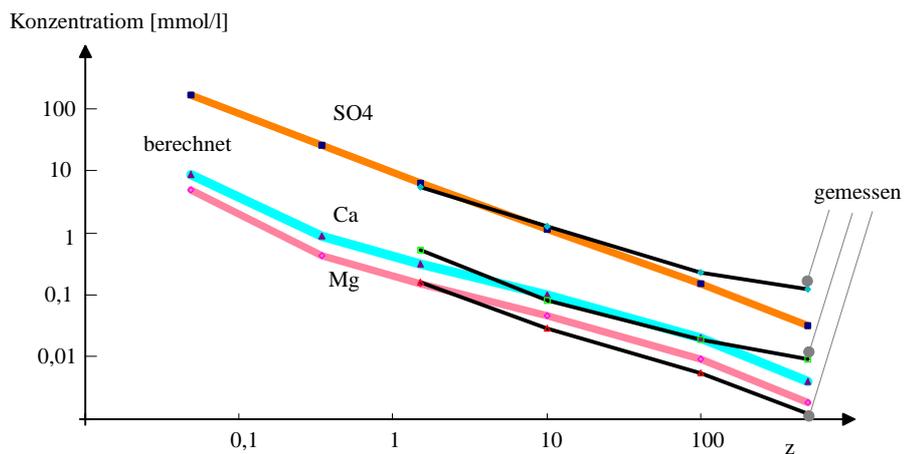


Abb. 5.6-15 Vergleich zwischen gemessenen (dünne Linien) und nach Anpassung der Konstanten berechneten Konzentrationen (fette Linien) für den 4-Stufenbatchversuch mit deionisiertem Wasser

Eine ähnlich gute Übereinstimmung erhält man für die Batchversuche mit Magnesiumsulfatlösung.

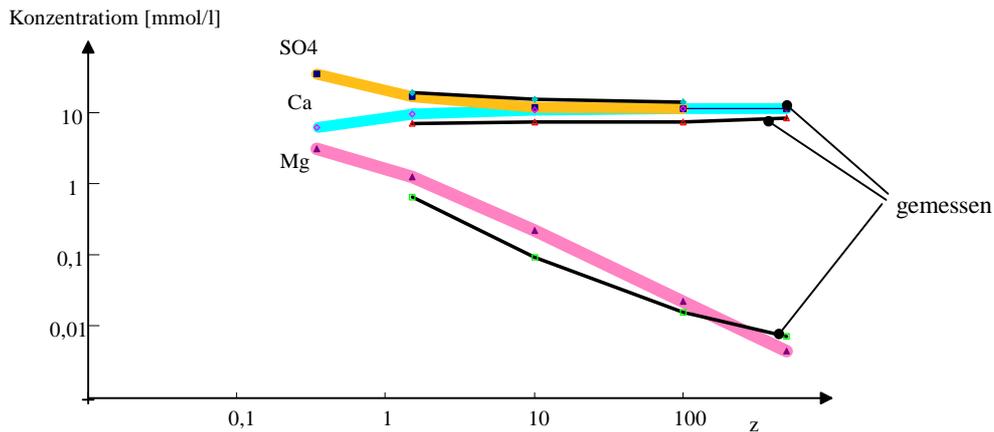


Abb. 5.6-16 Vergleich zwischen gemessenen und nach Anpassung der Konstanten berechneten Konzentrationen für den 4-Stufenbatchversuch mit MgSO_4 -Lösung (wie Abb.5.6-15)

Die Einzelwerte konnten in den Parametern des empirischen Phasengleichgewichtsmodells (für komplexe Phasengleichgewichte) zusammengefasst werden und in der Form die Anpassungsrechnungen erleichtern.

Tab. 5.6-2 Parameter des empirischen Phasengleichgewichtsmodells

Anpassung	pH	my	SO4	Ca	Mg
A	2,73	1,28	2,95	1,29	0,75
B	0,68	0,84	0,90	0,74	0,75
R ²	0,99	1,00	1,00	0,99	0,99
Versuchsdaten:					
A	2,82	Ltf	2,87	1,44	0,73
B	0,61	0,78	0,76	0,79	0,82

Tab.5.6-2 zeigt, dass sich die über das angepasste Modell berechneten Parameter nur wenig von denen, die aus den Versuchsdaten berechnet worden sind unterscheiden.

Ähnlich gute Ergebnisse wurden mit anderen 4-Stufenbatchversuchen, z.B. aus dem auf der Innenkippe gewonnenen Sand (Fass1) erhalten. Eine Reihe von Materialien enthielten jedoch zu wenig wasserlösliche Stoffe, um diese Rechnungen überprüfen zu können.

Die angepassten Parameter des Oberflächensorptionsmodells werden auf die Grundwasserleiter um den Senftenberger See in 1.Näherung angewendet. Gegenüber dem in SCHÖPKE 1999 vorgestellten Modellansatz für saure Kippensande mit wasserlöslichen Festphasen konnte für die in den Grundwasserleitern um den Senftenberger See erkundeten Materialien zusätzlich die Sulfatsorption berücksichtigt werden.

5.6.6 Laborversuche zur Pyritoxidation durch Eisen(III)

In diesen Laborversuchen sollte die Oxidation von Pyrit durch Eisen(III) nach Reaktionsgleichung Gl.5-1-3 untersucht werden. Diese Reaktion spielt wahrscheinlich beim Übergang der die Grundwasserneubildung bildenden Sickerwässer ins anoxische Grundwassermilieu eine wesentliche Rolle. Zu diesem Zweck wurden die in Tab.5.1-4 zusammengestellten Versuche mit einer Mischung von tertiärem Material der Bohrung B5 durchgeführt. Zur Oxidation wurden 20 und 40 mmol/L FeCl_3 -Lösungen eingesetzt.

In die mit der Mischprobe gefüllten REV-Fluidzirkulationsanlage wurde mehrmals ein Behälter je mit 1 Liter Eisen(III)chloridlösung in den Kreislauf geschaltet und die Bildung von Eisen(II), als Reaktionsprodukt, bei den Reaktionstemperaturen 20 °C und 10 °C verfolgt. Da sich mit dieser diskonti-

nuerlichen Oxidation nur wenig Pyrit umsetzen ließ, wurde der Versuch im Teildurchlauf von 4 % mit der Eisen(III)chloridlösung fortgesetzt.

In beiden Oxidationsversuchen wurden ca 20...25 mmol/kg von 46 mmol/kg Schwefel ausgetragen. Nach dem Abschluss der Versuche zeigten sich erhebliche Korrosionsschäden im Inneren der Probenbehälter. Die Lochböden waren teilweise aufgelöst und die Innenwandungen zeigten Lochfraßspuren. Der Eisenverlust lag bei etwa 17...20 g pro Behälter. Das heißt, dass ein wesentlicher Teil der beobachteten Oxidationsreaktionen nur die Auflösung der Versuchsanlage beschrieben hat und die vorliegenden Ergebnisse zur Reaktionskinetik nicht auf die Pyritoxidation angewendet werden können.

5.6.7 Säulenversuche zur Grundwasserneubildung

5.6.7.1 Aufbau und Arbeitsmethodik der Säulenversuchsanlage

Zur Untersuchung der Wasserbeschaffenheitsänderungen ungesättigt und gesättigt strömenden Grundwassers stand eine Säulenversuchsanlage mit einer der Fluidzirkulationsanlage analogen Mess- und Betriebstechnik zur Verfügung. Den Versuchsaufbau zur Untersuchung von Prozessen bei der Grundwasserneubildung zeigt Abb.5.6-17.

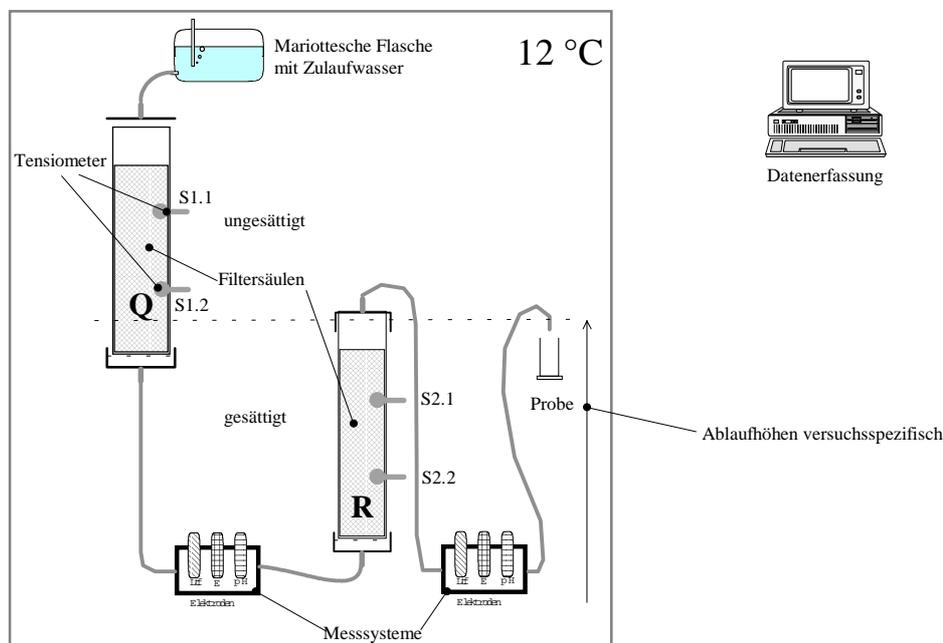


Abb. 5.6-17 Versuchsanordnung zur Messung von Beschaffenheitsänderungen bei der Grundwasserneubildung mit der Säulenversuchsanlage

Die Versuchsanlage bestand aus einer ungesättigt (Q) und einer gesättigt (R) betriebenen Säule unterschiedlichen Durchmessers. Die Wasserspiegelhöhe lag knapp über der Unterkante der Säule Q. Um gesättigte Strömungsverhältnisse in der Säule R einzustellen, wurde deren Durchströmungsrichtung von unten nach oben gewählt. Vor dem Probenablauf auf dem gewählten Höhenniveau musste das aus der Säule R ablaufende Wasser durch die zugehörige Messzelle geleitet werden. Zwischen dem Ablauf der Säule Q und dem Zulauf der Säule R befindet sich ebenfalls eine Messzelle. Jede Säule enthielt zwei Tensioometer zur Messung der Saugspannung oder des Wasserdruckes im gesättigten Betrieb. Die Mess-Elektroden und Tensioometer wurde im 10 Minutentakt abgetastet.

Tab. 5.6-3 Dimensionierung der Versuchssäulen Q und R

Säule		Q	R
Durchmesser	mm	99	81
Länge	mm	500	500
Leervolumen	dm ³	3,85	2,58
Fläche	dm ²	0,77	0,515
Schichthöhe etwa	mm	440	460
Füllvolumen	l	3,4	2,4

Bei den Erkundungen auf der Insel und des südlichen Grundwasserleiters wurden keine mit Pyrit und/oder seinen Verwitterungsprodukten angereicherte Materialien vorgefunden, die für die Untersuchung von Grundwasserneubildungsprozessen in säureproduzierenden Kippenbereichen geeignet gewesen wären. Deshalb wurden geeignete Materialien aus anderen Lausitzer Kippengebieten (BTUC 1999, HÜTTL et al. 1999) eingesetzt.

SN057_Q: Vorversuch mit Übergang ungesättigt-gesättigt in der Säule Q zur Entwicklung der Methodik (saurer Material)

SN066_QR: Elutionsverhalten ungesättigt-gesättigt in getrennten Säulen (saurer Material)

SN071_QR: Sickerwasserbildung in saurem Material und gesättigtes Durchfließen pyrithaltigen Materials

Die Versuchsparameter enthält Tab.5.6-4, wobei für die Berechnung der Verweilzeiten repräsentative Durchflüsse und Porenvolumen der Versuchszeit eingesetzt wurden.

Tab. 5.6-4 Parameter der Säulenversuche

Versuch		SN057_Q	SN066_QR		SN071_QR	
Säule		Q	Q	R	Q	R
Versuchszeit		09.07.97 bis 29.09.97	29.09.97 bis 02.02.98		12.02.98 bis 16.07.98	
Materialfüllung		SGM 1: 9..12 m versauert	SGM 1: 9..14 m versauert			pyrithaltig
Füllmasse (TS)	kg	2,96	4,42	3,12	5,00	2,66
mittlerer Durchfluss	mm/d	18	20	31	22	43
		für 5,6 ml/h	für 6,55 ml/h		für 17,1 ml/h	
mittlere Verweilzeit	d	keine Angabe	5	7,2	2	4,3
			mit $n_p=10\%$ (Q) und $n_p=40\%$ (R)			

5.6.7.2 Elutionsverhalten des Versuches SN057_Q

Beim Versuch SN057_Q sollte das Betriebsverhalten einer Säule untersucht werden, in der sich gleichzeitig die ungesättigte und die gesättigte Zone befanden. Das deionisierte Zulaufwasser wurde über den gesamten Versuchszeitraum intervallweise zudosiert. Im unteren Bereich bildete sich ein gesättigter Bereich aus, der in Abb.5.6-18 durch negative Saugspannungen angezeigt wird.

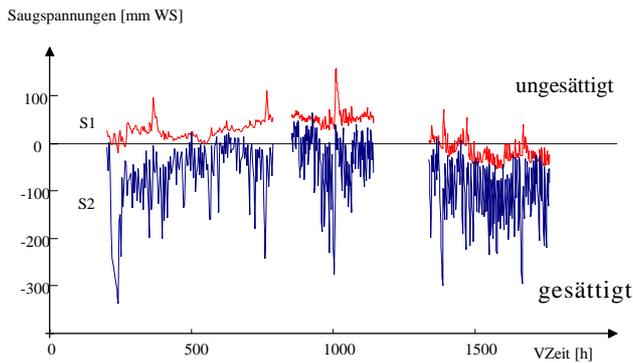


Abb. 5.6-18 Saugspannungen an den Messstellen S1 (oben) und S2 (unten) der Säule Q während des Sicker-versuches in der Säulenversuchsanlage.

Beim Ablauf über die Messzelle in die Probeflasche kam es gelegentlich durch Heberwirkung zur Entleerung des gesamten gesättigten Bereiches, einschließlich der Messzellen. Nach erhöhtem Anordnen der Probeflaschen ging die gesamte Säule in den gesättigten Zustand über. Die Steuerung gesättigter und ungesättigter Bereiche konnte nicht befriedigend gelöst werden.

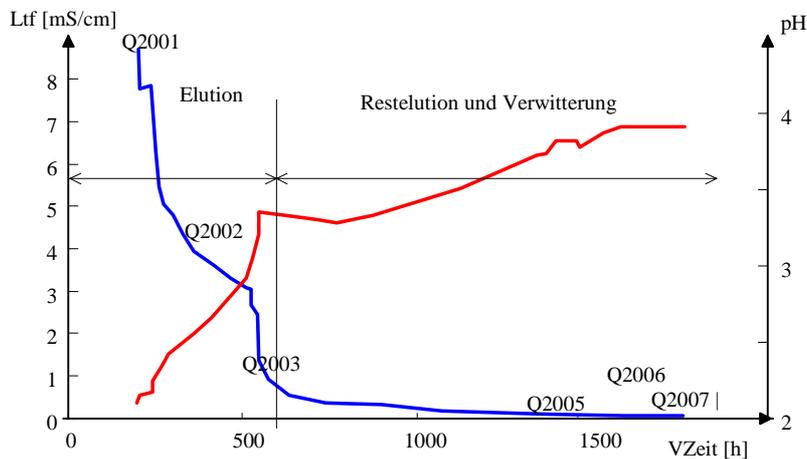


Abb. 5.6-19 Elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert im Ablauf des Säulenversuches SN057_Q (Die gesammelten Proben sind mit ihren Bezeichnungen eingetragen)

Die Elution der wasserlöslicher Stoffe war im Wesentlichen nach 600 h (Q2003) abgeschlossen.

5.6.7.3 Elutionsverhalten des Versuches SN066_QR

Die Säulen Q und R wurden mit einer Mischung der Materialien aus dem SGM 1

- ◆ 9..10 m + 11..12 m
- ◆ 13..14 m

aus Multilevelpegelbohrungen in Schlabendorf, die bei der Lagerung neu versauerten, gefüllt. Die Wasserspiegelhöhe lag knapp über der Unterkante der Säule Q. Um gesättigte Strömungsverhältnisse in der Säule R einstellen zu können, wurde deren Durchströmungsrichtung von unten nach oben gewählt. Vor dem Probenablauf auf dem gewählten Höhenniveau musste das aus der Säule R ablaufende Wasser durch die zugehörige Messzelle geleitet werden. Ein über die gesamte Versuchszeit störungsfreier Versuchsbetrieb ließ sich nicht realisieren. Die Beprobung der Sickersäule Q mußte eingestellt werden, weil diese das hydraulische System nachhaltig störten.

Abb.5.6-20 zeigt die elektrischen Leitfähigkeiten, die nach den Säulen gemessen wurde, für die ersten 1500 Versuchsstunden. Die anfangs über der oberen Messbereichsgrenze liegende Leitfähigkeit nahm in der Säule Q innerhalb von 400 Stunden ab und stabilisierte sich um 2...3 mS/cm. Das in die Säule R ablaufende Wasser reicherte sich dort noch stärker mit leichtwasserlöslichen Stoffen an.

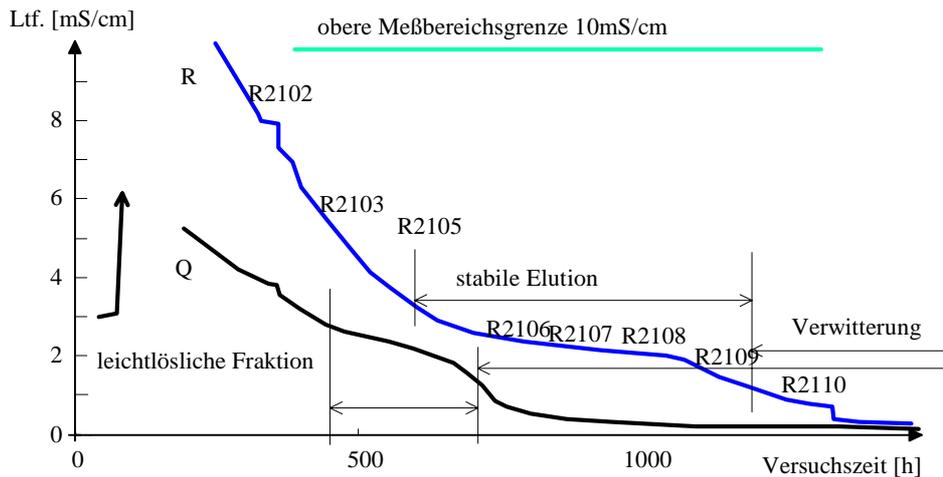


Abb. 5.6-20 Elektrische Leitfähigkeiten im Ablauf des Säulenversuches SN066_QR

Auch der Ablauf der Säule R stabilisierte sich vorübergehend um 2...3 mS/cm, während bereits schwach belastetes Wasser ($<500\mu\text{S}/\text{cm}$) aus der Säule Q zulief. Mit dem Übergang zu niedrigen Ablaufleitfähigkeiten waren die wasserlöslichen Stoffe eluiert und Verwitterungsprozesse übernahmen wahrscheinlich den weiteren Stoffaustag. Der pH-Wert stieg während des Versuches kontinuierlich bis $\text{pH}=3,5$. Das Redoxpotential sank mit dem pH-Wert. Anaerobe Verhältnisse mit Reduktion von Eisen(III) zu Eisen(II) traten in diesem Versuch auch in der anschließenden Verwitterungsphase nicht auf. Das Eisen(III) konnte auch kein Pyrit mehr oxidieren, weshalb im nächsten Versuch in die gesättigte Versuchssäule pyrithaltiges Material eingebaut wurde.

5.6.7.4 Elutionsverhalten des Versuches SN071_QR

In diesem Versuch wurden eingesetzt:

Q: Kippensandgemisch der Liner 9..14 m SGM1, (versauert)

R: Kippensand aus Jänschwalde, relativ wenig oxidiert, pyrithaltig

Nach der (in SCHÖPKE 1999) entwickelten Arbeitshypothese könnte der Umschlag vom aeroben Sickerwasser zum anaeroben Grundwasser bei der Grundwasserneubildung auf die Oxidation von Pyrit durch gelöstes Eisen(III) bewirkt werden.

An Hand der elektrischen Leitfähigkeiten ließen sich wieder die Elutionen der beiden Säulen verfolgen. Im Gegensatz zu den vorangegangenen Versuchen wurden vom pyrithaltigen Material der pH-Wert im Hydrogencarbonatpuffer und das Redoxpotential um 200...400 mV stabilisiert.

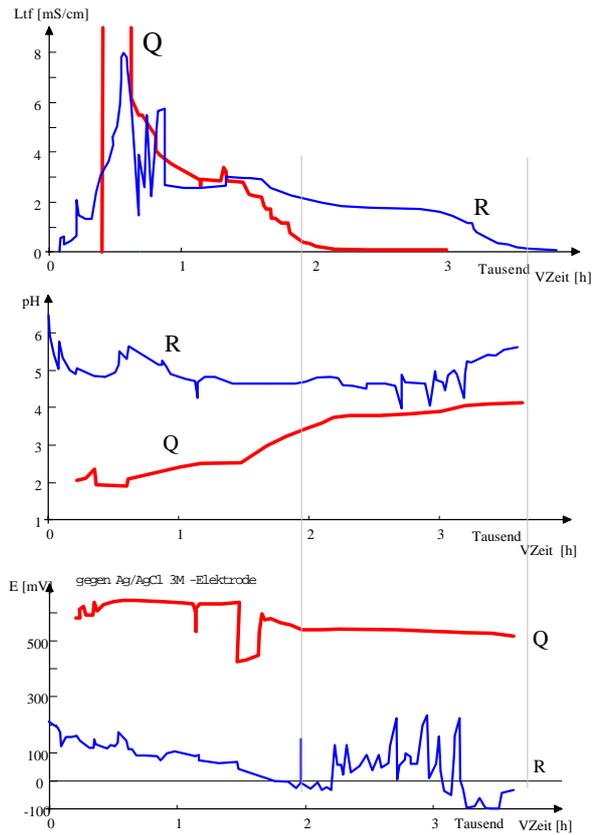


Abb. 5.6-21 Versuchsverlauf SN071 mit pyrithaltigem Material in der Säule R

5.6.7.5 Stoffaustragsverhalten der Säulenversuche

Die Säulenversuche wurden meist im Verbund mit REV-Fluidzirkulationsversuchen durchgeführt. Die Unterschiede im Stoffaustragsverhalten diskutierte bereits SCHÖPKE (1999) über die zur Elution erforderlichen Phasenverhältnisse z , die auch für Säulenversuche angegeben werden können.

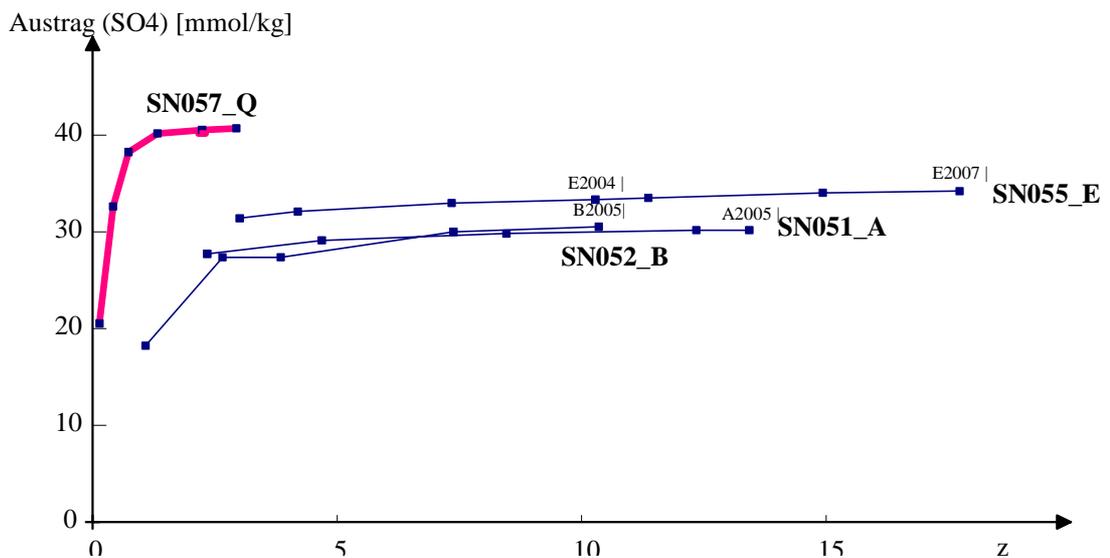


Abb. 5.6-22 Vergleich der kumulierten Sulfatausträge der Säulenversuches SN054_Q mit denen der parallel durchgeführten Fluidzirkulationsversuche.

Zur vollständigen Elution der wasserlöslichen Stoffe wurde im Säulenversuch ein geringeres Wasservolumen benötigt. Im Porensystem können extrem hohe Lösungskonzentrationen entstehen und dabei auch eher Sekundärminerale ausfallen, als es bei dem höheren Phasenverhältnis am Beginn der Fluidzirkulationsversuche der Fall ist.

Da die Filtergeschwindigkeiten relativ langsam eingestellt waren, aber nicht über die gesamten Versuchszeiten sowie über alle Versuche konstant gehalten werden konnten, eignet sich das Phasenverhältnis, bezogen auf die insgesamt eingesetzte Menge besser als die Versuchszeit zur Quantifizierung des Elutionsverhaltens. Abb.5.6-22 zeigt die Ablaufkonzentrationen der Säulenkombinationen in Abhängigkeit des Phasenverhältnisses z .

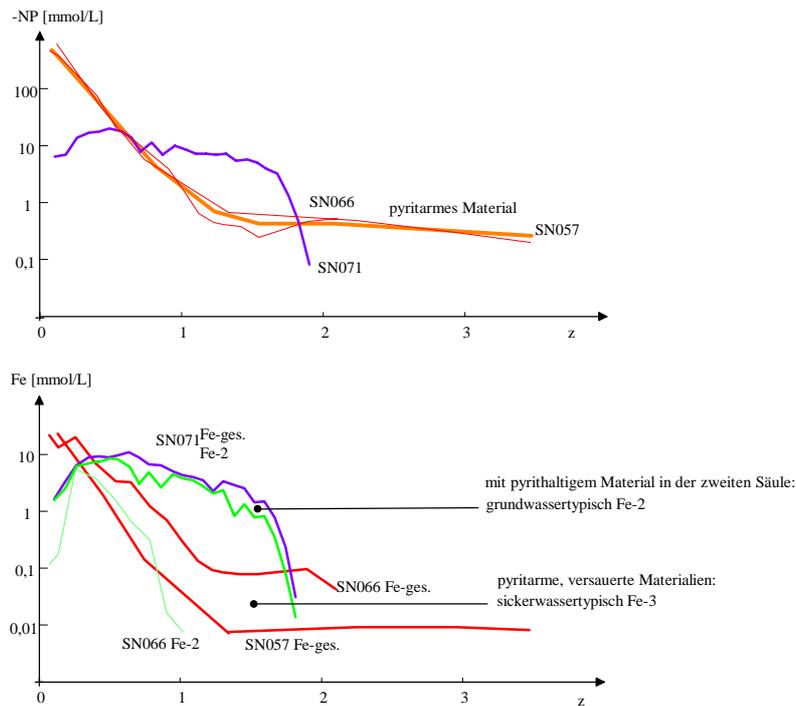


Abb. 5.6-23 Vergleich des negativen Neutralisationspotentials sowie Eisen-Gesamt und Eisen(II) im Ablauf der Versuchssäulen

Die aus den Multilevelpegelbohrungen in Schlabendorf verwendeten nachträglich oxidierten Materialien unterschieden sich in den Versuchen nur wenig. Zu dem Gemisch aus zwei Bohrkernen wurde ein dritter zugegeben. Deshalb sind die Sickerwässer der Säule Q etwa vergleichbar mit denen der Säule R des Versuches SN066. Das von diesem versauerten Material in die Lösung abgegebene Neutralisationspotential um $-400 \dots -600$ mmol/L war erstaunlich hoch. Eisen lag in diesen Eluat hauptsächlich dreiwertig vor. Im Versuch SN066 trat am Anfang der Elution auch Eisen(II) auf. Das eingesetzte saure Material erzeugte kein typisches Grundwasser. Nachdem dieses Sickerwasser das pyrithaltige und puffernde Material der Säule R passierte, entstand ein den Kippengrundwässern sehr ähnliches Wasser.

Man erkennt, dass aus den sauren Materialien zuerst die stark sauren Bestandteile eluiert wurden. Das gesamte Sickerwasser beider Versuche strebte gegen $PQ = 0,8 \dots 1,1$. Damit wurde bereits die Hälfte der bei der Pyritverwitterung freigesetzten Säure abgebunden. Das verwendete pyrithaltige Material im Versuch SN071 enthielt darüber hinaus auch noch puffernde Stoffe. Wenn dieses Sickerwasser anschließend durch pyrithaltige Schichten fließt, nimmt es Grundwassereigenschaften an. Der Säureaustrag wird vergleichsmäßig, in dem die *Anfangssäurespitze* verteilt wird. Der Säureaustrag benötigte um $z=1,6$ bezüglich des gesamt eingesetzten Materials. Berücksichtigt man nur das saure Material, gleicht das nötige Phasenverhältnis dem vorigen Wert ($z < 1$).

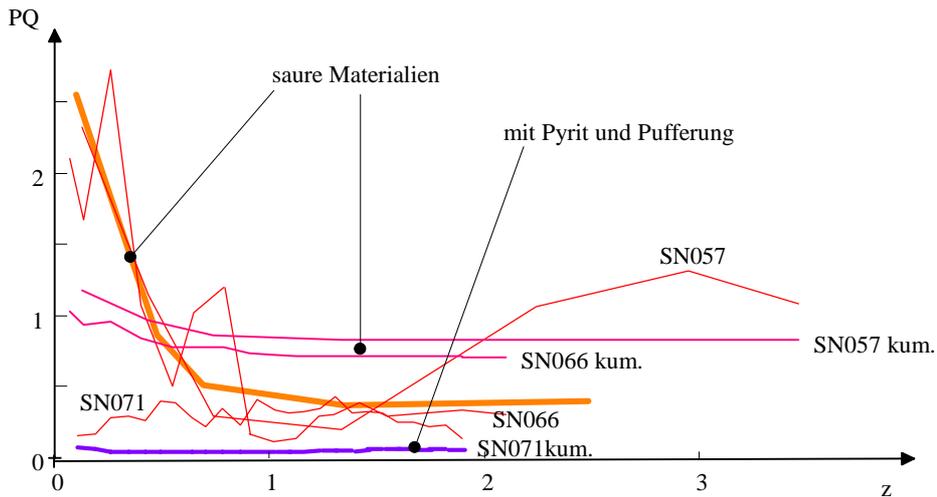


Abb. 5.6-24 Pufferungsquotienten im Ablauf der sauren Materialien und mit pyrithaltigem Material (kum. = kumulierte Proben)

5.6.7.6 Pufferungsverhalten der eingesetzten Materialien

Das Pufferungsverhalten der in den Säulenversuchen eluierten und durchströmten Materialien wird nach Pkt.5.5.3 betrachtet. Zunächst zeigt Abb.5.6-25 das Verhalten der extrem sauren Sickerwässer.

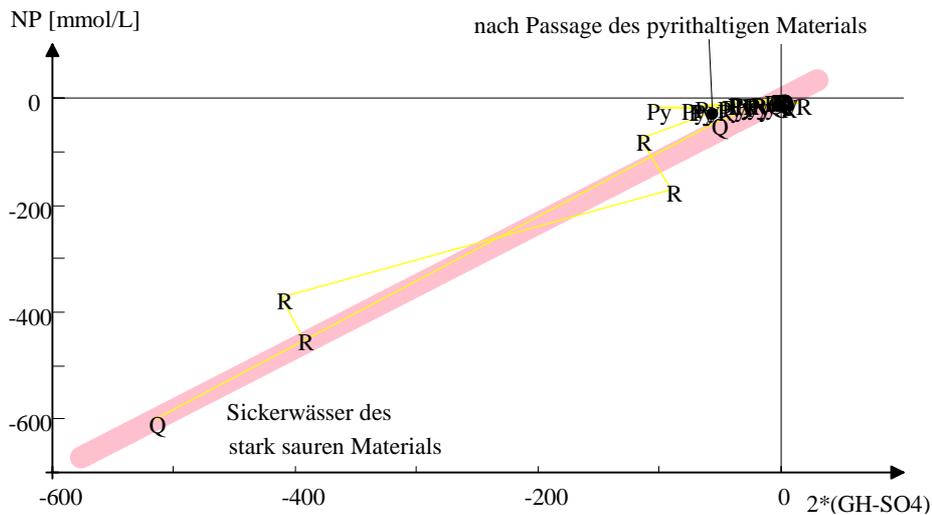


Abb. 5.6-25 Darstellung des Pufferverhaltens der Säulenversuche analog Abb. 5.6-24 mit Q = SN057_Q, R = SN066 und Py = SN071

Der Anstieg der eingezeichneten Geraden liegt um 1, d.h. das postulierte Genesemodell ist ohne einschränkende Abweichungen auf die extrem sauren Wässer anwendbar. Allerdings sollten die weniger stark sauren Wässer gesondert betrachtet werden.

