



Schriftenreihe

Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt

Heft

8

Christian Koch

**Sanierung von Kippengrundwasser durch Neutralisation
und Sulfatreduktion mittels in-situ-Reaktionswänden am
Beispiel des Tagebausees Nordrandschlauch
(Restseenkette Spreetal-Bluno)**

Cottbus 2003

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

ISBN 3-934294-09-X

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 2003

ISBN 3-934294-09-X



Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
Studiengang Umweltingenieurwesen und Verfahrenstechnik

Sanierung von Kippengrundwasser durch Neutralisation
und Sulfatreduktion mittels in-situ-Reaktionswänden am
Beispiel des Tagebausees Nordrandschlauch
(Restseenkette Spreetal-Bluno)

Autor: Christian Koch

Cottbus, den 23.09.2002

ISBN 3-934294-09-X

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	4
1.1	EINFÜHRUNG IN DIE PROBLEMATIK	4
1.2	ZIELSTELLUNG DER ARBEIT	5
2	THEORETISCHE GRUNDLAGEN	7
2.1	CHEMISCHE BEWERTUNG VON KIPPENGRUNDWÄSSERN	7
2.1.1	<i>pH-Wert</i>	7
2.1.2	<i>Elektrische Leitfähigkeit</i>	8
2.1.3	<i>Säurekapazität K_S und Basenkapazität K_B</i>	8
2.1.4	<i>Neutralisationspotential NP</i>	8
2.1.5	<i>Pufferungskoeffizient PQ</i>	9
2.2	VERSAUERUNG VON KIPPENGRUNDWÄSSERN (PYRITVERWITTERUNG).....	9
2.3	UMKEHR DER PYRITVERWITTERUNG.....	10
2.4	CHEMISCHE NEUTRALISATION	11
2.5	MIKROBIELLE SULFATREDUKTION.....	12
2.5.1	<i>Charakterisierung sulfatreduzierender Bakterien</i>	12
2.5.2	<i>Optimale Lebensbedingungen der SRB</i>	13
2.6	HYDRAULISCHE PARAMETER	15
2.6.1	<i>Durchlässigkeit</i>	15
2.6.2	<i>Porosität, effektive Porosität</i>	16
2.7	TRANSPORTMECHANISMEN VON STOFFEN IN GRUNDWASSERLEITERN	17
2.7.1	<i>Advektion, Konvektion</i>	17
2.7.2	<i>Diffusion</i>	17
2.7.3	<i>Hydrodynamische Dispersion</i>	18
2.7.4	<i>Sorption</i>	19
2.8	NUMERISCHE GRUNDWASSERMODELLIERUNG.....	19
2.8.1	<i>Methoden der Grundwasserströmungsmodellierung</i>	19
2.8.2	<i>Gitter-Peclet-Zahl</i>	21
2.8.3	<i>Randbedingungen</i>	21

2.8.4	<i>Programmauswahl</i>	22
2.8.5	<i>Programmbeschreibung</i>	23
2.8.5.1	MODFLOW	23
2.8.5.2	PMPATH	24
2.8.5.3	MT3DMS	24
2.8.6	<i>Numerische Lösung der Transportgleichung</i>	24
3	UNTERGRUNDREAKTOREN ALS IN-SITU VERFAHREN ZUR NEUTRALISATION UND SULFATREDUKTION	26
3.1	AUFBAU UND WIRKUNGSWEISE VON UNTERGRUNDREAKTOREN	26
3.2	TECHNOLOGIEN ZUM EINBRINGEN FESTER/FLÜSSIGER PHASEN IN DEN UNTERGRUND	
	29	
3.2.1	<i>BULinject-Vefahren</i> [®]	31
3.2.2	<i>Schleusenrüttler</i>	33
3.2.3	<i>Vertikale und horizontale Infiltrations- und Förderbrunnensysteme</i>	34
3.3	EINSETZBARE MATERIALIEN FÜR DIE CHEMISCHE NEUTRALISATION	36
3.3.1	<i>Braunkohlenfilterasche BFA</i>	36
3.3.2	<i>Dolomit</i>	36
3.4	MÖGLICHE SUBSTRATE FÜR DIE MIKROBIELLE SULFATREDUKTION	36
4	SZENARIENMODELLIERUNG	37
4.1	DARSTELLUNG DES BETRACHTUNGSGEBIETES AM GEPLANTEN STANDORT DES VERSUCHSREAKTOR	38
4.1.1	<i>Begriffsbestimmung</i>	38
4.1.2	<i>Standortwahl</i>	39
4.2	VORGEHENSWEISE UND ZIELSTELLUNG DER MODELLIERUNG	41
4.3	AUSGEWÄHLTE SZENARIEN ZUR STRÖMUNGSMODELLIERUNG VERSUCHSREAKTOR	41
4.3.1	<i>Notwendige Definitionen</i>	41
4.3.2	<i>Modell: Reaktor idealisiert als Wand</i>	43
4.3.3	<i>Aufstau vor einer undurchlässigen Wand</i>	47
4.3.4	<i>Tracermodell</i>	49
4.3.5	<i>Modell: vertikales Infiltrations- und Förderbrunnensystem</i>	53

4.3.5.1	Berechnungsgrundlagen Förder- und Infiltrationsbrunnen	53
4.3.5.2	2-Brunnen Modell.....	56
4.3.5.3	3-Brunnen Modell.....	61
4.3.6	<i>Herleitung einer allgemeinen Bemessungsgleichung</i>	<i>64</i>
4.3.7	<i>Modell: Horizontales Infiltrations- und Förderbrunnensystem</i>	<i>69</i>
5	BAU UND BETRIEB EINES GROßTECHNISCHEN VERSUCHSREAKTORS AM NORDRANDSCHLAUCH.....	73
5.1	ZIELSTELLUNG: BAU EINES GROßTECHNISCHEN VERSUCHSREAKTORS	73
5.2	STANDORTERKUNDUNG	74
5.3	DER VERSUCHSREAKTOR.....	74
5.3.1	<i>Phase 1.....</i>	<i>75</i>
5.3.2	<i>Phase 2.....</i>	<i>81</i>
5.3.3	<i>Phase 3.....</i>	<i>82</i>
5.3.4	<i>Kosten</i>	<i>82</i>
5.3.5	<i>Relevante Kostenpositionen für Versuchsreaktor Phase 2 und 3.....</i>	<i>86</i>
5.3.6	<i>Schwerpunkte weiterführender Arbeiten.....</i>	<i>88</i>
6	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	89
7	ABKÜRZUNGEN- UND SYMBOLVERZEICHNIS.....	92
8	TABELLENVERZEICHNIS.....	96
9	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	97
10	LITERATURVERZEICHNIS.....	99
11	ANLAGENVERZEICHNIS	102
12	THESEN	103

1 EINLEITUNG

1.1 Einführung in die Problematik

Im Lausitzer Revier wird seit ca. 150 Jahren Braunkohle abgebaut. Nach der Einführung der Tagebaue am Anfang des 20. Jahrhunderts wurde eine flächenintensive Absenkung des Grundwassers notwendig. Das von den Sumpfungsmaßnahmen betroffene Gebiet umfaßt in der Lausitz eine Fläche von ca. 2100 km². Der durch die bergbauliche Tätigkeit bedingte Eingriff in die Natur ist in seinem Ausmaß gravierend. Erste Einschätzungen über zukünftige Rekultivierungsmaßnahmen wurden bereits in den zwanziger Jahren, durch den Einsatz einer Wiederurbarmachungskommission, deutlich.

Die geologischen und hydrogeologischen Veränderungen der Bodenmatrix, die durch den Abbau und die verschiedenen Abbautechnologien hervorgerufen wurden, führten zur Verwitterung der in den gewachsenen Böden lagernden Mineralien. Eisendisulfide (Pyrit, Markasit) spielen im Zusammenhang mit den notwendigen Sanierungsmaßnahmen der Bergbaukippen eine entscheidende Rolle. Durch die bergbauliche Aktivität wurden diese, vorher anaerob lagernden Mineralphasen, im folgenden als Pyrit zusammengefaßt, umgelagert. Durch den Kontakt mit atmosphärischem Sauerstoff werden sie oxidiert. Die säurebildenden Produkte der Pyritverwitterung, die in den gesättigten und ungesättigten Schichten der Bergbaukippen lagern, werden in den Tagebausee eingetragen. Die damit verbundene Gefährdung entsteht durch den Transport der Verwitterungsprodukte im Grundwasser bei Wiederanstieg in den Tagebaurestlöchern.

Die Mehrzahl der sich bildenden Tagebauseen zeichnen sich durch:

- pH-Werte < 3,
- Sulfatgehalte von 1200-2000 mg/l und
- Eisenkonzentrationen (Fe_{ges}) von ca. 150 mg/l aus.

Saures Wasser wirkt lebensfeindlich und aggressiv. Eine wasserwirtschaftliche Nutzung dieser Gewässer als Bade- oder Fischeaufzuchtsgewässer bzw. als Trinkwasserreservoir ist ausgeschlossen. Weiterhin gefährden die potentiell sauren Grundwässer bereits bestehende Biotope. Durch die Flutung angrenzender Tagebauseen und der damit verbundenen Änderung der Wasserspiegellagen, besteht die Möglichkeit der Umkehr bzw. Änderung der Grundwasserströmungsrichtung. Auf die daraus resultierenden Gefährdungen muß mit geeigneten Maßnahmen reagiert werden. Eine Möglichkeit der Gefährdungsabwehr stellen

passive Verfahren zur Sanierung von Grundwasserströmen dar. Bei diesen Technologien wird durch das Einbringen von geeigneten flüssigen oder festen Medien das Grundwasser in seiner Zusammensetzung chemisch oder biochemisch verändert. Die Reaktionsprodukte verbleiben im Untergrund.

Für eine wasserwirtschaftliche Nutzung der entstehenden Tagebauseen bzw. für den Schutz der in den Bergbaufolgelandschaften vorhandenen intakten aquatischen Ökosysteme ist es jedoch zwingend erforderlich, durch geeignete Verfahren und Technologien eine Entsäuerung und Sulfatreduzierung der Kippengrundwässer zu erreichen.

1.2 Zielstellung der Arbeit

Der Lehrstuhl Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus beschäftigt sich unter anderem mit den chemisch bedingten Beschaffenheitsänderungen des Sicker- und Grundwassers in Bergbaufolgelandschaften der Lausitzer Braunkohlereviere. Im Zuge dieser Forschungsarbeiten wurde eine Methodik zur Darstellung der hydrochemischen Prozesse in Kippengrundwasserleitern entwickelt, die das Gefährdungspotential, welches von den potentiell sauren, dem Tagebausee zuströmenden Grundwasser ausgeht, beschreibt und definiert.

Zum heutigen Zeitpunkt steht der Einsatz von passiven Sanierungsmaßnahmen zur Verbesserung der Kippengrundwasserqualität, in Form von Untergrundreaktoren, im Mittelpunkt der Forschungsarbeiten.

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Modellierung der veränderten Grundwasserströmungsverhältnisse beim Einbringen reaktiver Materialien und Substrate in den Untergrund. Dadurch soll es möglich werden, Technologien für den Aufbau eines Versuchsreaktors abzuleiten und zu bewerten. Diese Technologien sollten in hohem Maße flexibel auf veränderte Untergrundverhältnisse und Grundwasserqualitäten reagieren können und ein optimales Aufwand-Nutzen-Verhältnis sowie eine Gefährdungs- und Risikominimierung durch mögliche Wiederversauerung der Tagebauseen gewährleisten.

Mit Hilfe der Modellierung wird untersucht, wie ein entsprechender Versuchsreaktor unter hydraulischen Prämissen zu gestalten ist, wenn in diesen alkalische Medien zur Entsäuerung sowie feste oder flüssige Substrate zur Sulfatreduzierung eingebracht werden.

In diesem Zusammenhang werden Einschätzungen zu folgenden Problemen vorgenommen:

- Verbesserung der Wasserqualität im See durch Verbesserung der Wasserqualität des Kippengrundwassers,
- Senkung des Gefährdungspotentials durch Wiederversauerung,
- Notwendigkeit technisch-technologischer Maßnahmen,
- Bau und Betrieb von Untergrundreaktoren für die pH-Wert Anhebung und Sulfatreduzierung (Wirkung, Bauweise, Betrieb, Kosten).

2 THEORETISCHE GRUNDLAGEN

In diesem Kapitel wird, ausgehend von der hydrochemischen Beschreibung der Kippengrundwässer, auf Prozesse, die zur Versauerung führen, eingegangen. Weiterhin werden auch diejenigen Prozesse in ihren Grundlagen beschrieben, die zur Minderung des Gefährdungspotentials und damit zur Verbesserung der Wasserqualität beitragen können. Dabei stehen die chemische Neutralisation und die mikrobielle Sulfatreduktion im Vordergrund. Beim Eintrag von Medien in den Kippenuntergrund ist eine Änderung der hydraulischen Bedingungen zu erwarten, welche die Strömung des Grundwassers beeinflussen und deshalb in ihren Parametern erfaßt und beschrieben werden müssen.

2.1 Chemische Bewertung von Kippengrundwässern

Die grundlegenden Parameter, die zur Beschreibung potentiell saurer Kippengrundwässer herangezogen werden, sind pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Säure- und Basenkapazität. Diese Parameter dienen auch der Bewertung von natürlichen Grundwässern der Lausitzer Region. Darüber hinaus wird das nach [SCHÖPKE] modifizierte Neutralisationspotential (NP) zur Beschreibung des Versauerungspotentials der Kippengrundwässer und der Pufferungsquotient (PQ), der das Pufferverhalten der Grundwässer bewertet, angewendet. Stark erhöhte Sulfat- und Eisenkonzentrationen müssen als Folgeprodukte der Pyritverwitterung ebenfalls beachtet werden.

2.1.1 pH-Wert

$$pH = -\log a(H_3O^+) = -\log a(H^+) \quad (2.1)$$

Der pH-Wert ist definiert als negativer dekadischer Logarithmus der Hydroniumionenaktivität und stellt den Intensitätsfaktor eines Säure-Basen-Gleichgewichtes dar. Durch die Wechselwirkungen mit anderen, im jeweiligen Wasser enthaltenen Ionen, ist die Aktivität der Hydroniumionen geringfügig kleiner als deren Konzentration. Für die Berechnung des pH-Wertes wird die Konzentration der Hydroniumionen, ausgeglichen mit dem Aktivitätskoeffizienten, verwendet. Die Aussagefähigkeit des pH-Wertes bezüglich des Säure- bzw. Basenpotentials ist gering. Der pH-Wert ist eine dimensionslose Größe.

2.1.2 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit (Lft) ergibt sich aus der Messung des elektrischen Widerstandes eines Wassers und stellt dessen Kehrwert dar. Aus ihr werden Aussagen über den quantitativen Salzgehalt des Wassers gewonnen. Sie ist abhängig von der Beweglichkeit der Ionen und somit eine temperaturabhängige Größe. Sie korreliert mit der Ionenkonzentration. Die elektrische Leitfähigkeit wird in [$\mu\text{S}/\text{cm}$] oder [mS/m] angegeben.

2.1.3 Säurekapazität K_S und Basenkapazität K_B

Die Säure- und Basenkapazität geben das Puffervermögen des Wassers bis zu einem Referenz-pH-Wert (4,3 bzw. 8,2 als Umschlagpunkte der Titrationskurve der Kohlensäure) an. Praktisch wird das zu analysierende Wasser mit einer Säure oder Base bis zum Referenz-pH-Wert titriert. Mit dem $K_{S4,3}$ werden folgende Ionenkonzentrationen bei der Titration erfaßt:

$$K_{S4,3} = 2 \cdot c_{\text{CO}_3^{2-}} + c_{\text{HCO}_3^-} + c_{\text{OH}^-} - c_{\text{HSO}_4^-} - c_{\text{H}^+} - 3 \cdot c_{\text{Fe}^{3+}} \quad (2.2)$$

Der $K_{S4,3}$ hat die Dimension [mmol/l]. Weiterhin gilt folgender Zusammenhang (2.3):

$$K_{S4,3} = -K_{B4,3} \quad (2.3)$$

2.1.4 Neutralisationspotential NP

Das von [EVANGELOU] definierte Neutralisationspotential,

$$NP = 2 \cdot c_{\text{CO}_3^{2-}} + c_{\text{HCO}_3^-} + c_{\text{OH}^-} - c_{\text{HSO}_4^-} - c_{\text{H}^+} - 2 \cdot c_{\text{Mn}^{2+}} - 2 \cdot c_{\text{Fe}^{2+}} - 3 \cdot c_{\text{Al}^{3+}} - 2 \cdot c_{\text{Cu}^{2+}} \quad (2.4)$$

welches die potentielle Säurewirkung des Wassers beschreibt, wurde von [SCHÖPKE] modifiziert und den speziellen Gegebenheiten der Kippengrundwässer angepaßt. Nach [SCHÖPKE] ergibt sich für das Neutralisationspotential folgende Näherung:

$$NP \approx K_{S4,3} - 3 \cdot c_{\text{Al}^{3+}} - 2 \cdot c_{\text{Fe}^{2+}} - 2 \cdot c_{\text{Mn}^{2+}} \quad (2.5)$$

Das NP wird, wie auch der $K_{S4,3}$, in [mmol/l] angegeben.

Zweiwertiges Eisen und Mangan sowie dreiwertiges Aluminium bleiben bei der Titration bis zu einem pH-Wert 4,3 in Lösung. Sie müssen gesondert analytisch erfaßt werden. Kupfer spielt in den Kippengrundwässern eine untergeordnete Rolle und kann somit vernachlässigt werden.

Eine versauernde Reaktion geht von einem Wasser aus, dessen Neutralisationspotential negativ ist. Für Grundwässer der Tagebaukippen sind die hohen Kationenkonzentrationen für diese Wirkung verantwortlich.

2.1.5 Pufferungskoeffizient PQ

Ein ausschließlich pyritversauertes Grundwasser läßt sich nach [SCHÖPKE] in seinem Pufferverhalten, zum Quantifizieren unbekannter Pufferreaktion, nach der Pyritverwitterung mit dem PQ bewerten.

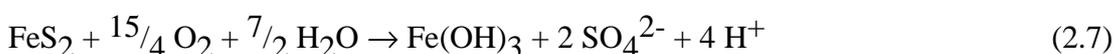
$$PQ = -\frac{NP}{c_{SO_4^{2-}}} \leq 2 \quad (2.6)$$

Der PQ stellt das Verhältnis des bestimmten NP und des gebildeten Sulfates aus der Bruttoreaktion der Pyritverwitterung dar. Der Wert 2 ergibt sich aus der Stöchiometrie der Pyritverwitterung. Der Wert des PQ ist unabhängig von der Art des Protonenaustausches gegen Fe^{2+} , Fe^{3+} oder Al^{3+} . Die Gesamtheit der säureverbrauchenden Reaktionen stellt sich in der Senkung des PQ dar. PQ ist eine dimensionslose Größe.

2.2 Versauerung von Kippengrundwässern (Pyritverwitterung)

Die Pyritverwitterung ist der entscheidende Prozeß bei der Versauerung der Tagebauseen. Ihre chemischen Grundlagen werden im folgenden dargestellt. Die Pyritverwitterung stellt sich in ihrer Chemie sehr komplex dar. Es ergeben sich durch die Vielfalt der möglichen Oxidationsmittel unterschiedliche Bruttoreaktionsgleichungen. Als Beispiele werden nachfolgend die Oxidation mit atmosphärischem Sauerstoff und die Oxidation mit Fe^{3+} angegeben:

Pyritoxidation mit Sauerstoff



Diese Bruttoreaktionsgleichung beinhaltet die Oxidation des Pyrit mit Luftsauerstoff (es entsteht Eisen(II)) und die Fällung als Eisenhydroxid zusammen. Unter extrem sauren Bedingungen bleibt das Fe^{3+} in Lösung.

Pyritoxidation mit Fe^{3+}



Pyrit wird auch mit Eisen(III)-Ionen oxidiert. Dieser Prozeß verläuft bei niedrigen pH-Werten schneller als die Oxidation mit Sauerstoff. Durch mikrobielle Aktivität kann Fe^{2+} oxidiert und Fe^{3+} als Oxidationsmittel regeneriert werden.

Beim Vergleich von (2.7) und (2.8) wird deutlich, daß bei der Oxidation des Pyrit mit Eisen(III)-Ionen ein höheres Versauerungspotential entsteht. Durch eine höhere Protonenabgabe und die Bildung von Sulfat, als Anion der H_2SO_4 , wird eine starke Säure freigesetzt.

Für weitere Bruttoreaktionsgleichungen sei auf [SCHÖPKE] verwiesen.

Die Reaktionsprodukte der Pyritverwitterung werden im Grundwasserleiter transportiert und sorgen in anstehenden Tagebauseen für hohe Eisen- und Sulfatgehalte.

2.3 Umkehr der Pyritverwitterung

Die folgende Darstellung soll verdeutlichen, welche Möglichkeiten bestehen, die Pyritverwitterung umzukehren. Vor diesem Hintergrund sollen solche Sanierungsmaßnahmen entwickelt werden, die nachhaltig wirken.

Es muß das Ziel sein, Reaktionsprodukte (Eisensulfide) zu bilden, die schwerlöslich sind. Wenn die chemischen Verhältnisse im Untergrund konstant gehalten werden können und keine Gefahr der Rücklösung der Eisensulfide besteht, verbleiben diese im Untergrund. Damit wäre die Gefährdung der anstehenden Gewässer reduziert.

Abbildung 1 stellt die Pyritverwitterung in der $(-\text{NP}/c_{\text{SO}_4})$ -Ebene dar. Mit Hilfe dieser Darstellung lassen sich Versauerungs- und Pufferreaktionen in ihrer Wirkung, bei einem vorgegebenen Sanierungsziel, abschätzen.

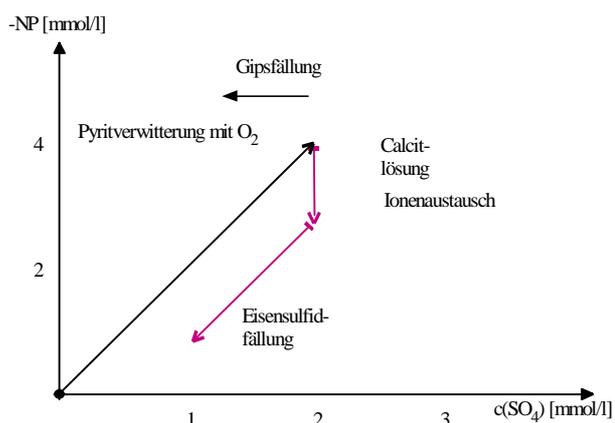


Abbildung 1: Typische Reaktionen in Kippengrundwässern, dargestellt in der $(-NP/c_{SO_4})$ -Ebene

Das angestrebte Sanierungsziel ist die Herabsetzung der potentiellen Säurewirkung des Wassers und eine Reduktion der Sulfatkonzentration. Über reine Fällungsreaktionen ist eine Anhebung des NP in den positiven Bereich und eine Sulfatreduktion nicht zu erreichen.

So wird bei der Fällung von Gips die Konzentration des Sulfat reduziert, nicht aber das Neutralisationspotential in positive Richtung verschoben. Vergleichbar mit dieser Reaktion ist die Calcitlösung, die das Neutralisationspotential in positive Richtung verschiebt, aber nicht zur Reduktion der Sulfatkonzentration beiträgt. Erreicht wird die Verringerung des NP und der Sulfatkonzentration durch Eisensulfidfällung, welche mikrobiologisch durch die Reduktion von Sulfat zu Sulfid induziert werden kann.

Das Potential zur Erhöhung des NP und damit zur Eisensulfidfällung ist durch die Konzentration von gelöstem Eisen im jeweiligen Grundwasser begrenzt und lässt sich mit (2.9) berechnen.

$$NP_{\max} = 2 \cdot (c_{Fe^{2+}} + c_{Fe^{3+}}) \quad (2.9)$$

2.4 Chemische Neutralisation

Durch die Zugabe alkalischer Medien in saures Grundwasser lässt sich, je nach chemischer Zusammensetzung der zudosierten Reagenzien, der pH-Wert und das Neutralisationspotential erhöhen. Die Sulfatkonzentration bleibt unberührt von den Reaktionen der chemischen Neutralisation. Lediglich beim Ausfällen von Gips tritt eine Verringerung auf (siehe Abbildung 1).

Gleichung (2.10) stellt den theoretischen Zusammenhang dar.



Für die chemische Neutralisation sind flüssige und feste alkalische Medien denkbar. Aus Kostengründen sollten Medien zum Einsatz kommen, die in ausreichenden Mengen verfügbar sind. Weiterhin müssen diese in ihrem Eluationsverhalten, bei Verwendung fester Phasen, stabil reagieren. Damit soll eine gleichmäßige Anhebung des Neutralisationspotentials über einen längeren Zeitraum garantiert werden. Die Materialien müssen ökologisch unbedenklich sein und die damit einhergehende Genehmigungsfähigkeit garantieren.

Geeignete Medien können z. B. Braunkohlenfilterasche, Kalkstein, Dolomit, Stahlwerksschlacke, Mauerwerksschotter oder Betonschotter sein.

2.5 Mikrobielle Sulfatreduktion

Sulfat (SO_4^{2-}) ist ein weitverbreitetes Anionen natürlicher Wässer. Die Konzentrationen, in denen Sulfat vorkommt, reichen vom Spurenbereich bis zu sehr hohen Konzentrationen in Industrieabwässern oder Grund- und Oberflächenwässern bergbaulich beeinflusster Gebiete. Der Grenzwert im Trinkwasser liegt bei 240 mg/l, weil bei höheren Konzentrationen das Sulfat einen bitteren Geschmack und laxative Effekte (leicht abführende Wirkung) verursachen kann.

Elementarer Schwefel ist ein essentieller Bestandteil von lebenden Zellen (Aminosäuren, Biotin) und wird über die Reduktion von Sulfat in der Zelle assimiliert (assimilatorische Sulfatreduktion). Einen weiteren wichtigen Prozeß stellt die dissimilatorische Sulfatreduktion dar. Dieser Prozeß kann für die Sanierung von Kippengrundwässern eine große Rolle spielen und wird im folgenden näher erläutert.

Die Gruppe der Bakterien, die Sulfate als Elektronenakzeptoren verwenden, werden sulfatreduzierende Bakterien (SRB) genannt und wurden von dem Holländer M. W. BEIJERINCK 1895 entdeckt [POSTGATE].

Die Beschreibung und Einschätzung der zur Sulfatreduktion befähigten Mikroorganismen bezüglich ihrer Charakteristika und hinsichtlich ihrer optimalen Lebensbedingungen ist erforderlich, um ihre Einsatzmöglichkeiten in einem Untergrundreaktor aufzuzeigen.

2.5.1 Charakterisierung sulfatreduzierender Bakterien

Die sulfatreduzierenden Bakterien, auch Desulfurikanten genannt, werden in zwei Gattungen unterteilt, in die Desulfovibrio und die Desulfotomaculum. Sie sind Gram-negativ, außer der Desulfonema, und obligate Anaerobier. Zur Energiegewinnung

oxidieren sie organisches Substrat unter Abspaltung von H^+ . Sulfat fungiert als Elektronenakzeptor und als Oxidationsmittel für das eingesetzte Substrat (2.11). Als Endprodukte entstehen Sulfide. Die Sulfatreduzierer sind chemoorganoheterotrophe Organismen.



Als Kohlenstoffquelle werden von den SRB niedermolekulare Verbindungen, wie z. B. Lactat, Pyruvat, Formiat, Malat, Acetat, Ethanol, Methanol u.a., verwendet [HAO et al.].

2.5.2 Optimale Lebensbedingungen der SRB

Der optimale pH-Wert für SRB liegt im Bereich von 6,5 bis 7,5. Im Allgemeinen wird der Stoffwechsel der SRB bei pH-Werten kleiner 5,5 und größer 9,5 gehemmt. Desulfurikanten wurden auch in Lebensräumen nachgewiesen, deren pH-Werte unterhalb von 3 lagen. In [HAO et al.] wird die Hypothese aufgestellt, daß SRB unter sauren Milieubedingungen in Mikrohabitaten leben können, deren lokale pH-Werte höher sind als die des umgebenden Mediums, das der pH-Messung unterzogen wurde. Diese Vermutung wird im UFZ Bericht 4/2000 [GELLER] ebenfalls geäußert.

Der pH-Wert spielt auch eine entscheidende Rolle beim Dissoziationsverhalten von Sulfidverbindungen, die als Produkt von den SRB an das umgebende Medium abgegeben werden (vgl. (2.11)). Die Verteilung der im Wasser enthaltenen Sulfidspezies ist abhängig vom pH-Wert. Bei pH-Werten kleiner 7 überwiegt der prozentuale H_2S Anteil. Das Dissoziationsgleichgewicht bei pH-Werten größer 9,5 ist in Richtung S^0 verschoben. Zwischen pH 7 und 9,5 dominiert HS^- [HAO et al.].

Schwefelwasserstoff wirkt auf SRB toxisch. [HILTON et al.] zeigten bereits 1988, daß die Hemmung der Sulfatreduktion proportional zur Sulfidgesamt-konzentration ($\Sigma=C_{SO_4}, C_{H_2S}, C_{HS}, C_S$) ist.

Die Menge der von den SRB gebildeten Sulfide ist von den Lebensbedingungen und dem eingesetzten Substrat abhängig.

Ein wichtiger Punkt bei der Auswahl eines geeigneten anaeroben Prozesses ist das Konkurrenzverhalten der SRB mit methanproduzierenden Bakterien (MPB). Beide Spezies weisen eine ähnliche Substrataffinität auf. Der Selektionsdruck in Richtung einer der beiden Spezies, läßt sich anhand des CSB/ c_{SO_4} Verhältnisses beschreiben (siehe Tabelle 1). In einem Prozeß wachsen die MPB nach den Desulfurikanten.

Tabelle 1: Konkurrenzverhalten zwischen MPB und SRB bei definiertem Verhältnis zwischen Chemischem Sauerstoffbedarf CSB und Sulfatkonzentration [CHOI]

g CSB / g SO_4^{2-}	Konkurrenzverhalten
1,7 – 2,7	Starkes Konkurrenzverhalten zw. SRB und MPB
> 2,7	MPB dominieren
<1,7	SRB dominieren
0,4	nur SRB überleben

2.6 Hydraulische Parameter

Folgender Abschnitt beschreibt die zur Modellierung des Versuchsreaktors verwendeten Parameter, welche aus geohydraulischer Sicht eine wesentliche Rolle spielen und somit in den Grundlagen zu erfassen sind.

2.6.1 Durchlässigkeit

Die Durchlässigkeit eines Grundwasserleiters ist abhängig von dessen Aufbau und Struktur und stellt somit einen der grundlegenden Parameter zu seiner Beschreibung dar. Sie wird makroskopisch mit dem Gesetz von DARCY beschrieben. Dieses beschreibt den Zusammenhang zwischen dem Durchfluß Q [m³/s] durch eine definierte Fläche A [m²] und dem hydraulischen Gefälle I [-], welches über A wirkt. Der Proportionalitätsfaktor, der das Verhältnis von Q und I beschreibt, ist der Durchlässigkeitsbeiwert (kf-Wert [m/s]). Für die Bestimmung des kf-Wertes gibt es verschiedene Möglichkeiten. Er läßt sich über Siebversuche in Verbindung mit empirischen Formeln, z. B. nach BEYER oder HAZEN, sowie durch DARCY-Versuche, nach DIN 18130, bestimmen. Weiterhin sind Pumpversuche eine Variante für die in-situ Bestimmung der Durchlässigkeit.

Die Gleichungen (2.12), das Kontinuitätsgesetz (2.13) mit der Filtergeschwindigkeit v [m/s] und (2.14) verdeutlichen den oben beschriebenen Zusammenhang.

$$I = \frac{\Delta h}{L} \quad (2.12)$$

$$Q = v \cdot A \quad (2.13)$$

$$\frac{Q}{A} = v = k_f \cdot I \quad (2.14)$$

Für den Transport von Stoffen im Grundwasserleiter ist die Abstandsgeschwindigkeit v_a entscheidend, da nicht der gesamte Porenraum für den Strömungsvorgang zur Verfügung steht. Durch Haft- und Zwickelflüssigkeit wird der Strömungsquerschnitt im Porenraum reduziert. Die dann zugrundezulegende Abstandsgeschwindigkeit v_a errechnet sich nach Gleichung (2.15).

$$v_a = \frac{v}{\epsilon_{eff}} = \frac{k_f \cdot I}{\epsilon_{eff}} \quad (2.15)$$

2.6.2 Porosität, effektive Porosität

Für den Durchfluß durch die Gesteinsmatrix wird der Porenraum des Grundwasserleiters durch die Porosität ε (Hohlraumanteil), charakterisiert. Dabei berechnet sich die Porosität aus dem Porenvolumen V_P und dem Gesamtvolumen V der betrachteten wasserführenden Schicht des Aquifers (vgl. Gleichung (2.16)).

$$\varepsilon = \frac{V_P}{V} \quad (2.16)$$

Im beschriebenen Porenraum wird, je nach Stoffeigenschaften des porösen Mediums, nur ein Teil des Porenvolumens, der effektive oder entwässerbare Hohlraumanteil, d. h. die effektive Porosität ε_{eff} , abflußwirksam. ε_{eff} läßt sich überschlägig nach HENNING oder MAROTZ (vgl. Gleichungen (2.17) und (2.18)) berechnen. In beiden Gleichungen ist der kf-Wert in [m/s] anzugeben.

$$\varepsilon_{eff} = 0,40 + 0,05 \cdot \text{LOG}(k_f) \quad (2.17)$$

$$\varepsilon_{eff} = 0,462 + 0,045 \cdot \text{LOG}(k_f) \quad (2.18)$$

Eine Gegenüberstellung der Gleichungen und deren Auswirkung auf die anzusetzenden Werte der effektiven Porositäten zeigt Tabelle 2.

Tabelle 2: Vergleich effektive Porositäten nach HENNING und MAROTZ, aus [BEIMS], erweitert

Erdstoffart	kf-Wert [m/s]	ε	ε_{eff} von bis nach HENNING		ε_{eff} von bis nach MAROTZ	
			Sandiger Kies	$3 \cdot 10^{-3}$ bis $5 \cdot 10^{-4}$	0,25 bis 0,35	0,2
Kiesiger Sand	$1 \cdot 10^{-3}$ bis $2 \cdot 10^{-4}$	0,28 bis 0,35	0,15	0,2	0,3	0,33
Mittlerer Sand	$4 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-4}$	0,30 bis 0,38	0,1	0,15	0,28	0,31
Schluffiger Sand	$2 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$	0,33 bis 0,40	0,08	0,12	0,24	0,3
Sandiger Schluff	$5 \cdot 10^{-5}$ bis $1 \cdot 10^{-6}$	0,35 bis 0,45	0,05	0,1	0,19	0,27
Toniger Schluff	$5 \cdot 10^{-6}$ bis $1 \cdot 10^{-8}$	0,40 bis 0,55	0,03	0,08	0,1	0,22
Schluffiger Ton	$1 \cdot 10^{-8}$	0,45 bis 0,65	0,02	0,05	0,05	0,1

In der Modellierung wurde für jeden kf-Wert die effektive Porosität nach HENNING bestimmt.

2.7 Transportmechanismen von Stoffen in Grundwasserleitern

Der Transport von Stoffen in einem Grundwasserleiter wird von komplexen physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen bestimmt. Einzeln sind die Einflüsse von Advektion, molekularer Diffusion, Dispersion, Adsorption und chemischen sowie biochemischen Reaktionen oder von radioaktivem Zerfall, wenn radioaktive Substanzen vorhanden sind, nur schwer zu erfassen. Für den in dieser Arbeit zugrundegelegten idealisierten Modellaquifer und die in ihm stattfindenden Transportprozesse wurde von vereinfachten Voraussetzungen ausgegangen. Adsorptionen von Stoffen an der Bodenmatrix, biochemische Reaktionen oder radioaktiver Zerfall werden durch die Simulation eines idealen Tracers vernachlässigt. Die wichtigsten Transportmechanismen werden im folgenden kurz erläutert. Ausführlichere Erklärungen werden in [KINZELBACH], [KINZELBACH, W., RAUSCH R.], [RAUSCH et al.], [LEGE et al.] gegeben.