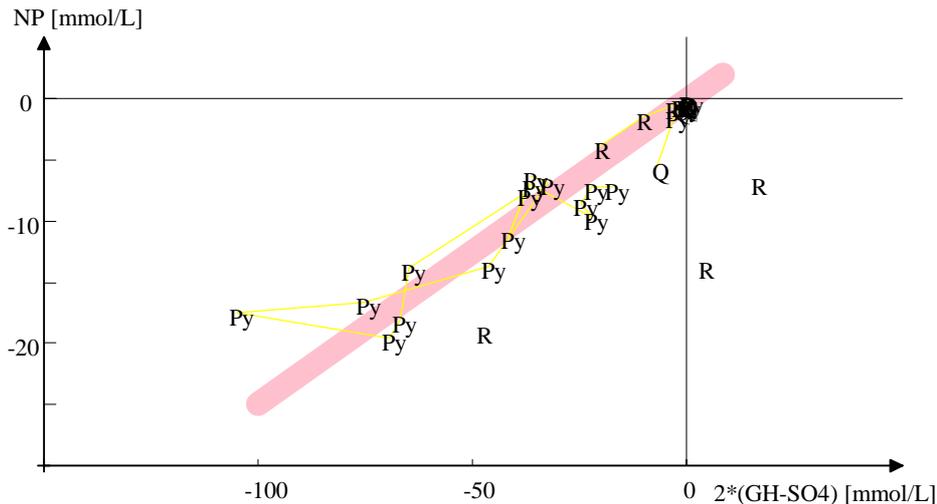


Abb. 5.6-26 Darstellung des Pufferverhaltens der Säulenversuche analog Abb.5.6-25 im niedrigen Konzentrationsbereich mit Q=SN057_Q, R=SN066 und Py=SN071

Die Materialien im Ablauf der pyrithaltigen Säule (SN071) weichen systematisch vom postulierten Genesemodell ab. Nach Gl.5.5-11 gilt annähernd:

$$NP \approx 0,25 \cdot 2(GH - SO_4) + 0 \quad (5.6-12)$$

Für die Abweichung DNP ergibt sich nach Gl.5.6-12:

$$DNP \approx 0,75 \cdot 2(GH - SO_4) + 0 \quad (5.6-13)$$

Das eingesetzte pyrithaltige Material stammt aus dem Tagebau Jänschwalde. Die Ergebnisse sind nicht direkt auf den Senftenberger See übertragbar. Auf Grund der für natürliche Verhältnisse kurzen Versuchszeit kann es sich bei der ermittelten Abweichung auch um ein Zwischenstadium handeln.

5.6.8 Erfassung der durch Pyritverwitterung ausgelösten Folgereaktionen über chemische Oxidation

5.6.8.1 Oxidationstest mit Wasserstoffperoxid

Für die Bestimmung der bei der Pyritverwitterung maximal freigesetzten Säure (-NP) von Kippensanden wurde eine Methodik entwickelt, bei der die Probe durch Wasserstoffperoxid oxidiert und für die Säurebildung und das Pufferverhalten relevante Parameter aus der Lösung bestimmt werden. Die oxidierte Probe wird - je nach Leitfähigkeit - mit deionisiertem Wasser gespült, um auch mögliche Gipsfällungen zu erfassen zu können. Das Neutralisationspotential der erhaltenen oxidierten Lösung wird durch Titration der Säurekapazität $K_{S_{4,3}}$ über die Konzentration des (bei pH = 4,3 noch gelösten) Aluminiums bestimmt. Gelöstes Eisen(II) und Mangan(II) sind nach der Oxidation nicht existent. Über die Sulfatkonzentration wird auf den in wasserlösliche Form überführbaren Schwefel bestimmt. Da diese Methodik während des Projektes erst entwickelt worden ist, liegen von den untersuchten Feststoffen noch keine vollständigen Untersuchungsreihen vor. Bereits orientierende Angaben erhält man über die Messung von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit nach der Oxidation. Der über die Nassoxidation ermittelte Schwefelgehalt der Probe sollte mit dem Gesamtschwefelgehalt über thermische Oxidation übereinstimmen, da auch organische Stoffe mit Wasserstoffperoxid aufgeschlossen werden. Zu niedrige Schwefelgehalte pyritreicher Proben konnten auf Gipsfällungen nach der Oxidation zurückgeführt werden (Materialien B5). Durch Nachspülen der aufgeschlossenen Proben mit deionisiertem Wasser wurde diese Fehlerquelle weitgehend eingeschränkt. Abb.5.6-27 zeigt den Zusammenhang zwischen den Verhältnissen zwischen beiden Bestimmungen und dem Schwefelgehalt nach Nassoxidation.

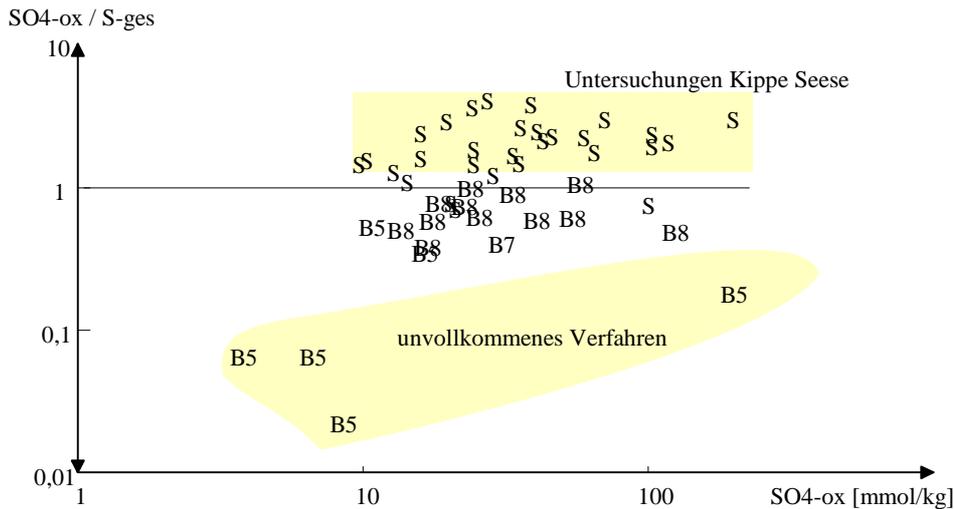


Abb. 5.6-27 Verhältnis zwischen den durch Nass- bzw. thermische Oxidation bestimmten Schwefelgehalten ($\text{SO}_4\text{-ox}/\text{S-ges}$) in Abhängigkeit vom über Nassoxidation ($\text{SO}_4\text{-ox}$) bestimmten Schwefelgehalt

In die Auswertung einbezogen wurden Daten aus der Kippe Seese/Ost (BTUC 1999), bei denen die Nassoxidation meist höhere Werte lieferte als die Gesamtschwefelbestimmung. Die Abweichung zwischen den beiden Verfahren waren jedoch sehr hoch. Mit den aus den Oxidationslösungen bestimmten Schwefelgehalten ließ sich die gebildete Säure nicht begründen ($\text{PQ} > 2$). Die praktizierte Bestimmung des Schwefelgehaltes nach der Nassoxidation methodisch war noch nicht ausgereift. Zur Schätzung möglicher Pufferkapazitäten der untersuchten Feststoffe wurden deshalb die über thermische Oxidation bestimmten Gesamtschwefelgehalte (S-ges) herangezogen.

Durch Oxidation des Sulfid-Schwefels entsteht entsprechend der Reaktionsgleichung Gl.5.1-1 und 5.1-2 die doppelte Menge Säure. Nach der chemischen Oxidation müsste diese Säure abzüglich der Pufferkapazität des Materiales in der Oxidationslösung nachgewiesen werden können. Die Differenz zwischen der nach dem Schwefelgehalt zu erwartenden Säure und dem gemessenen negativen Neutralisationspotential entspricht dem Puffervermögen des Feststoffes unter den Analysenbedingungen. Abb.5.6-28 und 5.6-30 zeigen die Tiefenprofile des gemessenen Oxidationspotentials und das sich aus der Differenz zum doppelten Gesamtschwefelgehalt ergebende Puffervermögen.

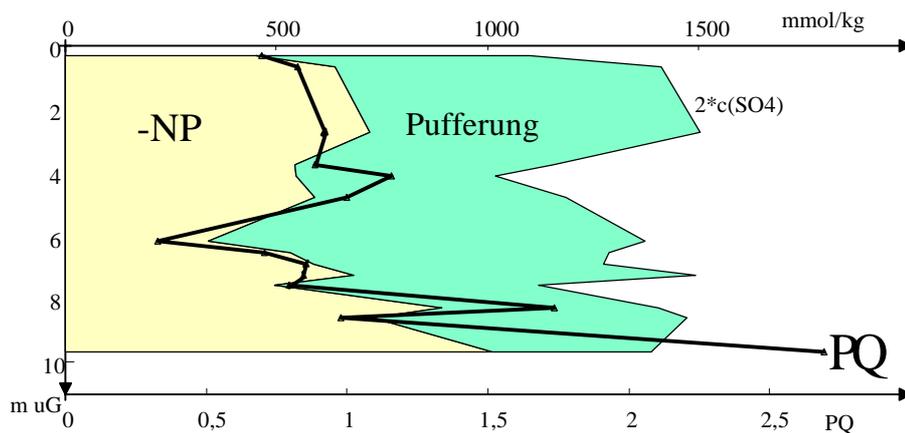


Abb. 5.6-28 Tiefenprofile der durch chemische Oxidation gebildeten Säure ($2 \cdot c_{\text{SO}_4}$) und der nachgewiesenen Säure (-NP) mit dem vom Material abgepufferten Anteil für den Hangendschluff Meuro (B7)

Diese Betrachtung stützt sich wegen der diskutierten methodischen Probleme auf die thermisch bestimmten Gesamtschwefelgehalte und die durch Nassoxidation bestimmten maximalen negativen Neutralisationspotentiale. Der Hangendschluff in Meuro (B7) puffert im Mittel die Hälfte der bei der vollständigen Pyritoxidation entstehenden Säure ab. Bis zur Oxidation etwa der Hälfte des vorhandenen Pyrits kommt es zu noch keiner Versauerung. Allerdings ist das Versauerungspotential dieses

Materials extrem hoch und kann im Gemisch mit pleistozänem Material zu extremen Versauerungen führen.

Das frische Material von B7 zeigte noch keine Oxidationseinflüsse, denn die Orientierungsbatchtests wiesen auf geringe Gehalte wasserlöslicher und saurer Bestandteile (Abb.5.6-29).

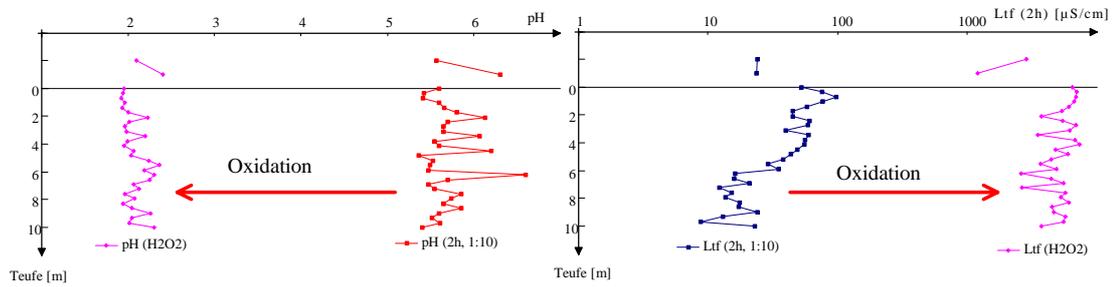


Abb. 5.6-29 Tiefenprofile (B7) der Veränderung von pH und elektrischer Leitfähigkeit durch Oxidation mit Wasserstoffperoxid im Batch-Ansatz (z=10)

Während der Gehalt wasserlöslicher Salze, gemessen als elektrische Leitfähigkeit des Orientierungsbatch-Tests, mit der Tiefe abnahm, zeigten alle oxidierten Proben hohe Belastungen. Auch der Sand über dem Hangendschluff zeigte noch deutlich hohe Säurepotentiale.

Tab. 5.6-5 Säurebildende Eigenschaften des Hangendschluffs Meuro (B7)

		Mittelwert	Standardabw.	Anzahl
TS	%	64,8	7,6	29
GR	%	77,5	10,8	29
GV	%	22,5	10,8	29
pH (2h)		5,69	0,26	29
Ltf (2h)	μS/cm]	40	23	29
Ox-Vers.				
NP		-625	168	14
pH ox		2,07	0,13	29
Ltf ox	μS/cm]	5 310	1 260	29
S-ges.	[mmol/kg]	761,46	247,76	27
Py-S	[mmol/kg]	482,52	183,98	27
PQ(Sges)	[1]	1,12	0,62	10

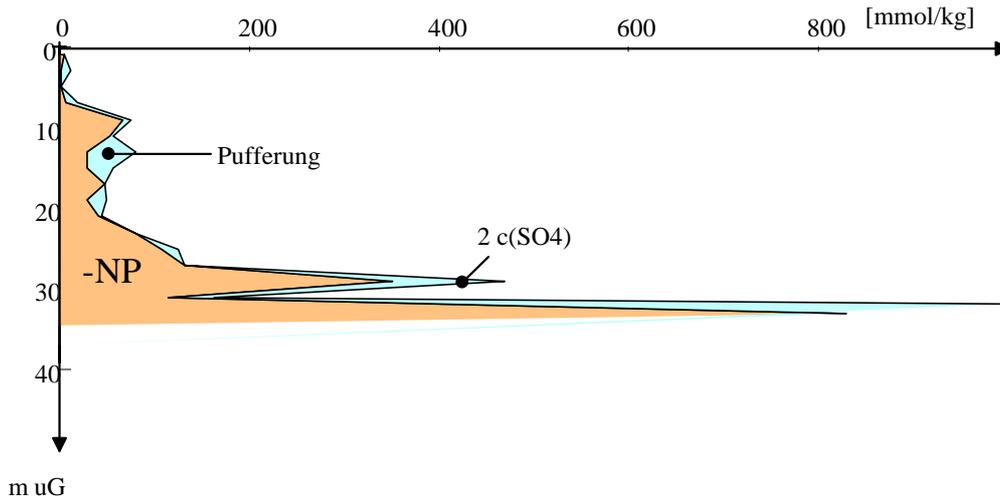


Abb. 5.6-30 Tiefenprofile der durch chemische Oxidation gebildeten Säure ($2 \cdot c_{\text{SO}_4}$) und der nachgewiesenen Säure (-NP) mit dem vom Material abgepufferten Anteil für den Südanstrom (B8)

Die Materialien der Grundwasserleiter am B8 sind praktisch ungepuffert. Bereits ab etwa 10 m u.G. steigt der potentielle Säuregehalt. Extrem hohe Säurepotentiale treten erst unterhalb von 20 m u.G. auf.

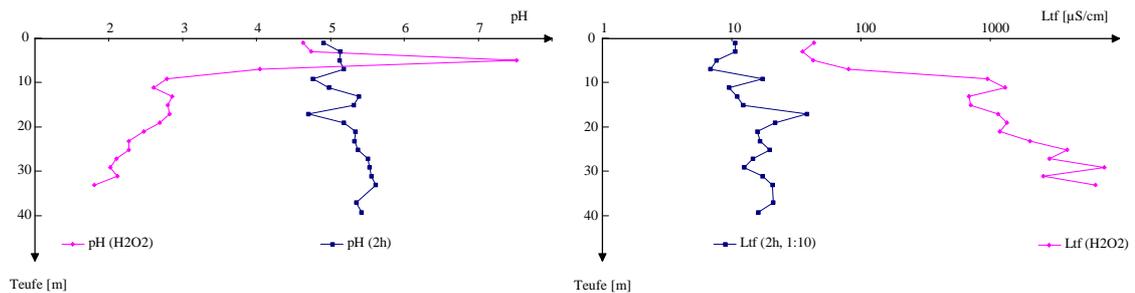


Abb. 5.6-31 Tiefenprofile (B8) der Veränderung von pH und elektrischer Leitfähigkeit durch Oxidation mit Wasserstoffperoxid im Batch-Ansatz ($z=10$)

Bei der Probe aus 5,1 m Tiefe wurde der pH-Wert durch Oxidation und Kochen erhöht - ein Indiz für überwiegende Carbonatpufferung.

5.6.8.2 Möglichkeiten der Interpretation von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit nach chemischer Oxidation

Die Parameter des Orientierungsbatchtests (pH, Lf) wurden vor und nach der chemischen Oxidation gemessen. Aus den vorliegenden 93 Datensätzen, bei denen auch das freigesetzte Neutralisationspotential bestimmt worden ist, wurde nach Zusammenhängen zwischen den Orientierungsparametern und den bestimmten potentiellen Säuregehalten gesucht. Abb.5.6-32 zeigt den Zusammenhang zwischen der elektrischen Leitfähigkeit nach der Oxidation und dem negativen Neutralisationspotential. Die Messpunkte sind wie in Abb.5.6-27 bezeichnet. Gleichzeitig sind die nach der ausgewählten besten Regressionsgleichung berechneten Kontrollwerte eingezeichnet.

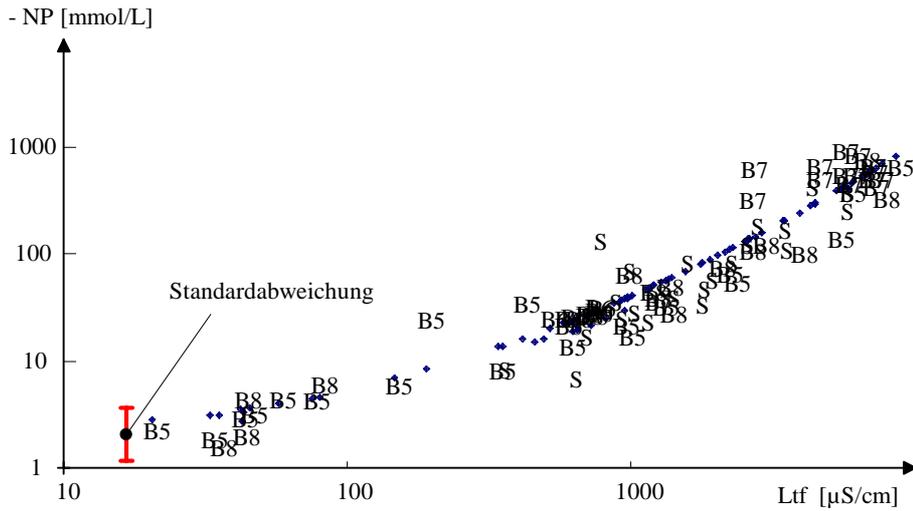


Abb. 5.6-32 Zusammenhang zwischen dem negativen Neutralisationspotential und der elektrischen Leitfähigkeit nach der Oxidation (doppeltlogarithmisch)

In Abb.5.6-32 fällt ein doppeltlogarithmischer Zusammenhang auf. Daraufhin wurden verschiedene Regressionsansätze zur Beschreibung geprüft. Der gemessene pH-Wert sollte als zweite unabhängige Messung mit berücksichtigt werden. Damit ergab sich der allgemeine Regressionsansatz nach Gl.5.6-14:

$$\lg(-NP) = b_0 + b_1 f_1 + b_2 f_2 + b_3 f_3 \quad (5.6-14)$$

mit

f_1, f_2, f_3 Ansatzfunktionen s.Tab.5.6-6

wobei immer gilt $f_1 = \lg(Ltf/(\mu S/cm))$

b_0, b_1, b_2, b_3 Regressionskonstanten

Die Regressionskonstanten wurden für die in Tab.5.6-6 zusammengestellten Ansatzfunktionen bestimmt.

Tab. 5.6-6 Ergebnisse der Regressionsauswertungen von Oxidationstests (Daten für pH<4,3)

Nr.	Ansatzfkt			R ²	Stdab.	b0	b1			b2		b3	
1	lg(Ltf)	pHox	lg(Ltf) ²	0,899	0,224	79	0,722	-0,484	0,300	-0,028	0,104	0,268	0,052
2	lg(Ltf)	lg(Ltf) ²		0,899	0,223	79	0,583	-0,468	0,292	0,270	0,052		
3	lg(Ltf)	pHox	pHox*lg(Ltf)	0,896	0,227	79	-4,456	1,986	0,230	0,932	0,233	-0,297	0,061
4	lg(Ltf)	pHox - pH ₀		0,865	0,258	79	-1,396	1,011	0,057	-0,037	0,031		
5	lg(Ltf)	pH ox		0,863	0,259	79	-0,967	0,974	0,115	-0,086	0,120		
6	lg(Ltf)	pHox - 4		0,863	0,259	79	-1,310	0,974	0,115	-0,086	0,120		
7	lg(Ltf)			0,862	0,259	79	-1,425	1,049	0,048				
8	lg(Ltf)	pHox	pHox*lg(Ltf-Ltf ₀)	0,846	0,233	70	-6,820	2,770	0,493	2,063	0,613	-0,671	0,176

Die getesteten Regressionsansätze beschreiben den Zusammenhang mit ähnlich hohen Signifikanzen. In erster Näherung besteht ein doppeltlogarithmischer Zusammenhang zur Leitfähigkeit (Ansatz Nr.7). Die Genauigkeit erhöht sich bei Berücksichtigung des pH-Wertes (Ansatz Nr.5). Die Berücksichtigung des pH-Wertes vor der Oxidation (Ansatz Nr.4), eines festen pH (Ansatz Nr.6) oder ein gemischter Ansatz als Produkt der ersten beiden Ansatzfunktionen (Ansatz Nr.3 und Nr.8) verbessern die Annäherung kaum. Den geringsten Fehler haben der Funktionsansatz Nr.1 und Nr.2 mit dem Quadrat des Logarithmus der Leitfähigkeit. Der pH-Einfluss sollte nicht vernachlässigt werden, deshalb wird Ansatz Nr.1 ausgewählt.

$$\lg(-NP) = 0,7221 - 0,4842 \lg(Ltf) + 0,2685 \left(\lg(Ltf) \right)^2 - 0,028pH \quad (5.6-15)$$

oder

$$\lg(-NP) = 0,7221 + 0,2685 \left(\lg Ltf - 1,8033 \right) \lg Ltf - 0,028pH \quad (5.6-16)$$

Der geringe Einfluss des pH-Wertes ist damit zu erklären, dass durch die hohe Äquivalentleitfähigkeit der Protonen diese bereits im Leitfähigkeitsmesswert enthalten sind.

5.6.8.3 Tiefenprofile maximal freisetzbarer Säure

Die maximal freisetzbare Säure ($-NP_{\max}$) wurde in Abhängigkeit von der Tiefe dargestellt und mit der nach Gl.5.6-15 berechneten verglichen.

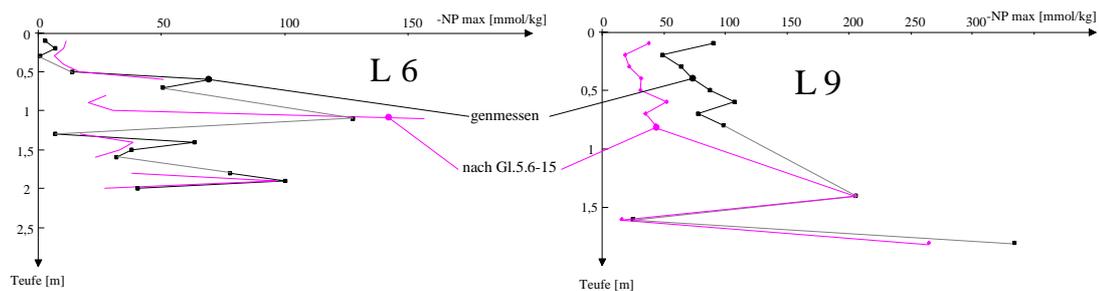


Abb. 5.6-33 Tiefenprofile L6 und L9 (Proben des DGFZ-TP2) des maximal freisetzbaren Neutralisationspotentials ($-NP_{\max}$) im Uferbereich der Insel - jeweils gemessen und nach Gl.5.6-15 berechnet.

Die beiden Tiefenprofile im Uferbereich der Insel zeigen unterschiedliches Verhalten. Während bei L6 die oberen 50 cm nur wenig Säure bilden können, kann L9 nach Oxidationsmittelzufuhr noch erhebliche Säuremengen freisetzen.

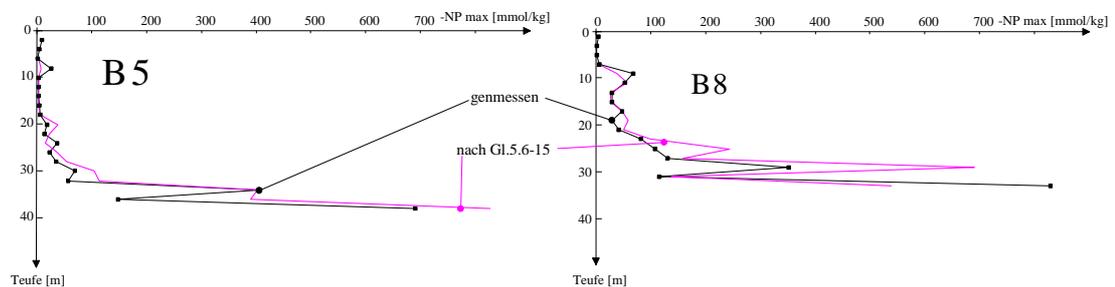


Abb. 5.6-34 Tiefenprofile B5 und B8 des maximal freisetzbaren Neutralisationspotentials ($-NP_{\max}$) im Südanstrom des Senftenberger Sees

Im Südanstrom sind die tertiären Sedimente am höchsten belastet. Die oberen pleistozänen Sedimente sind besonders am B5 arm an Säurebildnern.

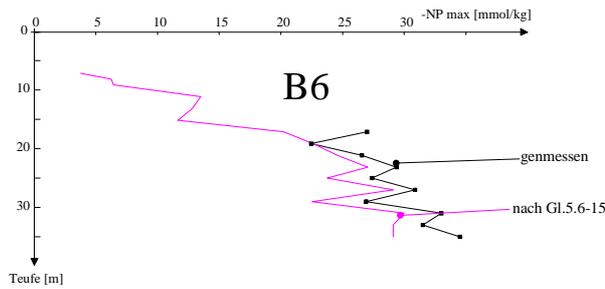


Abb. 5.6-35 Tiefenprofil B6 des maximal freisetzbaren Neutraliationspotentials ($-\text{NP}_{\text{max}}$) im Nordabstrom des Senftenberger Sees

Die am pleistozänen Material des Nordabstromes festgelegte Säure ist im Verhältnis zum Südanstrom relativ niedrig.

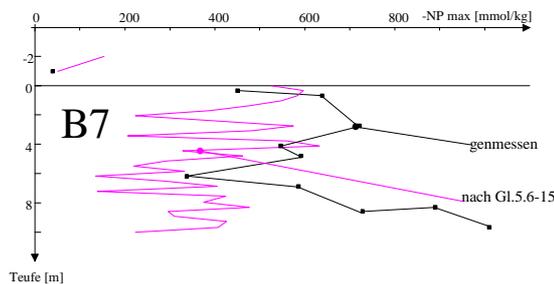


Abb. 5.6-36 Tiefenprofil B7 des maximal freisetzbaren Neutraliationspotentials ($-\text{NP}_{\text{max}}$) im Hangendschluff Meuro

Der Hangendschluff enthält ein maximales Säurebildungspotential. Die über die Orientierungsparameter nach der Oxidation im Labor berechneten Werte weichen erheblich von den gemessenen Daten ab. Die Berechnung nach Gl.5.6-15 kann auch nicht das gemessene Tiefenprofil qualitativ beschreiben.

5.6.9 Untersuchung der Pyritverwitterung und der Verwitterungskinetik im Batch-Ansatz

5.6.9.1 Methodischer Ansatz

Die Pyritverwitterung kann je nach Randbedingungen im Detail über sehr verschiedene Reaktionsmechanismen ablaufen, für die jeweils eine eigene Reaktionskinetik entwickelt werden kann (EVANGELOU 1995). Bei der Betrachtung realer Kippenstrukturen können nur die Messungen zugänglichen Einflußfaktoren berücksichtigt werden. Nach SINGER & STUMM (1970) ist der geschwindigkeitsbestimmende Schritt der Pyritoxidation die homogene Oxidation des Eisen(II) mit Luftsauerstoff zu gelöstem Eisen(III). Die Oxidation verläuft nach erster Ordnung bezüglich Eisen(II) und zweiter Ordnung nach der Hydroxylionenkonzentration.

$$\frac{\partial c_{\text{Fe}^{++}}}{\partial t} = -k_3 (c_{\text{Fe}^{2+}}) c_{\text{OH}}^2 p\text{O}_2 \quad (5.6-17)$$

Bei $\text{pH} < 3,5$ kann die Reaktionsrate nur noch als Reaktion erster Ordnung bezüglich Eisen(II) angesehen werden,

$$\frac{\partial c_{\text{Fe}^{++}}}{\partial t} = -k_2 (c_{\text{Fe}^{2+}}) p\text{O}_2 \quad (5.6-18)$$

und unter konstantem Sauerstoffpartialdruck ergibt sich daraus eine pseudoerste Reaktionsordnung nach Gl.5.6-19 für die Pyritverwitterung.

$$\frac{\partial c_{\text{FeS}_2}}{\partial t} = -k \cdot c_{\text{FeS}_2} \quad (5.6-19)$$

Der nach FISCHER et al. (1987) von SCHÖPKE (1999) modifizierte Pyritverwitterungsversuch im Batch-Ansatz ermöglicht, für wassergesättigte Systeme die Pyritverwitterungskinetik orientierend zu erfassen. Bei beobachteter pseudoerster Ordnung der Verwitterung lässt sich die Geschwindigkeitskonstante der Gl.5.6-19 abschätzen. Die bestimmten maximalen Reaktionsgeschwindigkeiten wurden auf den Sickerwasserbereich (Sickerwasserfilm) für den Fall ausreichender Sauerstoffversorgung übertragen.

Die Proben der Orientierungsbatchversuche wurden unter Luftzutritt einige Monate stehengelassen und dabei mindestens einmal wöchentlich durchgeschüttelt und pH, Leitfähigkeit in Abständen von 2 Wochen in der Lösung bestimmt. Der Endpunkt der Verwitterung war an einer konstant bleibenden Leitfähigkeit zu erkennen. Am Versuchsende wurde die Sulfatkonzentration der Suspension bestimmt und auf die eingesetzte Feststofftrockenmasse bezogen. Die elektrische Leitfähigkeit wurde in Abhängigkeit von der Versuchszeit dargestellt. Aus den Differenzenquotienten der Leitfähigkeit errechnete sich die Verwitterungsgeschwindigkeit. Unter Annahme weitgehend linearer Beziehung zwischen der am Versuchsende bestimmten Sulfatkonzentration und der elektrischen Leitfähigkeit der Lösung konnten die während des Versuchsablaufes gemessenen Leitfähigkeiten in verwitterte Sulfatkonzentrationen übertragen werden. Da nicht für alle Versuche bis zur Auswertung Sulfatkonzentrationen vorlagen, musste zunächst für die gekennzeichneten Proben der Umrechnungsfaktor aus Parallelversuchen eingesetzt werden.

5.6.9.2 Ergebnisse der Pyritverwitterungsversuche

Die Leitfähigkeits-Zeit-Diagramme enthält Abb.5.6-37 für die durchgeführten und noch laufenden Versuche. Von den sehr unterschiedlichen Materialien wurden je ein pyritreiches und ein pyritarmes Material aus dem südlichen Grundwasserleiter gekennzeichnet.

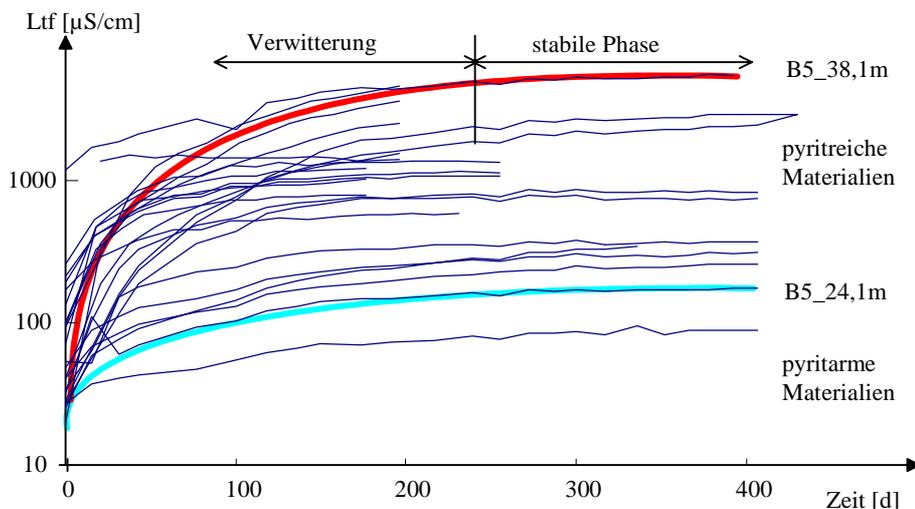


Abb. 5.6-37 log-Leitfähigkeits-Zeit-Diagramme der Verwitterungsversuche im Batch-Ansatz

Auch in der logarithmischen Leitfähigkeitsskala können zwei Phasen unterschieden werden:

- ◆ schnelle Zunahme der Leitfähigkeit nach Einsetzen Oxidationsreaktionen,
- ◆ Übergang in einen stabilen Endzustand, in dem keine signifikante Leitfähigkeitserhöhung mehr bestimmt werden kann (Versuchsende).

Nach dem Erreichen des stabilen Zustandes wurde der Versuch beendet. Je nach freigesetzter Säuremenge und Pufferungsfähigkeit des Materials sank der pH-Wert bis in den Bereich des Eisenpuffers (Abb.5.6-38).

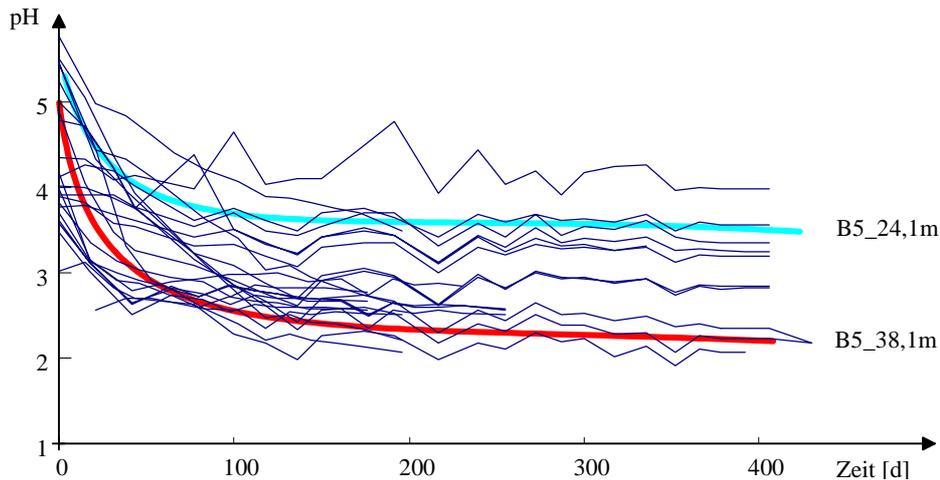


Abb. 5.6-38 pH - Zeit - Veränderungen während der Verwitterungsversuche im Batch-Ansatz

Eingezeichnet wurden auch die typischen Verläufe für pyritarme und pyritreiche Materialien. Bei den Untersuchtenmaterialien stabilisierte sich meist der pH-Wert bereits innerhalb der ersten 100 Tage. Die Reaktionsgeschwindigkeit wurde annähernd aus den Differenzenquotienten der elektrischen Leitfähigkeit nach der Zeit bestimmt. Die Leitfähigkeit der mit den Verwitterungsprodukten angereicherten Lösung kennzeichnet den jeweils aktuellen Umsatz. Die Leitfähigkeit am Versuchsende steht damit im Zusammenhang mit der insgesamt verwitterten Pyritmenge, und die Differenz beider Werte entspricht dem jeweils verbliebenen verwitterbaren Restpyrit. Unter stabilem chemischen Milieu hängt die Verwitterungsgeschwindigkeit im wesentlichen von der Restmenge an Pyrit ab. Es war also annähernd eine Reaktion erster Ordnung zu erwarten. Diesen Sachverhalt kann man durch Darstellung der Reaktionsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Restkonzentration oder auch in Abhängigkeit von der Konzentration an Reaktionsprodukten darstellen. Bei dem angenommenen Reaktionstyp ergeben die Versuchsdaten eine Gerade, die am Versuchsende die Abszisse schneidet und in deren Anstieg die Geschwindigkeitskonstante versteckt ist.

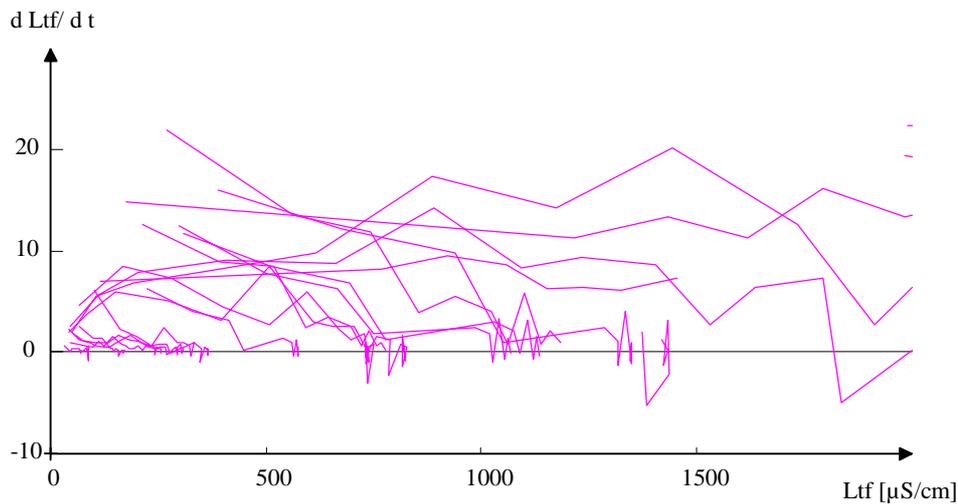


Abb. 5.6-39 Kurvenschar der Verwitterungskinetiken (nur Materialien mit $Ltf_{\text{Ende}} < 2000 \mu\text{S/cm}$)

Im Einzelfall kann die Reaktionskinetik nur sehr grob eingeschätzt werden. Abb.5.6-40 zeigt zwei Beispiele für die Auswertung der Pyritverwitterungsversuche.

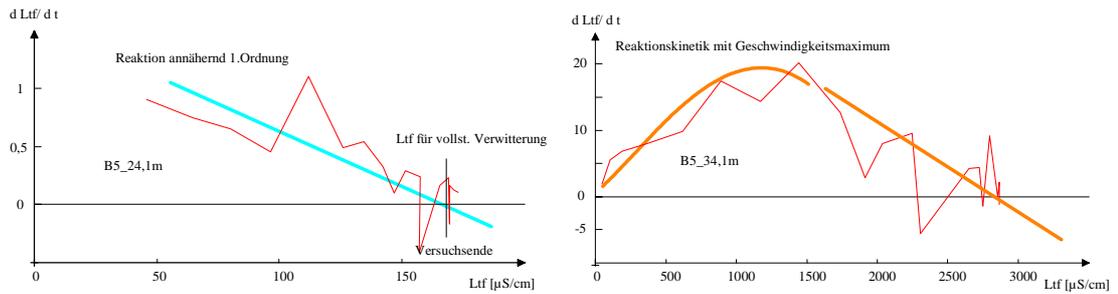


Abb. 5.6-40 Zwei typische Verläufe des Leitfähigkeitsanstieges in Abhängigkeit von der elektrischen Leitfähigkeit der Lösung

Neben der Reaktionskinetik erster Ordnung wurde auch häufig eine Reaktionskinetik mit Geschwindigkeitsmaximum beobachtet werden. Ursachen können dabei sein:

- ◆ lag-Phase, in der sich Mikroorganismen adaptieren
- ◆ Einstellen des sauren pH-Wertes (d.h. Überwinden der Pufferung) bei dem gelöstes Eisen(III) in höheren Konzentrationen als Oxidationsmittel vorliegt
- ◆ andere autokatalytische Reaktionsmechanismen

Für den als Feststoff vorliegenden Pyrit ist eigentlich die Phasengrenzfläche, die mit $2/3$ -Potenz zur Masse abnimmt, eine die Reaktionsgeschwindigkeit bestimmende Größe. Allerdings wird diese Beziehung bereits durch die Korngrößenverteilung nivelliert und aus den in Abb.5.6-40 dargestellten Daten ist dieser Zusammenhang nicht mehr zu entnehmen.

Die Verwitterung der Materialien aus dem Hangendschluff (B7) und der Bohrung B8 waren bis zum Ende der Projektlaufzeit noch nicht abgeschlossen. Die beobachteten Maximalverwitterungsraten resultierten aus dem Pyritgehalt der Proben und den jeweiligen die Verwitterungsgeschwindigkeit bestimmenden Randbedingungen. Die Geschwindigkeitskonstanten k schwankten zwischen $0,007$ und $0,02 \text{ d}^{-1}$, im Mittel etwa $0,01 \text{ d}^{-1}$.

Tab. 5.6-7 Ergebnisse der Oxidationstests im Batch-Ansatz (Die mittels Umrechnungsfaktor **X** berechneten Daten sind kursiv dargestellt)

Probe	Versuche von bis		Dauer	TS	SO ₄ -S	dS / dt (max)	Faktor	k	Kinetik
			d	1	mmol/kg	mmol/(kg d)	(mmol/L)/ (μ S/cm)	1/d	
B5_8,1m	24.03.98	04.05.99	406	0,90	2,89	0,022	0,003199	0,006410	1.Ordnung
B5_18,1m	24.03.98	04.05.99	406	0,97	10,28	0,072	0,004261	0,007000	1.Ordnung
B5_20,1m	24.03.98	04.05.99	406	0,95	12,22	0,103	0,004036	0,008000	1.Ordnung
B5_22,1m	24.03.98	23.02.99	336	0,98	<i>12,47</i>	<i>0,081</i>	<i>0,004000 X</i>	0,008800	1.Ordnung
B5_24,1m	24.03.98	04.05.99	406	0,96	6,40	0,041	0,004036	0,009000	1.Ordnung
B5_26,1m	24.03.98	04.05.99	406	0,91	<i>14,67</i>	<i>0,243</i>	<i>0,004000 X</i>	0,013000	etwa 1.Ordnung
B5_30,1m	24.03.98	04.05.99	406	0,78	19,23	0,197	0,001862	0,021000	mit Maximum
B5_32,1m	24.03.98	04.05.99	406	0,79	44,30	0,512	0,004936	0,015000	1.Ordnung
B5_34,1m	24.03.98	28.05.99	430	0,74	<i>139,38</i>	<i>0,917</i>	<i>0,004000 X</i>	0,008000	mit Maximum
B5_36,1m	24.03.98	28.05.99	430	0,76	<i>136,89</i>	<i>0,961</i>	<i>0,004000 X</i>	0,014000	mit Maximum
B5_38,1m	24.03.98	20.04.99	392	0,61	<i>322,84</i>	<i>3,913</i>	<i>0,004000 X</i>	0,009000	mit Maximum
B6_17,1m	15.09.98	04.05.99	231	0,97	30,30	0,333	0,005444	0,010800	1.Ordnung
B6_23,1m	15.09.98	28.05.99	255	0,97	39,88	<i>0,466</i>	<i>0,004000 X</i>	0,013000	1.Ordnung
B6_27,1m	15.09.98	28.05.99	255	0,96	<i>42,69</i>	<i>0,439</i>	<i>0,004000 X</i>	0,011000	1. Ordnung
B6_35,1m	15.09.98	28.05.99	255	0,95	<i>51,46</i>	<i>0,607</i>	<i>0,004000 X</i>	0,012000	1.Ordnung
B7/10	13.11.98	28.05.99	196	0,63	<i>144,00</i>	<i>0,931</i>	<i>0,004000 X</i>	0,010000	mit Maximum
B7/13	13.11.98	28.05.99	196	0,60		<i>0,572</i>	X		noch nicht abgeschlossen
B7/15	13.11.98	28.05.99	196	0,76					
B7/18	13.11.98	28.05.99	196	0,70					
MIX Ulf	13.11.98	28.05.99	196	0,50					
B8_9,1m	03.12.98	28.05.99	176	0,95					
B8_11,1m	03.12.98	28.05.99	176	0,91					
B8_13,1m	03.12.98	28.05.99	176	0,98					

5.6.9.3 Tiefenprofile verwitterbaren Schwefels

Da die Pyritverwitterung über mehrere Monate beobachtet werden muss, liegen bisher nur vom B5 im Südanstrom die mit unterschiedlichen Methoden ermittelten Schwefelgehalte (Abb.5.6-41) vor.

Die Ergebnisse sind nicht ohne Widersprüche. Meistens wurde im Verwitterungsversuch weniger Pyrit oxidiert als Gesamtschwefel vorlag. Die über Wasserstoffperoxidoxidation ermittelten Schwefelgehalte lagen teilweise auch unter denen des Oxidationstests im Batch-Ansatz. Ähnliche Profile ergibt die Betrachtung der elektrischen Leitfähigkeit. Der Vergleich der in verschiedenen Ansätzen mit Phasenverhältnissen $z = 10$ bestimmten pH-Werte zeigen eindeutige Ergebnisse.

Die frischen Proben zeigten keine Anzeichen von Pyritverwitterung. Aber bereits 4 Monate Lagerung der Proben bewirkten erste Versauerungserscheinungen. Durch naturnahe Verwitterung mit Luftsauerstoff stellten sich etwa gleiche pH-Werte ein wie durch Oxidation mit Wasserstoffperoxid. Bei allen Oxidationen bestätigt sich aber, dass mehr Säure gebildet wird, als das Material abpuffern kann.

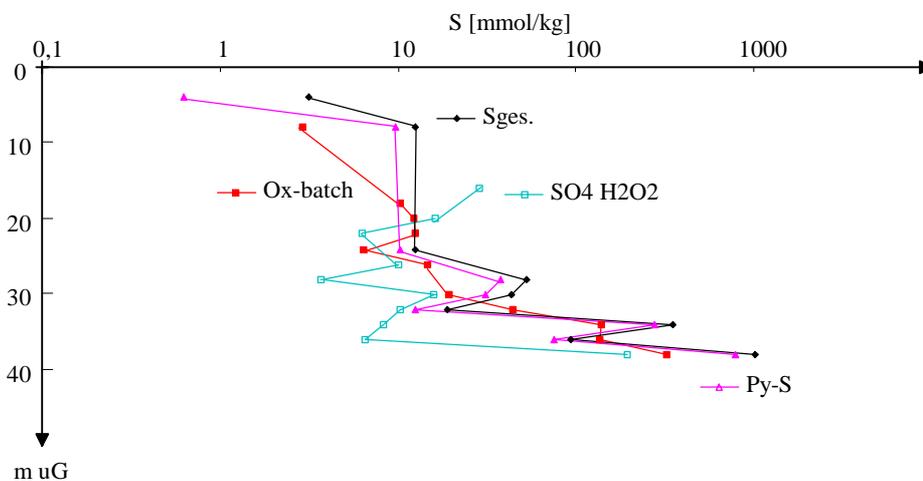


Abb. 5.6-41 Tiefenprofile der mit unterschiedlichen Methoden ermittelten Schwefelgehalte im südlichen Grundwasserleiter (B5)

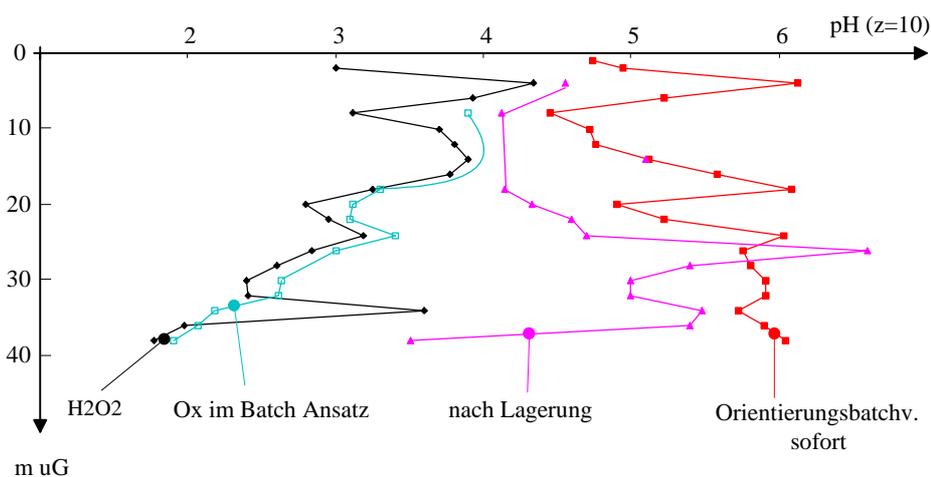


Abb. 5.6-42 Tiefenprofile des pH-Wertes in der Suspension $z = 10$ unter verschiedenen Versuchsbedingungen im südlichen Grundwasserleiter (B5)

5.6.10 Pyritverwitterung und Elution der Verwitterungsprodukte im Sickersäulenversuch

5.6.10.1 Versuchsaufbau und Durchführung

Nach der Entnahme von Kippensandproben aus anoxischen Bereichen des Grundwasserleiters in Linern ließ sich nach Luftzutritt meist ein rasches Einsetzen von Oxidationsvorgängen beobachten. Diese Versauerung von Bohrkernen nach deren Entnahme wurde mit Säulensickerversuchen (Abb.5.6-43) untersucht.

Mehrere 1 Meter-Bohrkerne des Grundwasserleiters am Standort B5 bildeten nach Entnahme der oberen 20 cm für Feststoffuntersuchungen und Fluidzirkulationsversuche als Sickersäulen die Versuchsanordnung. Dazu wurde das untere Ende mit einer *Linerendkappe* (*Siebplatte*, Ablauf, Standfüße) verschlossen und das Sickerwasser während des Versuches in einem Messzylinder aufgefangen.

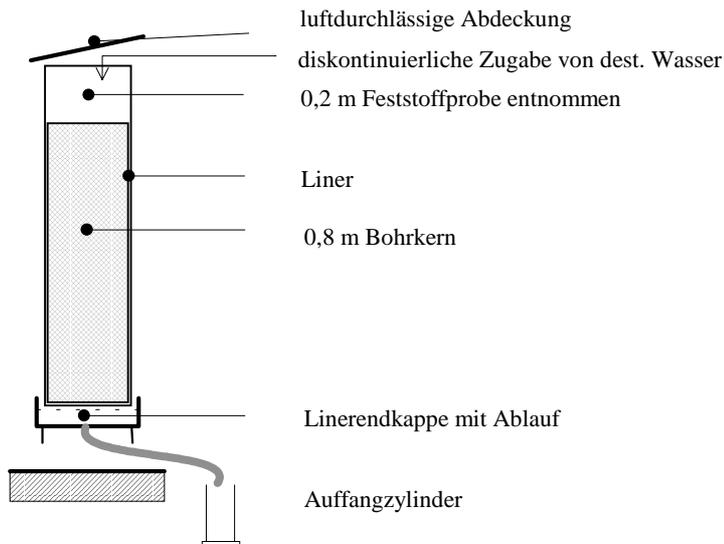


Abb. 5.6-43 Aufbau eines Sickersäulenversuches

Innendurchmesser	1,05 dm
Länge	8,00 dm
Volumen	6,93 dm ³

Die jeweiligen Probemassen und die Anfangswassermenge in der Säule mussten aus deren Volumen, dem Wassergehalt des Materials und der bei den REV-Versuchen ermittelten Schüttdichte geschätzt werden, da eine genaue Bestimmung nicht ohne Störung des Gefüges möglich ist. Die mit Buchstaben bezeichneten Säulen (Abb.5.6-43) enthielten folgende Materialien der Multilevelpegelbohrung B5, die ab Dezember 1997 zur Verfügung standen:

- ◆ **T:** ungesättigter Grundwasserleiter 4,2...5 m u.G.
- ◆ **U:** gesättigter Grundwasserleiter 14,2...15 m u.G.
- ◆ **V:** gesättigter Grundwasserleiter 24,2...25 m u.G.
- ◆ **W:** gesättigter tertiärer Grundwasserleiter 36,2...37 m u.G.
- ◆ **X:** gesättigter Grundwasserleiter 8,2...9 m u.G.

Die Zugabemengen von deionisiertem Wasser orientierten sich an der natürlichen Grundwasserneubildung (100 mm/a in Schlabendorf/N) und dem jährlichen Niederschlag (um 600 mm/a) und wurden aus praktischen Erwägungen auf 10 ml/d ($1,15\text{mm}\cdot\text{d}^{-1} = 420\text{ mm/a}$), die jeweils an zwei Tagen pro Woche zugegeben wurden, festgelegt.

Tab. 5.6-8 Daten zum Verlauf der Säulensickerversuche

Säule		T	U	V	W	X
Entnahmetiefe B5		4,2-5m	14,2-15m	24,2-25m	36,2-37m	8,2-9m
Trockensubstanz	kg	9,21	11,08	11,1	9,42	9,7
Wasser am Versuchsbeginn	kg	0,42	0,28	0,38	3,02	1,06
Wassergehalt am Versuchsbeginn	mm	53	37	48	353	127
Versuchsstart		10.08.98	08.06.98	08.06.98	08.06.98	08.06.98
Versuchsende		03.05.99	03.05.99	03.05.99	03.05.99	03.05.99
Wasserzugabe	mm	336	353	352	361	361
Wasserablauf	mm	258	341	315	363	375
Wassergehalt am Versuchsende	mm	126	45	81	347	108
Materialeigenschaften der oberen 20 cm		4,1 m	14,1 m	24,1 m	36,1 m	8,1 m
dw	mm	1,02	5,29	0,41	0,16	
U	l	2,71	6,16	1,51	1,99	
dw* = äquivalenter Kugeldurchmesser	mm	0,28	0,86	0,21	0,13	
k _f nach Beyer	m/s	2,1·10 ⁻⁰⁴	8,8·10 ⁻⁰⁴	2,3·10 ⁻⁰⁴	6,4·10 ⁻⁰⁴	
TS	%	95,6	97,5	96,4	75,7	90,2
GV	%	4,8	2,9	3,8	2,0	11,1

Die in den Linern befindlichen Materialien lagerten bereits seit Dezember 1997, also 6 bzw. 8 Monate. Dabei konnte Sauerstoffzutritt und Wasserverdunstung nicht verhindert werden und die Pyritverwitterung hatte bereits eingesetzt.

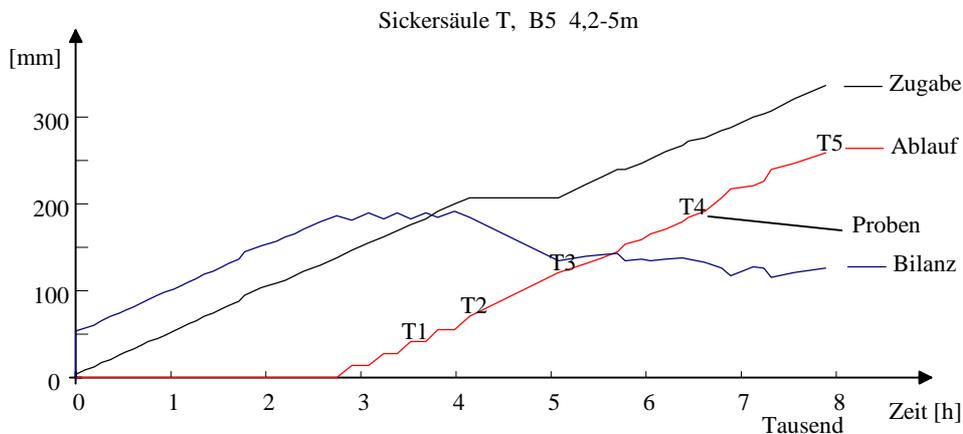


Abb. 5.6-44 Verlauf des Sickersäulenversuches T mit pleistozänem Material aus dem Ungesättigten des B5

In der Säule T aus dem Ungesättigten musste erst ein höherer Wassergehalt eingestellt werden bevor das erste Sickerwasser am Ablauf erschien. Mit wesentlich kleineren Verzögerungen bei der Sickerwasserbildung begannen die übrigen Versuche.

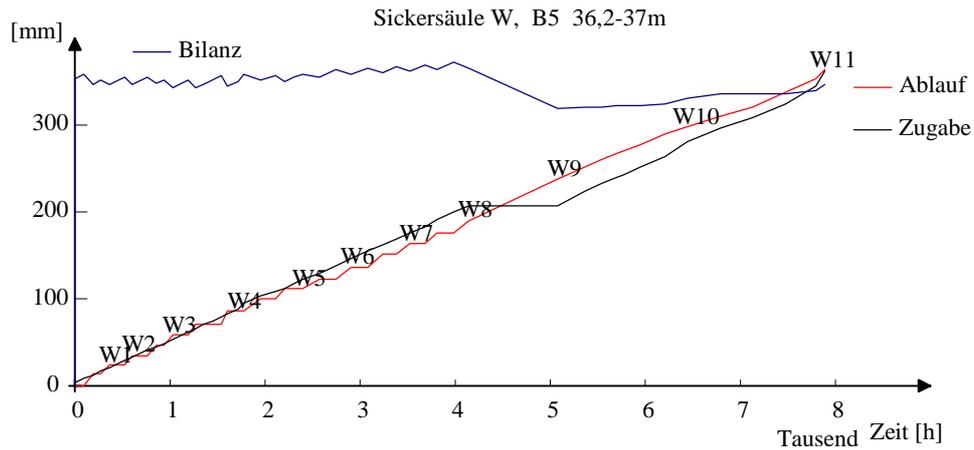


Abb. 5.6-45 Verlauf des Sickersäulenversuches W mit tertiärem Material des B5

Das schluffige und feinkörnige ($d_w = 0,16$ mm) tertiäre Material enthielt genügend Wasser um auch sofort Sickerwasser zu bilden.

5.6.10.2 Entwicklung der Sickerwasserbeschaffenheit

Die Sickerwasserbeschaffenheit wurde diskontinuierlich aus den gesammelten Proben bestimmt. Den Verlauf der Sickerwasserbeschaffenheit während der Versuche zeigt Abb.5.6-46.

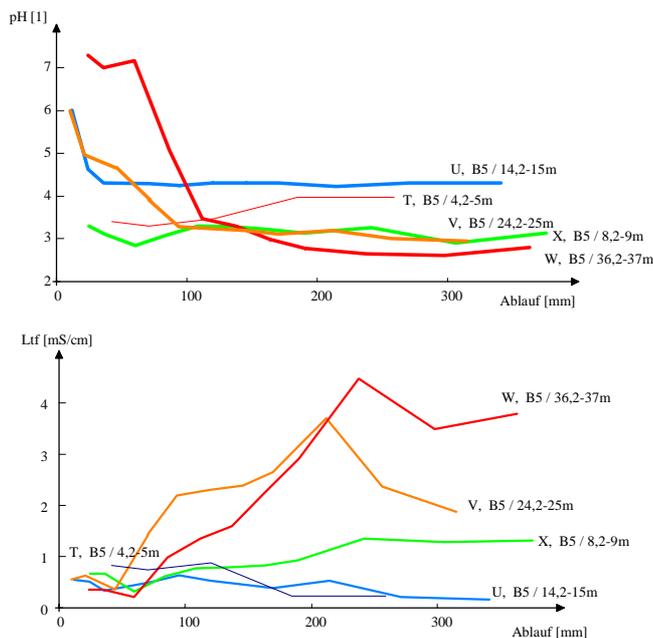


Abb. 5.6-46 Entwicklung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit im Sickerwasser

Die pleistozänen Materialien bis 15 m u.G. zeigten praktisch keine Versauerungserscheinungen. Das noch mit Wasser weitgehend gesättigte schluffig-feinkörnige tertiäre Material aus 36-37 m Tiefe war während der 6-monatigen Lagerung praktisch nicht versauert. Innerhalb von 70 Tagen nach Versuchsbeginn setzte die Pyritverwitterung ein und führte zu einem pH-Umschlag im Sickerwasser. Mit etwas Verzögerung folgte der Austrag von Verwitterungsprodukten, zu erkennen an dem Leitfähigkeitsanstieg.

Tab. 5.6-9 Vergleich der Ergebnisse des Säulensickerversuches mit denen von Laborversuchen

Säulen aus B5			T	X	U	V	W
Entnahmetiefe [m u.G.]			4,2-5m	8,2-9m	14,2-15m	24,2-25m	36,2-37m
Labortests [m u.G.]			4,1m	8,1m	14,1m	24,1m	36,1m
Orientierungsbatchversuch, sofort	pH (2h)	1	6,13	4,45	5,12	6,03	5,90
	Ltf (2h)	µS/cm	40	28	19	10	21
nach 3 Monaten	pH	1	4,60	4,10	5,10	4,70	5,40
	Ltf	µS/cm	12	26	11	27	23
Verwitterungsversuch	pH(E)	1		3,90		3,41	2,07
	Ltf(E)	µS/cm		95		174	2 880
H ₂ O ₂ -Oxidation	pH _{H₂O₂}	1	4,34	3,12	3,90	3,19	1,98
	Ltf _{H₂O₂}	µS/cm	75	191	21	412	5 325
	NP _{H₂O₂}	mmol/kg	-4,5	-25,8	-2,4	-36,9	-147,7
Schwefelgehalte	S-ges.	mmol/kg	3,1	12,5		12,5	93,8
	Py-S	mmol/kg	0,6	9,7		10,3	75,0
	S _{ox-batch}	mmol/kg		2,9		6,4	(137)
extremes Sickerwasser	pH	1	3,46	2,90	4,22	3,00	2,65
	Ltf	µS/cm	865	1 300	530	3 700	4 500
	NP	mmol/L	-1,9	-5	-0,3	-33	-6
	PQ	1	0,4	0,9	0,2	0,8	0,22
	SO ₄	mmol/L	4,75	5,5	1,5	41	27

Die Sickerversuche wurden mit einigen Unregelmäßigkeiten betrieben, so dass die Neutralisationspotentiale der Sickerwässer und auch kumulative Parameter nicht ausgewertet werden konnten. Die untersuchten Materialien können unter Sauerstoffzufuhr innerhalb weniger Monate ihr Säurepotential freisetzen. Diese Prozesse werden auch im Grundwasserabsenkungstrichter während des Tagebaubetriebes abgelaufen sein. Die Reaktionen in tieferen Schichten werden aber von der Nachlieferung von Oxidationsmitteln abhängen.

5.6.11 Zusammenhänge zwischen Feststoffparametern und Grundwasserbeschaffenheit

5.6.11.1 Porenwasseruntersuchungen am B5

Aus den am B5 entnommenen Bohrkernen wurde im Labor das Porenwasser entnommen und analysiert. Mit den Ergebnissen sollten Beeinträchtigungen des entnommenen Materials durch die Probenahme (s.Pkt.5.1.4.2) erfasst werden. Bei einer geringen tolerierten Verfälschung wurde das Grundwasserbeschaffenheitsprofil mit höherer Tiefenauflösung bestimmt, als mit den in größeren Abständen angeordneten Multilevelpegeln bei späteren Grundwasserbeprobungen möglich war. Eine gute Übereinstimmung der Analysenergebnisse der Porenwässer mit denen des späteren Multilevelpegels gab sich hinsichtlich der elektrischen Leitfähigkeit und der Sulfatkonzentration (Abb.5.6-47 und 5.6-48).

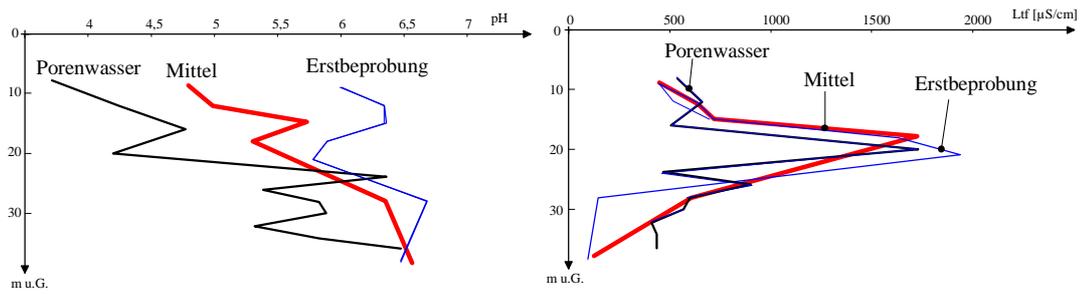


Abb. 5.6-47 Tiefenprofile des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit der Porenwässer, der Erstbeprobung des Multilevelpegels B5 und der Mittelwerte aller Beprobungen

Die während der Bohrung und des Probentransportes eingetragenen Sauerstoffspuren führten jedoch zu einer als pH-Abnahme messbaren Säurebildung, verbunden mit der Erhöhung der Aluminiumkonzentration im Porenwasser.

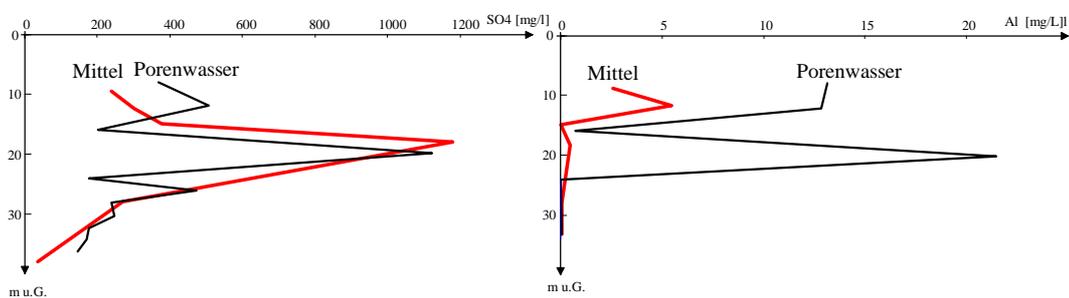


Abb. 5.6-48 Tiefenprofile der Sulfat- und der Aluminiumkonzentrationen in den Porenwässern und den Mittelwerten aller Beprobungen

Da eine trübstofffreie und anaerobe Porenwasserentnahme nicht möglich war, konnten für die Eisen-species keine brauchbaren Werte erhalten werden.