2.7.1 Advektion, Konvektion

Unter advektiven Transport wird die Bewegung eines im Grundwasserleiter gelösten Stoffes mit der Abstandsgeschwindigkeit v_a verstanden. Ohne Bewegung des Grundwassers findet kein advektiver Transport statt. Der Prozeß ist reversibel. Bei Umkehr der Grundwasserströmungsrichtung ändert sich auch die Richtung des Stofftransportes. Die Abstandsgeschwindigkeit stellt eine gemittelte Partikelgeschwindigkeit zwischen zwei betrachteten Punkten dar. Der Transport erfolgt bei ausschließlich advektivem Transport auf den Bahnlinien der Strömung.

Die Begriffe Advektion und Konvektion werden in der Literatur nicht immer scharf getrennt. Die Konvektion beschreibt den vertikalen, die Advektion den horizontalen Anteil der Strömung. Konvektion wird durch Unterschiede in Dichte und Temperatur des Fluids hervorgerufen. Physikalisch werden beide Transportprozesse gleich betrachtet [LEGE et al.].

2.7.2 Diffusion

Die molekulare Diffusion beruht auf der BROWN'schen Molekularbewegung und bewirkt einen Konzentrationsausgleich, unabhängig von Richtung und Betrag der Strömungsgeschwindigkeit in Richtung des Konzentrationsgefälles von Orten hoher zu Orten niedriger Konzentration. Der diffusive Stofffluß ist proportional zum, den Prozeß antreibenden, Konzentrationsgradienten. Die Diffusion kann mit dem FICK'schen Gesetz beschrieben werden.

2.7.3 Hydrodynamische Dispersion

Allgemein beschreibt die Dispersion die Aufweitung einer Stofffahne im Grundwasserleiter in Strömungsrichtung. Dadurch wird die Konzentration des Stoffes in Fließrichtung gesenkt, die Breite und Länge der Ausbreitung jedoch vergrößert. Die Beschreibung des Stofftransportes durch die Dispersion ist stark skalenabhängig. Auf mikroskopischer Betrachtungsebene existieren nur Advektion und Diffusion als Transportprozesse. Die Beschreibung des Stofftransportes im Grundwasserleiter auf Porenebene ist nicht praktikabel. Die Ursachen für diese korngerüstbedingte Dispersion sind:

- a) variierende Geschwindigkeitsverteilung in den Poren,
- b) unterschiedliche Porengröße,
- c) unterschiedliche Transportwege der Partikel.

Wird der Grundwasserleiter großskaliger betrachtet, müssen auch Inhomogenitäten der Bodenmatrix berücksichtigt werden. Diese führen in der Betrachtung zur kleinskaligen Makrodispersion. Bei großräumigem Stofftransport führen vertikale Durchlässigkeitsunterschiede der Bodenmatrix, z. B. durch Tonlinsen o. ä., zu Schichtungen. Die dadurch verursachten Unterschiede der Fließgeschwindigkeiten haben die Dominanz der großskaligen Makrodispersion zur Folge. Mit zunehmender Fließstrecke nimmt die Dispersion zu. Eine Zusammenfassung von Labor- und Feldversuchen, mit einer Auswertung zur Skalenabhängigkeit der Dispersion, ist in [GELHAR et al.] dargestellt.

Auch in isotropen Grundwasserleitern ist die Dispersion richtungsabhängig [KINZELBACH, W., RAUSCH R.]. Sie ist in Strömungsrichtung größer (longitudinale Dispersion) als senkrecht dazu (transversale Dispersion). Die Konzentrationswolke zieht sich deshalb in die Länge. Der longitudinale (D_L) und transversale (D_T) Dispersionskoeffizient [m^2/s] läßt sich näherungsweise als Produkt der entsprechenden Dispersivität und der Abstandsgeschwindigkeit berechnen (siehe Gleichungen (2.19) und (2.20)),

$$D_L = a_L \cdot v_a \quad (2.19)$$

$$D_T = a_T \cdot v_a \quad (2.20)$$

mit D_L ...longitudinaler Dispersionskoeffizient [m^2/s],

D_T ...transversaler Dispersionskoeffizient [m^2/s],

a_L ...longitudinale Dispersivität [m],

a_T ...transversale Dispersivität [m].

2.7.4 Sorption

Sorptionsprozesse gehören zu den Mechanismen, die ein Zurückhalten (Retardation) der grundwassertransportierten Stoffe bewirken. Unter Adsorption versteht man die physikalische oder chemische Bindung von Grundwasserinhaltsstoffen an der Oberfläche der Bodenmatrix. Chemische Adsorptionsprozesse sind meist irreversibel. Dagegen stellt sich bei physikalischen Bindungsprozessen ein Gleichgewicht zwischen Adsorption und Desorption ein. Dieses ist von den Elementeigenschaften der ad- bzw. desorbierten Stoffe und der Bodenmatrix sowie vom Verhältnis der Transport- und Adsorptionsgeschwindigkeit abhängig.

Bei Verwendung eines idealen Tracers können Sorptionsprozesse vernachlässigt werden.

2.8 Numerische Grundwassermodellierung

Die numerische Grundwassermodellierung zur Darstellung von Strömungs- und Transportprozessen ist mit Vor- und Nachteilen behaftet, bei deren Kenntnis jedoch eine objektive Einschätzung der errechneten Ergebnisse möglich ist. Mit Modellen kann die Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen schon im Vorfeld abgeschätzt werden. Mögliche Probleme lassen sich vor der Realisierung einer Maßnahme erkennen, auch wenn nur wenig Daten und Parameter über das Einsatzgebiet bekannt sind. Es können mit vergleichbar geringem zeitlichem Aufwand zu experimentellen Untersuchungen worst-case Szenarien simuliert werden, die bei der Dimensionierung einer Sanierungsanlage hilfreich sind.

Auf der anderen Seite können Modelle natürliche Verhältnisse nur grob wiedergeben, da die Strukturen in einem Grundwasserleiter zu komplex sind. Auch die Berechnungsgrundlagen in Modellen beruhen auf Vereinfachungen. Das kann leicht zu Fehlern führen. Trotz dieser Nachteile kann über systematische Abschätzungen mit Hilfe eines Modells eine Sanierungsmaßnahme besser beurteilt werden.

2.8.1 Methoden der Grundwasserströmungsmodellierung

Im Bereich der Grundwassermodellierung werden folgende numerische Verfahren zur Berechnung partieller Differentialgleichungen verwendet [LEGE et al.],[BEIMS]:

- Finite Differenzen Methode (FDM),
- Finite Elemente Methode (FEM),
- Finite Volumen Methode (FVM),

- Bilanzmethode (CVM),
- Charakteristiken-Methode,
- Random-Walk-Methode.

Am häufigsten finden die FD- und FE-Methoden Anwendung. Der Unterschied zwischen beiden besteht im Gitternetz (vgl. Abbildung 2).

Bei der FDM ist ein starres, rechteckiges Gitternetz vorgegeben. Die Anpassungsmöglichkeit an den Untersuchungsraum besteht in der feineren Rasterung des Netzes (Einsatz einer Lupe) an bestimmten, ausgewählten und genauer zu beschreibenden Zonen des Untersuchungsgebietes. Die unflexible Anpassung an die Geometrie ist ein Nachteil dieser Methode. Auf der anderen Seite ist der Rechenaufwand bei den Näherungsverfahren erheblich geringer. Bei der FEM hingegen kann das Netz sehr flexibel an die inneren und äußeren Randbedingungen des Aussagegebietes angepaßt werden.

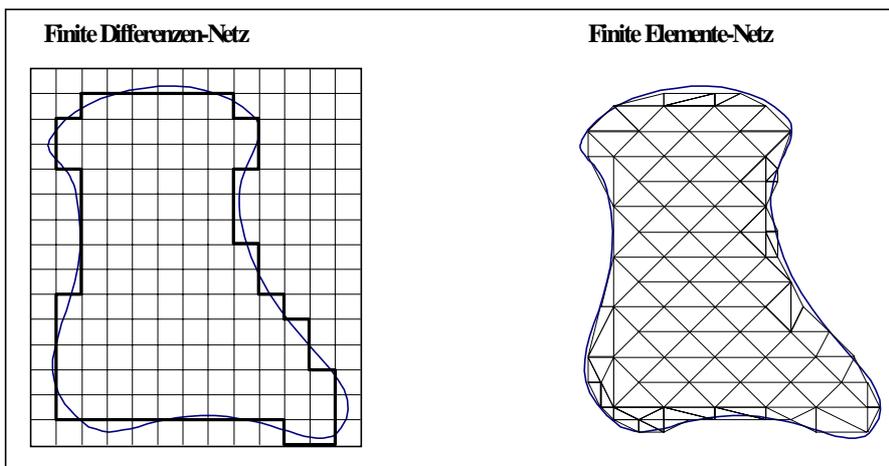


Abbildung 2: Gitternetz Finite Differenzen und Finite Elemente

FE-Zellen können in verschiedenen geometrischen Formen erstellt werden. Neben den in Abbildung 2 dargestellten Dreiecksformen gibt es auch quadratische FE-Zellen.

Bei Anwendung der FD-Methoden wird für jeden Knotenpunkt einer Zelle eine algebraische Gleichung aufgestellt. Die Zustände in den benachbarten Knoten werden durch Differenzenquotienten beschrieben und finden so Berücksichtigung. Es entsteht ein Gleichungssystem mit den unbekanntenen Werten für die jeweiligen Knoten, welches iterativ gelöst wird. Als Ergebnis wird eine Näherungslösung angegeben, die durch Abbruchkriterien verbessert werden kann.

FE-Methoden erstellen zwischen zwei benachbarten Knoten eine Interpolationsfunktion, so daß eine sprungfreie Lösung generiert wird.

Die Aufstellung und Programmierung von FD ist einfacher als bei FE, da für die Netzerstellung weniger Informationen benötigt werden. Bei korrekter Diskretisierung liefern FD zuverlässige Ergebnisse. Allerdings sind FDM bei der räumlichen Auflösung von Rändern unflexibel [KINZELBACH]. Da dieses Kriterium für die in dieser Arbeit durchgeführten Modellversuche aufgrund eines einheitlich gewählten Strömungsfeldes keine Rolle spielen, wurde eine FDM zur Realisierung der Aufgabe gewählt.

2.8.2 Gitter-Peclet-Zahl

Die Gitter- oder Element-Peclet-Zahl (Pe) stellt eine dimensionslose Größe zur Beschreibung des Verhältnisses von advektivem ($Pe > 1$) und dispersivem Stofftransport ($Pe < 1$) dar [LEGE et al.]. Sie läßt sich physikalisch, mathematisch und numerisch interpretieren. Mathematisch wird mit der Pe die Differentialgleichung für die Transportgröße beschrieben ($Pe < 1$ mehr parabolisch, $Pe > 1$ mehr hyperbolisch). Numerisch dient die Pe als ein Stabilitätskriterium. Mit ihrer Hilfe läßt sich auf die notwendige Netzdiskretisierung des Modells schließen. Ist die Pe kleiner zwei, wird der parabolische Charakter der Differentialgleichung hervorgehoben und numerische werden im Verhältnis zu physikalischen Dispersionen klein, was zu interpretierbareren Ergebnissen führt.

2.8.3 Randbedingungen

Soll eine Transportgleichung gelöst werden, sind Anfangsbedingungen, Randbedingungen und zeitabhängige Zahlenwerte, wenn diese verarbeitet werden sollen, als dritte Datengruppe zu definieren.

Anfangsbedingungen können über gemessene oder abgeschätzte hydraulische Höhen definiert werden, die dann in die numerische Berechnung eingehen.

Als Abgrenzung für das zu berechnende Strömungsfeld müssen Randbedingungen, die das Betrachtungsgebiet einschließen, definiert werden. Für ein genaues Ergebnis der numerischen Berechnung ist die Definition dieser Strömungsränder ausschlaggebend. Im Allgemeinen werden drei Randbedingungen unterschieden.

1. Randbedingung erster Art (DIRICHLET-Randbedingung): An den Rändern werden feste hydraulische Höhen vorgegeben. Diese Randbedingung läßt sich bei der

Definition eines an das Grundwasser angeschlossenen Vorfluters verwenden. Wenn ein Stofftransport modelliert werden soll, ist es nur sinnvoll, diese Randbedingung außerhalb des Transportgebietes zu nutzen.

2. Randbedingung zweiter Art (NEUMANN-Randbedingung): Diese Randbedingung definiert den diffusiv/dispersiven Stofffluß senkrecht zum Rand. Ein Spezialfall stellt der undurchlässige Rand dar. Es wird dann angenommen, daß der dispersive Stofftransport über diesen Rand Null ist. Der advektive Anteil ergibt sich senkrecht zum undurchlässigen Rand ebenfalls zu Null. Dieser Fall tritt auf, wenn der Rand einer natürlichen Begrenzung oder einer Randstromlinie, in der der Konzentrationsgradient verschwindet, entspricht, d. h. keine Grundwasserbewegung und somit auch kein Stofftransport über diese Grenze hinaus stattfindet.
3. Randbedingung der dritten Art (CAUCHY-Randbedingung): Die CAUCHY-Randbedingung stellt eine Linearkombination aus den Randbedingungen erster und zweiter Art dar. Sie wird verwendet, um einen vorgegebenen Gesamtstofffluß über die Ränder hinaus zu berechnen. Der Volumenstrom durch die Berandung ist eine Funktion des Randpotentials.

Teilweise werden auch Transmissionsrandbedingungen definiert. Sie kommen zur Anwendung, wenn die modellierte Stofffahne das Modellgebiet verläßt. Es wird dann aus dem letzten bekannten Konzentrationsgradienten durch Extrapolation der dispersive Fluß über den Rand ermittelt. [RAUSCH et al.], [KINZELBACH, W., RAUSCH R.]

2.8.4 Programmauswahl

Bei der Auswahl der Software stand, neben der Benutzerfreundlichkeit, die Leistungsfähigkeit des Rechenprogramms im Vordergrund. Das Programm sollte eine dreidimensionale Strömungsberechnung zulassen und Strombahnen zu verschiedenen Zeiten darstellen können. Weiterhin mußte eine Wassermengenbilanzierung in verschiedenen Schichten und Zonen des betrachteten Grundwasserleiters ermöglicht werden. Außerdem sollte das Programm eine Kopplung mit einem Transportmodell zulassen, um theoretische Tracerversuche durchführen zu können.

In [BEIMS] ist eine ausführliche Beschreibung der gängigsten Softwarelösungen und ihrer Leistungsspektren, ihrer Einsatzbereiche und einer entsprechenden Bewertung aufgeführt. Weiterhin werden Grundlagen der Modellierung beschrieben. Vor diesem Hintergrund wurde die Auswahl getroffen.

Die Modelle mußten mit dem Programm einfach erstellt werden können, was eine ansprechende Eingabeoberfläche voraussetzt. Die durchgeführten Berechnungen sollten direkt visualisierbar sein. Die wissenschaftlich fachliche Akzeptanz spielte ebenfalls eine Rolle. Alle unter [BEIMS] betrachteten Programme erfüllen den erforderlichen Status.

Die Wahl fiel auf eines der weit verbreitetsten Grundwasserströmungs- und Transportmodelle, Processing Modflow für Windows. Die Vorteile und einige wichtige Details zu dieser Softwarelösung werden im nächsten Abschnitt beschrieben.

2.8.5 Programmbeschreibung

PMWIN 5.1, Processing Modflow für Windows, stellt in seiner Vollversion, die in der vorliegenden Arbeit verwendet wurde, eines der einheitlichsten und kompaktesten 3D-Grundwassersimulationsprogramme dar, das zur Zeit als Public Domain Software verfügbar ist. Durch die verwendete graphische Benutzeroberfläche ist es komfortabel handhabbar. In PMWIN sind folgende Modellierungsinstrumente integriert: MODFLOW, PMPATH, MOC3D, MT3D, MT3DMS, UCODE und PEST. Die für diese Arbeit relevanten und angewendeten Modelle sind MODFLOW [ANDERSEN]; zur Strömungsberechnung sowie zur Darstellung der berechneten Strömung mit Stromlinien für verschiedene Verweilzeiten PMPATH [CHIANG a] und MT3DMS [ZHENG], ein Transportmodell.

PMWIN erlaubt, Modelle mit bis zu 80 Layern, die Grundwasserleiter oder Schichtungen darstellen können, bis zu 1000 Berechnungsperioden und 250000 Zellen je Layer zu bearbeiten. Es läßt den Import und Export von gebräuchlichen Datenformaten, wie z. B. DXF, ASCII oder SURFER[®] Dateien zu. Die Modelle sind mit weiteren Werkzeugen und Hilfsmitteln miteinander verknüpft. Zur Verarbeitung von kartographischen Informationen wurde das enthaltene Werkzeug zum Digitalisieren (*Digitizer*), zur Aufbereitung und Archivierung der Datenreihen der *Result Extractor*, zum Berechnen der Wasserbilanzen das entsprechende Berechnungswerkzeug (*Water Budget Calculator*) und zur Darstellung von Graphiken der enthaltene *Graph Viewer* verwendet.

2.8.5.1 MODFLOW

Das Programm MODFLOW ist eines der weltweit am häufigsten benutzten Programme zur GW-Strömungsmodellierung. Es wurde Anfang der 80er Jahre vom US-Amerikanischen Institut für Geologie (USGS) erstellt. Es ist als Public-Domain-Programm frei erhältlich. Für MODFLOW gibt es verschiedene Pre- und Postprozessoren zur Generierung der Eingabedateien sowie zur Weiterverarbeitung der Simulationsergebnisse.

Module, die Daten in das Modell übertragen und somit Eingangsdaten generieren, werden als Preprozessor und Module, die Daten aus dem Modell auslesen und zur Präsentation weiterverarbeiten, als Postprozessor bezeichnet. Zur Erstellung der vorliegenden Arbeit wurde der Pre- und Postprozessor Processing Modflow (PMWIN) von CHIANG und KINZELBACH [CHIANG b] verwendet.

2.8.5.2 PMPATH

PMPATH stellt einen halbanalytischen Modellcode dar, der zur Visualisierung von Strombahnen und Verweilzeiten genutzt werden kann. Es wurde von [POLLOCK] 1988 beschrieben. Durch die Integration in PMWIN ist eine Darstellung von Strombahnen, hydraulischen Höhen und Geschwindigkeitsvektoren möglich, was die Auswertung der darzustellenden Strömungssituation vereinfacht. Die Daten für die Darstellung der Strombahnen müssen vorher von MODFLOW generiert worden sein.

2.8.5.3 MT3DMS

MT3DMS ist eine Weiterentwicklung des Modellpaketes MT3D. Es ist möglich, die Verteilung mehrerer unterschiedlicher Stoffe parallel zu simulieren. Weiterhin beinhaltet es verschiedene Lösungsverfahren für Transportgleichungen. Auf das verwendete Lösungsschema wird in Kapitel 2.8.6 näher eingegangen.

2.8.6 Numerische Lösung der Transportgleichung

Für die Lösung der Transportgleichung existieren analytische und numerische Verfahren. Analytische Verfahren sind nur mit einfachen Randbedingungen möglich. Bei beliebigen Randbedingungen und Parametern des Grundwasserleiters sind numerische Verfahren zur Lösung der Transportgleichung anzuwenden.

Strömungsgleichungen enthalten erste Ableitungen nach der Zeit ($\partial h/\partial t$) und zweite Ableitungen nach dem Ort ($\partial^2 h/\partial x^2$). Die Transportgleichung beinhaltet neben der zeitlichen Ableitung einen Advektionsterm ($u\partial c/\partial x$) und einen Dispersionsterm ($D\partial^2 c/\partial x^2$). Durch die Kombination dieser Terme erster und zweiter Ordnung wird die numerische Lösung der Transportgleichung erschwert. Die Transportgleichung enthält durch den Advektionsterm einen hyperbolischen und durch den Dispersionsterm einen parabolischen Anteil (vgl. ANLAGE 1). Beide Terme müssen durch einen geeigneten Algorithmus gelöst werden. In der vorliegenden Arbeit wurde für die Simulation eines idealen Tracers das im Programmpaket MT3DMS enthaltene *3rd order TVD scheme (ULTIMATE)* verwendet. Es stellt eine Finite-Differenzen-Methode dritter Ordnung dar, d. h. für die Konzentration an

einer bestimmten Stelle x , y , z im Modellgebiet wird ein Polynom dritten Grades eingesetzt. Der Advektionsterm wird explizit mit diesem Algorithmus gelöst. Der Dispersionsterm wird implizit mit dem GCG-solver (*Generalized Conjugate Gradient*) gelöst, um die Genauigkeit der Ergebnisse zu erhöhen. Nähere Informationen sind in [ZHENG] zu finden.

3 UNTERGRUNDREAKTOREN ALS IN-SITU VERFAHREN ZUR NEUTRALISATION UND SULFATREDUKTION

Untergrundreaktoren dienen der Behandlung von Grundwässern und sollen die geforderten Qualitätsparameter des Grundwassers und darüber hinaus die des Oberflächenwassers gewährleisten. Die Installation von Untergrundreaktoren macht sich zur Kippengrundwassersanierung notwendig, da die Flutungswassermengen für eine nachhaltige Verbesserung der Wasserqualität in den Tagebauseen nicht ausreichen. Das in den Kippen vorhandene Versauerungspotential, welches beim Grundwasserwiederanstieg in den Tagebaurestsee transportiert wird, ist zu hoch. Es ist mit einem ständigen, über Jahrzehnte andauernden Säureaustrag aus den Kippen in den Restsee zu rechnen. Bei den Vorgaben an die zukünftigen Nutzungseigenschaften der Lausitzer Seenkette [LMBV b] ist eine Behandlung der Kippengrundwässer notwendig.

Es muß nach Möglichkeiten gesucht werden, die von den herkömmlichen, vielfach in der Literatur beschriebenen, *pump and treat* (P&T) Systemen abgehen, da diese als aktive Sanierungsverfahren neben teilweise hohen Investitionskosten auch hohe Betriebskosten verursachen. Bei den Dimensionen der zu behandelnden Grundwasserströme der Lausitzer Region würde ein P&T System den finanziellen Rahmen jeder Sanierungsmaßnahme hinsichtlich des Kosten-Nutzen-Verhältnis überfordern.

In den letzten Jahren hat auch die in den Vereinigten Staaten entwickelte in-situ-Grundwassersanierung mit Hilfe durchströmter Reaktoren als passives Sanierungsverfahren in Europa an Bedeutung gewonnen.

3.1 Aufbau und Wirkungsweise von Untergrundreaktoren

Untergrundreaktoren stellen abgegrenzte Reaktionsräume dar, die in einen Grundwasserleiter integriert werden, um das mit Schadstoffen belastete Grundwasser zu behandeln. Die meisten der bekannten Technologien entstammen der Altlastensanierung.

Es stehen unterschiedliche Möglichkeiten für die Herstellung von Untergrundreaktoren zur Verfügung. In der Literatur wird zwischen aktiven und passiven Verfahren unterschieden. Bei aktiven Verfahren wird der Grundwasserleiter hydraulisch über Pumpensysteme beeinflusst. Bei passiven Verfahren ist das nicht der Fall. Eine hydraulische Beeinflussung findet hier durch den Einbau einer vollauf durchströmbar oder permeablen reaktiven Wand bzw. eines *funnel and gate* Systems statt. Diese beiden Varianten stellen die wichtigsten

Verfahrensprinzipien passiver Technologien dar [EDEL]. Passive Verfahren tragen ihren Namen, weil sie das Strömungsverhalten des Grundwassers nur wenig verändern.

Eine reaktive Wand wird quer zum behandelnden Grundwasserstrom in den Grundwasserleiter eingebracht und erstreckt sich bis auf den Aquitard. Sie besteht aus reaktionsfähigen Materialien, die dem Zweck der Sanierung angepaßt werden können.

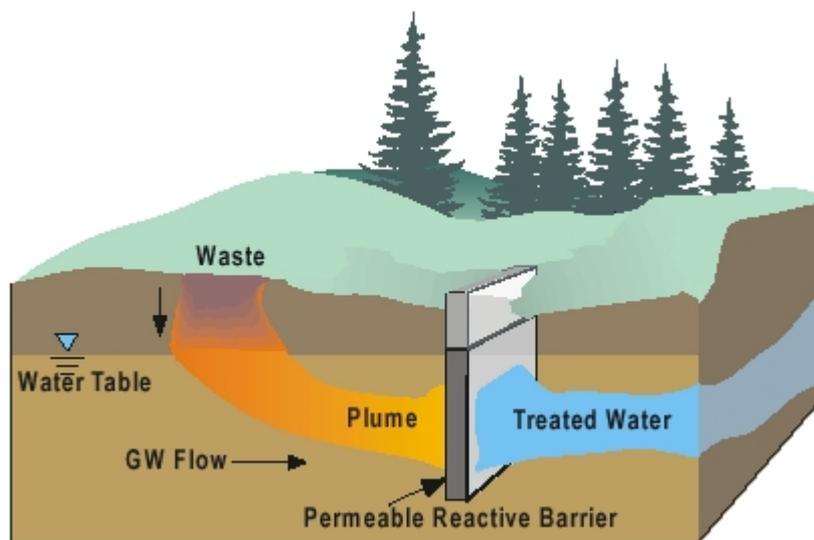


Abbildung 3: Prinzipskizze einer reaktiven Wand bei punktförmiger Schadstoffquelle

Das reaktive Material, die Dicke der Wand und die Schadstofffracht bestimmen das Design der reaktiven Wand. Hydraulisch sollten reaktive Wände eine größere Durchlässigkeit als der Grundwasserleiter aufweisen, damit eine Umströmung ausgeschlossen werden kann. Beim Auslegen der Wand ist der Veränderung der Reaktionsmaterialien mit Zunahme der Sanierungszeit Rechnung zu tragen. Weiterhin muß der Reaktionsraum so definiert sein, daß Reaktionsprodukte auch bei längeren Standzeiten der Wand im Untergrund verbleiben können, ohne die hydraulischen Eigenschaften negativ zu beeinträchtigen [TEUTSCH].

Bei *funnel and gate* Verfahren (Abbildung 4) wird der Grundwasserstrom durch eine undurchlässige Wand (*funnel*) der permeablen Wand (*gate*), dem reaktiven Volumenelement, zugeleitet. Daraus ergibt sich der Vorteil eines räumlich beschränkten Reaktors. Dieses Vorgehen läßt ein einfacheres und kostengünstigeres Monitoring der behandelten Grundwässer zu.

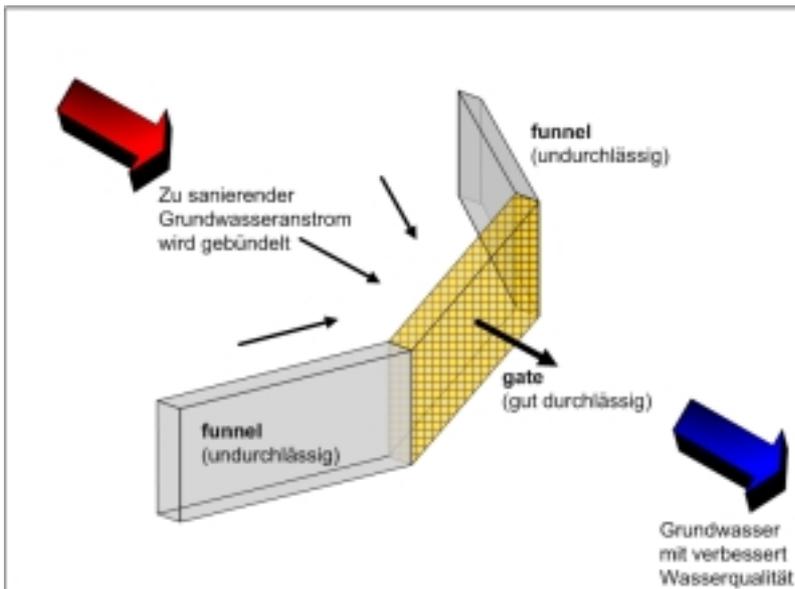


Abbildung 4: Prinzipskizze funnel and gate

Die beiden Systeme lassen sich unterschiedlichen hydrogeologischen Gegebenheiten und Standorten anpassen. Beispielsweise können bei einer breiten zu behandelnden Grundwasserfront mehrere Durchlässe beim *funnel and gate* Verfahren installiert werden. Dieses Vorgehen erhöht die hydraulische Effizienz der Installation [TEUTSCH] und wird als *multi gate* Verfahren bezeichnet.

Die oben aufgeführten Technologien können mit einigen Modifikationen an die Gegebenheiten und Anforderungen in Kippengrundwasserleitern angepaßt werden. Bestandteil der laufenden Forschungsarbeiten ist die Suche nach Reaktionsmaterialien, die in Kombination mit kostengünstigen Einbauverfahren zum Herstellen reaktiver Durchlässe verwendet werden können. Die Reaktionsmaterialien müssen die Aufbereitung der potentiell sauren Grundwässer bis zur gewünschten Wasserqualität garantieren. Weiterhin sind bezüglich ihrer Wirksamkeit langlebige Reaktoren zu entwickeln. Außerdem ist die Standsicherheit der Reaktoren und die Sicherstellung ihrer hydraulischen Leistungsfähigkeit abzusichern.

Die nachstehend beschriebenen Technologien können dann zur Installation einer reaktiven Wand verwendet werden, wenn in einem Versuchsreaktor ihr Funktionieren nachgewiesen wird. Die vorgestellten Technologien sind als separate Einheiten zu verstehen. Durch eine unabhängige Betrachtung aller Komponenten kann sicher gestellt werden, daß ein Baukastensystem von Technologien entsteht, mit dessen Hilfe auf die unterschiedlichen Gegebenheiten in Kippengebieten reagiert werden kann. Diese Möglichkeit erhöht die Effizienz und Flexibilität einer Sanierungsmaßnahme.

3.2 Technologien zum Einbringen fester/flüssiger Phasen in den Untergrund

Die Installation eines Untergrundreaktors und der damit verbundenen Schaffung eines Reaktionsraumes in einem Grundwasserleiter bedeutet, daß in einem definierten Abschnitt des Aquifers feste oder flüssige Phasen, oder eine Kombination beider, in den Untergrund einbracht werden. Aus der Altlastensanierung sind folgende bautechnische Verfahren zur Herstellung von reaktiven Wänden bekannt und werden eingesetzt:

- Dichtwand,
- Bohrfahlwand,
- Schmalwand,
- Spundwand,
- Einbau mittels Löffelbagger,
- Schlitzwand.

Technische Daten zu den oben aufgeführten Verfahren sowie die Preise für die Herstellung sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Mit den in Tabelle 3 aufgeführten Einbauverfahren können reaktive Materialien in den Untergrund eingebracht werden. Die Kosten für die Befüllung der reaktiven Wand sind in Tabelle 3 nicht eingerechnet.

Tabelle 3: Übersicht gängiger Bauverfahren für Reaktive Wände [erweitert nach EDEL]

Wandart	Dichtwand	Bohrpfahlwand	Schmalwand	Spundwand	Löffelbagger	Schlitzfräswand
Wanddicke	Dicke zw. 0,6 bis 1,2 m	Durchmesser 60-300 cm, i.d.R. 90-120 cm	6 - 20 cm	---	beliebig	100cm
geeignet für	F, (G), (P)	F, G, P	F, P	F, G	F, P	F, G, P
Tiefe	bis ca. 30m in Sonderfällen bis ca. 80 m	je nach Durchmesser ca. 30m, in Sonder- fällen bis 60m	bis ca. 15m in Sonderfällen bis 25m	bis ca. 20m teilweise bis 30m	bis ca. 6m	bis 100m
Vorteile	große Tiefen erreichbar, Wandintegrität durch Vermessung des Schlitzes sicherstellbar	Universell in allen Böden, jedes Reaktormaterial einsetzbar	schnelles Bau- verfahren, kein Bodenaushub		einfache Ausrüstung	große Tiefen mögl., auch bei schwierigen Bodenverhältnissen einsetzbar
Nachteile	Stützmedium des Schlitzes dichtet den Boden ab, spezielles Stützmedium erforderlich	wegen Überschnitt teilweise Wiederausbohren von Reaktormaterial der Primärpfähle	rammbarer Boden erforderlich, nur pumpbare Reaktormaterialien einsetzbar, geringe Wandstärke	rammbarer Boden erforderlich, teilweise Auf- lockerungs- bohrungen erforderlich,	begrenzte Tiefe Kurzzeitstandfestigkeit des Bodens erforderlich	hohe Kosten
Kosten im Normalfall [€/m² **)	100-250	125-350	50-100	100-175	25-75	200-500

*) F=Funnel, G=Gate, P=Permeable Wand, ()...eingeschränkt verwendbar für...

**) ohne Reaktormaterial, stark abhängig von örtlichen Rahmenbedingungen

Die reaktiven Materialien, die in Großversuchen und Pilotanlagen weltweit eingesetzt werden, sind zu 50 % aus nullwertigem Eisen (Eisenspäne, Eisenschwamm). Das Fe⁰ dient der Reduktion von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW). Weiterhin werden in Adsorptionswänden Aktivkohlen eingesetzt, die aromatische Kohlenwasserstoffe (AKW) oder leichtflüchtige, halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) aus dem Grundwasser entfernen [JANSEN].

Zum Eintrag von flüssigen Medien werden horizontale oder vertikale Brunnenysteme genutzt. Durch den bei Förderbrunnen entstehenden Absenktrichter und den Aufstau bei Infiltrationsanlagen im Brunnen wird eine Strömung zwischen den Brunnen induziert. Diese Verfahren greifen aktiv in das Grundwasserfließverhalten ein. In vielen Fällen sind Brunnenanlagen an eine ex-situ Reinigungsstufe gebunden.

In den folgenden Kapiteln werden Verfahren beschrieben, die den Eintrag von festen Phasen in den Untergrund ermöglichen und in der Praxis noch nicht zu den gängigen Verfahren bei der Altlastensanierung gehören, aber potentiell geeignet sind, um für Sanierungsarbeiten zur Verbesserung der Wasserqualität in Kippengebieten eingesetzt zu werden.

Es besteht die Möglichkeit, für die chemische Neutralisation sowie für die mikrobiologische Sulfatreduktion feste oder flüssige Medien zu verwenden. Gegenstand der laufenden Forschung ist es, Alkalisierungsmittel bzw. Substrate zu untersuchen, die in der Kippengrundwassersanierung Einsatz finden können. Aus diesem Grund werden in der vorliegenden Arbeit auch aktive Verfahren der Grundwasserzirkulation durch Brunnenysteme betrachtet, die eine Dosierung von flüssigen Substraten ermöglichen.

3.2.1 BULinject-Vefahren[®]

Das BULinject-Vefahren[®] basiert auf der Rütteldruckverdichtung (RDV, Tiefenrüttler, Viroflotation, vibro compaction, dynamic compaction). Die RDV ist ein Verfahren, das seinen Ursprung in der Bauindustrie hat. Dort dient es der Verdichtung von Beton. In Kippenmischböden wird es zur Verdichtung von Sanden und Kiesen verwendet, um Setzungsfließrutschungen an Böschungen entgegenzuwirken. Der Untergrund ist nach dem Einsatz des RDV für Verkehrs- und Wohnungsbauten sowie weitere hochgradige Belastungen, auch dynamischer Art, geeignet [FÖRSTER, BUL].

Bei der RDV wird eine Rüttellanze in den Boden abgesenkt. Durch den Eintrag mechanischer Energie über den Rüttler erfährt die Bodenmatrix eine Verdichtung. Über die Frequenz des Rüttlers und die Verweilzeit der Lanze im Boden kann das Verdichtungsergebnis und die Reichweite der Verdichtung beeinflusst werden. Das

Verfahren kann in locker bis mitteldicht gelagerten rolligen Böden mit $d_{50} \geq 0,1$ mm eingesetzt werden. Bei höheren Lagerungsdichten der Bodenmatrix ist der Einsatz der RDV nicht mehr sinnvoll.

Beim BULinject-Vefahren[®] kann zusätzlich ein Injektionsmittel über Rüttlerdüsen in den Boden eingetragen werden. Das Injektionsmittel wird durch den Düsenaustrag und die Bewegung des Rüttlers im Boden verteilt. Es können Partikelgrößen bis 10 mm unter Verwendung einer Transportsuspension eingebracht werden.