Abgesehen vom geringfügigen Sauerstoffeintrag enthielten die frisch entnommenen Bohrkern noch das Porenwasser-Feststoff-Gleichgewicht des Grundwassersystems. Fremdwassereinflüsse des Bohrverfahrens ließen sich nicht signifikant nachweisen.

5.6.11.2 Wechselwirkungen zwischen der Zusammensetzung des Feststoffes und Beschaffenheit des zugehörigen Grundwassers

Die untersuchten Materialien enthielten meist nur geringe Anteile wasserlöslicher Stoffe (Pkt.5.6.2 und Abb.5.6-7), unabhängig von den Konzentrationsverhältnissen im jeweiligen Grundwasser. Die pyritreichen Sedimente zeigten erst nach Sauerstoffzutritt Versauerungserscheinungen. Die Sorptionsgleichgewichte zwischen Feststoffmatrix und Grundwasser wurden in Pkt.5.6.4 quantifiziert. Den geologischen Bedingungen entsprechend werden pleistozäne Schichten häufig von bergbaubeeinflussten und potentiell sauren Grundwässern durchflossen, und die pyritreichen tertiären Schichten enthalten puffernde *normale* Grundwässer (5.5.1). Das spiegelt sich auch beim Vergleich der Gesamtschwefelgehalte der Sedimente mit den Sulfatkonzentrationen der zugehörigen Grundwässer wider. In Abb.5.6-49 wurden die Sedimentproben, denen Wasseranalysen der Multilevelpegel zugeordnet werden können, entsprechend dargestellt.

Die pleistozänen Materialien werden teilweise von sulfatreichen Grundwässern durchflossen und enthalten wenig Schwefel. Das Material aus dem Hangenden des Tertiärs von B5 (B5_28m) bildet eine Ausnahme für die tertiären Materialien. Den im Uferbereich der Insel (Innenkippe L9) entnommenen Proben wurde die Sulfatkonzentration des Südsees (Tab.5.5-2) zugeordnet. Entsprechend ihrer Herkunft (Kippe) enthielten sie mehr Schwefel als die pleistozänen Materialien. Ein ähnliches Bild, allerdings mit einer höheren Datendichte, ergibt der Vergleich des durch Oxidation entstehenden negativen Neutralisationspotentials mit der Sulfatkonzentration des Grundwassers. Die Daten lassen sich vervollständigen durch Anwendung von Gl.5.6-16.

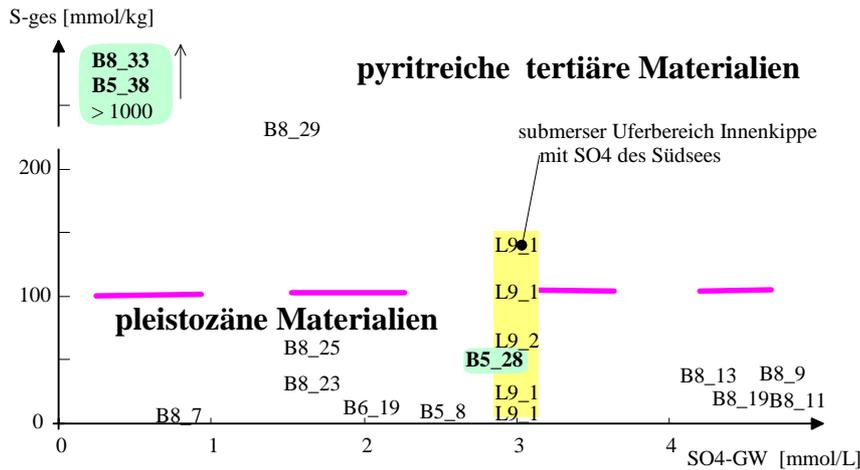


Abb. 5.6-49 Vergleich der Gesamtschwefelgehalte verschiedener Sedimentproben mit den Sulfatkonzentrationen der zugehörigen Grundwässer (Probenbezeichnungen nach Pkt.5.1.4.2)

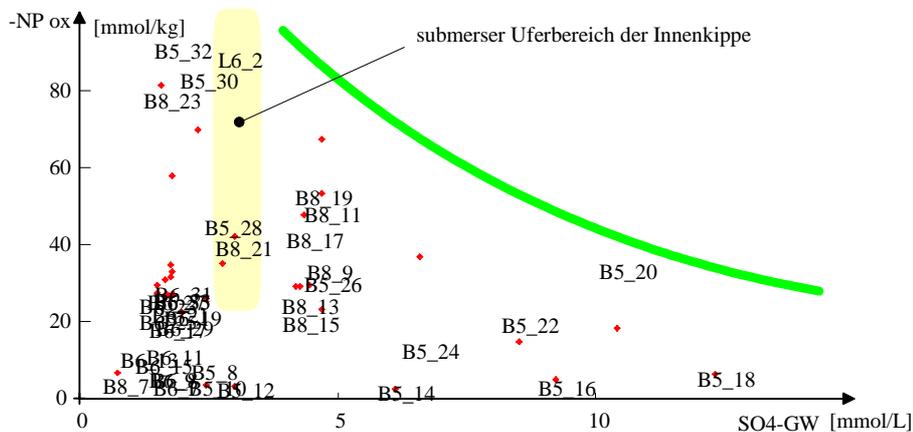


Abb. 5.6-50 Vergleich von $-NP_{ox}$ der Feststoffmatrix (Berechnet nach Gl.5.6-16) und der zugehörigen Grundwassersulfatkonzentration

Es zeigte sich, dass pyritreiche Materialien häufig von relativ sulfatarmen Grundwässern durchflossen werden, und die höchsten Grundwassersulfatkonzentrationen in Bereichen mit niedrigem Säurebildungspotential bestimmt worden sind. In Tab.5.6-10 wurden Grundwasserparameter den in den Entnahmeschichten bestimmten Feststoffparametern gegenübergestellt.

Dabei wurde unterschieden in:

- ◆ up = ungesättigt, pleistozän
- ◆ gp = gesättigt, pleistozän
- ◆ gt = gesättigt, tertiär

Tab. 5.6-10 Zusammenstellung korrespondierender Material- und Grundwasserdaten

Pegel/ Bereich		m NN	Tiefe	O.-batch..		Ox-Vers.				C	S	Py-S	Grundwasser [mmol/lL]				
				pH	Ltf	Gl.5. 6-16	NP	pH	Ltf	mmol/kg			GH	SO4	NP	pH	
B5_up	Mi	103		5,26	23	-6,2	-5,0	3,76	149								
	Anz			4	4	3	3	3	3								
	Min	100	1	4,74	15	-12	-8,6	3,00	33								
	Max	105	6	6,13	40	-2,9	-2,0	4,34	341								
B5_gp	Mi	90		5,21	18	-10	-13	3,39	275		12,5	10,0	2,99	6,79	-1,22	4,97	
	Anz			9	9	9	9	9	9		2	2	4	9	4	4	
	Min	82	8	4,45	9	-34	-37	2,80	21		12,5	9,7	1,47	2,46	-3,27	4,79	
	Max	98	24	6,09	28	-2,5	-2,4	3,90	966		12,5	10,3	7,52	12	-0,51	5,30	
B5_gt	Mi	74		5,87	22	-219	-204	2,51	3 756		263	203	1,24	1,99	0,52	6,46	
	Anz	7		7	7	7	7	7	7		6	6	2	7	2	2	
	Min	68	26	5,73	15	-628	-690	1,77	918		18,8	12,5	0,49	0,31	0,41	6,36	
	Max	80	38	6,05	28	-30	-23	3,60	8 529		1 016	784	1,98	4,69	0,63	6,57	
B6_up	Mi	100	3	7,20	8	-2,9	0,0	4,73	47								
	Anz	3		3,00	3	3,0	0,0	3,00	3								
	Min	98	1	6,84	6	-3,2		4,47	36								
	Max	102	5	7,40	10	-2,6		5,07	59								
B6_gp	Mi	83	20	5,01	38	-17	-29	3,05	491	33	15,6	9,4	2,08	1,66	0,72	6,00	
	Anz	16	16	16	16	16	10	16	16	1	1	1	10	16	10	10	
	Min	68	7	3,52	3	-28	-34	2,78	54	33	15,6	9,4	1,72	1,14	0,23	5,82	
	Max	96	35	6,24	151	-3,3	-22	4,10	760	33	15,6	9,4	3,34	1,97	2,27	6,18	
B8_up	Mi	101	3	5,05	10	-3,1	-2,8	5,63	40	25	4,7	1,6					
	Anz	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2					
	Min	99	1	4,91	8	-3,2	-4,7	4,63	35	25	3,1	0,0					
	Max	103	5	5,13	11	-3,0	-1,7	7,52	43	25	6,3	3,1					
B8_gp	Mi	91	13	5,07	17	-32	-37	2,94	893	110	27,2	21,4	1,33	3,91	-1,73	5,59	
	Anz	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	5	7	5	5	
	Min	85	7	4,70	7	-49	-67	2,60	80	8,33	9,4	6,3	0,48	0,73	-2,85	5,21	
	Max	97	19	5,39	38	-4,2	-6,6	4,04	1 355	342	40,6	34,4	2,35	4,69	-0,22	5,88	
B8_gt	Mi	74	30	5,45	17	-219	-237	2,15	3 834	2 913	227	175	0,66	1,37	-0,22	5,87	
	Anz	9	9	9	9	7	7	7	7	7	7	7	5	8	5	5	
	Min	65	21	5,33	13	-551	-828	1,80	1 195	217	21,9	15,6	0,37	0,42	-0,43	5,65	
	Max	83	39	5,61	21	-42	-42	2,48	7 700	14 600	1 106	838	0,86	3,02	-0,03	5,97	

Ein allgemeingültiger Zusammenhang zwischen der Feststoffzusammensetzung und der Grundwasserbeschaffenheit ließ sich nicht ermitteln.

5.7 Zusammenführung der Einzelergebnisse

5.7.1 Stofftransport (Migration) durch das südlich anströmende Grundwasser

Aus den an den Multilevelpegeln bestimmten Daten lassen sich Tiefenprofile für die in Richtung See verlaufenden Stoffströme konstruieren. Die Filtergeschwindigkeit berechnet sich aus den Durchlässigkeiten und dem jeweiligen Gefälle zum See.

Tab. 5.7-1 Konstruierte Stoffströme des Neutralisationspotentials und des Sulfates am B5 in Richtung See

B5	Tiefe		k_f	H	v_f	NP	SO ₄	NP-kum	SO4-kum
	m	m NN	m/s	m NN	m/a	mol/(m ² *a)		mol/(m*a)	
GW-oberfl.	6,5					-56,9	274,5		
B5_09m	9,0	96,9	1,00E-03	99,4	111,5	-56,9	274,5	-142,2	686,3
B5_12m	12,0	93,9	1,00E-03	99,4	111,5	-64,5	336,1	-335,7	1 694,6
B5_15m	15,0	90,9	8,80E-04	99,4	98,1	-17,5	384,7	-388,3	2 848,7
B5_18m	18,0	87,9	2,30E-04	99,5	27,4	-89,8	338,5	-657,6	3 864,0
B5_28m	28,0	77,9	6,40E-05	100,2	12,7	8,0	35,3	-577,6	4 216,9
B5_38m	38,0	67,9	6,40E-05	100,2	12,7	5,2	4,0	-525,9	4 256,4

Aus den (tiefen-) kumulierten Stoffströmen lassen sich durch Differenzbildung die Ströme beliebiger Tiefenbereiche ablesen.

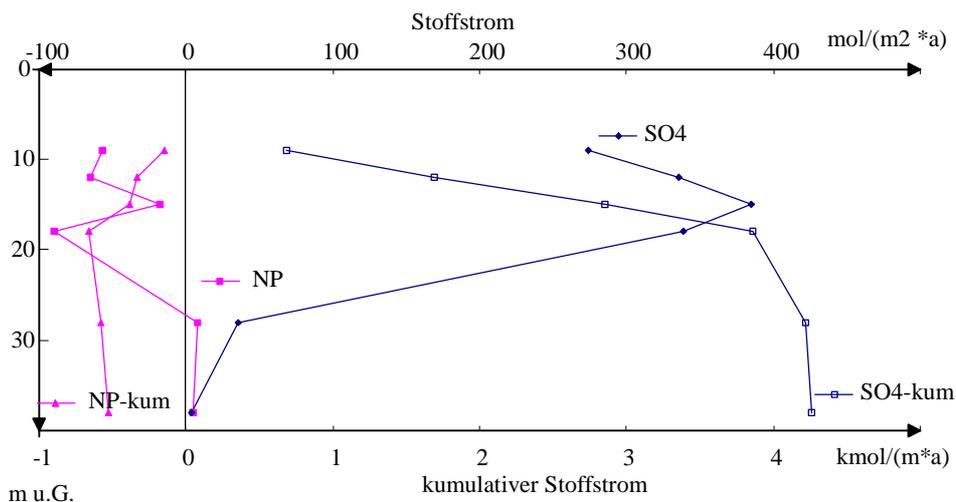


Abb. 5.7-1 Stoffströme und kumulierte Stoffströme am B5 (Südanstrom)

Am B5 erfolgt der Säuretransport überwiegend innerhalb der oberen 20 m. Die tieferliegenden, bereits unter dem Seeboden liegenden Strombahnen sind wahrscheinlich länger als angenommen. Dadurch wird deren Anteil am Stoffeintrag in den See durch tieferes Grundwasser etwas überschätzt.

Tab. 5.7-2 Konstruierte Stoffströme des Neutralisationspotentials und des Sulfates am B8 in Richtung See

B8	Tiefe	m NN	kf	H	v_f	NP	SO ₄	NP-kum	SO ₄ -kum
	m		m/s	m NN	m/a	mol/m ² *a		mol/m*a	
GW-oberfl.	3,5					-6,9	22,8		
B8_07m	7,0	96,0	4,40E-04	100,5	31,1	-6,9	22,8	-24,1	79,8
B8_10m	10,0	93,0	2,80E-04	100,5	19,8	-56,4	92,9	-193,2	358,4
B8_13m	13,0	90,0	4,20E-04	100,5	29,7	-41,1	124,4	-316,4	731,5
B8_19m	19,0	84,0	2,10E-04	100,5	14,9	-20,2	66,1	-437,7	1 128,4
B8_24m	24,0	79,0	2,50E-04	100,5	17,7	-5,7	28,1	-466,0	1 269,0
B8_29m	29,0	74,0	2,30E-04	100,5	16,3	-7,0	23,8	-500,9	1 387,8
B8_34m	34,0	69,0	1,50E-04	100,5	10,6	-0,3	4,4	-502,3	1 409,9

Der Stofftransport in Richtung See ist am B8 geringer als am B5.

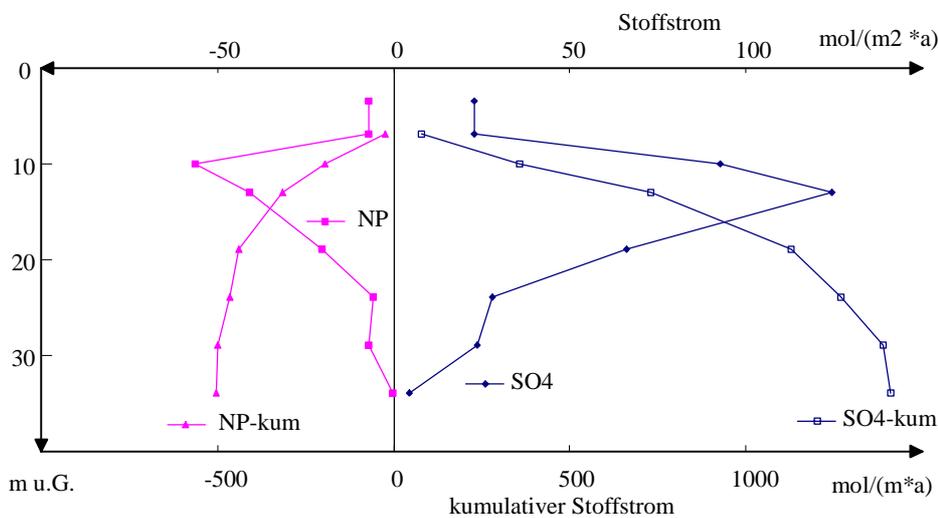


Abb. 5.7-2 Stoffströme und kumulierte Stoffströme am B5 (Südanstrom)

Die Übertragung der konstruierten Stoffströme auf den gesamten Südanstrom wäre zu pauschal. Die wahrscheinlich durch die Kippe strömenden tieferen Wässer transportieren nur wenig Säure. Deren Chemismus kann sich aber beim Durchfließen des Kippfußes noch verändern.

5.7.2 Horizontale Verlagerung von Pyritverwitterungsprodukten durch Sickerwasser

Während der Erkundungsarbeiten wurden in den ungesättigten Kippenbereichen der Insel und der Hochkippe Peickwitz keine mit Pyritverwitterungsprodukten angereicherte Bereiche gefunden. Abb.5.6-12 in Pkt.5.6.4.2 belegt dieses anhand der Orientierungsbatchversuche der Sondierung B1 auf der Insel und Abb. 5.7- für die Sondierungen B2 und B4 auf der Außenkippe Peickwitz. Entsprechend der Datenrecherchen ist es unwahrscheinlich, dass alle Sondierungen auf ursprünglich pyritfreien Sedimenten durchgeführt worden sind. Aus den Säulenversuchen mit hochbelasteten Materialien (Pkt.5.6.7.5) folgt:

- ♦ Für den Säureaustrag durch Sickerwasser aus stark sauren Materialien ist ein Phasenverhältnis $z \leq 1$ erforderlich.

Das bedeutet, bei einer mittleren Schüttdichte von 1,4 kg/dm³ entspricht dieser Wert etwa 0,7 L/L, d.h. pro 10 mm Sickerwasser werden aus 7 mm Kippensand die wasserlöslichen Stoffe ausgetauscht. Für die Elution einer 7 m mächtigen stark sauren Kippensandschicht werden maximal 10 000 mm Sickerwasser benötigt. Während auf der unbewachsenen Kippe anfangs ein erheblicher Teil der ca 600 mm Jahresniederschlag versickert, nimmt die Grundwasserneubildung nach der Aufforstung bis unter 100 mm/a ab.

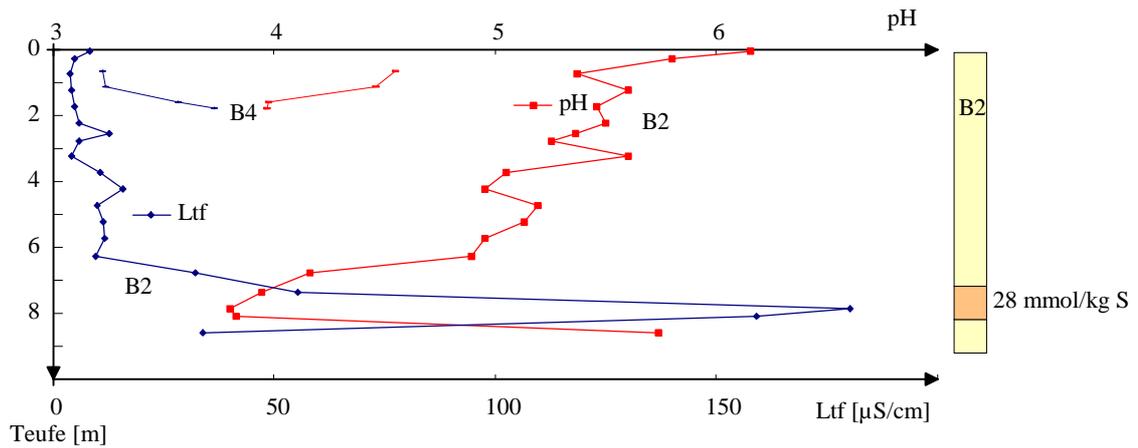


Abb. 5.7-3 Tiefenprofile der Orientierungsbatchversuche der Sondierung B2 und B4 auf der Hochkippe Peickwitz

Für die Kalkulation der Auswaschungsfront auf der Innenkippe werden folgende Annahmen getroffen:

Sickerwasserbildung 1965 bis 1970:	250 mm/a	625 mm
Sickerwasserbildung seit 1970:	50 mm/a	1400 mm

insgesamt etwa 2000 mm.

Damit könnte die Auswaschungsschicht in stark saurem Material etwa 1,7 m Tiefe erreicht haben. Die in den Sondierungen vorgefundenen Materialien können deshalb am Anfang nur relativ schwach mit Pyritverwitterungsprodukten angereichert gewesen sein. Bei den bis in ca. 2 m Tiefe von B1 vorgefundenen niedrigen elektrischen Leitfähigkeiten der Orientierungsbatchversuche kann es sich um Reste dieser Auswaschungsschicht handeln. Bei der älteren Außenkippe Peickwitz erstreckt sich diese Schicht bis in 4...6 m Tiefe. Allerdings können auch Heterogenitäten im verkippeten Material derartige Schichten vortäuschen.

Einmalige Erkundungen nach längerer nachbergbaulicher Entwicklung der Kippe können kein eindeutiges Resultat bezüglich der Verlagerung von Pyritverwitterungsprodukten mit dem Sickerwasser in tiefere Schichten liefern.

5.7.3 Einfluss der Pyritverwitterung auf den gegenwärtigen Säureeintrag

5.7.3.1 Bewertung der Pyritverwitterung im Grundwasserleiter

In Pkt.5.6.9 wurde die Pyritverwitterung unter ungehindertem Luftzutritt in einfachen Batchversuchen untersucht. Die Reaktionskonstanten Pseudoerster Ordnung nach Gl.5.6-19 von Feststoffproben aus gewachsenen ufernahen Grundwasserleitern lagen dabei im Mittel um

$$k = 0,01 \text{ d}^{-1}.$$

Durch Anpassungsrechnungen reaktiver Stofftransportmodelle an Verhältnisse im Mitteldeutschen Braunkohlerevier erhielten FRENZEL et al. (1997) mit

$$k = 0,08...0,1 \text{ d}^{-1} \text{ um etwa eine Größenordnung höhere Werte.}$$

PIEHLER & WISOTZKY (1995) entwickelten kinetische Modellvorstellungen in der ungesättigten Zone als Oberflächenreaktion nach Grundlagen von NICHOLSON et al. (1988). Die Reaktionskinetik entspricht zweiter Reaktionsordnung, d.h. jeweils erster Ordnung bezüglich der Pyritkonzentration c_{FeS_2} und bezüglich des an der Pyritoberfläche adsorbierten Sauerstoffs c_{O_2} . Den Einfluss der Sauerstoffadsorption beschreibt ein Langmuirterm mit der Sorptionskonstante m und es folgt daraus Gl.5.7-1 für die Reaktionsgeschwindigkeit r_{FeS} der Pyritverwitterung,

$$r_{\text{FeS}} = k' \frac{c_{\text{O}_2} \cdot c_{\text{FeS}_2}}{1 + m \cdot c_{\text{O}_2}} \quad (5.7-1)$$

mit den Konstanten:

$$\begin{aligned} k' &= 0,046 \text{ kg}/(\text{mol} \cdot \text{d}) && \text{und} \\ m &= 3,73 \cdot 10^4 \text{ cm}^3/\text{mol} \\ \rho &= 1,46 \text{ g}/\text{cm}^3 \end{aligned}$$

Bei konstantem Sauerstoffpartialdruck erhält man die Reaktionskonstante pseudoerster Ordnung durch Koeffizientenvergleich der Gl.5.6-19 mit Gl.5.7-1:

$$k = k' \cdot \frac{c_{\text{O}_2}}{1 + m \cdot c_{\text{O}_2}} \quad (5.7-2)$$

Mit der Sauerstoffkonzentration unter Normalbedingungen, berechnet aus Molvolumen und Molenbruch des Sauerstoffs in der Luft nach 5.7-3,

$$c_{\text{O}_2} = \frac{0,2}{22,4 \cdot 10^3 \text{ cm}^3/\text{mol}} = 8,9 \cdot 10^{-6} \text{ mol}/\text{cm}^3 \quad (5.7-3)$$

erhält man die um 1..2 Größenordnungen kleinere Geschwindigkeitskonstante:

$$k = 2,1 \cdot 10^{-4} \text{ d}^{-1}$$

SCHÖPKE (1999) ermittelte für Materialien aus den Kippen Schlabendorf und Scheibe Reaktionskinetiken, die von der pseudoersten Ordnung der meisten in Pkt.5.6.9 untersuchten Materialien abwichen. Ein Geschwindigkeitsmaximum war vor allem für die Materialien aus der Altkippe Schlabendorf typisch. Die maximale Reaktionsgeschwindigkeit war mit

$$\begin{aligned} &0,16 \dots 0,82 \text{ mmol}/(\text{kg} \cdot \text{d}) \quad \text{weit niedriger als die in Pkt.5.6.9 beobachteten} \\ &<0,1 \dots 3,9 \text{ mmol}/(\text{kg} \cdot \text{d}), \end{aligned}$$

wobei die höchsten Reaktionsgeschwindigkeiten in tertiären Materialien gefunden wurden.

Wie auch in den Untersuchungen von SCHÖPKE (1999) dargelegt, begann die intensive Pyritverwitterung erst unter Luftzutritt. Die Säulensickerversuche in Pkt.5.6.10 zeigten, dass auch die stark pyrithaltigen Materialien nach ihrer Belüftung etwa 70 Tage bis zum massiven Einsetzen der Pyritverwitterung benötigten (lag-Phase), d.h. einmalige kurze Entwässerungsphasen führen noch nicht zu erheblichen Versauerungserscheinungen. Bei den im Untersuchungsgebiet bestimmten Verwitterungsbedingungen ($k = 0,01 \text{ d}^{-1}$) beträgt die Halbwertszeit des Pyritschwefels unter idealem Luftzutritt etwa 70 Tage. PREIN (1994) gibt für die sauerstofftransportkontrollierte Pyritverwitterungsgeschwindigkeit unter 2 m Sandabdeckung 100...220 mol/(m²a) an, was im Bereich von 0,1 m/a Tiefenverlagerung der Oxidationszone liegt. In der Kippe Schlabendorf-N fand BTUC (1999) nach ca. 25-jähriger Lagerungszeit noch in 6 m Tiefe verwitterungsfähigen Sulfidschwefel, was auf einen sehr geringen Einfluss der Pyritverwitterung nach der Verkipfung hinweist.

Der Einfluss rezenter Pyritverwitterung im Umfeld des Senftenberger Sees und in der Innenkippe auf die potentielle Säurekonzentration des Grundwassers wird deshalb als sehr niedrig eingeschätzt. Die jahresperiodische Belüftung der oberen Grundwasserzone dürfte reaktionskinetisch und wegen geringer Pyritgehalte kaum noch Säure durch Pyritverwitterung in das Grundwasser abgeben können. Der Umstand, dass auch pleistozäne Schichten, die von sulfatreichen Grundwässern durchströmt werden, wieder oxidierbare Sulfide enthalten (Pkt.5.6.8), weist auf langsam verlaufende Sulfatreduktionsprozesse hin. Die im ständig gesättigten Uferbereich der Insel ermittelten Pyritgehalte (Proben der Sondierungen L6, L9) müssen unter diesem Aspekt entsprechend interpretiert werden.

5.7.3.2 Abschätzung der durch Sauerstoffeintrag über das Seewasser in die Elutionszonen möglichen Säurebildung

Die Elutionsschichten wurden jahresperiodisch abwechselnd von Seewasser und Kippengrundwasser durchflossen. Deshalb können wasserlösliche Stoffe in diesen Bereichen nicht mehr vorliegen. In den grundwassergesättigten Uferbereichen der Insel wurde in Sondierungen des DGFZ (Pkt5.6.8.3 Abb.5.6-33) noch verwitterbares Pyrit vorgefunden, welches unter Oxidationsmittelzufuhr Säure bildet.

Nach Gl.5.1-3 beträgt die Stöchiometrie der Säurebildung:

$$\partial NP = 4 \cdot \frac{2}{7} \partial c_{O_2} = 1,14 \partial c_{O_2} \quad (5.7-4)$$

Aus 10 mg/L gelöstem Sauerstoff (0,31 mmol/L) bilden sich somit maximal 0,36 mmol/L Säure, die vom Wasser des Hauptsees abgepuffert werden. Auch das Sediment kann diese geringe Säuremenge abpuffern.

Oxidationsreaktionen in den Elutionsschichten können damit nur einen geringfügigen Beitrag zur Versauerung leisten.

5.7.4 Rekonstruktion des *ruhenden* Kippengrundwassers im Inselbereich und Einschätzung dessen Einflusses auf den gegenwärtigen See

Der ursprüngliche Kippenzustand mit der darin fixierten Säure ist nicht bekannt. Aus der Rekonstruktion der verkippten Materialien lassen sich praktisch keine Informationen zum Anfangspyritgehalt ableiten. Für die hypothetische Rekonstruktion des ursprünglichen Kippengrundwassers muss mindestens die verwitterte Pyritmenge und die Pufferung des Materials bekannt sein. Die Pufferung der bei der Pyritoxidation gebildeten Säure kann über das in Pkt.5.5.3.1 vorgestellte Genesemodell beschrieben werden. Die in Tab.5.7-3 zusammengestellten tertiären Materialien repräsentieren verkippte pyrithaltige Materialien. Die Materialien der Insel sind bereits stark verändert.

Tab. 5.7-3 Zusammenstellung charakteristischer Eigenschaften tertiärer Materialien im Vergleich mit Materialien der Innenkippe

Material		B7 Mittel	B5 34...39m	B8 33m	L6+L9 Inselufer	Insel (Tab.5.6-1)
GV	%	22,5	2...33	38	1,1	< 3
pH (2h)	1	5,7	5,9	5,6	4,7	
Ltf (2h)	µS/cm	40	25	21	18	
NP (H ₂ O ₂)	mmol/kg	-625	-150...-700	-830	-74	(-3)
S-ges.	mmol/kg	761	90...1000	1 110	70 (L9,5Pr)	3...10
Py-S	mmol/kg	483	75...780	840		
PQ(Sges)	1	1,12	1,2...0,7	0,75		0,6

In den im Uferbereich aus dem gesättigten Grundwasserleiter entnommenen Sedimentproben (L6 und L9) könnte ursprünglich vorhandener Sulfidschwefel unter Sauerstoffabschluss konserviert worden sein. Allerdings können Sulfidneubildungen, während über 20 Jahre bergbaugesättigtes Wasser durch diese Schichten in den See flossen, nicht ganz ausgeschlossen werden.

Für die Berechnung hypothetischer ursprünglicher Kippengrundwässer wird ein Anfangsschwefelgehalt von 100 mmol/kg bei einer Schüttdicht ρ_s von 1,4 kg/dm³ und einem Porenvolumen n_p von 0,4 festgelegt.

Das entspricht einem Anteil von 5...10 % der in Tab.5.7-3 zusammengestellten tertiären Materialien. Die Pufferung der Materialien reichte nach Pkt.5.8 zur Neutralisation der Hälfte der bei vollständiger Oxidation gebildeten Säure aus und entspricht damit $PQ = 1$ nach chemischer Oxidation. Aus der Differenz der entsprechend der Schwefelkonzentration freigesetzten Protonen und dem gemessenen Neutralisationspotential lässt sich der Gehalt puffernder Stoffe ableiten (indirekt PQ)

$$\text{Puffdiff} = 2 \cdot w(S_{\text{ges}}) + NP = (2 - PQ) \cdot w(S_{\text{ges}}) \quad (5.7-4)$$

Allerdings wurde diese Pufferung unter extremen Oxidationsbedingungen bestimmt. Bei der natürlichen Pyritoxidation wird wahrscheinlich nur ein Teil dieser Pufferungsdifferenz wirksam werden. Schließlich muss auch auf die relativ hohe Unsicherheit dieses Wertes entsprechend der Fehlerfortpflanzung bei Differenztermen hingewiesen werden. Negative Puffdiff können sowohl auf Säureakkumulation hinweisen als auch nur eine geringe Pufferung bedeuten. Der Carbonatgehalt wird auf 25 mmol/kg festgelegt und der Einfluss der Sauerstoffzufuhr untersucht. Mit der Vermischung tertiärer und quartärer Materialien gelangte auch Eisenhydroxid in das Kippenmaterial und dessen Einfluss wurde variiert. Zusätzlich wurde die in Pkt 5.6.5 angepasste Oberfläche mit eingesetzt, was bei den im Überschuss vorliegenden Festphasen zunächst keinen Einfluss auf die Porenwasserberechnungen hatte.

Ausgehend vom Genesemodell wird die Grundwasserneubildung durch folgende Reaktionen beschrieben:

- ◆ Oxidation von Pyrit (50 mmol/kg)
durch Sauerstoffeintrag bis 150 mmol/kg O (2400 mg/kg)
- ◆ Neutralisation mit Calcit 25 mmol/kg CaCO_3 (2500 mg/kg)
- ◆ Gleichgewicht mit Eisenhydroxid 0 ... 25 mmol/kg
- ◆ Fällung und Rücklösung von Gips und Siderit
- ◆ Oberflächendefinition nach Pkt 5.6.5

Die Berechnung des sich bildenden Grundwassers folgte etwa den auch in der Natur abgelaufenen Schritten:

1. Definition der Ausgangsfestphasen (Pyrit, Calcit, Eisenhydroxid) und Oberfläche
2. Entzug von Wasser bis zum Porenwassergehalt von 0,4 L pro eingesetztem 1 kg Feststoff. Das Phasenverhältnis Kippsand/Wasser = 1/z berechnete sich wie folgt:

$$\frac{1}{z} = \frac{\rho_s}{n_p} \cdot \frac{1 \text{kg}(\text{Bezugsmasse Sand})}{1 \text{L}(\text{Initialvolumen}) \cdot 1 \frac{\text{kg}}{\text{l}}} = 3,5$$

3. Sauerstofflimitierte Pyritoxidation durch schrittweise Zugabe von Sauerstoff. 0...150 mmol/kg, was 0...43 mmol/kg oxidiertem Pyritschwefel entspricht.
4. Berechnung für 0, 5, 10 und 20 mmol/kg Eisenhydroxid im Ausgangsmaterial

Die Ergebnisse dieser Berechnungen enthält Abb.5.7-4. Die Kurven wurden dabei mit den jeweils zugehörigen Anfangseisenhydroxidgehalten beschriftet. Das Genesemodell für die Kippengrundwässer bestätigte sich. Allerdings wirkt sich die Anfangskonfiguration des Sandes und die eingetragene Sauerstoffmenge erheblich auf das entstehende System (Kippengrundwasserleiter + Kippengrundwasser) aus.

Die bei der Pyritoxidation bis zu etwa 60 mmol/kg O (8,5 mmol/kg FeS_2) entstandenen Protonen werden vom Calcit unter Bildung von Hydrogencarbonat und Kohlenstoffdioxid abgebunden. Wenn Eisenhydroxid als Festphase vorliegt, wird es gelöst, durch Pyrit reduziert (Gl.5.1-3) und fällt teilweise mit Hydrogencarbonat als Siderit aus. Dadurch wird die Spitzenkonzentration an Hydrogencarbonat während des Oxidationsprozesses, die um $\text{pH} = 6,4$ auftritt, stark gemindert. Calcium, Sulfat und die ausgefällte Gipsmenge wird durch Anwesenheit von Eisenhydroxid nur wenig beeinflusst. Da bei der Lösung von Eisenhydroxid Protonen verbraucht werden, liegt der pH-Wert am Anfang im alkalischen Bereich. Die ohne Eisenhydroxid zu erwartenden hohen Hydrogencarbonatkonzentrationen konnten in Kippengrundwässern noch nicht beobachtet werden.

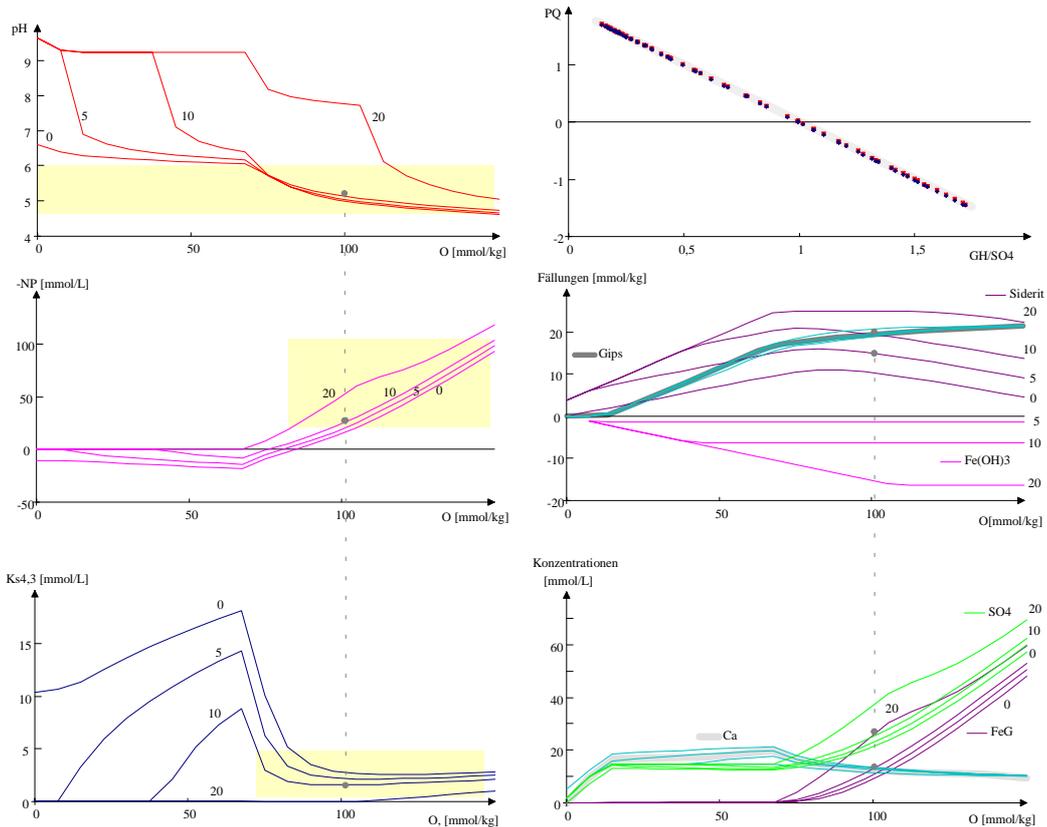


Abb. 5.7-4 Reaktionen im Kippengrundwasserleiter-Grundwasser-System mit definierten Anfangsgehalten von Pyrit (50 mmol/kg), Calcit (25 mmol/kg) und Eisenhydroxid (Zahlenangaben) durch Zugabe von Sauerstoff

Die Bereiche wurden in Abb.5.7-4 eingetragen und ein Repräsentant für potentiell stark saures Kippengrundwasser mit 100 mmol/kg Sauerstoffeintrag (O₁: 1,6 g/kg) und mit 10 mmol/kg Eisenhydroxid ausgewählt.

Da die Innenkippe und deren zugehöriges Grundwasser genaueren Untersuchungen nicht zugänglich ist, wird versucht, deren Einfluss über Analogiebetrachtungen zu bestimmen. Dazu liegen auch Ergebnisse aus der etwa gleichalten Kippe Schlabendorf/N (SCHÖPKE 1999, HÜTTL et al. 1999, BTUC 1999) vor. Das extrem saure Kippengrundwasser wird ebenfalls aus entsprechenden Analogiebetrachtungen hergeleitet.

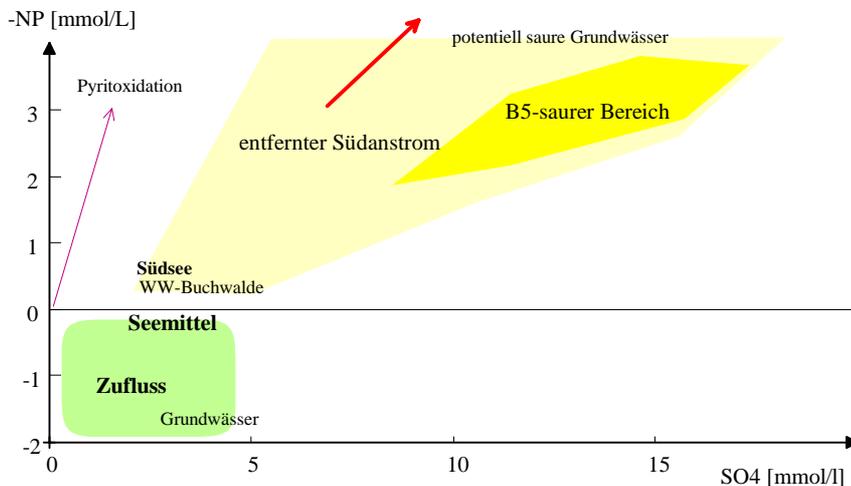


Abb. 5.7-5 Darstellung von Grund- und Oberflächenwässern im Bereich des Senftenberger Sees

Die Pufferung des Sees (Seemittel) liegt zwischen denen der unter- und oberirdischen Zuflüsse.

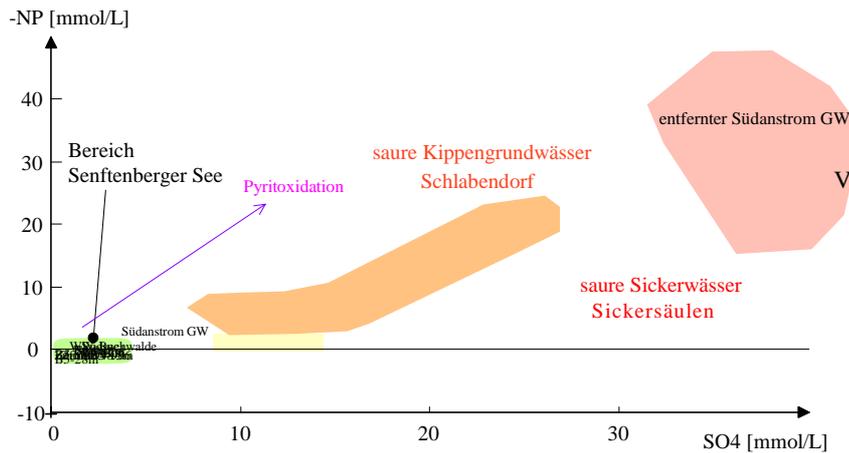


Abb. 5.7-6 Extreme Grundwässer im Vergleich mit denen des Senftenberger Seegebietes

Aus den Erfahrungen mit Kippengrundwässern der gealterten Kippe Schlabendorf-Nord werden nachfolgend die Bildungsbedingungen für das potentiell saure Kippengrundwasser eingegrenzt:

- ♦ Pyrit- und Calcitgehalt am Anfang wird beibehalten
- ♦ pH = 4,5 ... 6
- ♦ $K_{S4,3} \leq 5$ mmol/L
- ♦ NP ≤ -20 mmol/L

Das dadurch entstandene System enthält Tab.5.7-4.

Tab. 5.7-4 Parameter des berechneten Kippengrundwasserleiter/ Porenwasser-Systems

Grundwasser	
Temp.	12,00
pH	5,13
pE	0,09
mV	6,00

100 mmol/kg Sauerstoff (O_2)
entsprechend 5,3 L/kg Luft

Grundwasser	mmol/L	mg/L
Ionenstärke	68,40	
$K_{S4,3}$	1,55	
FeG	12,88	720
Fe(II)	12,88	720
Ca	12,67	508
SO ₄	24,95	2 400
DIC	19,48	234
CO ₂	17,93	790
NP	-24,21	
PQ	0,97	
Ca/SO ₄	0,51	

Wasserlösliche Phasen	mmol/kg
Pyrit	35,00
Calcit	0,00
Siderit	19,45
Gips	19,57
Fe(OH) ₃ amorph	0,00

Gleichgew.
Gleichgew.

adsorbierte Phasen ges.	10,000000
Sand_wO ⁻	1,717000
Sand_wOH	1,262000
Sand_wOH2 ⁺	0,001900
Sand_wOHFe ⁺²	1,881000
Sand_wOHCa ⁺²	1,818000
Sand_wOHSO ₄ ⁻²	2,267000
Sand_wSO ₄ ⁻	1,052000

Oberfläche:

σ [C/m²] 0,187500

Oberflächenladung [V] 0,124400

Die berechnete Wasserbeschaffenheit wird in 1. Näherung dem in der Innenkippe zwischen den Elutionszonen, der Grundwasserneubildung und dem aufsteigenden Tiefengrundwasser eingeschlossenen ruhenden Wasserkörper (Abb.5.3-2) zugeordnet. Durch die verlängerte Absenkungsphase 1994 könnten Randbereiche von den erweiterten Elutionszonen erfasst worden sein und damit einen zusätzli-

chen Säureeintrag in den See ermöglichen. Die vergrößerte Elutionsschicht dürfte aber kaum mehr als 20 % der normalen Elutionsschicht von 0,26 m bezüglich der Seeoberfläche nach Pkt.5.3.4 betragen. Aus dem Bilanzansatz nach Pkt.5.4.5 ergibt sich analog zur Gl.)5.4-1 folgender zusätzlicher Säureeintrag in den See (Gl.5.7-5):

$$\Delta NP \approx 0,20 \cdot \frac{0,26\text{m}}{6,6\text{m}} \cdot \left(-24 \frac{\text{mmol}}{\text{L}} \right) = -0,19 \text{ mmol/L} \quad (5.7-5)$$

Hierbei wurden allerdings sowohl für das ruhende Grundwasser als auch für die zusätzliche Ausdehnung der Elutionsschicht ungünstige Werte eingesetzt. Bei der schwachen Pufferung des Gesamtsees ($NP \approx 0,25 \text{ mmol/L}$) kann diese zusätzliche Säurezufuhr dieser Größenordnung zu einer erheblichen pH-Absenkung führen, vor allem im Zusammenwirken mit den in Pkt.5.4.4.2 diskutierten anderen, die Säureeinbrüche verursachenden Vorgänge.

5.7.5 Modellrechnungen zum Einstrom von Kippengrundwasser in den unbeeinflussten Grundwasserleiter

Wenn das in Pkt.5.7.4 berechnete potentiell saure Kippengrundwasser in den angrenzenden unbeeinflussten Kippengrundwasserleiter eindringt, werden eine Reihe von Reaktionen ausgelöst, die grundsätzlich für alle ähnlichen Verhältnisse gelten. Für die Definition des unbeeinflussten Grundwasserleiter/Grundwasser-Systems wurden folgende Annahmen postuliert:

- ◆ Oberflächenparameter des Materials werden wie im Kippensand (Optimierung der Orientierungsbatchversuche nach Pkt.5.6.5) eingesetzt.
- ◆ Als reaktive Festphase kommt ursprünglich nur amorphes Eisenhydroxid (0 oder 10 mmol/kg) vor.
- ◆ Das neutrale, relativ weiche Grundwasser enthält nur für die Zielstellung erforderliche Komponenten.
- ◆ Redoxpotential und Eisenkonzentration werden durch die Phasengleichgewichte mit amorphem Eisenhydroxid und Siderit festgelegt und stehen im Sorptionsgleichgewicht mit der definierten Oberfläche.
- ◆ Das Porenvolumen wird vereinfachend entsprechend der Innenkippe gewählt (0,4).

Die Simulation erfolgte über den Durchfluss von 40-mixed cells, die in 80 Austauschschritten durchflossen wurden. Es wurde dadurch das gesamte Stromröhrenvolumen zweimal ausgetauscht.

Das in den Grundwasserleiter eindringende Kippengrundwasser löst eine Reihe Reaktionen am Feststoff aus. Dadurch bleiben die migrierenden Beschaffenheitsfronten hinter der Wasserfront zurück (Retardation). Diese lassen sich nach 20 Austauschschritten vollständig als Profil bis zur Stufe 20 darstellen. Die Durchbruchkurven wurden nach Durchströmen von 20 bzw. 40 Zellen dargestellt. Für 20 Stufen bedeutet das einen 4-maligen Gesamtaustausch und für die gesamte Stromröhre mit 40 Stufen nur einen zweimaligen Austausch. Dadurch kann für 20 Stufen der vollständige Durchbruch des Kippengrundwassers erfasst werden.

Die Verzögerung des Stofftransportes gegenüber der Grundwasserfließgeschwindigkeit beschreibt der Retardationsfaktor R_F als Verhältnis zwischen der Transportgeschwindigkeit des Stoffes (bzw. einer *Beschaffenheitsfront*) und der Abstandsgeschwindigkeit des Wassers.

Tab. 5.7-5 Parameter des unbeeinflussten Grundwasser/Grundwasserleiter-Systems

Grundwasser		Wasserlösliche Phasen		mmol/kg	
Temp.	10,00	Pyrit		0,00	
pH	5,13	Calcit		0,00	
pE	1,73	Siderit		0,00	Gleichgew.
mV	102,00	Gips		0,00	
		Fe(OH) ₃ amorph		10,00	Gleichgew.

Grundwasser	mmol/L	mg/L	adsorbierte Phasen ges.	
Ionenstärke	4,20		Sand_wO ⁻	10,000000
K _{S4,3}	1,50		Sand_wOH	6,442000
FeG	0,05	2,8	Sand_wOH2 ⁺	0,330000
Fe(II)	0,05	2,8	Sand_wOHFe ⁺²	0,000034
Ca	1,25	50	Sand_wOHCa ⁺²	0,123100
SO ₄	0,55	53	Sand_wOHHSO ₄ ⁻²	3,104000
DIC	1,9	22,8	Sand_wHSO ₄ ⁻²	0,001190
CO ₂	0,4	17,6	Sand_wSO ₄ ⁻	0,000038
NP	1,39		Oberfläche [m ² /kg]	0,05
PQ	-2,52		σ [C/m ²]	0,019910
Ca/SO4	2,26		Oberflächenladung [V]	0,083740

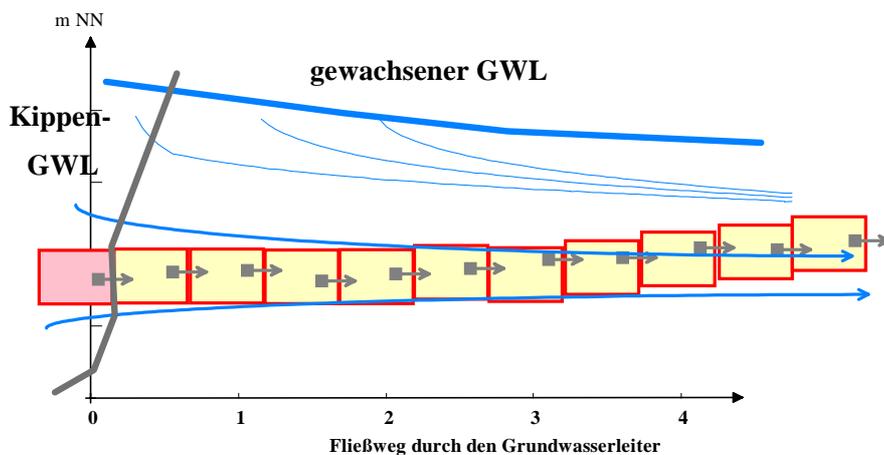


Abb. 5.7-7 Beschreibung des Fließweges durch eine Rührkesselkaskade (mixed cells)

Die erste pH-Veränderung beginnt an der Kippengrundwasserfront. Bis zum Erreichen des pH-Wertes des Kippengrundwassers sind allerdings etwa 2,2 Porenwasseraustausche erforderlich. Daraus ergibt sich der Retardationsfaktor $R_F \approx 0,45$. Bei $\text{pH} \approx 6,5$ wird nach dem ersten pH-Abfall ein kurzes Zwischenniveau erreicht, was auf relativ komplexe Vorgänge bei der Verdrängung des Grundwassers hinweist. Das negative Neutralisationspotential (-NP) zeigt ein interessantes Konzentrationsprofil. Mit der Kippengrundwasserfront verbessert sich die Pufferung des Wassers, um nach etwa zweimaligem Austausch sprunghaft auf den Zuflusswert zu steigen. Die maximale Pufferung des Wassers (Hydrogencarbonatpuffer) fällt mit dem Zwischenniveau des pH-Wertes zusammen. Für 40 Stufen konnte durch 80 Austauschschritte der Endzustand noch nicht erreicht werden. Dazu wären noch einmal etwa $1,3 \cdot 40 \approx 53$ Schritte erforderlich.

Durchbruchkurven und Beschaffenheitsprofile stellen die gleichen Sachverhalte dar. Die weiteren Parameter werden deshalb nur noch anhand der Beschaffenheitsprofile diskutiert.

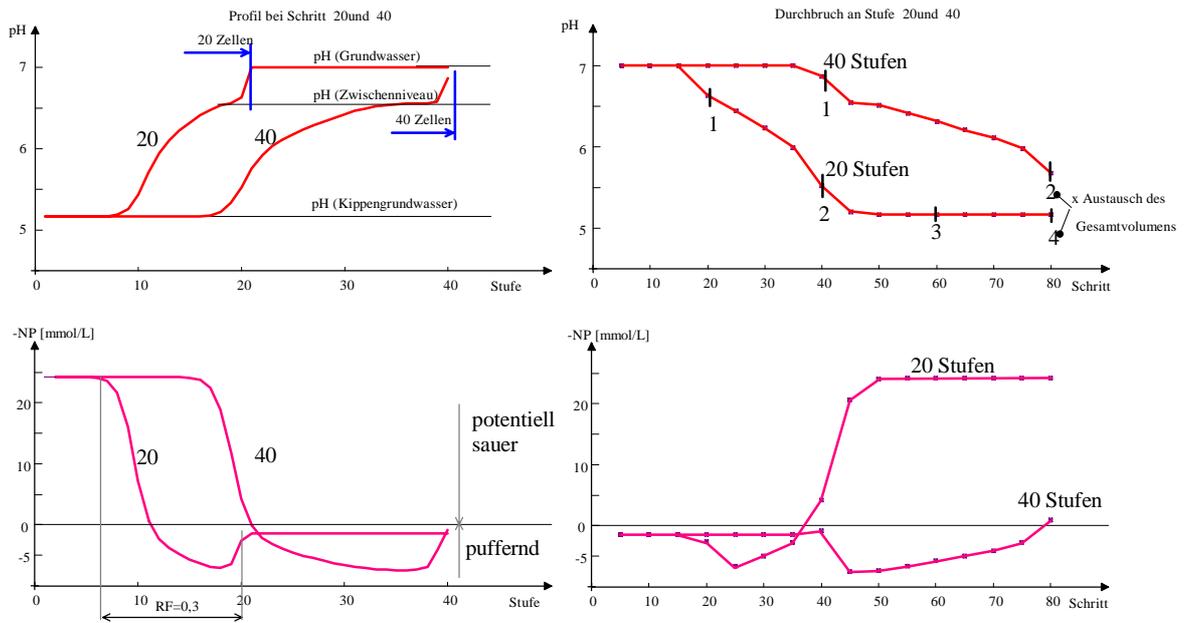


Abb. 5.7-8 Beschaffenheitsprofile durch die Rührstufenkaskaden für 20 und 40 Austauschschritte sowie Durchbruchkurven nach 20 und 40 Stufen

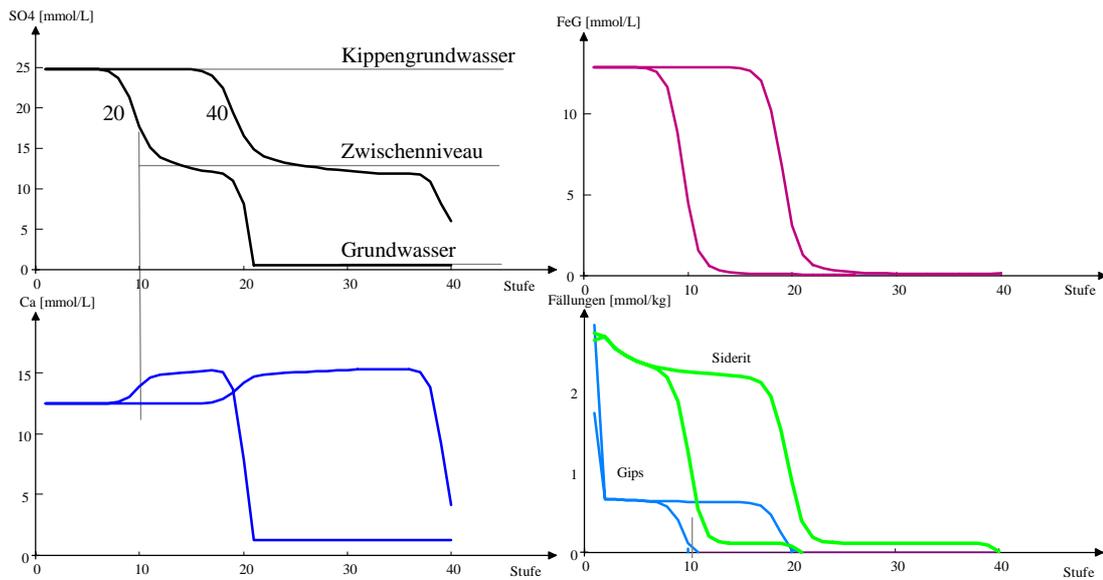


Abb. 5.7-9 Beschaffenheitsprofile durch die Rührstufenkaskaden nach 20 und 40 Austauschschritten für gelöste und ausgefällte Stoffe

Sulfat steigt auch über ein Zwischenniveau auf den Zuflusswert an. In diesem Bereich erhöht sich die Calciumkonzentration über die Zuflusskonzentration - ein Hinweis auf Verdrängungsvorgänge an der Sorptionsoberfläche. In Abb.5.7-10 sind die Konzentrationen der Oberflächenspezies auf das Porenwasser bezogen als Profile für 20 Austauschschritte dargestellt.

Die Verdrängung von adsorbierten Eisen durch hohe Calciumkonzentrationen in einem Aschwasserinfiltrat ist bereits (PROWA 1992, KOCH & SCHÖPKE 1996) in einem pleistozänen Grundwasserleiter beobachtet und im Laborversuch von ERNST (1995) untersucht worden. Bei der Adsorption von Calcium an die negativ geladenen Oberflächengruppen wird jeweils ein Proton verbraucht. Dadurch steigt die Hydrogencarbonatkonzentration und erstes Eisen wird als Siderit gefällt. Gleichzeitig wird auch Sulfat adsorbiert. Die Sulfatmenge steigt bis zum Einsetzen der Gipsfällung bis auf das *Zwischenniveau* an.

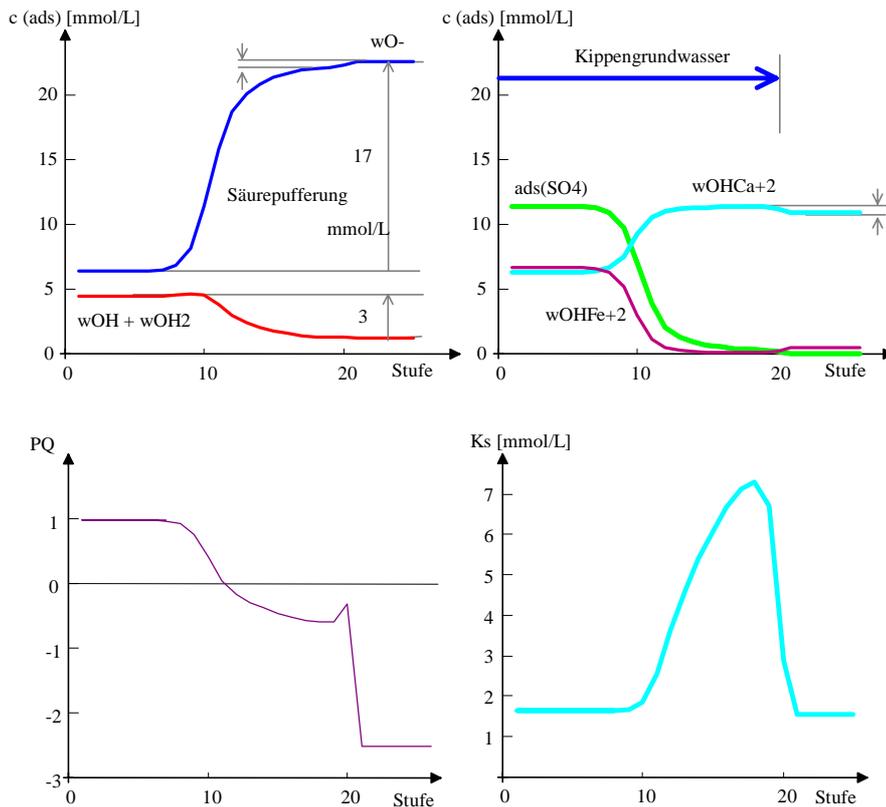


Abb. 5.7-10 Profile adsorbierter Stoffe, sowie des Pufferungsquotienten (PQ) und Säureverbrauches (K_s) durch die Rührstufenkaskaden für 20 Austauschschritte

Die hier dargestellten Konzentrationsprofile gelten nur unter den postulierten Bedingungen. Die einzelnen Konzentrationsprofile können in der Natur von den Berechnungen abweichen. Aus den Modellrechnungen kann aber gefolgert werden:

- ♦ Die *Säurefront* bleibt hinter der *Kippengwasserfront* zurück.
- ♦ $R_F < 0,5$ ist möglich, d.h. bevor die Säurefront am Ende des angenommenen Grundwasserleiters ankommt, muss das Porenvolumen mindestens zweimal ausgetauscht werden.
- ♦ In Kombination von Lösungs- Fällungs- und Oberflächenreaktionen kann sogar Pufferungskapazität aus dem Grundwasserleiter mobilisiert werden.

Die in Pkt.5.5.2 vermutete mehrjährige Verzögerung des Einflusses des Senftenberger Sees auf die Rohwasserbeschaffenheit des WW Buchwalde ist damit plausibel.

5.7.6 Modellrechnungen zur Verdrängung von Kippengrundwasser durch unbeeinflusstes Grundwasser (Kippenelution)

Vor allem das aus dem Süden dem Senftenberger See zuströmende Grundwasser durchfließt nach Bereiche der Innenkippe Pkt.5.3.2. Dieses Wasser verdrängt zuerst das potentiell saure Porenwasser und bildet im Zusammenspiel mit der Kippensandmatrix eine Übergangsporenlösung bis es in den See mit der ursprünglichen Beschaffenheit einströmt. Die in diesem Übergangsbereich auftretenden Effekte werden am Beispiel von vier einströmenden Grundwässern diskutiert:

- ♦ unbeeinflusstes Grundwasser **GW** entsprechend Pkt.5.7.5 (Tab.5.7-5)
- ♦ neutrales tertiäres Grundwasser **B5_38**, ähnlich B5 aus 38 m Tiefe
- ♦ potentiell saures Grundwasser **B5_18** des Südanstromes, ähnlich B5 aus 18 m Tiefe
- ♦ reines Wasser zum Vergleich (**H2O**) entspricht Laborelutionen

Die Grundwasseranalysen des südlichen Anstromes (s.Tab.5.7-6) wurden auf die wesentlichen Parameter beschränkt. Dadurch repräsentiert die Calciumkonzentration einen Teil der übrigen Kationen. Entsprechend der Hydrogencarbonatkonzentrationen und der pH-Werte berechneten sich sehr hohe DIC und CO_2 -Konzentrationen. Die Redoxpotentiale ergaben sich aus der Eisen(II)konzentration und

der im Eisenhydroxidgleichgewicht stehenden Eisen(III)konzentration. Die Elution mit reinem Wasser entspricht dem kontinuierlichen Elutionsverfahren zur Bestimmung der wasserlöslichen Stoffe.

Tab. 5.7-6 Zur Berechnung der Kippnelution verwendete Porenwässer (außer reinem Wasser)

	KippenGW		Grundwasser		B5_38		B5_18	
Temp.	12		10		10		10	
pH	5,13		7,00		6,60		5,30	
pE	0,09		1,73		2,51		5,45	
mV	6		102		148		321	
	mmol/L	mg/L	mmol/L	mg/L	mmol/L	mg/L	mmol/L	mg/L
Ionenstärke	68,40		4,20		2,10		29,80	
$K_{S_{4,3}}$	1,55		1,50		0,60		0,61	
FeG	12,88	720	0,05	2,8	0,13	7,3	2,15	120
Fe(II)	12,88	720	0,05	2,8	0,13	7,3	2,15	120
Ca	12,67	508	1,25	50	0,5	20	7,99	320
SO ₄	24,95	2 400	0,55	53	0,32	30	9,84	945
DIC	19,48	234	1,9	22,8	1,01	12	7,36	88
CO ₂	17,93	790	0,4	17,6	0,41	18	6,76	300
NP	-24,21		1,39		0,35		-3,69	
PQ	0,97		-2,52		-1,08		0,38	
Ca/SO ₄	0,51		2,26		1,54		0,81	

Die in Pkt.5.5.3 diskutierten Abweichungen vom Genesemodell konnten auf Grund der hohen beobachteten Streuungen noch nicht bei der Definition der einströmenden Grundwässer berücksichtigt werden. Der Kippensand hatte mit dem Porenwasser die Konfiguration nach Tab.5.7-4, d.h. er enthält auch restliches Pyrit.

Tab. 5.7-7 Wasserlösliche Phasen der Anfangsporenwässer

	KippenGW		Grundwasser	B5_38	B5_18
	[mmol/kg]	SI	SI	SI	SI
Pyrit	35,0	0	0,00	0,00	0,00
Calcit	0,0		-0,98	-2,13	-2,61
Siderit	19,5	0	0,00	-0,36	-0,78
Gips	19,6	0	-1,88	-2,41	-0,31
Fe(OH) ₃	0,0		0,00	0,00	0,00

Sideritsättigung bestand nur im Kippensandsystem und im einströmenden unbeeinflussten Grundwasser.

Die Reaktionen beim Einströmen der Grundwässer in die Kippe wurden für eine Zelle berechnet. Die Ergebnisse zeigt Abb.5.7-11.