Mit diesem Verfahren ist es möglich, Aschesuspension oder Suspensionen anderer alkalischer Medien in den Boden zu injizieren. Dabei können gesättigte und ungesättigte Böden behandelt werden. Eine Verdichtung steht bei Herstellung einer reaktiven Wand nicht im Vordergrund. Sie sollte durch die Verringerung des Energieeintrages gering gehalten werden.

im Rahmen des BULinject-Vefahrens[®] sind zwei technologische Varianten möglich.

- Ausführungsvariante 1: Der Rüttler wird bis zur Zielteufe vorgetrieben. Mit dem Ziehen der Lanze wird die angemischte Suspension eingetragen. Folge des entstehenden Massendefizit durch die Verdrängungsarbeit ist ein Trichter an der Geländeoberkante. Dieses Defizit muß durch zusätzliches Material ausgeglichen werden.
- Ausführungsvariante 2: Bereits mit dem Eindringen in den Boden wird Suspension zudosiert, so daß diese als Stützflüssigkeit dienen kann. Damit ist das Rüttelloch ständig mit Suspension gefüllt. Mit dem Ziehen der Lanze wird das Rüttelloch mit Suspension verfüllt.

In den Kippengebieten der Lausitz sind mit dem BULinject-Vefahren[®] Teufen bis 60 m zu realisieren.

Für das Eintragen von Asche sind bereits erste Untersuchungen vorgenommen worden. Es wurde festgestellt, daß in ungesättigten Kippenbereichen durch den Eintrag der Asche mit dem Rüttler keine nennenswerten Durchlässigkeitsunterschiede zwischen den entstehenden Aschesäulen und den umgebenden Kippenböden erzeugt werden [LSWT].

Ziel ist es, den kf-Wert der beeinflussten Region um die Säule nur geringfügig zu verändern. Eine Anpassung der Eintragsfrequenz des Rüttlers ist möglich. Der von der BUL Sachen GmbH verwendete Rüttler läßt sich in seiner Frequenz zwischen 30 und 60 Hz steuern. Ebenso ändert sich mit der Eintragsfrequenz der Energieeintrag. Bei einer Rüttlerfrequenz von 30 Hz wird eine Schlagkraft am Rüttler von 130 kN und bei 60 Hz

480 kN erzeugt. Eine Optimierung der eingestellten Frequenz, d. h. der damit eingetragenen Energie beim Eindrücken und Ziehen der Lanze, und der eingetragenen Partikelgröße in der Suspension bezüglich der Durchlässigkeit der entstehenden alkalisierten Säulen ist noch vorzunehmen.

In dem Versuchsreaktor sind diese Fragen zu klären. Im Ergebnis dieser Untersuchungen muß festgestellt werden, bei welchen Frequenzen des Rüttlers und bei welcher Feststoffpartikelgröße der Suspension das BULinject-Verfahren[®] als Verfahren zur Herstellung von Dichtwänden oder als Verfahren zur Herstellung von gut durchlässigen Reaktionsräumen (Reaktionssäulen) genutzt werden kann.

3.2.2 Schleusenrüttler

Der Schleusenrüttler gehört zu den Rüttelstopfverfahren und dient, wie auch die RDV, der Verbesserung des Baugrundes. In der Praxis wird der Schleusenrüttler eingesetzt, wenn aufgrund der Bodenverhältnisse die RDV nicht mehr möglich ist. Sehr feinkörnige Böden mit hohen bindigen Anteilen können mit dem Schleusenrüttler bearbeitet werden. Auch bei diesem Verfahren wird eine Lanze mit 400 mm Durchmesser in den Boden eingelassen. Der entstehende Hohlraum wird beim Ziehen der Lanze über die Rüttlerspitze mit Materialien, z. B. mit Kies oder Schotter, verfüllt. Das eingetragene Material wird durch Nachstopfen mit dem Rüttler verdichtet. Es entstehen Säulen mit einem Durchmesser von ca. 600-800 mm.

Das Verfahren ist nicht nur zum Verdichten geeignet. Die BUL Sachsen GmbH hat z. B. am Tagebausee Laubusch Säulen hergestellt, bei denen die Herstellung möglichst durchgängiger Säulen im Vordergrund stand, die eine verbesserte Entwässerbarkeit des Bodens in den Bereichen der Säulen zulassen.

Das Verfahren des Schleusenrüttlers ist somit theoretisch für Materialeinträge in den Untergrund bzw. für das Herstellen säulenartiger, gut durchlässiger Reaktionsräume in Grundwasserleitern geeignet.

Der Nachteil des Schleusenrüttlers liegt in der begrenzten maximal zu erreichenden Teufe. Bis 15 m Teufe ist der Einsatz unproblematisch. Bis 25 m ist mit erhöhtem finanziellem und zeitlichem Aufwand zu rechnen. Größere Teufen sind aus derzeitiger technologischer Sicht schwer realisierbar.

Bezüglich der eingetragenen Partikelgrößen bietet der Schleusenrüttler einen flexibleren Einsatz als das BULinject-Verfahren[®]. Partikel bis zu einer Größe von 60 mm können eingebracht werden. Diesem groben Material kann auch feineres zugesetzt werden. Hier

wären Aschen, Kalk o.ä. denkbar. Auch feste Substrate sind aus technologischer Sicht möglich. Es entstehen keine negativen Auswirkungen auf die Standsicherheit, wenn groben Materialien wie Kies oder Schotter, z. B. Stroh als Reaktionsmaterial in feiner Form zugegeben wird [BUL].

3.2.3 Vertikale und horizontale Infiltrations- und Förderbrunnensysteme

Die Möglichkeit, eine wasserführende Schicht durch aktive Brunnenysteme in vertikaler und horizontaler Bauweise zu beeinflussen und zu behandeln, ist in der Altlastensanierung gängige Praxis. Es gibt verschiedene Varianten der Bauausführung. Unter anderem werden Grundwasserzirkulationsbrunnen genutzt, um mikrobiologische Aktivität durch Zugabe von flüssigen Substraten im Grundwasserleiter zu induzieren.

Diese aktiven Sanierungsverfahren sind praxiserprobt und relativ sicher. Je nach hydrologischen Gegebenheiten lassen sie sich anpassen und modifizieren.

Nachteilig sind die beschränkten Einsatzbereiche. Der horizontale kf-Wert muß $>1 \cdot 10^{-5}$ m/s und der vertikale $>1 \cdot 10^{-6}$ m/s sein. Weiterhin steigen bei langen Sanierungszeiträumen die Betriebskosten (Energie, Personal) stark an. Der Vorteil der i. d. R. niedrigen Investitionskosten geht bei mittel- und langfristigen Anwendungen dabei verloren [EDEL].

Da die Sanierung in Kippengebieten große Zeiträume umfaßt, kann ein aktives Verfahren keine befriedigende Lösung darstellen. Das Planungsinstrument der Kostenvergleichsrechnung wirkt entscheidungsunterstützend, indem es anzeigt in welchen Situationen aktive Verfahren ökonomisch sinnvoll Verwendung finden können. Über Kombinationen aus passiven und aktiven Verfahren ist nachzudenken. Da noch keine festen Substrate gefunden sind, die über Jahre eine zuverlässige und stabile Substratkonzentration zur mikrobiellen Sulfatreduktion im Grundwasserleiter garantieren, müssen auch aktive Verfahren zur Dosierung flüssiger Substrate mit ins Kalkül gezogen werden.

Für die Herstellung der horizontalen Brunnen wird die verlaufsgesteuerte Horizontalbohrtechnik (HDD=*Horizontal Directional Drilling*) angewandt. Diese wurde in den USA in den siebziger Jahren entwickelt, um Lagerstätten fossiler Brennstoffe besser erschließen zu können. Die horizontale Bohrung kann bis zu sechs vertikale Bohrungen aufgrund ihrer größeren Drainagefläche ersetzen [FENGLER] und ist somit besser geeignet, wenn über größere Strecken infiltriert und gefördert werden soll. Zur Zeit können Teufen bis 25 m unter GOK und Bohrstrecken bis 1600 m mit der Horizontalbohrtechnik realisiert werden.

Der Bohrvorgang läuft in drei Phasen ab:

- Pilotbohrung,
- Aufweitung und Vorräumen,
- Einziehen des Produktrohrs.

Das Herstellen und Betreiben von vertikalen Brunnen ist aus der Altlastensanierung und Trinkwassergewinnung bekannt und seit langem Stand der Technik. Aus diesem Grund wird im folgenden nicht näher darauf eingegangen.

Ein Kriterium für die Wahl eines der beiden Verfahren wird der Grundwasserstand zum Einbauzeitpunkt und dessen Entwicklung in den Folgejahren sein. Sollte der Grundwasserspiegel in den Jahren der Sanierung noch stark ansteigen, dann ist das vertikale System zu wählen. Die Filterstrecke läßt sich über Packer an das steigende Grundwasser anpassen. Beim horizontalen System ist die installierte Teufe nicht variabel.

Wenn davon ausgegangen werden kann, daß der Grundwasserstand in den Jahren der Sanierung nicht stark ansteigt und der zu sanierende Abschnitt länger als 100 m ist, sollte das horizontale System eingesetzt werden. Die eingeschränkte vertikale Reichweite des Systems ist zu beachten.

Welches System zur Infiltration von flüssigen Substraten verwendet wird, läßt sich nicht pauschal abschätzen. Auch in diesem Fall muß eine Kostenvergleichsrechnung bei einem konkreten Standort zeigen, welches Verfahren einen Kostenvorteil bei den festgestellten Parametern bietet.

3.3 Einsetzbare Materialien für die chemische Neutralisation

Für den Versuchsreaktor werden Braunkohlenfilterasche und Dolomit als alkalische Medien in den Grundwasserleiter eingebracht.

3.3.1 Braunkohlenfilterasche BFA

Lausitzer Kraftwerksaschen wirken durch ihren Calciumoxidanteil stark alkalisch. Die Zusammensetzung der Asche hängt von dem Feuerungsprozeß in dem jeweiligen Kraftwerk ab. Beim Einsatz von BFA ist ihre Zusammensetzung im Einzelnen zu prüfen. Insbesondere bei hohen Schwermetallanteilen (z. B. Arsen) ist der Einsatz von BFA für einen Untergrundreaktor mit dem Nutzungsziel (z. B. Fischaufzucht) abzustimmen.

3.3.2 Dolomit

Unter Dolomit wird in der vorliegenden Arbeit Rohdolomit verstanden. Dolomit ist ein carbonatisches Calcium-Magnesiummineral $[\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2]$. Der für die Entsäuerung genutzte Mineralbestandteil ist Calcit $[\text{CaCO}_3]$.

Dolomit wird z. B. in der Baustoffindustrie als Zuschlagstoff für Mineralbeton, in der Landwirtschaft als Dünge- und Futtermittel oder in der Stahlindustrie verwendet.

Dolomit reagiert in wäßriger Lösung alkalisch (pH-Wert: 10-10,5).

3.4 Mögliche Substrate für die mikrobielle Sulfatreduktion

Substrate für SRB sind Kohlenstoffquellen. SRB können niedermolekulare organische Verbindungen wie Pyruvate, Lactate, Formiate als Kohlenstoffquelle nutzen. Weiterhin werden von SRB Säuren (Acetat) und Alkohole (Ethanol, Propanol, Methanol, Butanol) als Substrate verwertet [HAO et al.].

Endprodukte des Substratabbaus der meisten Spezies der SRB sind Acetat und CO_2 . Acetat kann nur von wenigen Spezies der SRB verwertet werden.

Bei der Verwendung von C_1 Substraten (Methanol, Formiat) und wenigen C_2 Substraten (Oxalsäure) kann von einem kompletten Substratabbau zu CO_2 ausgegangen werden.

In der Literatur sind verschiedene Substrate im Labormaßstab und in Feldanwendungen getestet und untersucht worden. Es wurden dabei Schlämme aus der Zelluloseindustrie,

Holzspäne, kompostiertes Laub, Geflügelexkrement, Molke oder kompostierte Pilzabfälle verwendet [Chang et al., Cocos et al.].

4 SZENARIENMODELLIERUNG

Nachfolgend soll die für die Vorplanung notwendige Strömungsmodellierung erläutert werden. Das Instrument der Modellierung möglicher Szenarien für den Versuchsreaktor wurde zur Anwendung gebracht, weil über den Standort des Versuchsreaktors wenig bekannt ist. Es liegen keine geologischen und nur wenige hydrogeologische Untersuchungsergebnisse für den Kippenbereich südlich des Tagebausees Nordrandschlauch vor. Das Ziel der Modellierung ist, auf der Grundlage von Kennzahlen auf eine optimale Versuchsanordnung zu schließen und somit auf theoretischem Wege mögliche Technologien und Anordnungen zu betrachten und zu variieren, um schon im Vorfeld der Projektierung Unwägbarkeiten auszuschließen.

Der Vorteil und die Rechtfertigung liegen in der einfachen Handhabbarkeit einer Strömungsmodellierung hinsichtlich der einzustellenden und die Strömung im wesentlichen beeinflussenden Parameter:

- Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers,
- variierende Durchlässigkeiten des Aquifers,
- Änderungen der Durchlässigkeiten der eingesetzten Technologie (bspw. beim Einbringen von alkalischen Medien zur Neutralisation des Grundwassers mit dem BULinject-Vefahren[®] während der Sanierungsphase).

Weiterhin können nicht vorhersehbare Effekte, wie Über-, Unter- oder nicht zulässige Umströmungen, kalkuliert werden. So kann auf mögliche Risiken hingewiesen werden.

4.1 Darstellung des Betrachtungsgebietes am geplanten Standort des Versuchsreaktor

Bei der Recherche und der Sichtung des vorhandenen Datenmaterials wurde deutlich, daß die Tagebauseen im zu untersuchenden Gebiet keine einheitliche Bezeichnung tragen. Um eventuellen Mißverständnissen vorzubeugen, werden das Betrachtungsgebiet und die Tagebauseen mit Gauss-Krüger-Bessel-Koordinaten eingeordnet und mit Namen beschrieben. Außerdem werden weitere für die Modellierung wichtige Größen und Annahmen erläutert, wie etwa die Wahl des Standortes und dessen Entwicklung in den nächsten 4-5 Jahren, um z. B. das für die Reaktorbewirtschaftung und das Funktionieren des Reaktors erforderliche hydraulische Gefälle zu gewährleisten.

4.1.1 Begriffsbestimmung

Das zu betrachtende Kippengebiet befindet sich im Bereich der Tagebauseenkette Spreetal/Bluno, welche aus den vier Tagebauseen Bluno, Nordschlauch, Nordrandschlauch und Südostschlauch besteht bzw. nach Flutungsende bestehen soll. Die Namensgebung ergibt sich aus den ehemaligen Tagebauen Bluno, hier geht der Tagebausee Bluno auf, und Spreetal, wo die anderen drei Tagebauseen entstehen. In Tabelle 4 sind den Namen die entsprechenden Koordinaten zugeordnet. Die Einordnung erfolgte auf der Grundlage von Kartenmaterial aus dem Jahr 2001 [LMBV a]. Um die Einordnung überschaubar zu halten, werden mit den Koordinaten Rechtecke beschrieben, welche die Seen einschließen.

Tabelle 4: Einordnung der Tagebauseen der Seenkette Spreetal/Bluno mit Gauss-Krüger-Bessel-Koordinaten

Name des Tagebausees		von	bis
Bluno	Rechtswerte	54 ₄ 2250	54 ₄ 6750
	Hochwerte	57 ₀ 6000	57 ₀ 9250
Nordschlauch	Rechtswerte	54 ₄ 3250	54 ₄ 7250
	Hochwerte	57 ₀ 8750	57 ₁ 1250
Nordrandschlauch	Rechtswerte	54 ₄ 7000	54 ₅ 0000
	Hochwerte	57 ₀ 7000	57 ₁ 0100
Südostschlauch	Rechtswerte	54 ₄ 6000	54 ₄ 9500
	Hochwerte	57 ₀ 5750	57 ₀ 8000

Der in Tabelle 4 aufgeführte Tagebausee Nordschlauch wird in der Literatur auch als Restloch Nordschlauch bezeichnet. Die genaue Festlegung der Namen ist notwendig, weil die beiden Seen Nordschlauch und Nordrandschlauch in der Literatur bereits verwechselt wurden, wie z. B. in [LMBV b], und daher etwa eine Einordnung von Grundwassersmeßstellen nicht eindeutig vorgenommen werden kann.

4.1.2 Standortwahl

Der Standort Spreetal Nordrandschlauch wurde vor dem Beginn der Bearbeitung als Standort für den Versuchsreaktor festgelegt. Die Eingrenzung des Betrachtungsgebietes ist erforderlich, da die Untersuchungen und Modellierungen nicht unabhängig von den jeweiligen Standortverhältnissen durchgeführt werden können.

Das Gebiet südlich des Nordrandschlauches vereint mehrere Vorteile in sich. Zum Ersten kann der Versuchsreaktorbau in die zur Zeit laufenden Sanierungsmaßnahmen am Nordrandschlauch eingebunden werden. Das verringert die Aufwendung finanzieller Mittel.

Zum Zweiten kann aus dem vorhandenen LMBV Großraummodell [LMBV a] die Entwicklung der Grundwasserströmung bis zum Jahr 2010 abgeschätzt werden. Demnach ergibt sich für einen Versuchsbetrieb ein ausreichendes Grundwasserströmungsgefälle, das über den geplanten Beobachtungszeitraum bestehen bleibt.

Zum Dritten liegt es in unmittelbarer Umgebung des Betriebsgeländes der BUL-Sachsen GmbH. Dieser Umstand sichert einen Kostenvorteil für die Testphase durch optimierte Transportwege der bei der BUL-Sachsen GmbH vorhandenen Geräte für den Bau des Versuchsreaktors. So sind z. B. für den Aufbau der Geräte einer Rütteldruckverdichtung ca. 30.000 € bis 100.000 € anzusetzen. Die Kosten erhöhen sich mit Abstand zum Standort des Unternehmens. Diese Synergieeffekte müssen bei einer Standortbetrachtung Berücksichtigung finden und genutzt werden.