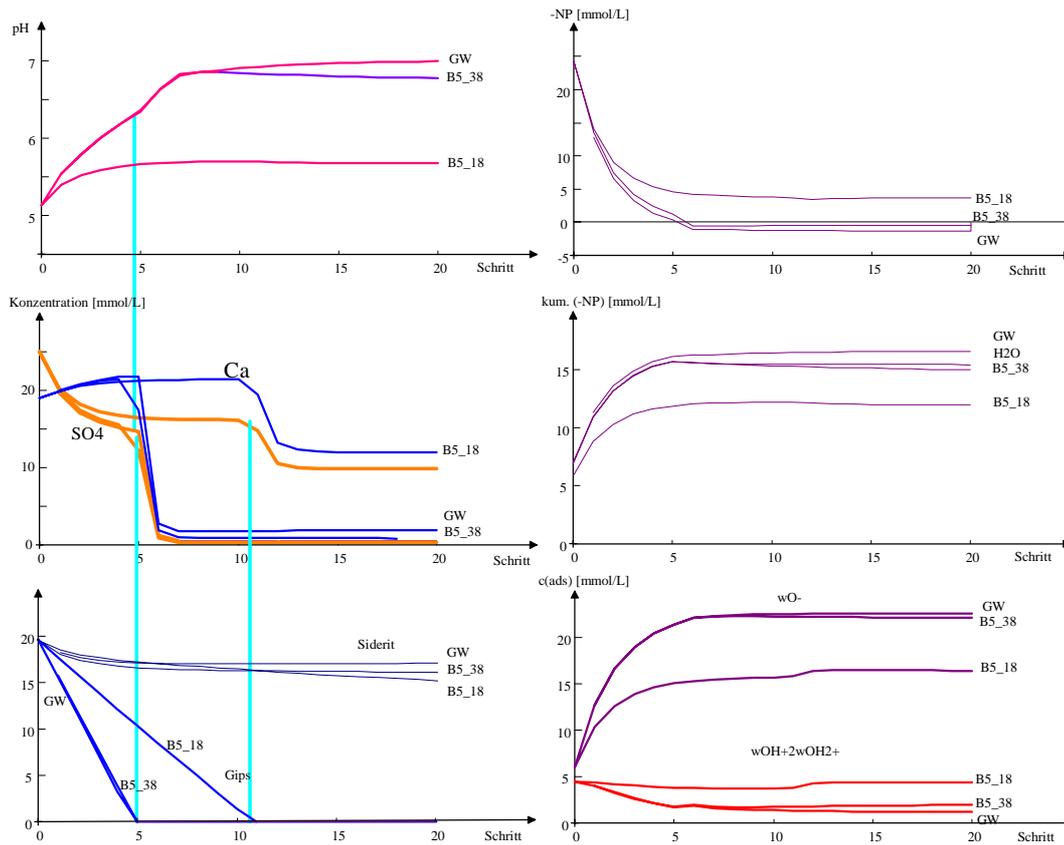


Abb. 5.7-11 Durchbruchkurven der drei postulierten Grundwässer nach je einer mixed cell des Kippengrundwasserleiter - Systems

Für den Übergang vom Kippengrundwasser zum einströmenden Wasser müssen 6..12 Porenvolumen ausgetauscht werden. Dabei wird die Gipsphase im Kippensand vollständig gelöst. Die salzarmen Wässer (GW, B5_38 und H2O) benötigten dafür 5 Porenvolumen. Das Grundwasser B_18 konnte weniger Gips lösen, so dass der doppelte Porenwasseraustausch zur Gipslösung erforderlich war. Während der Gipslösung stieg der pH-Wert langsam an und näherte sich nach dem Konzentrationsprung von Calcium und Sulfat dem Zulauf-pH-Wert. Während der Gipslösung wurde nur ein Teil der Sideritphase gelöst, die auch mit reinem Wasser bis zu 20 Porenwasseraustauschen nur teilweise ausgetragen wurde. Das restliche Siderit wird nach der Gipslösung nur in Spuren ausgetragen. Der pH-Wert des ungepufferten Eluates mit reinem Wasser steigt deshalb auch bis 9,8 an. Nur das sulfatreichere B5_18 vermag noch nennenswerte Sideritmengen zu lösen und zwar über Bildung von Eisen-sulfato-Komplexen. Daraus ergeben sich auch die unterschiedlichen Säureausträge (-NP) in Tab.5.7-8.

Tab. 5.7-8 Berechnete Stoffausträge [mmol/kg] für den Austausch von 20 Porenvolumen

Elutionswasser	-NP	Fe-G	SO ₄	Ca	FeCO ₃	Rest-Siderit
Berechnungsgrundwasser im Sideritgleichgewicht	16,6	7,8	29,8	21,5	2,4	17,1
tieferer tertiärer und gepufferter Südanstrom B5_38	15,0	8,2	29,9	22,4	3,4	16,1
saurer Südanstrom B5_18	12,0	8,4	26,3	20,3	4,3	15,2
reines Wasser	15,4	8,6	30,0	22,3	3,7	15,8

Mit reinem Wasser werden die höchsten Stoffausträge erzielt. Bedingt durch unterschiedliche Gleichgewichtseinstellungen werden mit Grundwässern allgemein etwas niedrigere wasserlösliche Stoffmengen ausgetragen. Der potentiell saure, sulfatreiche Südanstrom B5_18 löst am wenigsten Säure aus dem Kippensand, während das sideritgesättigte Grundwasser die höchsten Säuremengen abtransportiert. Dabei wurden die anschließenden Säure- bzw. gepufferten Einträge nicht berücksichtigt.

Für den Hauptsäureausstrag wurde etwa nur die Hälfte des für den Gipsausstrag notwendigen Porenwassers benötigt. Die Löslichkeit des Gipses schwankte mit der Wasserzusammensetzung um etwa $c_{\text{Ca,SO}_4} \approx 17,5 \text{ mmol/L}$. Daraus lässt sich ein Mindestphasenverhältnis zur Elution entsprechend Gl.5.7-6 (reines Wasser, Variante H₂O) schätzen:

$$z_{\text{Ca,SO}_4} \geq \frac{v_{\text{W}} \cdot \rho_{\text{W}}}{m_{\text{Pr}}} = \frac{w_{\text{Ca,SO}_4} \cdot \rho_{\text{W}}}{c_{\text{Ca,SO}_4} - c_0} = \frac{30 \text{ mmol} \cdot 1,0 \text{ kg/L}}{\text{kg} \cdot (17,5 \text{ mmol/L} - 0 \text{ mmol/L})} = 1, \quad (5.7-6)$$

Nach Pkt.5.4.7 ergibt sich unter den den festgelegten Randbedingungen ein Porenwasseraustausch, eine Erhöhung des Phasenverhältnisses um 0,286. Damit entspräche das berechnete Phasenverhältnis etwa 6 Porenwasseraustauschen.

Das zur Säureelution erforderliche Mindestphasenverhältnis ließe sich wesentlich genauer aus Fluidzirkulations- und Säulenversuchen ermitteln. Nur konnten keine geeigneten Materialien aus den Erkundungen erhalten werden, da insbesondere auf der Innenkippe aus Standsicherheitsgründen keine Erkundungsbohrungen abgeteuft werden konnten.

Wenn man diese relativ ungünstigen Verhältnisse auf den Senftenberger See überträgt, wäre etwa nach dem sechsfachen Porenwasseraustausch des Innenkippen-GWL die gebildete Säure abtransportiert. Bei den sehr komplizierten Strömungsverhältnissen können darüber hinaus bereits vollständig eluierte Bereiche neben noch säurebeladenen vorliegen.

5.7.7 Pufferverhalten des Sees

Das Wasser im Hauptsee ist hydrogencarbonatgepuffert. Der pH-Wert wird hauptsächlich durch das erste Dissoziationsgleichgewicht der Kohlensäure nach Gl.5.1-4 bis Gl.5.1-6 bestimmt. Neben dem Stoffaustausch über Zu- und Abflüsse beeinflussen auch seeinterne Stoffumsätze das Pufferungsverhalten des Sees, bei denen anorganische Kohlenstoffverbindungen umgesetzt werden. Die Stöchiometrie der Photosynthese nach Gl.5.1-10 beschreiben Gl.5.1-11 und 5.1-12. Als Umsatzparameter dient der assimilierte Kohlenstoff als ΔTOC .

Die pH-bestimmenden Vorgänge in hydrogencarbonatgepufferten Systemen lassen sich auch anhand der allgemeinen Titrationskurve der Kohlensäure (BTUC 1998) veranschaulichen. Titriert man ein Wasser, welches nur CO₂ als gelösten anorganischen Kohlenstoff (DIC) enthält, mit einer Lauge und trägt dabei den pH-Wert gegen das Verhältnis der Laugedosis zum DIC (relativer Titer nach Gl.5.7-7) auf, erhält man die allgemeine Titrationskurve der Kohlensäure. Aus der Titrationskurve ist zu erkennen, dass der Abstand zwischen den Umschlagspunkten pH = (4,3...8,2) gleich der Konzentration an anorganischem Kohlenstoff DIC ist.

$$\text{DIC} = c_{\text{CO}_2} + c_{\text{HCO}_3} + c_{\text{CO}_3} \approx K_{\text{S}4,3} + K_{\text{B}8,2} \quad (5.7-6)$$

Daraus leitet sich der relative Titer ab, mit dem aus Abb.5.7-12 näherungsweise der pH-Wert eines hydrogencarbonatgepufferten Wassers bestimmt werden kann.

$$m_{\text{R}} = \frac{c_{\text{HCO}_3}}{c_{\text{CO}_2} + c_{\text{HCO}_3} + c_{\text{CO}_3}} \approx \frac{K_{\text{S}4,3}}{\text{DIC}} \quad (5.7-7)$$

In Abb.5.7-12 sind die beiden Umschlagsbereiche für CO₂- > 0 bei pH = 8,2 und HCO₃⁻ > 0 bei pH = 4,3 - die als Titrationsendpunkte für die Säure- und Basekapazitäten verwendet werden - zu erkennen.

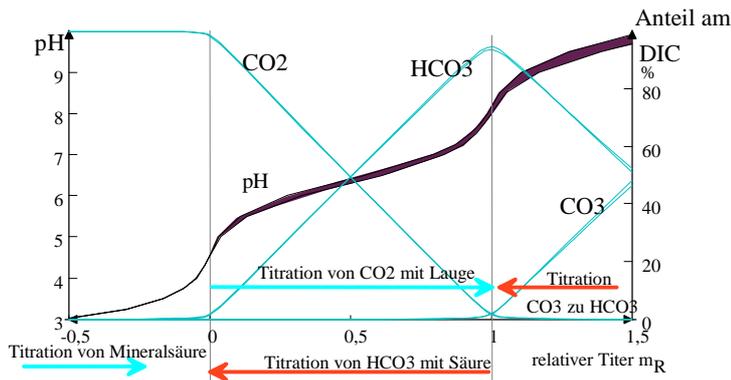


Abb. 5.7-12 Allgemeine Titrationskurve der Kohlensäure, berechnet für etwa 10 mmol/L Ionenstärke und Temperatur zwischen 10 °C und 25 °C sowie mit den relativen Anteilen der C-Species CO_2 , HCO_3^- und CO_3^{2-} am DIC [%]

Zwischen diesen Punkten befindet sich der Hydrogencarbonatpufferbereich um $\text{pH} = 6,4$ bei sehr flachem Anstieg der Titrationskurve (Wendepunkt). Der Carbonatpufferbereich um $\text{pH} = 10,5$ ist nicht mehr vollständig dargestellt. Die allgemeine Titrationskurve veranschaulicht die pH-Veränderung bis über die erste Dissoziationsstufe der Kohlensäure hinaus. Unter Berücksichtigung der Photosynthese mit der Reaktionskoordinate ΔTOC und Stöchiometrie nach Gl.5.1-11 geht Gl.5.7-7 über in:

$$m_{R1} = \frac{c_{\text{HCO}_3} + 0,17\Delta\text{TOC}}{\text{DIC} - \Delta\text{TOC}} = \frac{m_{R0} + 0,17\frac{\Delta\text{TOC}}{\text{DIC}_0}}{1 - \frac{\Delta\text{TOC}}{\text{DIC}_0}} \quad (5.7-8)$$

Je geringer der anorganische Kohlenstoff DIC_0 , desto empfindlicher reagiert der pH-Wert auf Photosyntheseaktivitäten. Unterhalb der trophischen oberen Wasserschicht ist auch die Rückreaktion möglich. Bei der Bewertung dieser *photosynthetischen Alkalitätsproduktion* darf nur der Überschuss gebildeter Biomasse berücksichtigt werden, der nicht mit dem limnologischen Begriff *Nettoproduktion* identisch ist.

Bezüglich der Atmosphäre sind Oberflächengewässer häufig mit Kohlenstoffdioxid übersättigt. Im atmosphärischen Gleichgewicht steigen die pH-Werte auf 7,8...> 8. Selbst das schwach gepufferte Wasser im Hauptsee kann relativ hohe pH-Werte aufweisen (Seewasseranalysen in Tab.5.4-3). Da die Kohlenstoffdioxidkonzentration zusätzlich durch den Gasaustausch mit der Atmosphäre beeinflusst wird, ist der pH-Wert kein geeigneter Parameter zur Charakterisierung des Versauerungszustandes von Oberflächenwässern.

Hauptproblem bei der Einschätzung des Einflusses der Photosynthese auf die Pufferung des Sees ist die Einschätzung der Bilanz assimilierten Kohlenstoffes. Diese ist wahrscheinlich im Senftenberger See phosphorlimitiert. Die mittleren verfügbaren Konzentrationen von Orthophosphat lag unter $10 \mu\text{g/l}$ (Tab.5.4-3). Beim Eintritt der eisenhaltigen potentiell sauren Grundwässer in den See wird deren Phosphatanteil wahrscheinlich an die ausfallenden Eisenhydroxide gebunden. Die übrigen Phosphoreinträge z.B. durch Naherholung sind nicht bekannt.

Der Einfluss der photosynthetischen Alkalitätsproduktion wird nachfolgend an einem Beispiel demonstriert:

Aus der mittleren Wasseranalyse (Tab. 5.4-3) lässt sich für den zum pH-Wert gehörigen $m_R \approx 0,75$ der gelöste anorganische Kohlenstoff auf $\text{DIC} \approx 0,47 \text{ mmol/L}$ abschätzen.

Geht man von einer Assimilation von $0,5 \text{ DIC}_0$ aus, bei der mehr als die verfügbare freie Kohlensäure assimiliert wird (Carbonatspaltung), ergeben sich nach Gl.5.1-11 folgende Umsätze:

$$\begin{aligned} \Delta \text{TOC} &= 0,235 \text{ mmol/L} = 2,82 \text{ mg/L C} = 19 \text{ g/m}^2 \text{ C bei mittl. Wassertiefe 6,6 m nach 5.4.5.1} \\ \Delta \text{DIC} &= -0,235 \text{ mmol/L} \\ \Delta c_{\text{HCO}_3^-} = \Delta \text{NP} &= 0,04 \text{ mmol/L} \\ m_R &= 1,66 \quad \text{das entspricht } \text{pH} > 8,5 \\ \Delta c_{\text{o-PO}_4} &= 0,0022 \text{ mmol/L} = 68 \text{ } \mu\text{g/L o-PO}_4\text{-P} \\ \Delta c_{\text{NO}_3} &= 0,035 \text{ mmol/L} = 0,49 \text{ mg/L NO}_3\text{-N} \end{aligned}$$

Dabei wird bei hohem Anstieg des pH-Wertes nur sehr wenig Neutralisationspotential produziert (\approx Alkalitätsproduktion), während zusätzliche Phosphoreinträge dafür erforderlich sind. Bei dem durch intensive Photosynthese ansteigenden pH-Wert kann atmosphärisches Kohlenstoffdioxid aufgenommen werden, was sich aber selbst bei gesteigerter Produktionsbilanz nur unwesentlich auf die Pufferung des Wassers auswirkt.

5.7.8 Zusammenfassende Bilanzierung der Säureinträge in den See

5.7.8.1 Anpassung eines Bilanzmodelles

Die Ergebnisse der in den vorangegangenen Kapiteln zusammengetragenen einzelnen Einflüsse auf den Senftenberger See werden nachfolgend in Bilanzrechnungen zusammengeführt. Grundlage bildet das in Pkt.5.4.5 entwickelte einfache Bilanzmodell für Wassermengen und -beschaffenheit. Wegen der außerordentlichen Variabilität der Modellkonstanten sind die Ergebnisse von prognostischen Rechnungen fehlerbehaftet und entsprechend zu interpretieren. Das Modell ist geeignet, die von bewirtschaftungsbedingten Einflussgrößen ausgelösten Beschaffenheitstrends qualitativ vorherzusagen, d.h. Kausalbeziehungen aufzudecken. Zur Veranschaulichung der Auswirkung der verschiedenen Randbedingungen auf das Gesamtsystem wurde eine 10-jährige Zeitreihe in Monatsschritten berechnet.

Randbedingungen:

- Es wurde eine gleichbleibende Bewirtschaftungsstrategie vorausgesetzt. Das heißt, dass die mittleren monatlichen Abflüsse und die Wasserstandsganglinie nach Gl.5.3-2 und Tab.5.3-1 sich periodisch fortsetzen.
- Der Nordabstrom von Grundwasser beträgt gegenwärtig nach Prognosen des DGFZ etwa $10 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ ($0,32 \text{ m}^3/\text{s}$), während die nördliche Grundwasserberandung um 85 mNN liegt. Daraus lässt sich der Proportionalitätsfaktor zwischen dem nördlichen Abstrom und dem horizontalen Grundwassergefälle nach Gl.5.4-8 auf

$$K_{\text{GWS,N}} \approx 0,024 \text{ m}^2/\text{s} \quad (5.7-9)$$

schätzen.

- Die Differenz zum Südanstrom ist wasserstandsabhängig nach Gl.5.4-13 und entsprechend Tab.5.4-4 gilt:

$$\begin{aligned} Q_N - Q_U &\approx 0,5 \text{ m}^2/\text{s} \left(H_{\text{See}} - 98,2 \text{ m} \right) \quad \text{Standard 1} \\ Q_N - Q_U &\approx 1,0 \text{ m}^2/\text{s} \left(H_{\text{See}} - 98,2 \text{ m} \right) \quad \text{Standard 2} \\ Q_N - Q_U &\approx 4,2 \text{ m}^2/\text{s} \left(H_{\text{See}} - 99,8 \text{ m} \right) \quad \text{Säureeinbruch} \end{aligned} \quad (5.7-10)$$

- Nach 5.7-9 und 5.7-10 lässt sich der südliche Grundwasseranstrom schätzen. Allerdings ist in Gl.5.7-10 nur der Nordabstrom für den Berandungsstand von 85 mNN einzusetzen, da diese Beziehung für diese Randbedingung ermittelt worden ist. Wenn der Nordabstrom aufgrund sich füllender Tagebauseen im Norden abnimmt, wirkt sich das natürlich nicht auf den Südanstrom aus.
- Die Seewasserbilanz wird mit dem Zufluss nach Gl.5.4-1 ausgeglichen. Wenn sich ein negativer Zufluss ergibt, muss der Abfluss entsprechend erhöht werden.

Daraus folgt, dass jede Veränderung der Bewirtschaftung oder der Wasserstände im Grund- und Seewasser sich komplex auf alle Parameter auswirkt. In Abb.5.7-13 sind die Ganglinien von Zufluss, vorgegebenem Abfluss und korrigiertem Abfluss für den Standardfall dargestellt.

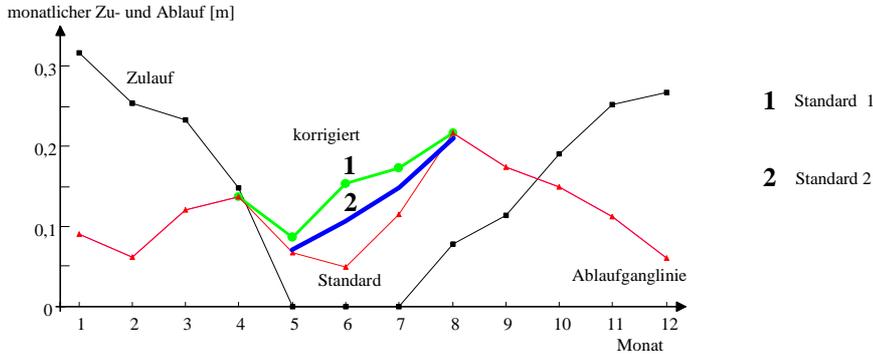


Abb. 5.7-13 Monatlicher Zu- und Ablauf unter den festgelegten Standardbedingungen sowie den verwendeten Kennlinien für WBilanz (H_{Sec})

Um die Seebilanz auszugleichen, musste der Abfluss zwischen Mai und Juli erhöht werden. Dieser postulierte Standardfall entspricht etwa den Verhältnissen zwischen Herbst/1995 und 1998.

- Für die Beschaffenheit des Zulaufes und die des Berechnungsstartes wurde zunächst das Mittel nach Tab.5.4-3 eingesetzt. Die Beschaffenheit des südlich anströmenden Grundwassers erhält man durch Anpassungsrechnungen. (s.Tab.5.7-9)

Tab. 5.7-9 Im Bilanzmodell verwendete Analysenparameter, c_{Anfang} und c_{Zulauf} nach Tab.5.4-3 und $c_{Süd-GWL}$ durch Anpassungsrechnungen ermittelt

mmol/L	c_{Anfang}	$c_{Süd-GW}$	c_{Zulauf}
NP	0,37	-2,25	1,18
SO4	2,33	7,00	1,40
GH	2,04	5,00	2,38
Cl	0,70	0,50	1,10

Die Ergebnisse der Modellrechnung für den postulierten Standardfall sind in den Abb.5.7-14 und 5.7-15 dargestellt.

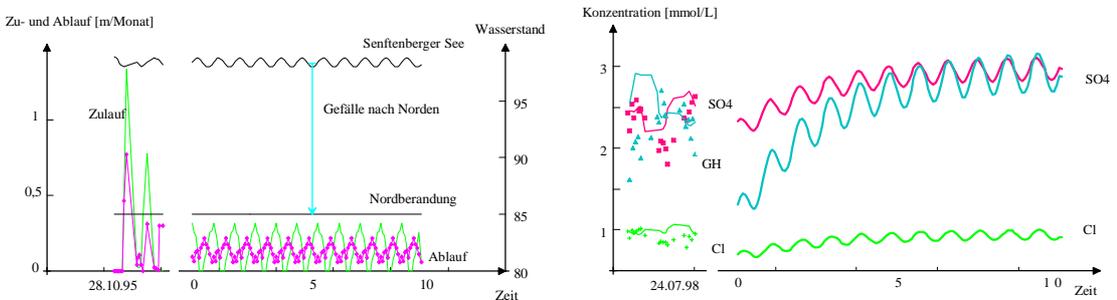


Abb. 5.7-14 Modellrechnung für 10-jährige Fortsetzung der Bewirtschaftung und Konzentrationsgang von Sulfat, Gesamthärte und Chlorid.

Sulfat und die Härtebildner nähern sich innerhalb von 4 Jahren dem stationären Zustand. Die jahresperiodischen Änderungen der Randbedingungen setzen sich in den berechneten Konzentrationen gedämpft fort. Für das Neutralisationspotential wird der Einfluss der zufließenden Konzentrationen in Abb.5.7-15 mit aufgezeigt.

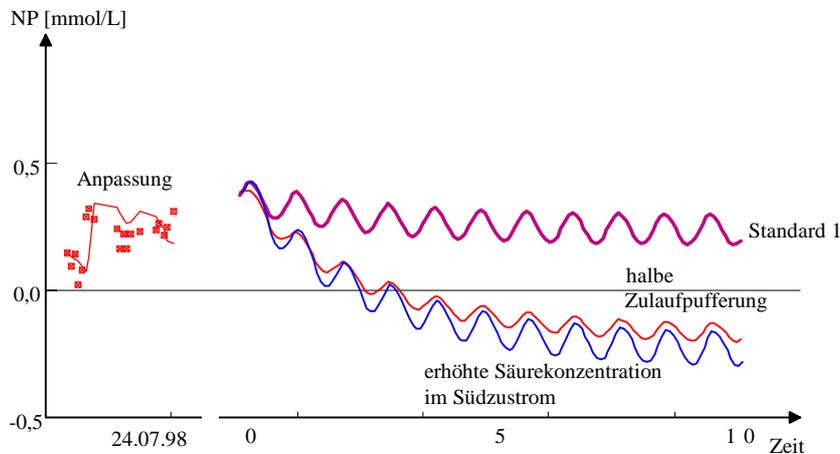


Abb. 5.7-15 Entwicklung des Neutralisationspotentials im Gesamtsee unter Standardbedingungen und bei veränderten Neutralisationspotentialen im Zulauf sowie im Südzustrom.

Die Halbierung des Neutralisationspotentials in der Schwarzen Elster ($NP = 0,6 \text{ mmol/L}$) oder eine erhöhte potentielle Säurekonzentration ($NP = -4 \text{ mmol/L}$) im südlich anströmenden Grundwasser bewirken innerhalb von 3 Jahren eine Versauerung des gesamten Sees mit $pH < 4,3$. Eine vorübergehende niedrige Neutralisationskapazität der Schwarzen Elster wurde vor dem Säureeinbruch beobachtet. Entsprechend Pkt.5.5.1 muss auch mit einem Anstieg der potentiellen Säurekonzentrationen im Südanstrom gerechnet werden. Die durch Anpassungsrechnungen ermittelte repräsentative Grundwasserbeschaffenheit des Südanstromes liegt im Bereich der an den Multilevelpegeln B5 und B8 analysierten Proben und gelten nur für den postulierten Nordabstrom.

Die Änderung der Pufferung und der potentiellen Säurekonzentration im anströmenden Grundwasser verändert nicht die Wasserbilanzen.

5.7.8.2 Veränderung des Seewasserstandes

Bei den Modellrechnungen in Pkt.5.7.8.1 wurde der durchschnittliche Jahrgang von Wasserstand und der Zu- und Abflüsse weitergeführt. Was passiert, wenn man den Seewasserstand an einem Hoch- oder Niedrigpunkt konstant einstellt, zeigt Abb.5.7-16.

Die konstante Erhöhung des Wasserstandes im See erhöht langfristig dessen Pufferkapazität (als NP), und ein ständiger niedriger Wasserstand führt im Modell innerhalb eines Jahres zur Versauerung. Im Unterschied zur gegenwärtigen Speicherbewirtschaftung unterscheiden sich Zu- und Ablaufmengen dieser Variante durch eine konstante Differenz zu jeder Zeit, die der wasserstandsabhängigen Differenz zwischen unterirdischem Nordabstrom und dem südlichen Grundwasserzufluss entspricht. Bei hohem Wasserstand fließt weniger potentiell saures Grundwasser aus dem Süden in den See, wodurch die Neutralisationskapazität des Sees steigt und umgekehrt.

Mit einer Erhöhung des mittleren Seewasserstandes kann ein erhöhter Säureeintrag über zuströmendes Grundwasser vorübergehend vermieden werden. Da die Grundwasserneubildung des zugehörigen Einzugsgebietes zum Teil in den See strömt, wird dadurch der Grundwasserstand langfristig ansteigen und schließlich das potentiell saure Grundwasser wie vorher in den See strömen. Daher kann die Anhebung des Seewasserstandes ein Versauern des Sees nur hinauszögern.

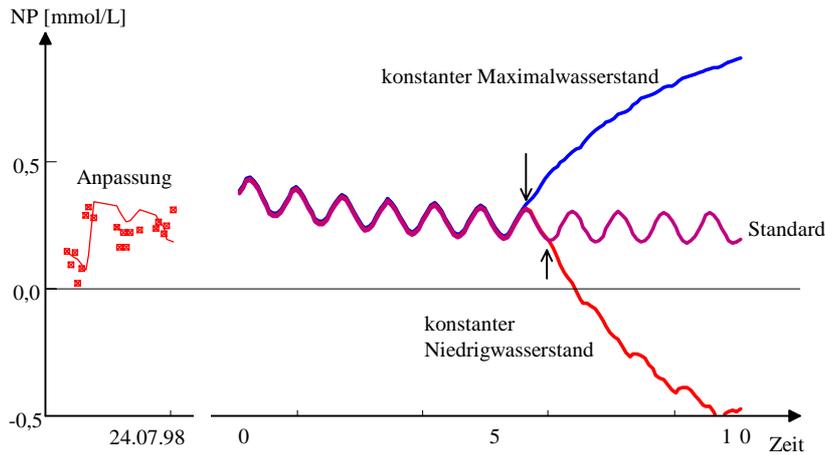


Abb. 5.7-16 Vergleich der Entwicklung des Neutralisationspotentials bei konstant eingestelltem hohem (98,8 m NN) oder niedrigen (98 m NN) Seewasserstand gegenüber dem Verlauf mit Speicherbewirtschaftung.

5.7.8.3 Veränderung des regionalen Grundwasserströmungsfeldes

Die unterirdische Wasserbilanz zwischen Zu- und Abflüssen konnte nach Gl.5.4-13 als Funktion des Seewasserstandes - in Pkt.5.4.5.4 als *Kennlinie* bezeichnet - beschrieben werden. Diese *Kennlinie* ist aus den verfügbaren Daten für bestimmte Zeiträume ermittelt worden. Während des Säureeinbruches wies die von den übrigen Zeiträumen abweichende Kennlinie auf stark veränderte Grundwasserströmungsverhältnisse hin. Und in der Tat wurden im unterirdischen Südwestabstrombereich des Sees erhöhte Wasserstände und damit besondere Strömungsverhältnisse (Abb.5.3-8 in Pkt.5.3.3.6) ermittelt. Dieses führte auch in Verbindung mit der verlängerten Niedrigwasserperiode des Sees zur Verschiebung des regionalen Strömungsfeldes (Abb.5.3-1). Entsprechend der orientierenden vertikalen Strömungsprofile (Pkt.5.3.2.2) verläuft in West-Ost-Richtung durch den Seeuntergrund die Trennlinie zwischen Exfiltration von Grundwasser und Infiltration von Seewasser. Im Bereich dieser praktisch nicht lokalisierbaren Linie ist mit indifferenten Strömungsverhältnissen zu rechnen, d.h. der mittlere Potentialunterschied zwischen See und dem Kippengrundwasser liegt um Null. Die jahresperiodischen Wasserstandsschwankungen führen über viele Jahre zu stabilen Elutionszonen. In dem unterhalb dieser eluierten Zonen liegenden Kippenmaterial können sich ebenfalls die in Pkt.5.3.4 beschriebenen *ruhenden Wasserkörper* ausbilden. In diesen Bereichen könnte noch weitgehend ursprüngliches potentiell saures Kippengrundwasser - etwa nach Tab.5.7-4 - eingeschlossen sein. Nach Pkt.5.7.6 müsste das Porenwasser dieser Zonen bis zu 6 mal ausgetauscht werden, um die darin gespeicherte Säure auszutragen.

Das Großraummodell des Teilprojektes 2 (DGFZ) enthält ebenfalls unterseeische Zu- und Abstrombereiche vor allem unter Berücksichtigung der prognostizierten Entwicklung der Randbedingungen. Die Pufferung des Sees wird damit durch zwei gegenläufige Einflüsse geprägt:

1. In gesättigten Kippenbereichen können noch ursprüngliche Säuremengen eingeschlossen sein, die erst bei verändertem Strömungsfeld mit dem Grundwasserstrom abtransportiert werden.
2. Der Hauptsäureeintrag erfolgt über den Südanstrom in bis zu 25 m u.G. (Tiefenprofile der Multilevelpegel Pkt.5.5.1), also hauptsächlich in den Südsee. Der Seeboden wird andererseits von gepuffertem tieferen Grundwasser angeströmt (Abb.5.3-2). Mit der Verschiebung des Strömungsprofils nach Norden könnten dadurch auch erhöhte Mengen gepufferten Wassers in den See einströmen.

Beide Einflüsse lassen sich nur mit einem nicht vertretbarem Erkundungsaufwand nachweisen und werden deshalb als gegenläufige Arbeitshypothese angesehen.

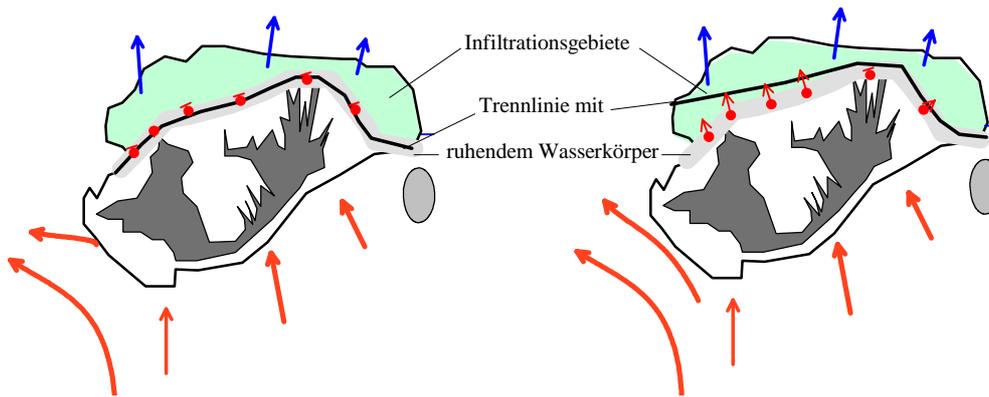


Abb. 5.7-17 Durch Verschiebung der Trennlinie zwischen Exfiltration und Infiltration am Seeboden (zur Innenkippe gehörend) hervorgerufene Mobilisierung von weitgehend ruhenden Wasserkörpern mit ursprünglicher Säurebelastung.

Die als Kennlinie eingesetzte Differenz zwischen unterirdischem Grundwasserabfluss und Zufluss bestimmt deren Stoffein- und -austräge. Die eingesetzten Standardkennlinien nach Gl.5.7-10 zeigt Abb.5.7-18 sowie die Kennlinie für den Säureeinbruch Abb.5.4-22.

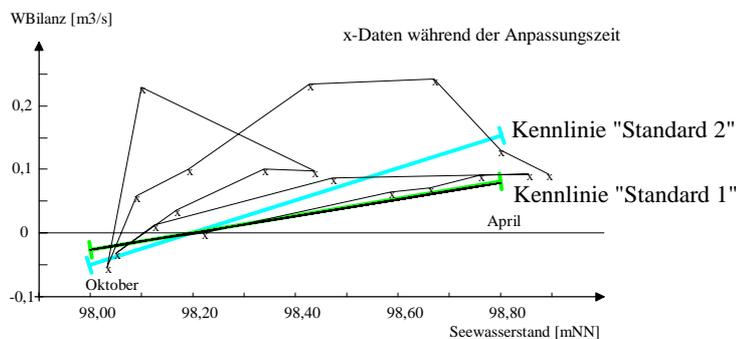


Abb. 5.7.18 Kennlinien *Standard 1* und *Standard 2* im Vergleich mit den Anpassungsschwanken zwischen dem Wasserstandsminimum im Oktober und dem Wasserstandsmaximum im April.

Während der Anpassungsperiode 1995...1998 wurden die Standardkennlinien nicht immer eingehalten (s.Pkt.5.4.5.4). Jede Kennlinie entspricht auch einer abweichenden Bewirtschaftung. Bei der steileren Standardkennlinie 2 und Wasserständen hauptsächlich über H_{krit} fließt mehr Grundwasser unterirdisch ab und der Abfluss ist niedriger als bei der Kennlinie 1. Infolgedessen ist die Prognose des Neutralisationspotentials mit der Kennlinie 1 etwas günstiger (Abb.5.7-19).

Unter den definierten Randbedingungen stellt sich ein Neutralisationspotential des Sees um 0,6 mmol/L ein. Eine Halbierung der Zulaufpufferung oder die Erhöhung der Säurefracht des Südanstromes kann das System noch abpuffern. Es wird eingeschätzt, dass die unterirdische Wasserbilanz zwischen den Kennlinien Standard 1 und 2 liegen wird. Damit würde sich das Neutralisationspotential zwischen den in Abb.5.7-15 und 5.7-19 dargestellten Kurven bewegen können. Allerdings verändern sich auch die Bedingungen im Nordabstrom. Durch Auffüllung der Restlöcher Sedlitz und Meuro steigt der Wasserstand der Nordberandung bis zur Umkehr der Strömungsrichtung. Mit dem orientierenden Modell kann letzterer Fall nicht mehr betrachtet werden. Für einen Anstieg der Berandung auf 95 m NN ergibt sich eine Bewirtschaftung des Zu- und Abflusses nach Abb.5.7-20. Alternativ werden auch die Bedingungen während des Säureeinbruches betrachtet.

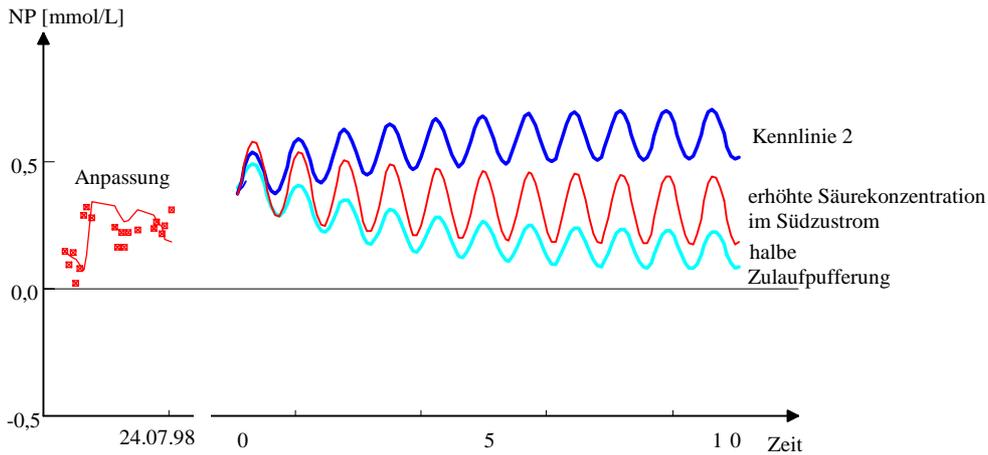


Abb. 5.7-19 Entwicklung des Neutralisationspotentials im Gesamtsee mit der Standardkennlinie 2 und bei veränderten Neutralisationspotentials im Zulauf und im Südstrom entsprechend Abb.5.7-15.

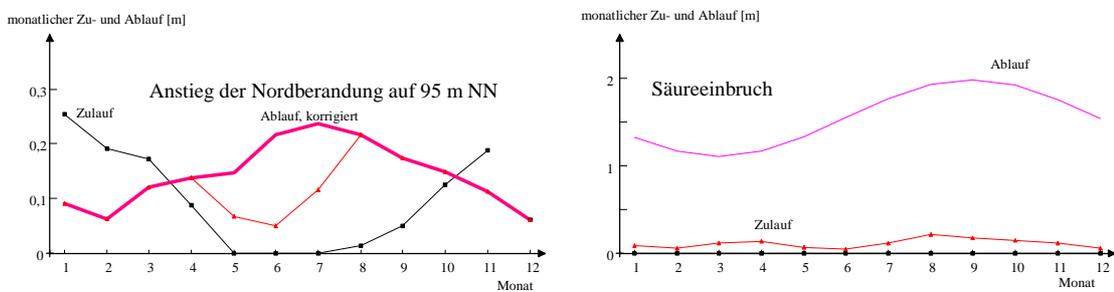


Abb. 5.7-20 Zu- und Abflussbewirtschaftung nach Anstieg der Nordberandung auf 95 m NN und unter den Bedingungen des Säureeinbruches.

Durch Minderung des Grundwasserabstromes kann in den Sommermonaten der Abfluss erhöht werden. Verwendet man die Kennlinie für den Säureeinbruch, steigt der mittlere Modellabfluss durch den Grundwasserzustrom auf durchschnittlich 0,6 m³/s bei sehr niedrigem Zulauf. Diese Bedingungen ergeben sich auch aus der vorgegebenen periodischen Wasserstandsschwankung. Die sich aus diesen Strömungsvorgaben ermittelten Entwicklungstendenzen des Neutralisationspotentials zeigt Abb.5.7-21.

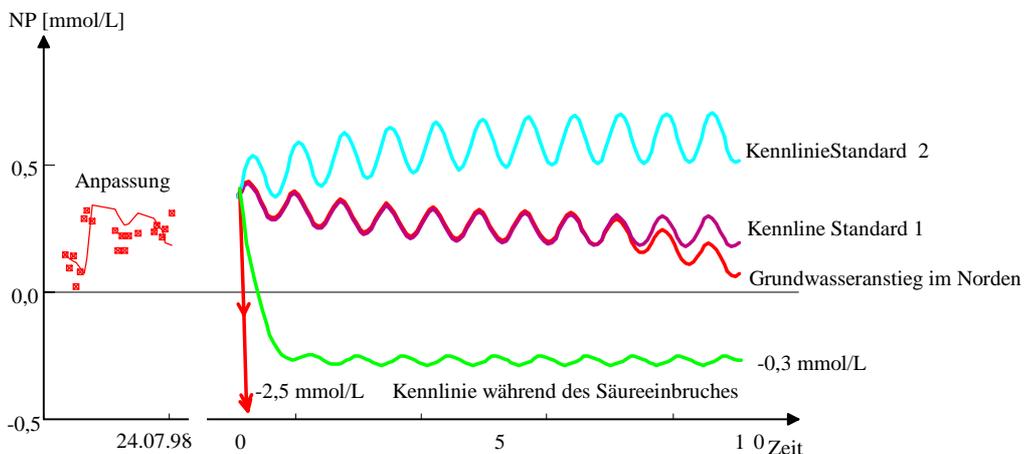


Abb. 5.7-21 Entwicklung des Neutralisationspotentials unter verschiedenen Strömungsbedingungen

Der simulierte Grundwasseranstieg im Norden wirkt sich nur gering auf das Neutralisationspotential (Standard 1) aus. Es zeigt sich dennoch ein zunehmender Versauerungstrend. Nach der Strömungsumkehr wird aber potentiell saures Kippengrundwasser von Norden her zuströmen und zu einer Versauerung des Sees führen (s. Modellierungen im Teilprojekt 2, DGFZ).

Die modellierten Trends des Säureeinbruches stimmen nicht mit den Beobachtungen überein. Mit der angepassten Säurekonzentration des Südanstromes (-NP) wäre der See innerhalb weniger Monate versauert. Bei dem relativ hohen Grundwasserzufluss stellt sich im Modell dessen Grundwasserbeschaffenheit im See innerhalb eines Jahres ein. Weniger dramatisch verläuft der Säureeinbruch, wenn man in diesem Zeitraum eine geringere Säurekonzentration für das zuströmende Grundwasser annimmt. Das spricht für die zweite diskutierte Arbeitshypothese - die Säurekompensation durch Zufluss puffernden Tiefengrundwassers.

Die Modellrechnungen zeigen die Wirkung der verschiedenen Einflussfaktoren auf die Pufferung des Sees. Es kann davon ausgegangen werden, dass bei positivem Neutralisationspotential (mindestens $NP > 0,1 \text{ mmol/L}$) sich der pH-Wert des Sees stabilisiert und auch durch Wechselwirkung mit der Atmosphäre und biologische Aktivitäten kaum ändern wird. Dabei steigt die Gefahr von plötzlichen starken pH-Rückgängen durch Überkompensation der geringen Pufferkapazität mit katastrophalen Folgen für das gegenwärtige Seeökosystem. Im Teilprojekt 1 wurden die diskutierten Modellvorstellungen speziell für die Parameterermittlung entwickelt. Prognosemodelle mit wesentlich höherer räumlicher und zeitlicher Auflösung waren Gegenstand des Teilprojektes 2 (DGFZ).

6. Zusammenfassung

6.1 Aufgabe und Arbeitsablauf

Innerhalb des Teilprojektes *Laborative Parameterermittlung* waren die für die Prognose der künftigen Entwicklung der Seewasserbeschaffenheit (im Teilprojekt 2) erforderlichen Parameter und Randbedingungen zu ermitteln.

Im Mittelpunkt des hydrochemischen Arbeitskonzeptes stand die Beschreibung der verschiedenen Säurebildungs- und Pufferungsprozesse über das Neutralisationspotential NP.

Durch die angewandten methodischen Ansätze waren prozessspezifische Parameter über Auswertung von Beobachtungen und Experimenten im Labor zugänglich.

Darüber hinaus wurden umfangreiche geologische Datenrecherchen durchgeführt und ergänzt durch Multilevelpegelbohrungen.

Die Daten zur Seewasserbeschaffenheit lagen seit 1977 und die Zu- und Abflussdaten für den Senftenberger See seit Ende 1989 vor.

6.2 Ergebnisse der Laborativen Parameterermittlung

Die Laborative Parameterermittlung umfasste die Bestimmung von Randbedingungen, Beschaffenheitsparametern (repräsentative Analysen), Formulierung von Modellansätzen und Bestimmung ihrer anwendungsspezifischen Konstanten. Die bestimmten Einzelparameter lassen sich wegen dieser Spezifik nicht tabellarisch zusammenfassen. Es werden nachfolgend die Arbeitsbereiche dargestellt, deren ermittelte Parameter in der vorliegenden Dokumentation ausführlich erläutert worden sind.

- Charakteristik der einzelnen Kippenbereiche
- Gliederung des Untersuchungsgebietes in Reaktionsräume (Kompartimente) mit relativ einheitlichen hydrochemischen Bedingungen
- Modellierung von Elutionszonen im Innenkippenbereich auf der Grundlage der Speicherbewirtschaftung
- Zusammenfassung der Seewasseranalysen eines Beprobungstages zu repräsentativen Mittelwerten und Darstellung der bisherigen Entwicklung des Pufferungsvermögens des Senftenberger Sees
- Analyse der durch Daten belegten Säureeinbrüche unter Angabe der Hauptursachen
- Analyse der Wasserbilanz des Sees und Angabe quantitativer Beziehungen zwischen den Grundwasserzu- und -abstromverhältnissen und dem Seewasserstand
- Kopplung des einfachen Wasserbilanzmodelles mit Stoffbilanzen konservativer Beschaffenheitsparameter und Anpassung an den gemessenen Konzentrationsgang
- Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheiten in Anstrombereichen des Sees, insbesondere die Verteilung von potentiell saurem Grundwasser (Tiefenprofile, Zeitabhängigkeit, ...)
- Laborative Ermittlung der Parameter für ein Grundwasserleiter-Porenwasser-Modell auf der Basis von PHREEQC
- Erfassung von bestimmenden Parametern für die Auswaschung von Pyritverwitterungsprodukten in der ungesättigten Zone
- Bestimmung der gebundenen wasserlöslichen Stoffe im Inselgrundwasserleiter (ungesättigte Zone) und in den angrenzenden Grundwasserleitern des Sees, speziell der säurebildenden Bestandteile
- Bestimmung der unter Oxidationsmittelzufuhr in den Grundwasserleitern maximal durch Pyritverwitterung freisetzbaren Säure
- Bestimmung von kinetischen Parametern der Pyritverwitterung in Grundwasserleitermaterialien unter Luftzutritt
- Rekonstruktion eines wahrscheinlichen Kippengrundwassers aus vorgegebenen Anfangsbedingungen der Kippe

Für die Bestimmung der Parameter folgender Prozesse, konnten keine befriedigenden Ergebnisse ermittelt werden:

- Reaktion der die Grundwasserleiter aufbauenden Feststoffe mit alkalischen Medien
- Pyritoxidationskinetik durch Eisen(III)

6.3 Ergebnisse der Methodenentwicklung

Für die Bestimmung der verschiedenen Parameter mussten zum Teil neue methodische Ansätze entwickelt werden, die auf ähnliche Probleme anwendbar sind.

- ☑ Quantifizierung der in Kippengrundwässern abgelaufenen Pufferungsvorgänge über das Neutralisationspotential NP und den Pufferungsquotienten PQ
- ☑ Konzeption eines Genesemodells für Kippengrundwässer mit der Möglichkeit auch nur bergbau-beeinflusste Wässer damit zu betrachten.
- ☑ Anwendungsreife Analysenmethodik zur Bestimmung der durch Oxidationsvorgänge (H_2O_2) aus Lockergesteinen maximal freisetzbaren Säure. Das dabei freigesetzte Sulfat lässt sich noch nicht quantitativ bestimmen.
- ☑ Weiterentwicklung von Versuchs- und Auswertungsmethoden zur Ermittlung chemischer Eigenschaften von Lockergesteinsproben:
 - ◆ Orientierungs- und 4-Stufen-Batchtests
 - ◆ Pyritverwitterung im Batch-Ansatz
 - ◆ Sickersäulenversuche
 - ◆ Säulenversuche
 - ◆ REV-Fluidzirkulationsversuche zur Bestimmung kinetischer Parameter
- ☑ Ansatz zur Parametrisierung von Grundwasserleiter-Porenwasser-Modellen auf der Basis von Zweischichtisorptionsmodellen und Anwesenheit wasserlöslicher Feststoffe (PHREEQC)
- ☑ Orientierendes Bilanzmodell für Wasser und konservative Beschaffenheitsparameter für Tabellenkalkulation

6.4 Ergebnisse zur Situation des See-Innenkippen-Systems im Senftenberger See

Der Senftenberger See entstand aus dem Restloch des Tagebaus Niemtsch, aus dem zwischen 1940 und 1966 mehr als 135 Mio t Rohbraunkohle gefördert worden sind. Der Abraum wurde zunächst auf der Außenkippe Peickwitz und der Hauptteil auf der Innenkippe abgelagert. Nur 5 % der Innenkippe entfallen auf den dabei entstandenen Inselbereich.

Die geochemischen Anfangsbedingungen der Innenkippe ließen sich trotz umfangreicher Datenrecherchen nicht rekonstruieren. Da aus Standsicherheitsgründen keine geochemischen Erkundungsarbeiten bis in den grundwasserführenden Bereich der Insel möglich waren, mussten fehlende Informationen über Analogiebetrachtungen ergänzt werden.

Das Restloch wurde mit Oberflächenwasser der Schwarzen Elster zwischen 1965 und 1972 geflutet. Das Wasser des Speicherbeckens Niemtsch war anfangs noch sauer und erst Ende der siebziger Jahre stellte sich im Hauptsee der pH-Wert im hydrogencarbonatgepufferten Bereich ein.

Der 1995 beobachtete *Säureeinbruch* - ein vorübergehender kritischer Rückgang des pH-Werts im Hauptsee unter 5 - konnte auf folgende Ursachen zurückgeführt werden:

- ◆ Verminderte Zufuhr von Pufferkapazität über den Zulauf, zunächst durch geringe Säurekapazität (NP) der Schwarzen Elster, später durch Absperren des Zulaufes.
- ◆ Längerfristige Absenkung des Seewasserstandes, wobei der Abfluss zunehmend aus anströmendem Grundwasser gespeist wurde und verstärkt potentiell saures Grundwasser aus der Innenkippe in den See einströmte.
- ◆ Längerfristiger Anstieg der Grundwasserstände im Südwestanstrom, wodurch weniger saures Grundwasser aus dem Südsee abströmte und die Säurebilanz des Sees damit belastete.

Durch die Speicherbewirtschaftung des Sees mit periodisch schwankendem Wasserstand mit einer Amplitude von 0,8 m bildeten sich im Uferbereich der Innenkippe sogenannte Elutionszonen aus, die durch abwechselnd eindringendes und wieder abfließendes Seewasser in den Grundwasserleiter ausgelagert werden. Im Altbergbausystem Senftenberger See wurden keine säurebildenden Stoffe mehr aus diesen Bereichen nachgewiesen. In jüngeren Systemen spielen diese in den See säureeintragenden Effekte wahrscheinlich eine weitaus größere Rolle.

Die Auswertung der Wasserbilanzen bestätigte abweichende unterirdische Zu- und Abflussverhältnisse zwischen August 1993 und September 1995, die mit den erhöhten Grundwasserständen im Südwesten des Sees im Zusammenhang stehen.

Im Verlauf der Erkundungsarbeiten wurden drei Multilevelpegel zur Untersuchung des den See umgebenden Grundwassers und Grundwasserleiters installiert. Die Grundwasserbeschaffenheit zeigte an jedem Standort charakteristische Tiefenprofile mit noch nicht eindeutigen zeitlichen Veränderungen (z.B. Durchzug von *Wasserwolken*).

Bei der Bewertung von Minerallösungsgleichgewichten mussten die aus der Analytik resultierenden widersprüchlichen Angaben zum gelösten anorganischen Kohlenstoff (DIC) und dem Redoxpotential durch rechnerische Plausibilitätsprüfungen korrigiert werden. Die für Kippengrundwässer in den Kippen Schlabendorf und Seese sich eingestellten typischen Mineralsättigungsgleichgewichte für Gips und Siderit (häufig übersättigt) konnten in den südlich anströmenden Grundwässern im Gebiet des Senftenberger Sees nicht gefunden werden. Die Genese der potentiell sauren Grundwässer über Pyritverwitterung war aber noch deutlich zu erkennen.

Aus Ergebnissen der 4-Stufen-Batchversuche wurden die Parameter des Oberflächensorptionsmodells angepasst. Die mögliche Beschaffenheit der Grundwasserneubildung ist durch Säulenversuche ermittelt worden. Zuerst wurden dabei die stark sauren Bestandteile eluiert. Im Durchschnitt konnte bei der Grundwasserneubildung bis zur Hälfte der vorher bei der Pyritverwitterung gebildeten Säure im oberen Grundwasserleitermaterial abgepuffert werden.

Durchströmt saures Sickerwasser pyrithaltige Schichten, kann es sogar anoxische hydrogencarbonatgepufferte Grundwasserbeschaffenheit mit hohen Eisen(II)konzentrationen annehmen.

Der untersuchte Hangendschluff aus dem Tagebau Meuro kann im Mittel über 600 mmol/kg Säure durch Pyritverwitterung freisetzen. Bei vollständiger Verwitterung des darin enthaltenen Pyrits wird etwa die Hälfte dieser Säure von dem tertiären Material abgepuffert. Die Grundwasserleiter, die an den Senftenberger See grenzen, können dagegen keine oder nur sehr geringe Säuremengen im Grundwasser abpuffern.

Die verschiedenen methodischen Ansätze, mit denen diese Aussagen erhalten worden sind, wurden dokumentiert.

Aus den durchgeführten Pyritverwitterungsversuchen im Batch-Ansatz ließen sich Informationen zur Verwitterungskinetik bei ungehindertem Luftzutritt ableiten. Die beobachteten Maximalverwitterungsraten resultierten aus dem Pyritgehalt der Proben und den jeweiligen, die Verwitterungsgeschwindigkeit bestimmenden Randbedingungen. Die Geschwindigkeitskonstanten für eine Bruttoreaktionskinetik erster Ordnung schwankten zwischen 0,007 und 0,02 d⁻¹ und lagen im Mittel etwa bei 0,01 d⁻¹. Meistens wurde im Batch-Ansatz weniger Pyrit oxidiert als Gesamtschwefel vorlag. Die über Wasserstoffperoxidoxidation ermittelten Schwefelgehalte lagen teilweise auch unter denen des Oxidationstests im Batch-Ansatz. Bei allen untersuchten Oxidationsbedingungen bestätigte sich, dass in pyritreichen Materialien mehr Säure gebildet wurde, als diese abpuffern konnten.

Zur Bewertung der Pyritverwitterung in belüfteten ungesättigten Zonen mit gleichzeitiger Elution der Verwitterungsprodukte durch die Grundwasserneubildung wurden Sickersäulenversuche durchgeführt. Innerhalb von 70 Tagen nach Versuchsbeginn setzte die Pyritverwitterung ein und setzte das Säurepotential in das Sickerwasser frei.

Ein allgemeingültiger Zusammenhang zwischen der Feststoffzusammensetzung und der Grundwasserbeschaffenheit ließ sich nicht ermitteln.

Modellrechnungen zum Eindringen des rekonstruierten sauren Kippengrundwassers in pleistozäne Grundwasserleiter zeigten, dass sich die *Säurefront* nur etwa mit halber Abstandsgeschwindigkeit ($R_F < 0,5$) bewegt. Darüberhinaus wurde die Elution von sauren Kippengebieten mit unterschiedlich beschaffenen Grundwässern für Grenzfälle modelliert.

Die Modellrechnungen zur Pufferbilanz des Sees zeigten die Wirkung der verschiedenen Einflussfaktoren auf die Pufferung des Sees. Dabei kann davon ausgegangen werden, dass bei positivem Neutralisationspotential (mindestens $NP > 0,1$ mmol/L) sich der pH-Wert des Sees, stabilisiert durch Wech-

selwirkung mit der Atmosphäre und biologischen Aktivitäten, kaum ändern wird. Dabei steigt die Gefahr eines plötzlichen starken pH-Rückganges durch Überkompensation der geringen Pufferkapazität, mit katastrophalen Folgen für das gegenwärtige See-Ökosystem. Unter den gegenwärtigen Bewirtschaftungs- und Grundwasserströmungsbedingungen konnten folgende Einflüsse auf die Pufferung des Sees herausgearbeitet werden:

- ◆ Das durch die Schwarze Elster zugeführte Neutralisationspotential wirkt sich empfindlich auf die Pufferung des Seewassers aus. Eine leicht erhöhte Säurezufuhr über das Grundwasser kann durch Erhöhung des Zuflusses oder Erhöhung der Pufferkapazität im Zulaufwasser (NP) kompensiert werden.
- ◆ Auch eine Speicherbewirtschaftung mit höherem mittleren Wasserstand wirkt sich vorübergehend positiv auf die Pufferung des Seewassers aus.
- ◆ Längere Wasserstandsabsenkungen des Sees sind unbedingt zu vermeiden.
- ◆ Veränderte Grundwasserströmungsverhältnisse haben Einfluss auf die Wasser- und Stoffbilanz des Sees aus. Die Grundwasserstände im regionalen Strömungsfeld sind regelmäßig zu überwachen.
- ◆ Der Beitrag der Photosynthese an der Säureneutralisation im See ist verhältnismäßig gering.

Im Teilprojekt 1 wurden die diskutierten Modellvorstellungen speziell für die Parameterermittlung entwickelt. Prognosemodelle mit wesentlich höherer räumlicher und zeitlicher Auflösung waren Gegenstand des Teilprojektes 2 (DGFZ). Dazu gehörte auch die Prognose der Seewasserbeschaffenheit bei sich verändernden Randbedingungen im Verlaufe großräumiger Veränderungen im Grundwasserströmungsfeld.

7. Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Einheit	Erklärung
A	m	halbe Schwankungsamplitude Pkt.5.3.3
A, B	m ² /s	Regressionskonstanten der Gl.5.4-11
A _{See}	m ²	repräsentative Seefläche (10 ¹⁰ m ²)
B	dm ⁻¹	Dämpfungs- und Verzögerungsparameter Pkt.5.3.3
BMF		miozänes Braunkohlenflöz
B _x		Koeffizient Gl.für die Komponente X
b ₁	m	Regressionskoeffizient Pkt.5.3.3
b ₀	m	Regressionskoeffizient Pkt.5.3.3
β _m	Dr	massenbezogener Stoffübergangskoeffizient
b ₋₁	m	Regressionskoeffizient Pkt.5.3.3
b ₀ , b ₁ , b ₂ , b ₃		Regressionskonstanten des allgemeinen Ansatzes Gl.5.6-6
BTUC		Brandenburgische Technische Universität Cottbus
BW3		Meßstellenbezeichnung Gesamtrohwasser im WW Buchwalde
BX		Bezeichnungen für die Bohrungen X = Bohrungsnummer
C	m	Integrationskonstante Pkt.5.3.3
c _x	mmol/L	Konzentration des Stoffes/Ions X
c _G	mmol/L	Konzentrationsvektor Gesamtsee
c _H	mmol/L	Konzentrationsvektor Hauptsee
c _S	mmol/L	Konzentrationsvektor Südsee
c _Z	mmol/L	Konzentrationsvektor Zufluß der Schwarzen Elster
c _U	mmol/L	Konzentrationsvektor Südliches Grundwasser
c _S		Sättigungskonzentration
c _{WBilanz}	mmol/L	Konzentrationsvektor des Bilanzstromes
Δt	d	Phasendifferenz
d	mm	Durchmesser
ΔH _A	m	Wasserstandsänderung durch den oberirdischen Abfluß
DFG		Deutsche Forschungsgemeinschaft
DIC	mmol/L	anorganischer gelöster Kohlenstoff
ΔH _K	m	Wasserstandsänderung durch Niederschlag und Verdunstung
ΔH _N	m	Wasserstandsänderung durch den Nördlicher Grundwasserabstrom
DNP	mmol/L	Abweichung vom idealen Genesemodell
ΔH _U	m	Wasserstandsänderung durch den Südlicher Grundwasserzstrom
ΔH _Z	m	Wasserstandsänderung durch den Zufluß
f ₁ , f ₂ , f ₃		Ansatzfunktionen des allgemeinen Regressionsansatzes Gl.5.6-6
f _x , lg f _x	1	Aktivitätskoeffizient bzw. dekadischer Logarithmus der Komponente X
f _R , lg f _R	1	Aktivitätskoeffizient bzw. dekadischer Logarithmus der Reaktion R
Gips	mmol/L	Umsatz der Reaktion Gipslösung/-fällung in Pkt.5.5.3
GOK		Geländeoberkante
GR	1, %	Glührückstand
GV	1, %	Glühverlust
GW		Grundwasser

GWBR		Grundwasserbeobachtungsrohr
GWL		Grundwasserleiter
GWL		Grundwasserleiter
H	m	durchflossene Schicht des Grundwasserleiters
h	m NN	Wasserstandshöhe bzw. Standrohrspiegelhöhe
h_0	m NN	mittlere Wasserstandshöhe
$H_x, \Delta H_x$	m	repräsentative Wassertiefe des Kompartimentes X, bzw. dessen Änderung
Hf0_sOH		stark bindende Oberflächengruppe des Modelles PHREEQC
Hf0_wOH		schwach bindende Oberflächengruppe des Modelles PHREEQC
H_{NR}	m NN	Grundwasserstand einer fiktiven Nordberandung
H_{SR}	m NN	Grundwasserstand einer fiktiven Südberandung
pK_s		negativer dekadischer Logarithmus der Säurekonstante ($-\lg K_s$)
K_s		Säurekonstante
K_d		Verteilungskoeffizient
k		Reaktionsgeschwindigkeitskonstante
k_f		Durchlässigkeitsbeiwert des Grundwasserleiters (k_f -Wert)
k_f	$m^2 \cdot s^{-1}$	Durchlässigkeitskoeffizient
$K_{s,pH}$	mmol/L	Säurekapazität bis pH
KAK	mmol/L	Kationenaustauschkapazität
K_{GWN}	m^2/s	Proportionalitätsfaktor nach Gl.5.4-8 für den Nordabstrom
K_{GWS}	m^2/s	Proportionalitätsfaktor nach Gl.5.4-8 für den Südanstrom
LMBV		Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft
Ltf	$\mu S/cm$	elektrische Leitfähigkeit
m NN	m	Meter über NN
m u.G.	m	Meter unter Geländeniveau
m	kg	Masse
μ	mmol/L	Ionenstärke
m_{pr}	kg	Probenmasse (Trockenmasse)
v_x	1	Stöchiometrikoeffizient der Komponente X in Reaktionsgleichungen
n	1	Parameter n der Freundlichisotherme (im Text spezifiziert)
n_p		spezifisches Porenvolumen
n		Anzahl der Werte bei statistischen Auswertungen
n	mol	Objektmenge n (im Text spezifiziert)
n_p		1 Speicherkoeffizient
NP	mmol/L, mmol/kg	Neutralisationspotential Gl. 5.1-7
O_s	m^2/kg	spezifische Phasengrenzfläche
PHREEQC		Geochemisches Rechenmodell PARKHURST (1995)
PQ	1	Pufferungsquotient Gl.5.1-13
Pu	mmol/L	Umsatz der Reaktion Calcium/Magnesium-Pufferung in Pkt.5.5.3
Puffdiff	mmol/kg	Puffernde Stoffe nach Gl.5.7-4
Py	mmol/L	Umsatz der Reaktion Pyritverwitterung/Sulfatreduktion in Pkt.5.5.3
Q_U	m^3/s	Südlicher Grundwasserzustrom
Q_A	m^3/s	oberirdischer Abflußstrom
Q_Z	m^3/s	Zuflußstrom der Schwarzen Elster (oberirdisch)

Q_N	m^3/s	Nördlicher Grundwasserabstrom
Q_K	m^3/s	Niederschlag-Verdunstung
q	$mmol/kg$	Beladung des Feststoffes mit wasserlöslichen Stoffen
Q_{Diff}	m^3/s	Bilanzdifferenz aus der Wasserspiegelschwankung
Q_{GW}	m^3/s	Grundwasserstrom (allg.)
R_F	1	Retardationsfaktor
R^2		1 Quadrat des Korrelationskoeffizienten der Regressionsanalyse
ρ_s	kg/dm^3	Schüttdichte
ρ_w	kg/dm^3	Dichte des Wassers
r_m	$mmol/(kg \cdot d)$	Bruttoreaktionsgeschwindigkeit
Re	1	Reynoldszahl
REV		R epräsentatives E lementar v olumen
RKS		Rammkernsondierung
Sand_sOH		stark bindende Oberflächengruppe des Sandmodelles
SGM-System		S icker- und G rundwasser m eiß-System, Multilevelpegel
SI	1	Sättigungsindex
SN0XX		Versuchsbezeichnungen der REV-Fluidzirkulationsanlage siehe Anlage 2.3
Stdabw		Standardabweichung, statistische Auswertungen
T	$m^2 \cdot s^{-1}$	Transmissibilität = $H \cdot k_f$
t	d	Zeitkoordinate
τ	d	Zeitverschiebung
Temp	$^{\circ}C$	Temperatur
TR	1, %	Trockenrückstand
V	L	Volumen
v_A	$m \cdot d^{-1}$	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers
v_f	m/h, m/d	Filtergeschwindigkeit
V_{See}	m^3	repräsentatives Seevolumen
V_{Pr}	L	Probevolumen
W	$mm \cdot a^{-1}$	Bilanz Quelle - Senke am Punkt x
m_W	kg	Masse-Wasser
w	1	Masse(Mol)bruch löslicher Stoffe in der Feststoffprobe
ω	d^{-1}	Kreisfrequenz entsprechend 1 Jahr Schwankungsperiode ($2\pi/1 \cdot a = 0,0172 \cdot d^{-1}$)
WBilanz	m	Wasserbilanz
x	m	Wegkoordinate in den Grundwasserleiter
X_S, X_N		Ansatzfunktionen für die Regression Gl.5.4-11
x_{Eltu}	m	Eindringtiefe oder Breite der Elutionszone
Y	m	Ergebnisfunktion des Regressionsansatzes
z	1	Feststoff/Wasser-Verhältnis
ζ	mol	Reaktionslaufzahl
ZAL		Z entrales A lytisches L abor der Fakultät 4 in der BTUC