Um Daten für die Anfangsbedingungen in den Modellen zu finden, wurden Teile des Kartenwerkes der hydrogeologischen Berechnungsunterlagen aus [LMBV a] digitalisiert. Aus diesen Daten konnten die hydraulischen Gradienten berechnet werden.

Abbildung 5 zeigt die Isohypsen des Untersuchungsgebietes im April 2002. Der gefährdete See ist in dieser Abbildung rot gekennzeichnet. Der genaue Standort für den Bau eines Versuchsreaktors ist in ANLAGE 10 markiert.

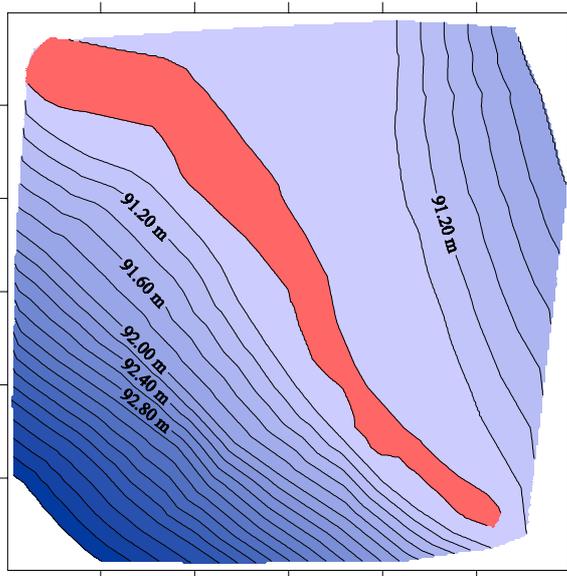


Abbildung 5: Isohyphen Nordrandschlauch April 2002

Aus den Daten (vgl. Abbildung 5) wurden die Gradienten der hydraulischen Höhen berechnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 6 dargestellt.

Nach Auswertung der Daten wird in den Modellen und Berechnungen dieser Arbeit ein gleichbleibendes hydraulisches Gefälle von 3 ‰ zugrundegelegt.

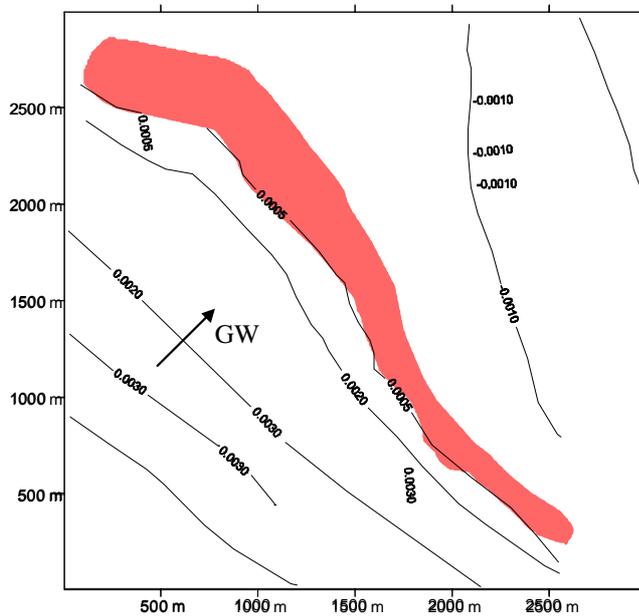


Abbildung 6: Hydraulische Gradienten Nordschlauch April 2002

4.2 Vorgehensweise und Zielstellung der Modellierung

Ziel der Modellierung war es, verschiedene Szenarien für die Behandlung der Kippengrundwässer in einem Versuchsreaktor darzustellen und strömungsmechanisch zu bewerten. Mögliche auftretende Probleme bei der Versuchsdurchführung sollten, durch Modifizierungen im Modell, erkannt werden, um ingenieurtechnische Einschätzungen über die Leistungsfähigkeit der eingesetzten Technologien vorzunehmen. Daraus können Vorschläge zur Erhöhung der Wirksamkeit des Versuchsreaktors eingebracht werden. Hintergrund der Modellierung ist in erster Linie der kosteneffiziente Bau des Versuchsreaktors. Weiterhin sind Aussagen zur Dimensionierung der installierten Anlage zu treffen und die Übertragung der Versuchsergebnisse auf eine anwendungsreife Technologie für die Sanierungspraxis darzustellen.

Hauptsächlich wurden zwei Richtungen bei der Bearbeitung der Aufgabenstellung verfolgt.

1. die Gefährdungsminderung, durch Einbringen von alkalischen Medien in die Kippe zur Entsäuerung des Kippengrundwassers und
2. das Einbringen von Substraten zur Induktion mikrobiologischer Aktivität in der Kippe mit dem Ziel der Sulfatreduktion.

Beide Sachverhalte sind mit strömungsmechanischen Problemen verknüpft, deren theoretische Betrachtung und Modellierung zur Entwicklung einer geeigneten Sanierungstechnologie beitragen soll.

4.3 Ausgewählte Szenarien zur Strömungsmodellierung Versuchsreaktor

4.3.1 Notwendige Definitionen

Da die Modelle auf einer 3D-Modellierung beruhen, müssen den einzelnen Raumrichtungen, im Zusammenhang mit der Strömungsrichtung, einheitliche Achsenbezeichnungen zugewiesen werden. Es werden, angelehnt an ein kartesisches Koordinatensystem, x, y und z als Raumrichtungsbezeichnungen vergeben.

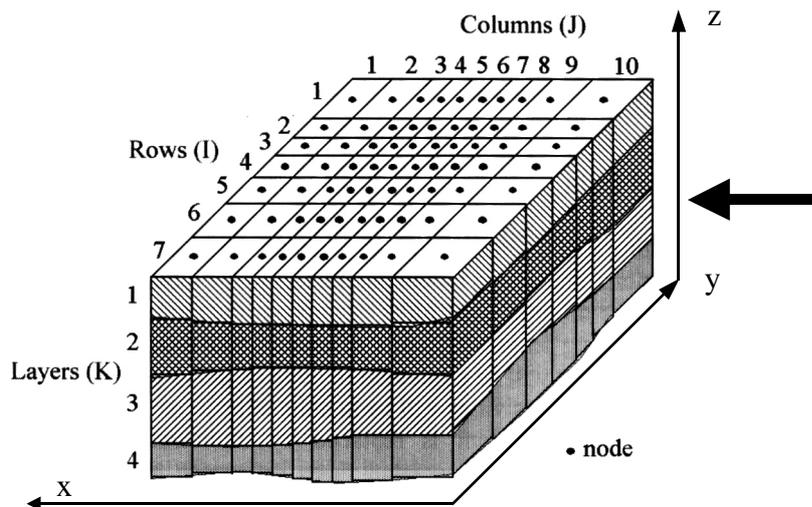


Abbildung 7: Raumrichtungsbezeichnungen MODFLOW-Modelle

Die z-Richtung beschreibt in den Modellen die Tiefe, x die Bewegung in Strömungsrichtung und y die Ansicht quer zur Strömungsrichtung. Die horizontale Grundwasserströmung wird durch den schwarzen Pfeil markiert. Diese Zusammenhänge verdeutlicht Abbildung 7.

Der allen Modellen zugrundeliegende Modellaquifer ist isotrop, d. h. in jeder Raumrichtung ist der kf-Wert gleich verteilt. Weiterhin wird von einem ungespannten Grundwasserleiter ausgegangen. Sollte von diesen Grundlagen Abstand genommen werden, wird in dem entsprechenden Modell darauf verwiesen. Im natürlichen Grundwasserleiter ist der vertikale kf-Wert kleiner als der horizontale. Die Vereinfachung, daß der Grundwasserleiter isotrop ist, wurde wegen fehlendem Datenmaterials getroffen. Aus diesem Grund ist auch die Betrachtung stationärer Zustände gerechtfertigt, da die in dieser Arbeit zu erzielenden Ergebnisse richtungsorientierend zu werten sind. Bei weitergehenden Modellierungen ist durch Eingabe der in-situ bestimmten kf-Werte diese Vereinfachung abzulösen. Die Qualität der Ergebnisse läßt sich damit erhöhen.

In den Auswertungen und Darstellungen wird ein kf-Wert-Verhältnis kf_M/kf_W angegeben. kf_M beschreibt den kf-Wert des Mediums (der Kippe) und kf_W den der Wand bzw. der durch Einbauten beeinflussten Regionen im Aquifer.

In allen Modellen wurde kf_M mit $2 \cdot 10^{-4}$ m/s angenommen. Die Annahme gründet sich auf den Eingangsdaten des Großraummodells der Grundwasserströmung im Gebiet der Tagebauseenkette Spreetal/Bluno [LMBV a].

4.3.2 Modell: Reaktor idealisiert als Wand

Beim Einbringen von alkalischen Medien in den Untergrund ist davon auszugehen, daß der Eintrag mit einer Störung des Untergrundes und somit mit einer Beeinflussung des Grundwasserleiters einhergeht. Deshalb wird eine vereinfachte Betrachtung der Durchflußverhältnisse durch eine den Reaktor repräsentierende Wand modelliert. Ausgehend von dem BULinject-Verfahren[®], mit dem alkalische Materialien in den Untergrund eingebracht werden können, ist mit einer 1-3 m ausgedehnten Zone um die Säulen zu rechnen, die durch diese Einbautechnologie gestört bzw. mitbeeinflusst wird. Diese Störung wird in der Verringerung der kf-Werte und der durchflußwirksamen Porosität in diesen Bereichen berücksichtigt.

Bei einem ungefähren Durchmesser einer Säule von ca. 1 m und einer abgeschätzten Beeinflussung der umliegenden Bodenmatrix von 1 m wird eine Säulenreihe, idealisiert als Wand, strömungsmechanisch betrachtet, die eine Ausdehnung in y-Richtung von 20 m und in x-Richtung von 3 m aufweist. Diese Abmessungen könnten einem Versuchsreaktor zugrundegelegt werden. Die Dimension des Modellströmungsfeldes (100 m x 100 m) ist so gewählt, daß keine Beeinflussungen der Strömung an den Rändern in x-Richtung auftreten (Randbedingung zweiter Art). Das Gefälle wird über konstante hydraulische Höhen (Randbedingung erster Art) definiert. Das Netz der Finiten-Differenzen wurde mit 1 m x 1 m festgelegt. Um das Modell flexibel in der Definition von Veränderlichen zu gestalten, wurde es in 8 Layer unterteilt. Jeder Layer hat eine Mächtigkeit von 5 m. Damit wird ein Aquifer beschrieben, dessen Stauer 40 m unter GOK liegt.

Unter Zuhilfenahme des *Water Budget Calculators* werden die Durchflüsse in jedem Layer für verschiedene Zonen berechnet. Jeder Layer ist in zwei Zonen, denen die berechneten Zuflüsse zugeordnet werden können, unterteilt. Als Variablen wurden die kf-Wert-Verhältnisse und die Teufen der Wand gewählt. Tabelle 5 zeigt das Bilanzierungsschema.

Für ein besseres Verständnis ist der Fließquerschnitt in Abbildung 8 mit den dazugehörigen berechneten Durchflüssen dargestellt. Der Gesamtdurchfluß Q ergibt sich aus der Summe Q_1 bis Q_4 .

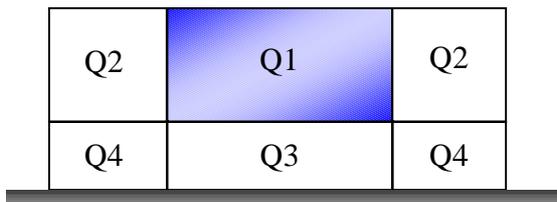


Abbildung 8: Schematische Darstellung der Bilanzierungsflächen quer zur GW-Strömung

kf _M /kf _W	z-Richtung			
	10 m	20 m	30 m	40 m
1	BILANZIERUNG Q Gesamtdurchfluß Q ₁ Durchfluß durch Wand Q ₂ Durchfluß rechts und links an Wand vorbei Q ₃ Durchfluß unter der Wand (zwischen Wand und Stauer) Q ₄ Seitenunterströmung			
1,25				
2				
2,5				
3,33				
5				
10				
20				
200				
200000				

Tabelle 5: Bilanzierungsschema Modell Wand als idealisierter Reaktor

Die aus den variierenden kf-Wert-Verhältnissen und den Wandteufen T ermittelten Durchflüsse wurden ins Verhältnis zu gleichen Zonen in einem gleichartigen, unbeeinflussten Grundwasserleiter gesetzt, um Aufschluß über die hydraulische Wirkung eines Reaktors im Untergrund zu erhalten. Das Ergebnis ist in Abbildung 9 dargestellt.

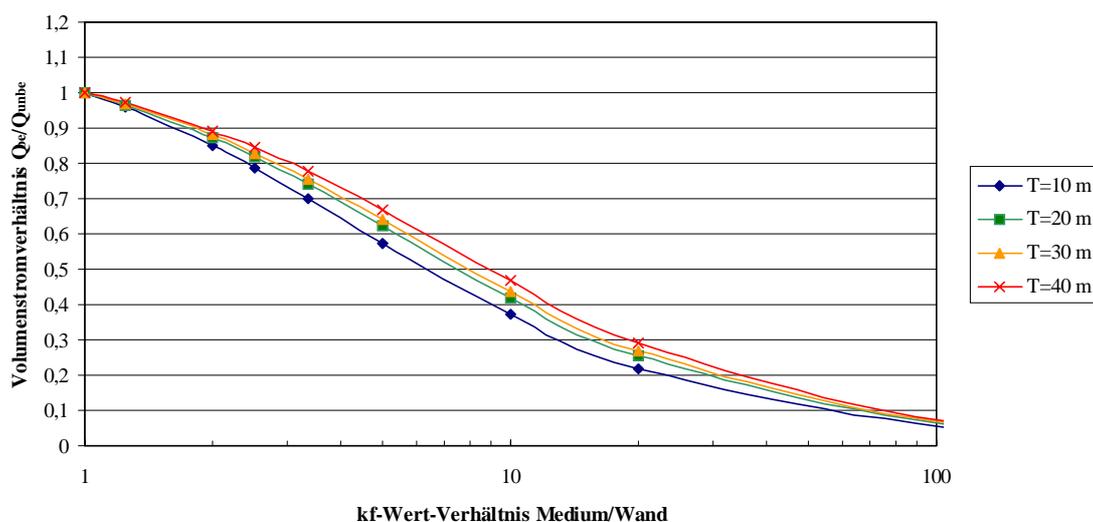


Abbildung 9: Volumenstromverhältnis Q_{be}/Q_{unbe} durch Wand (20 m), $I=3$ ‰

Da bei den oben genannten Abmessungen einer reaktiven Wand der Wandcharakter, aufgrund eines ungeeigneten Verhältnis Breite/Tiefe (0,5) verloren geht, wurde ein zweites Modell erstellt. Die Ausdehnung in y-Richtung wurde mit 200 m verzehnfacht. Die Dimension des Strömungsfeldes wurde auf 800 m x 800 m mit einer Netzdiskretisierung von 5 m x 5 m erhöht. Damit ergibt sich ein Verhältnis Breite/Tiefe von 5. Die Ergebnisse zeigt Abbildung 10.

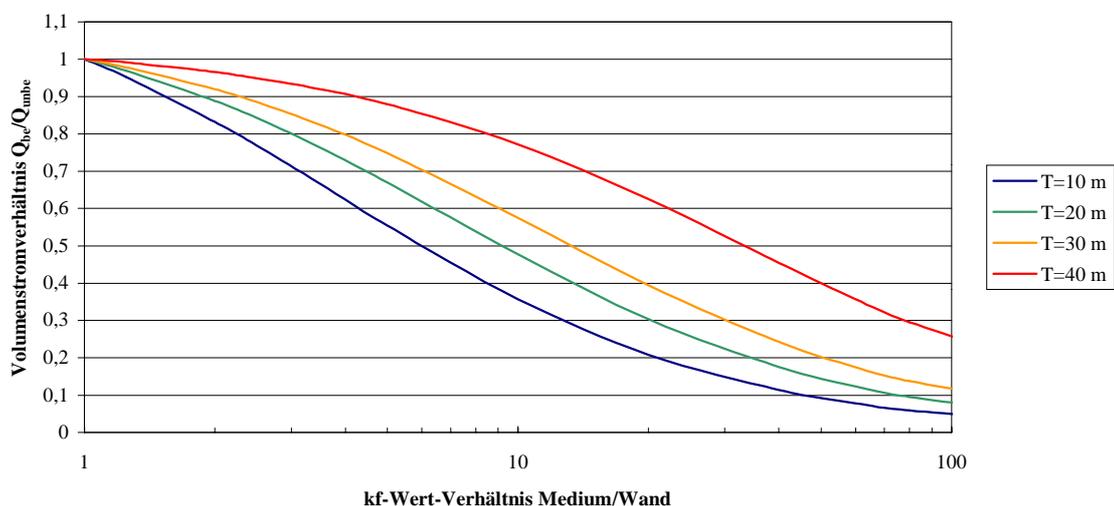


Abbildung 10: Volumenstromverhältnis Q_{be}/Q_{unbe} durch Wand (200 m), $I=3$ ‰

Abbildung 9 und Abbildung 10 zeigen Ausschnitte der erstellten Graphiken, die zur Auswertung herangezogen werden. Weitere Diagramme sind in ANLAGE 2, ANLAGE 3 und ANLAGE 4 einzusehen.

Desweiteren werden graphische Betrachtungen zur Unterströmung und zur Umströmung dargestellt, die im folgenden beschrieben werden.

Beim Einsatz eines reaktiven Mediums im Untergrund kann der den Reaktor durchströmende Anteil des Grundwassers als behandelt (Q_{be}) und der den Reaktor um- oder unterströmende Anteil als unbehandelt (Q_{unbe}) klassifiziert werden. Wie im Vorfeld abzuschätzen nimmt das Verhältnis Q_{be}/Q_{unbe} mit Verringerung des k_f -Wertes der Wand ab. Weiterhin ist ein Einfluß der Teufe des Reaktors auf dessen Durchströmungseigenschaften zu erkennen. Mit Verringerung des Abstandes zum Liegenden erhöht sich der prozentual durchströmte Anteil bei gleichem Verhältnis k_{fM}/k_{fW} .