8. Literaturverzeichnis

APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. (1993): Geochemistry, groundwater and pollution; Balkema, Amsterdam

- Bergsicherheit (1994): Lotungen 1993/1994 (Senftenberger See); Bergsicherheit und Bergsanierung Frankfurt/O GmbH
- BKW (1967): Betriebsplannachtrag Nr. 3; 19.10.1967; BKW Franz Mehring - Abt. Technologie
- BRANDT (1982): Standsicherheitsbetrachtungen der Pflugkippen bei Niemtsch; VE BKK Senftenberg
- BRAND, T. (1996): Numerische Simulation dreidimensionaler Strömungs-, Transport- und hydrogeochemischer Reaktionsprozesse im Grundwasserabstrom von Braunkohletagebaukippen; Besondere Mitteilung zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr.59; Essen
- BTUC (1994): Tagungsband zum Fachgespräch: Wasserhaushalt Lausitz - Auf dem Weg zur Überwindung seiner Fremdsteuerung durch den Braunkohlenbergbau; Aktuelle Reihe der Fakultät Umweltwissenschaften 11/94
- BTUC (1996): Erarbeitung von Grobausagen zur Gewässergüteentwicklung von Tagebauseen in der Lausitz; Verbundprojekt LMBV/BTU/.. Senftenberg/Cottbus
- BTUC (1997): Wissenschaftlich-technisches Projekt "Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebaurestseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung"; Ergebnisse 1996; LMBV/BTU/.. Senftenberg/Cottbus -unveröffentlicht-
- BTUC (1998): Hydrochemie der Wasseraufbereitung; Script zur Lehrveranstaltung des LS Wassertechnik ; -unveröffentlicht -
- BTUC (1999): BTUC Innovationskolleg; Ökologisches Entwicklungspotential der Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer Braunkohlerevier; -Abschlußbericht- BTUC
- BUSCH,K.F.; LUCKNER, L.; TIEMER, K. (1993): Geohydraulik; 3.neubearbeitete Auflage; Gebr. Bornträger, Berlin Stuttgart
- CALMANO, W.; HONG, J.; FÖRSTNER, U. (1992): Mobilisierung von Schwermetallen im kontaminierten Sediment; Vom Wasser, 78, S. 245-257
- CLASEN & STEPHAN (1997): Einfluß von Puffervermögen und Mobilisierungspotential ausgewählter Grundwasserleiter auf die Grundwasserqualität im tagebaunahen Bereich GBL Heft 4, Vortragsband, Hannover
- DVWK (1992): Anwendung hydrogeochemischer Modelle; DVWK Schriften 100; Paul Parey, Hamburg, Berlin
- DZOMBAK, D.A.; MOREL, F.M.M. (1990): Surface complexation modelling; New York: Wiley-Interscience,0
- EICHHORN, D.; LUCKNER, L.; NITSCHKE, C.(1993): Der Einsatz des SGM-Systems zur räumlichen Überwachung des Untergrundes; bbr 6/93 44. Jahrgang
- ERNST, A. (1995): Untersuchung von Prozessen, die zur sekundären Erhöhung von Metallkonzentrationen im GWL der Aschehalde Trattendf führen; Diplomarbeit, BTU Cottbus LS Wassertechnik
- EVANGELOU, V. P. (1995): Pyrite oxidation and its control; CRC Press Boca Raton New York London Tokio
- FISCHER, R. (1986): Vervollkommnung bzw. Neuentwicklung von Verfahren zur verstärkten Nutzung von GW aus Braunkohlenlagerstätten; Abschlußbericht; BKK Senftenberg TU Dresden 12/86
- FISCHER, R.; REIBIG, H.; PEUKERT, D.; HUMMEL, J. (1987): Untersuchungen zur Beeinflussung der Markasitverwitterung; Neue Bergbautechnik 17.Jg. Heft 2 Februar 1987
- FRENZEL, KESSELS, LENGNICK, SUCKOW,GEYH (1997): Numerische Modellierung des Grundwasseralters mit dem Bahnlinienverfahren für das Modellgebiet Golpa-N/Gröbern und Vergleich mit Isotopendaten; GBL Heft 4, Vortragsband, Hannover 1997
- FUCHS, K.; SCHÜLER, S. (1997): Geologische und morphogenetische Untersuchungen an Luftbildern und Kippen-technologischen Unterlagen vom Innenkippenbereich des Senftenberger Sees (Insel) für den Zeitraum des Grundwasserwiederanstiegs bis zur Gegenwart; Diplomarbeit BTU Cottbus LS Umweltgeologie
- Geowissenschaftler von Berlin und Brandenburg e.V (1995): Geologie von Berlin und Brandenburg - Nr. 3: Lübbenau - Calau; Selbstverlag Berlin
- GFE (1980): Ergebnisbericht Glassand Hosena, 1978-1980; VEB Geologische Forschung und Erkundung-Betriebsteil Freiberg
- GFE (1971): Erkundungsbericht Grauwacke Großkoschen; VEB Geologische Forschung und Erkundung-Betriebsteil Freiberg

- GLÄSER, K. (1993): Batch- und Reaktortests zur Zustands- und Prozessbeschreibung des Mehrphasen- und Mehrkomponentensystems Untergrund; Diplomarbeit TU Dresden
- GKSS und BTU (1994): Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen; Magdeburg und Cottbus, -unveröffentlicht-
- HGN (1967): Hydrogeologischer Erkundungsbericht-WW Ruhland-Synthese 1965-1967; VEB Hydrogeologie Nordhausen-Arbeitsstelle Dresden
- HGN (1982): Hydrogeologischer Erkundungsbericht-Detailerkundung Buchwalde; VEB Hydrogeologie Nordhausen
- HGN (1986): Hydrogeologischer Erkundungsbericht-Vorerkundung Brieske; VEB Hydrogeologie Nordhausen
- HAMER, K.; SIEGER, R. (1994): Anwendung des Modells CoTAM zur Simulation von Stofftransport und geochemischen Reaktionen; Ernst & Sohn V.; Berlin
- HÜTTL, R.; KLEM, D.; WEBER, E. (Hrsg., 1999): Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften; Walter de Gruyter Berlin New York
- KOCH, R.; SCHÖPKE, R. (1996): Ermittlung der Gefährdung der Wasserfassung Spremberg durch die Aschehalde Trattendorf; Gutachten des LS Wassertechnik der BTU Cottbus für den Spremberger Wasser- und Abwasserzweckverband
- KÜMMEL, R.; WORCH, E. (1990): Adsorption aus wässrigen Lösungen; Leipzig
- KÖLLING, M. (1990): Modellierung geochemischer Prozesse im Sickerwasser und Grundwasser; Bericht aus d. FB Geowissenschaften der Universität Bremen
- KOB, V. (1997): Umweltchemie; Eine Einführung für Studium und Praxis; Springer Berlin.
- LANGGUTH, H.-R.; VOIGT, R. (1980): Hydrogeologische Methoden, Springer
- LEGNICK, M.; FRENZEL, H.; HARTMANN, A.; KESSELS, W.; ZOTH, G. (1997): Modellierung des reaktiven Mehrkomponententransports entlang von Bahnlinien; GBL Heft 4, Hannover
- LAUBAG (1993): Landschaft nach dem Bergbau - Senftenberger See; LAUBAG Presse- und Öffentlichkeitsarbeit; Senftenberg 11/93
- LMBV (1998): Bohrprofile und geologische Unterlagen aus dem Umfeld des Senftenberger Sees, -unveröffentlicht-
- LUA (1996a): Analysendaten des Landesumweltamtes Cottbus vom Senftenberger See und dem Zulauf der Schwarzen Elster von 1996 und Aktualisierungen bis 1999; -unveröffentlicht-
- LUA (1996): Bewirtschaftungsplan für das Speicherbecken Niemtsch; Landesumweltamt Brandenburg, Abt. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft (W10) 26.07.96 -unveröffentlicht-
- LUA (1997): Mitteilung des Landesumweltamtes Cottbus vom 22.07.1997 (Grundwasserstände) und Aktualisierungen bis 1999; -unveröffentlicht-
- MATTHEB, G. (1990): Die Beschaffenheit des Grundwassers; Gebr. Borntraeger; Berlin Stuttgart
- MINKE: Ministerium für Kohle und Energie/Ministerium für Geologie der DDR; Erkundungsmethodik Braunkohle
- MESSENBRINK, H. (1968): Stand und Entwicklung der Entwässerungstechnik im Braunkohlenbergbau der DDR; Freiburger Forschungshefte - A431 - Probleme der Bodenmechanik und Entwässerungstechnik im Tagebau; VEB Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie Leipzig
- Meteorologischer Dienst der DDR (1988): Klimadaten, Handbuch für die Praxis; Potsdam
- NICHOLSON, ROBERT, GILLHAM, REARDON (1988): Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics; Geochimica et Cosmochim. Acta Vol.52(1988)
- NITSCHKE, C.; KRITZNER, W.; BARCZEWSKI, B. (1997): Rezente Verfahren und Techniken zur tiefenorientierten Grundwasserprobenahme; Proceedings des DGFZ e. V. Heft 11; Dresden
- Nowel, W. (1991): Eine neue quartärgeologische Übersichtskarte des Bezirkes Cottbus (Deutsche Demokratische Republik) im Maßstab 1:200 000; Manuskript 1990/1991
- NOWEL, W. (1991): Eine neue quartärgeologische Übersichtskarte des Bezirkes Cottbus (Deutsche Demokratische Republik) im Maßstab 1:200 000; Manuskript
- NOWEL, W. (1994): Geologie des Lausitzer Braunkohlenreviers

- PARKHURST, D. (1995): User's guide to phreeqc-a computer program for specification, reaction-path, advective-transport, and inverse geochemical calculations; Water-Resources Investigations Report 95-4227
- PIEHLER, H.W.; WISOTZKY, F.(1995): Gastransport in der ungesättigten Zone von Braunkohlenabraumkippen; Proceedings des DGFZ eV. H.9 1995
- PKKB (1958): Ausführungsprojekt 1958; Erweiterung"; Zeichnungen und Anlagen 1 bis 40 sowie 40 bis 135; VEB Projektierungs- und Konstruktionsbüro - Kohle - Berlin
- PKKB (1956): Nachtrag zum Projekt 1956; Erweiterung; Sammelmappe Objekte I und II; VEB Projektierungs- und Konstruktionsbüro - Kohle - Berlin
- PKKB (1955): Zeichnungen: Sammelmappe Objekte I, II und III - Objekt I: Bergtechnische Anlagen; Entwurf 1955; VEB Projektierungs- und Konstruktionsbüro - Kohle - Berlin
- PKKB (1957): Projekt 1957; 1. Teillieferung, Sammelmappe Objekte I und II - Objekt I: Bergtechnische Anlagen; VEB Projektierungs- und Konstruktionsbüro - Kohle - Berlin
- PKKB (19XX): BKW Franz Mehring - Tgb. Niemtsch, Auslaufprogramm, Abschn. VI, Wiederurbarmachung Zufahrtsweg, 1. Bauabschnitt, Bautechnischer Teil; VEB Projektierungs- und Konstruktionsbüro - Kohle - Berlin
- OBERMANN, P.; BOEHM, B. (1995): Erfahrungen und Perspektiven bei der Rehabilitation des Wasserhaushalts in der rheinischen Bergbaufolgelandschaft; Proceedings des DGFZ e. V. H. 8; Dresden
- PREIN, A.(1994): Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohlentagebauen; Mitteilungen 79,I. Hydrol.Landwirtschaft und Wasserbau, Hannover 1994
- PREUB, V. (1999): Laboruntersuchungen von Stoffübergangsvorgängen in Modellsystemen Kippsand - Grundwasser; Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt Heft 3 1999 ISBN 3-934294-02-2
- PROWA (1985): Versuchsbetrieb der GWA-Pilotanlage Neuzittau; Prowa BT Cottbus, -unveröffentlicht-
- PROWA (1992):MÜLLER, R.; SCHÖPKE,R.; Gefährdungsanalyse auf das Grundwasser der Aschehalde Trattendorf; Dokumentation Prowa Cottbus1992
- REICHEL, F.; UHLMANN, W.; GRÜNEWALD, U. (1994): Möglichkeiten und Grenzen der Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestlöchern bei aufsteigendem Grundwasser; Teil I: Erarbeitung einer wissenschaftlichen Methodik zur Voraussage der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestlöchern; Gutachten der IB Fritz Reichel, Cossebaude, IB für Wasser und Boden, Possendorf und BTU Cottbus, LS Hydrologie und Wasserwirtschaft
- SCHAEF, FRANKE (1976): Gutachten zur Setzungsfließgefahr Pflugkippe Buchwalde; Bergakademie Freiberg / TU Dresden
- SCHAEFFER, P.; SCHACHTSCHABEL, P. (1995): Lehrbuch der Bodenkunde; 13. durchges. Auflage; Stuttgart
- SCHOEWE, W. (1995): Bodenmechanische Standsicherheitsuntersuchungen und Sanierungsvorschläge -Insel Senftenberger See-
- SCHÖPKE, R. (1999): Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern; Dissertation BTU Cottbus LS Wassertechnik, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt Bd.2 / 1999
- SCHÖPKE, R. (1997): Einsatz einer REV-Fluidzirkulationsanlage zur Bestimmung wasserlöslicher Bestandteile in Kippsanden; Wasser&Boden 49.Jahrg. 10/1997 S.51..54
- SCHÖPKE, R.; KOCH, R.; REGEL, R.; OUERFELLI, I.; STRIEMANN, A. (1999): Modellierung von durch periodisch schwankende Seewasserstände gebildeten Elutionszonen im Uferbereich von Innenkippen; Wasser&Boden 50.Jahrg. 9/1998
- SINGER, P. C.; STUMM, W. (1970): Acid mine drainage, The rate determinating step; Science, 167 (1970) S. 1121-1123
- STUMM, W.; MORGAN, J. (1981): Aquatic chemistry - an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters 2nd ed; John Wiley & Sons Inc.; New York
- VAN BERK, W.; WISOTZKI, F. (1995): Sulfide oxidation in brown coal overburden and chemical modeling of reactions in aquifers influenced by sulfide oxidation; Environmental Geologie(1995) 26: 192-196
- VINKEN, R. (Hrsg.) (1988): The Northwest European Tertiary Basin.- Geol.Jahrb., Bd. A100
- VULPIUS, R.): geologische Profile aus dem Gutachten *Regionalmodell Südostrevier*

- VULPIUS, R. (1994): Zustandsanalyse und ökologische Bewertung bergbaubeeinflußter Hochflächen westlich von Hoyerswerda; Abschlußbericht
- WAL (1999): Rohwasseranalysen des Wasserwerkes Buchwalde; Informationen des Wasserverband Lausitz, letzte Aktualisierung 06.08.1999
- WALTER, E. et al. (1991): Technische Formeln; Fachbuchverlag Leipzig
- WERNER, F. (1999): Modellgestützte Untersuchungen zur Genese der Wasserbeschaffenheit in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus; Dissertation der Fakultät Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig; Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V.
- WISOTZKI, F. (1996): Hydrogeochemische Reaktion im Sicker- und Grundwasserbereich von Braunkohlentagebaukippen; Grundwasser 3-4/96
- WTI (): BKW Franz Mehring - Tgb. Niemtsch, Auslaufprogramm, Abschn. VI, Wiederurbarmachung Zufahrtsweg, 1. Bauabschnitt, Bautechnischer Teil; Wissenschaftlich-technisches Institut der VVB Braunkohle
- WTI (1965): Gutachten zur Standsicherheit der Kohlefernbahn; Wissenschaftlich-technisches Institut der VVB Braunkohle
- ZwiB (1997): Jahresbericht 1996 zum Verbundprojekt: "Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebaurestseen"; BTUC/DGFZ Februar 1997 -unveröffentlicht-
- ZwiB (1998): Zwischenbericht 1997 zum Verbundprojekt: "Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebaurestseen"; BTUC/DGFZ 30.04.98 -unveröffentlicht-
- ZwiB (1998a): Vortrag auf dem Statusseminar des BMBF am 7.10.1998 in Cottbus zum Verbundprojekt: "Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebaurestseen"; BTUC/DGFZ
- ZwiB (1999): Zwischenbericht 1998 für die LMBV zum Verbundprojekt: "Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebaurestseen"; BTUC/DGFZ 15.01.1999 -unveröffentlicht-

PHREEQC-Inputfiles

Berechnung eines 4 Stufen-Batchversuches (als ein Anpassungsschritt)

```

Eingabedatei SANDB1.IN
TITLE
Anpassung B6_11m
##### Definitionen #####
SURFACE_MASTER_SPECIES
  Sand_w Sand_wOH

SURFACE_SPECIES
  Sand_wOH = Sand_wOH
  log_k 0.0

  Sand_wOH + H+ = Sand_wOH2+
  log_k 4.5 #log_k 7.29 # =pKa1,int

  Sand_wOH = Sand_wO- + H+
  log_k -7.2 #log_k -8.93 # = -pKa2,int

# Calcium
# Sand_wOH + Ca+2 = Sand_wOCa+ + H+
  Sand_wOH + Ca+2 = Sand_wOHCa+2
  log_k 7 #log_k -5.85 Variable

# Magnesium
# Sand_wOH + Mg+2 = Sand_wOMg+ + H+
  Sand_wOH + Mg+2 = Sand_wOHMg+2
  log_k 7 #Variable

# Eisen(2)
# Sand_wOH + Fe+2 = Sand_wOFe+ + H+
  Sand_wOH + Fe+2 = Sand_wOHFe+2
  log_k 7 #Variable

# Natrium
  Sand_wOH + Na+ = Sand_wONa + H+
  log_k -6.6

# Sulfate
  Sand_wOH + SO4-2 + H+ = Sand_wSO4- + H2O
  log_k 5 #7.78 mit Protonierung Variable

  Sand_wOH + SO4-2 = Sand_wOHSO4-2
  log_k -2 #Variable

##### Definitionen #####

SOLUTION 1 Loesung 1:1,5 im Glw.#Variable Versuch
  temp 25
  pH 2.85
  pe 8
# redox Fe(2)/Fe(3)
  Fe 0.2
  Ca 0.52
  Mg 0.157
  Na 0.0757
  S(6) 5.5
  Cl 0.06
# Alkalinity 1.6
SAVE SOLUTION 1

EQUILIBRIUM_PHASES 1 Feststoffbeladung
# Pyrite 00.0015
  Gypsum 00.000
  Fe(OH)3(a) 0.0 0.00001
# Fe(OH)2.7Cl.3 0 0.01
#alkalisch
  JarositeH 0 0.000
# Jarosite-Na 0 0.025
# Jarosite(ss) 0 0.001
# Melanterite 0 0.001
# Al(OH)3(a) 0.0 0.000
# Jurbanite 0 0.001
# Calcite 0 0.005
# Halite 00.001
SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 1

MIX 1
  1 1.5

```

```

REACTION 1
  H2O -80.555
SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 2
SAVE SOLUTION 2

KNOBS
  -i 1000
  -t 1e-12

PRINT
  -species false
SELECTED_OUTPUT ##### Ausgabetablelle #####
  -file xin.prn
  -total Fe(3) Fe(2) Al Ca Mg Na K S(6) Si Cl
  -molalities CO2 H+ HCO3-
  -molalities Sand_wSO4- Sand_wOHSO4-2
  Sand_wOHMg+2 Sand_wOHFe+2
  -molalities Sand_wOHCa+2 Sand_wO- Sand_wOH
  Sand_wOH2+ Sand_wONa

END

TITLE
Oberflächengleichgewicht
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
#USE gas_phase 1
SURFACE 1 ##### Oberflächendefinition ###
  -equil solution 2
# Sand_sOH 0.001 20 1000
  Sand_wOH 0.01 0.05 1000
# -no_edl
SAVE SURFACE 1
USE SURFACE none
USE SURFACE 1
END #####

##### Loesungen #####

Title
Loesungen
gas_phase 1 Luft
  -pressure 0.2
  -volume 1.0
  -temperature 25.0
  O2(g) 0.2
# CO2(g) 0.00035

SOLUTION 4 H2O
  temp 25
  pH 7.0
# Cl 20

Solution 3 MgSO4
  temp 25
  pH 7.0
  Mg 10
  S 1 charge

SAVE gas_phase 1
SAVE SOLUTION 3
SAVE SOLUTION 4
END #####

##### Schüttelversuche mit Wasser #####
TITLE
GWL etwa 1:0,35
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 4
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  4 0.3

END

TITLE
Versuch 1:1,5
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2

```

PHREEQC-Inputfiles

```

USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 4
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  4 1.45

END

TITLE
Versuch 1:10
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 4
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  4 9.95

END

TITLE
Versuch 1:100
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 4
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  4 99.95

END

TITLE
Versuch 1:1000
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 4
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  4 499.95

END

TITLE
Versuch 1:10000
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 4
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  4 4999.95

END

##### Schüttelversuche mit Wasser
#####
TITLE
GWL etwa 1:0,35
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 3
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  3 0.3

END

TITLE
Versuch 1:1,5
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 3
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  3 1.45

END

```

```

TITLE
Versuch 1:10
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 3
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  3 9.95

END

TITLE
Versuch 1:100
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 3
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  3 99.95

END

TITLE
Versuch 1:1000
USE EQUILIBRIUM_PHASES 2
USE SOLUTION 2
USE SOLUTION 3
USE gas_phase 1
USE SURFACE 1

MIX 2
  2 1
  3 499.95

END

```

Rekonstruktion ursprünglicher Kippengrundwässer

```

SURFACE_MASTER_SPECIES
  Sand_w Sand_wOH

SURFACE_SPECIES
  Sand_wOH = Sand_wOH
  log_k 0.0

  Sand_wOH + H+ = Sand_wOH2+
  log_k 4.5 #log_k 7.29 # = pKa1,int

  Sand_wOH = Sand_wO- + H+
  log_k -7.2 #log_k -8.93 # = -pKa2,int

# Calcium
Sand_wOH + Ca+2 = Sand_wOHCa+2
log_k 7 #log_k -5.85

# Magnesium abgeschaltet

# Eisen(2)
Sand_wOH + Fe+2 = Sand_wOHFe+2
log_k 7

# Natrium abgeschaltet

# Sulfate
Sand_wOH + SO4-2 + H+ = Sand_wSO4- + H2O
log_k 5 #7.78 mit Protonierung

Sand_wOH + SO4-2 = Sand_wOHSO4-2
log_k -2

#####
TITLE Pyritoxidation im Porenwasser

```

PHREEQC-Inputfiles

```

SOLUTION 1
temp 12
pH 7
pe 3
redox 0(0)/O(-2)
units mmol/l
O(0) 0.0001

EQUILIBRIUM_PHASES 1
Pyrite 0.0 0.050
Calcite 0.0 0.025
Siderite 0.0 0.0
Gypsum 0.0 0.0
Fe(OH)3(a) 0.0 0.010

REACTION 1
H2O -1
39.67 moles #55.55 * (1-z)

SURFACE 1 ### Oberfl.def. ####
-equil solution 1
Sand_wOH 0.01 0.05 1000
# -no_edl
SAVE SURFACE 1
USE SURFACE none
USE SURFACE 1

KNOBS
-i 1000
-t 1e-12

SELECTED_OUTPUT
-file xin.prn
-total Fe(3) Fe(2) S Ca C
-molalities Sand_wOHCa+2 Sand_wSO4- CO2
-eq Calcite Siderite Gypsum Fe(OH)3(a) Pyrite
-si Siderite Gypsum Calcite

PRINT
-sa false
-sp false
save solution 1
save EQUILIBRIUM_PHASES 1
END

TITLE Pyritoxidation
use solution 1
use EQUILIBRIUM_PHASES 1
USE SURFACE 1

REACTION 1
O 1
0.150 moles in 20 steps

save solution 1
save EQUILIBRIUM_PHASES 1
save SURFACE 1
END

```

Kippengrundwasser strömt in GWL (50 mixed cells GW1_1.in)

```

##### Definition Sandmodell #####
SURFACE_MASTER_SPECIES
Sand_w Sand_wOH

SURFACE_SPECIES
Sand_wOH = Sand_wOH
log_k 0.0

Sand_wOH + H+ = Sand_wOH2+
log_k 4.5 #log_k 7.29 # = pKa1,int

Sand_wOH = Sand_wO- + H+
log_k -7.2 #log_k -8.93 # = -pKa2,int

# Calcium
Sand_wOH + Ca+2 = Sand_wOHCa+2
log_k 7 #log_k -5.85

# Magnesium abgeschaltet

```

```

# Eisen(2)
Sand_wOH + Fe+2 = Sand_wOHFe+2
log_k 7

# Natrium abgeschaltet

# Sulfate
Sand_wOH + SO4-2 + H+ = Sand_wSO4- + H2O
log_k 5 #7.78 mit Protonierung

Sand_wOH + SO4-2 = Sand_wOHSO4-2
log_k -2

### Definitionen ###
TITLE
KippengW
SOLUTION 0
temp 12
pH 7
pe 3
redox 0(0)/O(-2)
units mmol/l
O(0) 0.0001

EQUILIBRIUM_PHASES 0
Pyrite 0.0 0.050
Calcite 0.0 0.025
Siderite 0.0 0.0
Gypsum 0.0 0.0
Fe(OH)3(a) 0.0 0.010

REACTION 0
H2O -1
39.67 moles #55.55 * (1-z)
SAVE SOLUTION 0 # Kippengrundwasser

SURFACE 0 ### Oberfl.def. ###
-equil solution 0
Sand_wOH 0.01 0.05 1000
# -no_edl
SAVE SURFACE 0
#SAVE SURFACE 1
SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 0
#SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 1

KNOBS
-i 1000
# -t 1e-12

SELECTED_OUTPUT
-file xin.prn
-total Fe(3) Fe(2) S Ca C
-molalities Sand_wOHCa+2 Sand_wSO4- CO2
# -molalities Sand_wO- Sand_wOH Sand_wOH2+
-eq Calcite Siderite Gypsum Fe(OH)3(a) Pyrite
-si Siderite Gypsum Calcite

PRINT
-sa false
-sp false

END

TITLE
KippengW-1
USE SOLUTION 0
USE EQUILIBRIUM_PHASES 0
USE SURFACE 0
REACTION 0
O 1
0.100 moles

SAVE SOLUTION 0 # Kippengrundwasserzustrom
#SAVE SOLUTION 1
SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 0
#SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 1
SAVE SURFACE 0
END

Title

```

PHREEQC-Inputfiles

```

GW-Berechnung
SOLUTION 1 echtes Grundwasser
  pH 7.0
  temp 10.00
  pe 1
  redox Fe(2)/Fe(3)
  units mg/l
  Fe(2) 1.0 siderite0
  Fe(3) 0.00001 Fe(OH)3(a) 0
  Ca 50.0
  S(6) 10.0 charge
  Alkalinity 1.5 meq/l as HCO3

MIX 0
  1 0.285

EQUILIBRIUM_PHASES 1-51 GWL-Beladung
  Gypsum 0.0 0.0
  Fe(OH)3(a) 0.0 0.001
  Melanterite 0.0 0.0
  JarositeH 0.0 0.0
  Siderite0.0 0.0
  Calcite 0.0 0.0

SAVE SOLUTION 1-51 # Initialwasser im GWL

SURFACE 1-51 ##### Oberflächendefinition
GWL #####
  -equil solution 1
  Sand_wOH 0.01 0.05 1000
#   -no_edl
SAVE SURFACE 1-51
USE SURFACE none
#USE MIX none
SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 1-51

END #####

Title Grundwasserströmung
use SOLUTION 0

TRANSPORT
  -cells 51
  -shifts 100
  -se 5

END

```

Grundwasser strömt in den Kippen-GWL (1 mixed cells)

```

##### Definitionen Sandmodell #####
SURFACE_MASTER_SPECIES
  Sand_w Sand_wOH

SURFACE_SPECIES
  Sand_wOH = Sand_wOH
  log_k 0.0

  Sand_wOH + H+ = Sand_wOH2+
  log_k 4.5 #log_k 7.29 # = pKa1,int

  Sand_wOH = Sand_wO- + H+
  log_k -7.2 #log_k -8.93 # = -pKa2,int

# Calcium
  Sand_wOH + Ca+2 = Sand_wOHCa+2
  log_k 7 #log_k -5.85

# Magnesium abgeschaltet

# Eisen(2)
  Sand_wOH + Fe+2 = Sand_wOHFe+2
  log_k 7

# Natrium abgeschaltet

# Sulfate
  Sand_wOH + SO4-2 + H+ = Sand_wSO4- + H2O

```

```

log_k 5 #7.78 mit Protonierung

Sand_wOH + SO4-2 = Sand_wOHSO4-2
log_k -2

##### Definitionen #####
Title
GW-Berechnung (1)
SOLUTION 0 reines Wasser oder andere GW-Def.
  pH 7
  temp 10.00
  pe 10

#EQUILIBRIUM_PHASES 0
# Fe(OH)3(a) 0.0 0.010

MIX 0
  0 0.285

SAVE SOLUTION 0 # Zustromwasser

KNOBS
  -i 1000
#   -t 1e-12

SELECTED_OUTPUT
  -file xin.prn
  -total Fe(3) Fe(2) S Ca C
  -molalities Sand_wOHCa+2 Sand_wSO4-
  Sand_wOHSO4-2
  -molalities Sand_wO- Sand_wOH Sand_wOH2+
  Sand_wOHFe+2
  -si Fe(OH)3(a) Pyrite
#-total Fe(3) Fe(2) S Ca C
#-molalities Sand_wOHCa+2 Sand_wSO4- CO2
#-eq Calcite Siderite Gypsum Fe(OH)3(a) Pyrite
#-si Siderite Gypsum Calcite

PRINT
  -sa false
  -sp false

END #####

TITLE
KippenGW (2)
SOLUTION 1
  temp 12
  pH 7
  pe 3
  redox O(0)/O(-2)
  units mmol/l
  O(0) 0.0001

EQUILIBRIUM_PHASES 1
  Pyrite 0.0 0.050
  Calcite 0.0 0.025
  Siderite 0.0 0.0
  Gypsum 0.0 0.0
  Fe(OH)3(a) 0.0 0.010

REACTION 1
  H2O -1
  39.67 moles #55.55 * (1-z)

### Oberfl.def. ###
SURFACE 1-2
  -equil solution 1
  Sand_wOH 0.01 0.05 1000
SAVE SURFACE 1
USE SURFACE none
USE SURFACE 1
SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 1
SAVE SOLUTION 1 # Kippengrundwasser/GWL
END ###

TITLE
KippenGW-ox (3)
USE SOLUTION 1
USE EQUILIBRIUM_PHASES 1
USE SURFACE 1
REACTION 1

```

PHREEQC-Inputfiles

```

O 1
0.100 moles

SAVE EQUILIBRIUM_PHASES 1-2
SAVE SURFACE 1-2
#USE SURFACE none
#USE SURFACE 1-2
SAVE SOLUTION 1-2 # Kippengrundwasser
END

Title Grundwasserströmung (4)
use SOLUTION 0
USE SOLUTION 1
USE EQUILIBRIUM_PHASES 1
USE SURFACE 1

REACTION 1
H2O 1
0 moles

TRANSPORT
-cells 1
-shifts 20
# -se 2
END

GW-Berechnung (1)
SOLUTION 0 saures Grundwasser des Südanstromes
B5_18
pH 5.3
temp 10.00
pe 1
redox Fe(2)/Fe(3)
units mg/l
Fe(2) 120
Fe(3) 0.00001 Fe(OH)3(a) 0
Ca 320
S(6) 10.0 charge
Alkalinity 0.6 meq/l as HCO3

```

mit weiteren Grundwässern:

```

SOLUTION 0 Grundwasser des Südanstromes B5_18
pH 5.3
temp 10.00
pe 1
redox Fe(2)/Fe(3)
units mg/l
Fe(2) 120
Fe(3) 0.00001 Fe(OH)3(a) 0
Ca 320
S(6) 10.0 charge
Alkalinity 0.6 meq/l as HCO3

SOLUTION 0 Grundwasser des Südanstromes B5_38
pH 6.6
temp 10.00
pe 1
redox Fe(2)/Fe(3)
units mg/l
Fe(2) 7.0
Fe(3) 0.00001 Fe(OH)3(a) 0
Ca 20.0
S(6) 10.0 charge
Alkalinity 0.6 meq/l as HCO3

SOLUTION 0 hypothetisches Grundwasser
pH 7.0
temp 10.00
pe 1
redox Fe(2)/Fe(3)
units mg/l
Fe(2) 1.0 siderite 0
Fe(3) 0.00001 Fe(OH)3(a) 0
Ca 50.0
S(6) 10.0 charge
Alkalinity 1.5 meq/l as HCO3

```