Als Kriterium für den Behandlungserfolg wird festgelegt, daß noch mindestens 50 % der ursprünglich durch eine Vergleichsfläche im ungestörten Aquiferbereich geflossenen Wassermenge durch den Reaktor strömen muß. Durch die Herstellungstechnologie des Reaktors, stattfindende Reaktionen oder dem Absetzen von Reaktionsprodukten im Reaktorraum darf das mittlere Verhältnis k_{fM}/k_{fW} nach

Abbildung 9 nicht größer als 9 werden. Eine Unterströmung wird ausgeschlossen. Die Wand ist 20 m breit und 40 m tief. Bei einer 200 m breiten und 40 m tiefen Wand erhöht sich dieses Verhältnis auf ca. 35 (Abbildung 10).

Welche Wassermengen für einen Behandlungserfolg durch den Reaktor strömen müssen, kann noch nicht abschließend geklärt werden. Es sind Untersuchungen zu führen, die diese Fragestellung bearbeiten. In Abhängigkeit von den eingesetzten alkalischen Medien ist das Verhalten dieser, bei Kontakt mit dem Kippengrundwasser, zu erforschen.

Weiterhin besteht die Gefahr, daß durch das Einlagern von Reaktionsprodukten im Reaktorraum das Durchflußverhalten des Reaktors nachhaltig gestört wird. Sollte der Reaktor im Laufe seiner Standzeit zu einer Dichtwand werden, ist der Sinn eines in-situ Sanierungsverfahrens verfehlt.

Die Unterströmung erhöht sich im Vergleich zur Umströmung mit Abnahme des Abstandes der Wand zum Liegenden stark, bei Erhöhung des Verhältnis k_{fM}/k_{fW} . Der Vergleich dieser beiden Strömungen wird sich in einem natürlichen Grundwasserleiter aufgrund des anisotropen Charakters verschieben. Der horizontale Strömungsanteil dominiert dann und wird für einen höheren Umströmungsanteil sorgen.

Eine erhöhte Unterströmung birgt Risiken für das Bauwerk in sich. Um Beschädigungen zu vermeiden, müssen vor dem Bau Kenntnisse der geologischen Verhältnisse des gewählten Standortes vorhanden sein und mit den Ergebnissen dieser Arbeit zu einem einsatzfähigen Konzept verknüpft werden.

4.3.3 Aufstau vor einer undurchlässigen Wand

Eine der grundlegenden Befürchtungen beim Versagen eines Untergrundsystems stellt ein möglicher Grundwasseraufstau bei zunehmender Undurchlässigkeit des Systems dar. Im Fall eines Untergrundreaktors kann eine Undurchlässigkeit durch das Zusetzen des Porenraumes mittels feinpartikulärer, alkalischer Medien und dem somit erhöhten Eintrag von Feinkornanteil, der Einbautechnologie oder dem Ausfallen von Reaktionsprodukten auftreten. Deshalb muß das Strömungsverhalten des Grundwassers bei Einbauten in den Untergrund im Vorfeld abgeschätzt werden, um Aussagen über vernässungsgefährdete Bereiche an der GOK treffen zu können.

Deshalb wird ein worst-case Szenario modelliert, bei dem eine zum umgebenden Medium relativ undurchlässige Wand nachgebildet wird. Dabei wird ein Modell herangezogen, das einen Strömungsbereich von 300 m x 300 m wiedergibt. In diesem wird eine Wand installiert, deren Abmessungen in y-Richtung 100 m und in x-Richtung 3 m betragen. Es ist keine Unterströmung der Wand möglich, da diese bis zu einem gedachten Grundwasserstauer reicht (40 m in z-Richtung). An den Randbereichen ist eine Umströmung der Wand möglich. Diese Annahme ist durch die Dimension eines Versuchsreaktors gerechtfertigt. Bei diesem kann davon ausgegangen werden, daß die Randbereiche ungestört und von höherer Durchlässigkeit geprägt sind als der Reaktionsbereich (Wand) selbst.

Beim Modell „Aufstau“ konnten keine festen hydraulischen Höhen vorgegeben werden. Das Gefälle I von 3 ‰ wurde mit Hilfe hoher Grundwasserneubildungsraten simuliert. Die Oberkante der Wand ist nicht beaufschlagt, da es durch den undurchlässigen Charakter der Wand und dem verwendeten stationären Modell sonst zu Ergebnisverfälschungen gekommen wäre.

Die Aufstauhöhen wurden über die Differenzen der hydraulischen Höhen eines Aquifers im beeinflussten und im unbeeinflussten Zustand berechnet. Die Isolinien der Differenzen zeigt Abbildung 11.

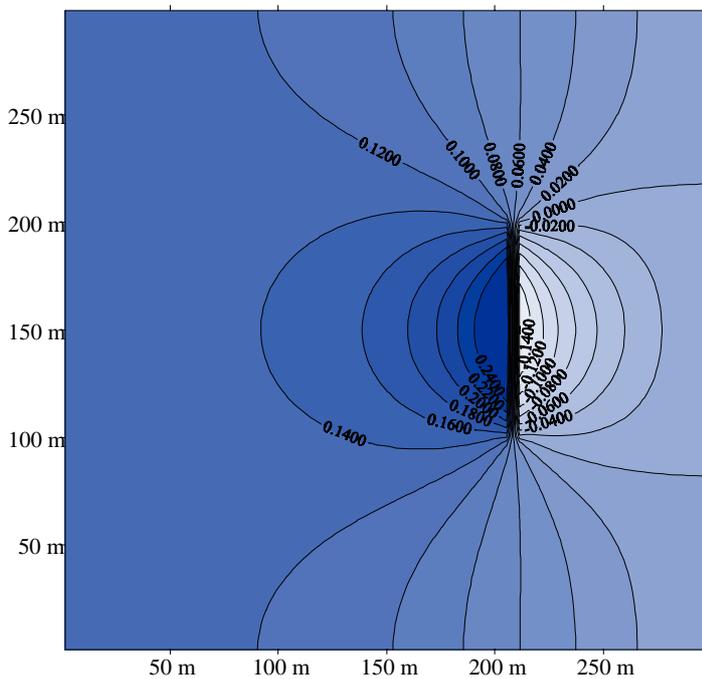


Abbildung 11: Isolinien Differenzen hydraulischer Höhen, undurchlässige Wand 100 m (Draufsicht)

Es ist zu erkennen, daß ein maximaler Aufstau von ca. 0,25 m vor der Wand auftritt. Die Berechnungen wurden für weitere k_f -Werte der Wand durchgeführt und sind in ANLAGE 5 und ANLAGE 6 dargestellt.

Auch in diesem Fall ist festzuhalten, daß die Ergebnisse auf einem isotropen Grundwasserleiter beruhen. Das Modell wurde abgeändert und der vertikale k_f -Wert auf $1/10$ des horizontalen reduziert. Nach [BUSCH et al.] ist der horizontale k_f -Wert 2 bis 10-fach größer als der vertikale. Damit erhält der Grundwasserleiter einen anisotropen Charakter, der die Dominanz der horizontalen Strömung widerspiegelt.

Die undurchlässige Wand wird zudem auf 300 m in y-Richtung vergrößert und in einem 800 m x 800 m Strömungsfeld, mit einem Gefälle $I = 3 ‰$ dargestellt. Durch die höher gewählte Netzdiskretisierung von 5 m x 5 m erhält die Wand ebenfalls eine größere Breite. Die Ausdehnung in x-Richtung beträgt 5 m.

Es kommt vor dieser Wand, die bis auf das Liegende geführt wurde, zu einem höheren Aufstau, dessen Maximum sich direkt vor der Wand befindet und 0,7 m beträgt [ANLAGE 7].

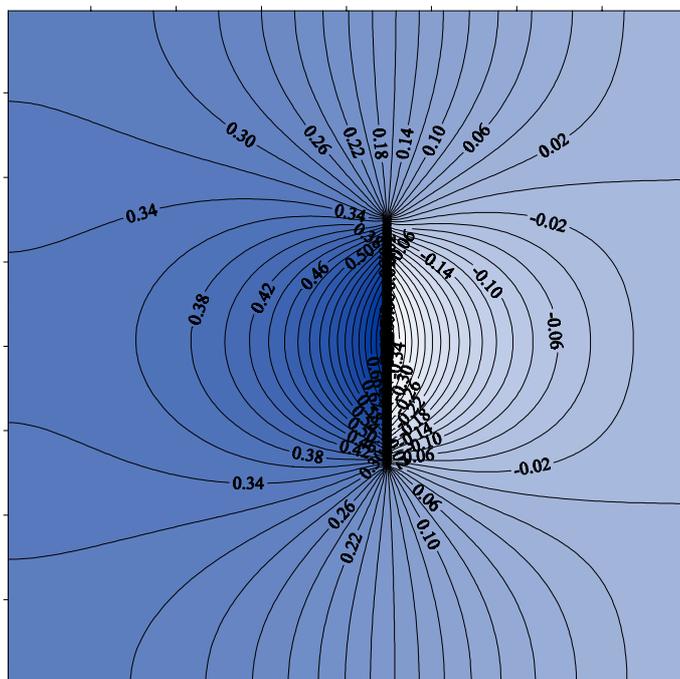


Abbildung 12: Isolinien Differenzen hydraulischer Höhen, undurchlässige Wand 300 m in einem anisotropen Grundwasserleiter $kf_V=1/10 kf_H$

Auch in diesem Fall ergibt sich keine Vernässungsgefahr für Kippengebiete, da sich der einstellende Grundwasserspiegel nach der Flutung im allgemeinen mehr als 5 m unter GOK befindet. Das Szenario ist jedoch einer Einzelfallprüfung vor dem Bau eines Untergrundreaktors zu unterziehen.

4.3.4 Tracermodell

Mit diesem Modell soll ein Ansatzpunkt für das Verteilungsverhalten von reaktiven Stoffen im Untergrund geschaffen werden. In Anlehnung an das BULinject-Verfahren[®], Stoffe werden hierbei punktuell in einem Raster in den Untergrund eingebracht, wird eine permanente Tracerdosierung in den Grundwasserleiter simuliert. Zur Vereinfachung wird das Raster auf eine Reihe, in der die Abstände A [m] der Dosierungsstellen zueinander variieren, reduziert.

Es kann davon ausgegangen werden, daß durch die Einbautechnologie der Kippengrundwasserleiter strömungstechnisch negativ beeinflusst wird, d. h. die

Durchlässigkeit im Bereich der Einbauten sinkt. Diese Annahme sollte auch in diesem Modell betrachtet werden. Aus diesem Grund simuliert das Modell einen repräsentativen Ausschnitt einer reaktiven Wand.

Die Verhältnissen k_{fM}/k_{fW} (1,25; 2; 2,5; 3,33; 5; 10; 20...100) der Dosierungsregion und die Abstände der Tracerdosierungsstellen ($a=1, 3, 5, 10, 15$ m), welche die Dosierstellen für alkalische Medien widerspiegeln sollen, variieren. Mit einem festen Meßraster, 5 m (y-Richtung), 2 m (x-Richtung), wird die Konzentrationsverteilung mit der Zeit aufgezeichnet. Die Abstände, in denen die Dosierstellen variieren, ergeben sich aus der Überlegung, den Reaktorbau in die Sanierungsarbeiten einzubinden und sind den vornehmlichen Rastern der Rütteldruckverdichtung entlehnt, auf der das BULinject-Verfahren[®] aufbaut.

Eine über den Detektionszeitraum permanente Dosierung von 1000 ppm wird allen Betrachtungen zugrundegelegt. Das Meßraster hatte eine Ausdehnung in x-Richtung von 60 m und in y-Richtung von 20 m. Daraus ergaben sich 150 Meßstellen. Zur Verdeutlichung der Anordnung dient ANLAGE 8. Die durch die Überlagerung von advektiven und dispersiven Transportprozessen entstehende Aufweitung der Tracerfahne kann über dieses Meßraster gut erfaßt werden.

Das Strömungsfeld weist Dimensionen von 150 m in x-Richtung und 150 m in y-Richtung auf. Die gewählte Netzdiskretisierung beträgt 1 m x 1 m. Der strömungsbeeinflussende Charakter einer Wand wird, wie auch schon in Kapitel 4.3.2 erläutert, mit 3 m Ausdehnung in x-Richtung abgeschätzt und simuliert.

Das Gefälle I ist mit 3 ‰ festgelegt. Die Konzentrationsverteilung wird nach jeweils 3,6 Tagen bei einem Betrachtungszeitraum von 180 Tagen (52 Zeitschritte) an jeder Meßstelle registriert. Teilweise mußte dieser Betrachtungszeitraum erhöht werden, weil das Vermischungskriterium erst nach 180 Tagen aufgetreten ist. Der Zeitraum wurde auf 365 Tage angehoben. Dann konnten jedoch die Konzentrationen nur in Abständen von 7,3 Tagen festgehalten werden. Diese Einschränkung wurde durch die Leistungsfähigkeit des Programms vorgegeben, da nur max. 10.000 Datenpunkte ausgegeben werden können. Mit den vorgenommenen Festlegungen zur Zeit und zu den Meßstellen werden je Messung 7800 Konzentrationen mit den dazugehörigen Zeiten aufgezeichnet. Die so erhaltenen Werte dienen als Datengrundlage für die Auswertung. Eine Isoliniendarstellung der Konzentrationsverteilung des Tracers bei einer Zugabe im Abstand von 5 m, nach ca. 50 Tagen Laufzeit, zeigt Abbildung 13. Weitere Darstellungen enthält ANLAGE 9.

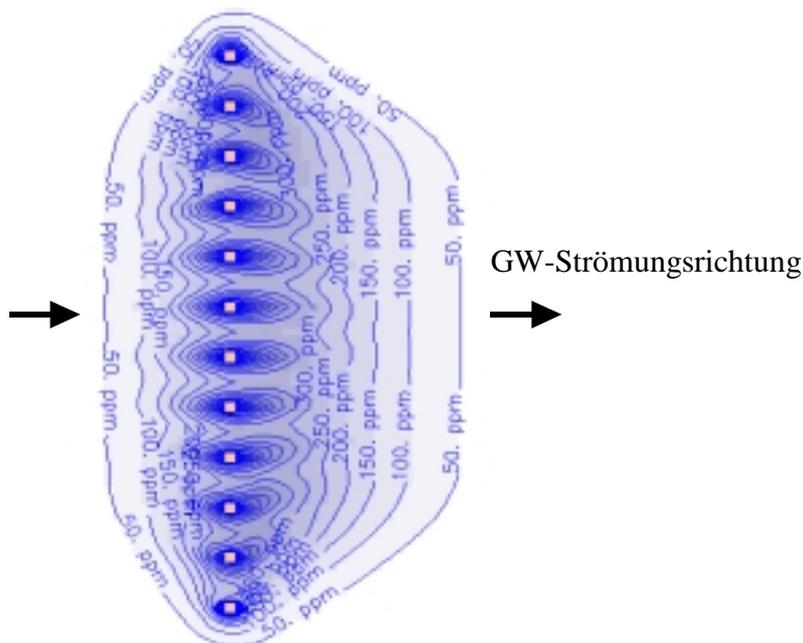


Abbildung 13: Isolinien­darstellung der Konzentrationsverteilung, Tracerzugabe im Abstand 5 m nach ca. 50 Tagen

Für den Stofftransport wurden in MT3DMS ein Lösungsschema und Dispersivitäten vorgegeben. Die Advektion ist mit dem 3rd order TVD scheme (*ULTIMATE*) (vgl. Kapitel 2.8.6: Numerische Lösung der Transportgleichung) berechnet worden. Die longitudinale Dispersivität a_L wurde mit 10 m und die transversale Dispersivität a_T mit $1/10 a_L$ festgelegt. Aus diesen Werten ergibt sich, bei der gewählten Netzdiskretisierung, eine Pe von 0,1. Der Stofftransport ist dispersiv dominiert, d. h. es tritt eine Aufweitung der Konzentrationsfahne quer zur Strömungsrichtung auf. Dieses Verhalten entspricht natürlichen Verhältnissen. Die Werte für a_L und a_T sind aus [GELHAR et al.] abgeschätzt worden. Weitere Näherungswerte können [LEGE et al.] entnommen werden. Da ein idealer Tracer eingesetzt wurde, sind Reaktionen mit der Bodenmatrix und Abbaureaktionen ausgeschlossen.

Zur Auswertung mußte ein Kriterium, das eine geeignete Vermischung beschreibt, definiert werden. Aus diesem Grund wurde über die Meßstellen, mit gleichem Abstand zur Tracerdosierung in Strömungsrichtung, das arithmetische Mittel gebildet. Weiterhin wurde zu den Mittelwerten die Standardabweichung berechnet, um die Vergleichmäßigkeit der Tracerfahne bestimmen zu können. Um das Auswahlkriterium zu erfüllen, mußte die Konzentration der Mittelwerte größer 250 ppm und die dazugehörige Standardabweichung kleiner 10 sein. Den so detektierten Werten konnte eine Zeit t und der Abstand L zur Tracerzugabe zugeordnet werden. Es war notwendig, die über die Auswahlkriterien beschriebene Ergebnismatrix weiter einzuschränken, um eine graphisch sinnvoll Lösung zu erhalten, welche die Vergleichmäßigkeit erfaßt. Einschränkend wurden

nur die Wertepaare erfaßt und weiterverarbeitet, die das Kriterium chronologisch als erstes erfüllen, weil dann davon ausgegangen werden kann, daß eine Konzentrationsfront mit den oben beschriebenen Kriterien im Untergrund gebildet wird.

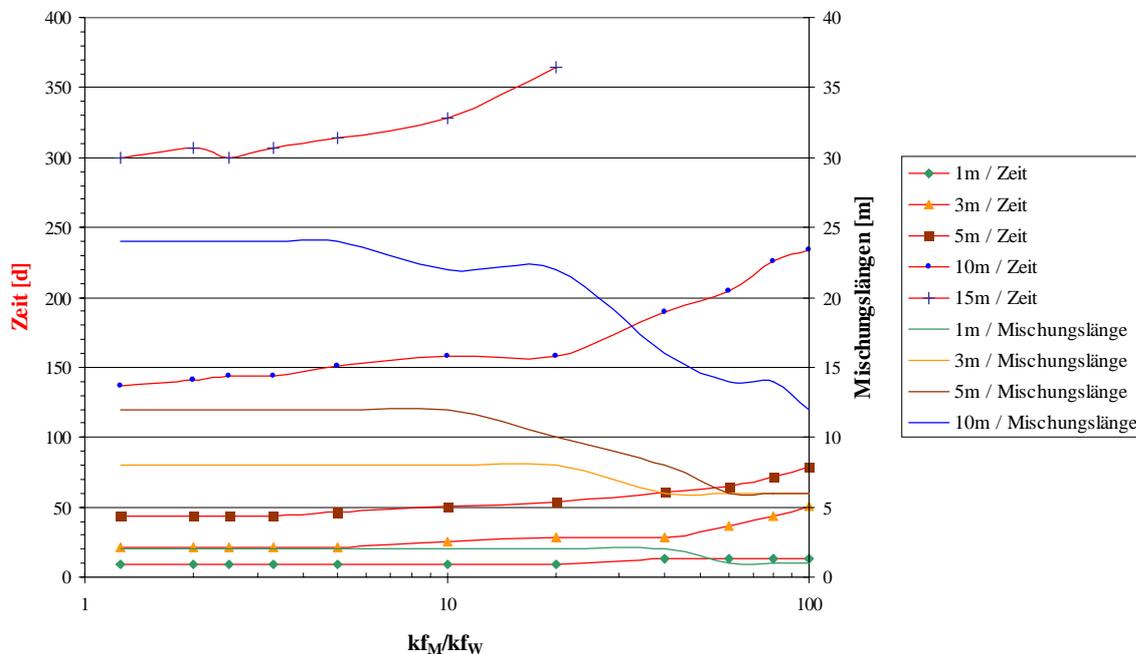


Abbildung 14: Zeit bis zur Vermischung und Vermischungslängen in Abhängigkeit vom Verhältnis k_{f_M}/k_{f_W}

In Abbildung 14 sind die Ergebnisse dargestellt. Auf den y-Achsen wird zwischen der Zeit bis zum Erreichen des Mischungskriteriums und dem Abstand der sich einstellenden Vermischungsfrent zum Reaktor unterschieden. Ein Beispiel: Wenn die Dosierungsstellen des Tracers 10 m auseinander liegen, vergehen bei einem k_f -Wert-Verhältnis von 10 bis zum Erreichen der Vermischungsfrent 160 d (siehe Kurve 10 m/Zeit, Ablesung linke y-Achse). Die Vermischungslänge beträgt bei diesem Szenario ca. 22 m (siehe Kurve 10 m/Mischungslänge, Ablesung rechte y-Achse).

Es ist zu erkennen, daß mit steigendem Verhältnis k_{f_M}/k_{f_W} die Zeit für die Bildung der Vermischungsfrent nach den oben beschriebenen Kriterien zunimmt. Je größer der Abstand zwischen den Dosierungspunkten ist, desto markanter ist der zu verzeichnende zeitliche Anstieg. Im Gegensatz dazu nimmt die Vermischungslänge bei Steigerung des Verhältnis k_{f_M}/k_{f_W} ab. Grund dafür ist die verringerte Tracerfracht, die aus der Wand abgegeben wird, wenn die Undurchlässigkeit der Wand zunimmt. Die Transportgeschwindigkeiten fallen ab, und der Einfluß von Querdispersionen erhöht sich. Damit verkürzt sich die jeweilige Vermischungslänge.

Die Kurvenverläufe in Abbildung 14 zeigen teilweise Wellen. Diese sind auf die oben beschriebene gröbere Zeitdiskretisierung, die zur Ergebnisgenerierung eingeführt werden mußte, zurückzuführen.

Auf Grundlage der oben erhaltenen Ergebnisse läßt sich ein Abstand Reaktor-See für die chemische Neutralisierung des Kippengrundwassers von mind. 30 m abschätzen.

4.3.5 Modell: vertikales Infiltrations- und Förderbrunnensystem

Es wird ein vertikales Infiltrations- und Förderbrunnensystem betrachtet, das für die Infiltration von flüssigem Substrat verwendet werden soll. Der Förderbrunnen soll für eine gute Vermischung quer zur Strömungsrichtung sorgen, damit in kurzer Zeit ein möglichst großes Bodenvolumen mit Substrat beaufschlagt werden kann. Das Substrat soll in bestimmten Zeitintervallen in den Untergrund injiziert und durch Grundwasserdrift im Grundwasserleiter verteilt werden.

4.3.5.1 Berechnungsgrundlagen Förder- und Infiltrationsbrunnen

Für den Vorgang der Substrateinmischung sind der Förder- und Infiltrationsvolumenstrom, der Abstand der Brunnen, das Verteilungsverhalten und die Menge des Substrates im Untergrund (Dispersion) sowie der kf-Wert der Bodenmatrix maßgebend. Die infiltrierte Wassermenge ist gleich der geförderten, d. h. Infiltrationsbrunnen werden mit dem Grundwasser der Fördereinheit gespeist. Diese Bedingung ergibt sich vor dem Hintergrund einer kosteneffizienten Technologie. Die Infiltration von Wasser, das nicht aus dem zu behandelnden Grundwasserleiter stammt bzw. aus seiner näheren Umgebung, muß aus Kostengründen abgelehnt werden.

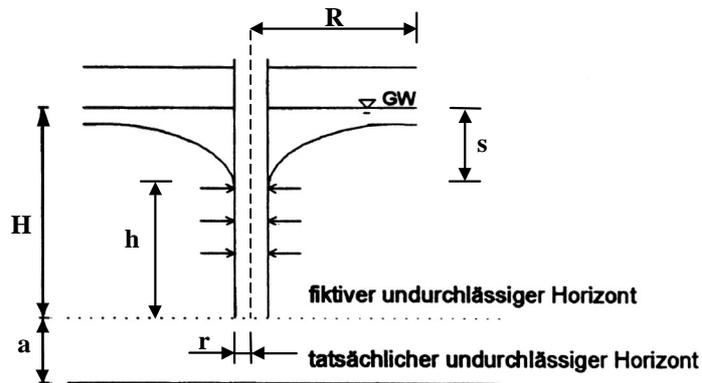
Um die Infiltrations- und Fördervolumenströme in realistischen Dimensionen nachzubilden, wird der Modellierung eine theoretische Berechnung vorangestellt. Dabei wird von den bekannten Brunnengleichungen für vollkommene Brunnen ausgegangen.

Die maximale Wassermenge Q_a , die einem vollkommenen Förderbrunnen mit freiem Wasserspiegel zufließt, kann nach der DUPUIT-THIEMSCHE-Brunnenformel berechnet werden (4.21). Für die Gültigkeit dieser Gleichung müssen Einschränkungen getroffen werden, die in [SCHNELL et al.] ausführlich dargestellt werden. Zu diesen gehört die Annahme eines isotropen Grundwasserleiters und die Vernachlässigung des Kapillarraumes. Außerdem ist eine laminare Fließbewegung vorauszusetzen. Weiterhin gilt das Gesetz von DARCY.

$$Q_a = \frac{\pi \cdot k_f \cdot (H^2 - h^2)}{\ln R - \ln r} \quad (4.21)$$

Der Zusammenhang wird durch Abbildung 15 deutlich.

Für unvollkommene Brunnen wird Q_a nach der Gleichung (4.21) um 10-30 % erhöht. Daraus ergibt sich Q_{un} . Der prozentuale Aufschlag richtet sich nach dem Abstand a der Brunnenunterkante zum Stauer und der Eintauchtiefe des Förderbrunnens. Abbildung 15 stellt den Zusammenhang dar.



$a < H$:	$Q_u = 1,1 * Q$
$H < a < 2H$:	$Q_u = 1,2 * Q$
$a > 2H$:	$Q_u = 1,3 * Q$

Abbildung 15: Wasserzufuß unvollkommener Brunnen aus [SCHNELL et al.]

Die Reichweite R der Absenkung des Grundwasserspiegels wird nach SICHARDT abgeschätzt (4.22).

$$R = 3000 \cdot s \cdot \sqrt{k_f} \quad (4.22)$$

Die Wassermenge, die der Brunnen fassen kann, hängt von seiner Ausbaugröße ab. Das Fassungsvermögen Q_F für einen Einzelbrunnen in einem ungespannten Grundwasserleiter ergibt sich nach:

$$Q_F = A \cdot v = (2\pi \cdot r \cdot h) \cdot k_f \cdot I = 2\pi \cdot r \cdot h \cdot \frac{\sqrt{k_f}}{15} \quad (4.23)$$

Die Sickerleistung eines Infiltrationsbrunnen berechnet sich nach (4.24) [BIESKE et al.]:

$$Q_S = \frac{\pi \cdot k_f \cdot (2 \cdot H_S \cdot h_{\bar{U}} + h_{\bar{U}}^2)}{\ln R_{\bar{U}} - \ln r} \quad (4.24)$$

Die Reichweite der Aufhöhung der Grundwasseroberfläche $R_{\bar{U}}$ wird nach (4.25) ermittelt.

$$R_{\bar{U}} = 3000 \cdot h_{\bar{U}} \cdot \sqrt{k_f} \quad (4.25)$$

Bei einer vorgegebenen Infiltrationsleistung Q_S wird $h_{\bar{U}}$ iterativ über (4.26) berechnet.

$$h_{\bar{U}} = \sqrt{H_S^2 + \frac{Q_S \cdot \ln \frac{R_{\bar{U}}}{r}}{\pi \cdot k_f}} - H_S \quad (4.26)$$

Es wird ein Aquifer mit einer Mächtigkeit H_S von 40 m, in den Substrat infiltriert werden soll, betrachtet. Wenn ein Brunnen mit einem Radius von 125 mm bzw. 250 mm dafür genutzt wird, ergeben sich die in Abbildung 16 dargestellten Aufstauhöhen bei variierenden k_f -Werten und Infiltrationsleistungen. Die dem Diagramm zugrundegelegten Daten ergeben sich aus den oben aufgeführten theoretischen Berechnungsgrundlagen.

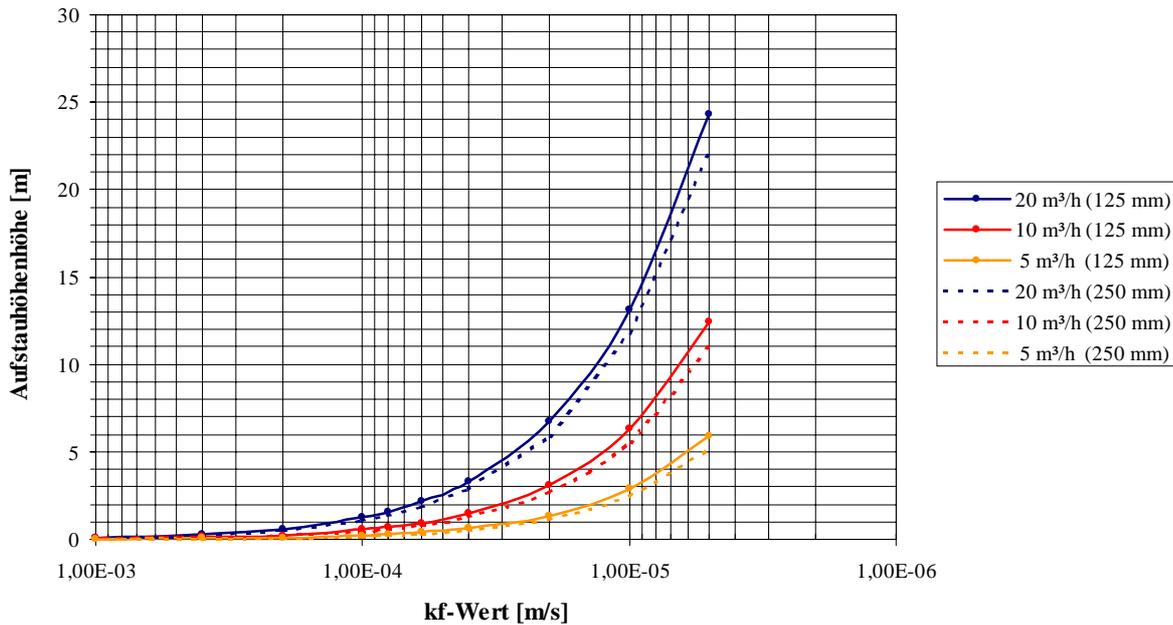


Abbildung 16: Aufstauhöhen bei variierenden kf-Werten und Infiltrationsleistungen

Es wird deutlich, daß mit Verringerung der Durchlässigkeit des Untergrundes, die Aufstauhöhen im Infiltrationsbrunnen drastisch steigen. Aus dieser Betrachtung läßt sich abschätzen, daß eine Durchlässigkeitsgrenze für den sinnvollen Einsatz eines Förderbrunnen- und Infiltrationssystems vorgegeben werden muß (vgl. Kapitel 3.2.3).

4.3.5.2 2-Brunnen Modell

Beim 2-Brunnen Modell wird ein Förderbrunnen und ein Infiltrationsbrunnen für die Substratverteilung genutzt. Das dem Förderbrunnen entnommene Grundwasser wird im Infiltrationsbrunnen unter Zugabe von einem auszuwählenden Substrat in den Untergrund eingebracht. Abbildung 17 stellt einen vertikalen Schnitt durch das System dar.

Konzentrationsverteilungen, die für jeden Zeitschritt berechnet werden, zu simulieren. Die Randbedingungen und Lösungsalgorithmen entsprechen den unter Kapitel 4.3.4 aufgeführten. Auch in diesem Fall wird die longitudinale Dispersivität a_L mit 10 m und die transversale Dispersivität a_T mit $1/10 a_L$ festgelegt. Eine Variation dieser Größe wird nicht vorgenommen.

Als Ausgangskonzentration werden 1000 ppm Tracer in die Infiltrationsanlagen zugegeben. Eine beaufschlagte Zone gilt als vermischt, wenn sie innerhalb der 20 % bzw. 200 ppm Isolinie liegt, d. h. ihre Konzentration größer 200 ppm ist.

Wenn der Tracer den Förderbrunnen erreicht, wird Grundwasser mit einer bestimmten Konzentration entnommen. Da dieses Wasser wieder infiltriert wird, steigt die Konzentration, die dem Infiltrationsbrunnen zugegeben wird, über 1000 ppm an. Dieser Effekt konnte mit dem stationären Modell nicht simuliert werden.

Um den Einfluß der Brunnen zueinander beschreiben zu können, wird eine Meßstelle im Förderbrunnen simuliert. Über sie wird die Durchbruchkurve des Tracers aufgezeichnet. Die Zeit bis zum Erreichen der Konzentration, die als Kriterium festgelegt wurde, wird als Pumpzeit der Vermischung definiert. Abbildung 18 zeigt diesen Zustand für ein 2-Brunnensystem. Die dem Förderbrunnen entnommene Wassermenge (rotes Kästchen) wird wieder infiltriert (blaues Kästchen). Der Abstand der Brunnen beträgt 20 m. Die geförderten $20 \text{ m}^3/\text{h}$ werden mit Tracer versetzt infiltriert. Abbildung 18 stellt eine Momentaufnahme nach einer Pumpzeit von 200 h dar.

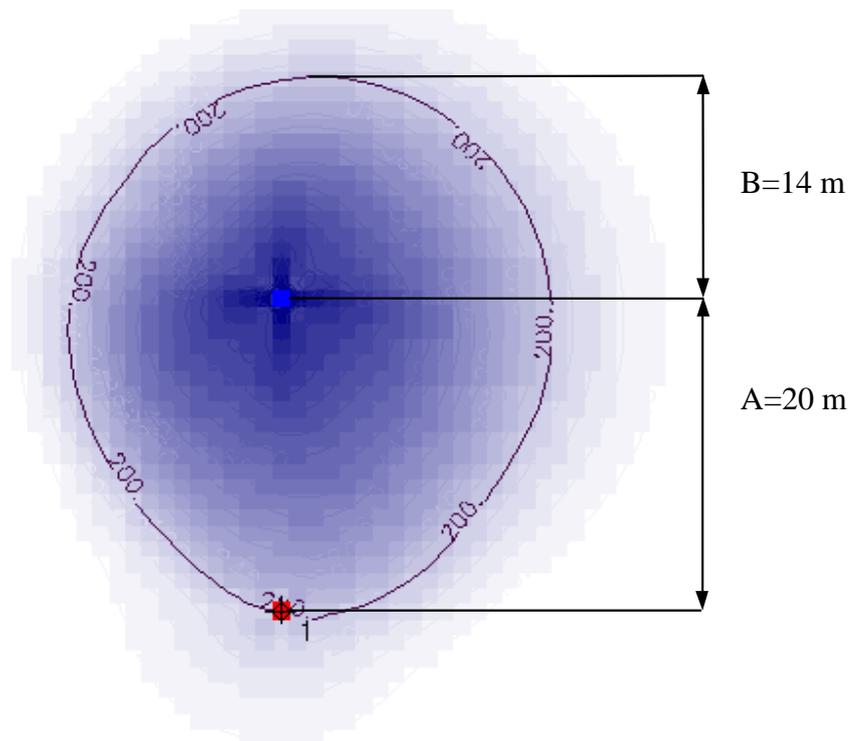


Abbildung 18: Vermischungszone Förderbrunnen / Infiltrationssystem

Für ein optimales Arbeiten der Infiltration ist es wichtig, daß die Brunnen bei maximalem Abstand geringe Förderzeiten aufweisen. Die Abhängigkeit der Pumpzeit vom Brunnenabstand bei variierenden Fördermengen wird in Abbildung 19 gezeigt. Sie stellt die Ergebnisse der Simulation dar. Das schon oben beschriebene Kriterium (200 ppm) wurde auch hier zur Detektion der Pumpzeit bis zur Vermischung verwendet. Die Darstellung bezieht sich auf einen konstanten k_f -Wert von $2 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Erkennbar ist die starke Erhöhung der Pumpzeit und damit der Fördermenge bei Brunnenabständen größer 15 m. Besonders bei geringen Förderströmen ($10 \text{ m}^3/\text{h}$) wird der Anstieg drastisch. In diesem Fall dominiert die Grundwasserströmung gegenüber der Quervermischung durch die Brunnen. Der Stofftransport ist in diesem Fall weniger von der Querströmung abhängig, die durch die Förderbrunnen induziert wird, d. h. der Abstand der beiden Brunnen ist zu groß.

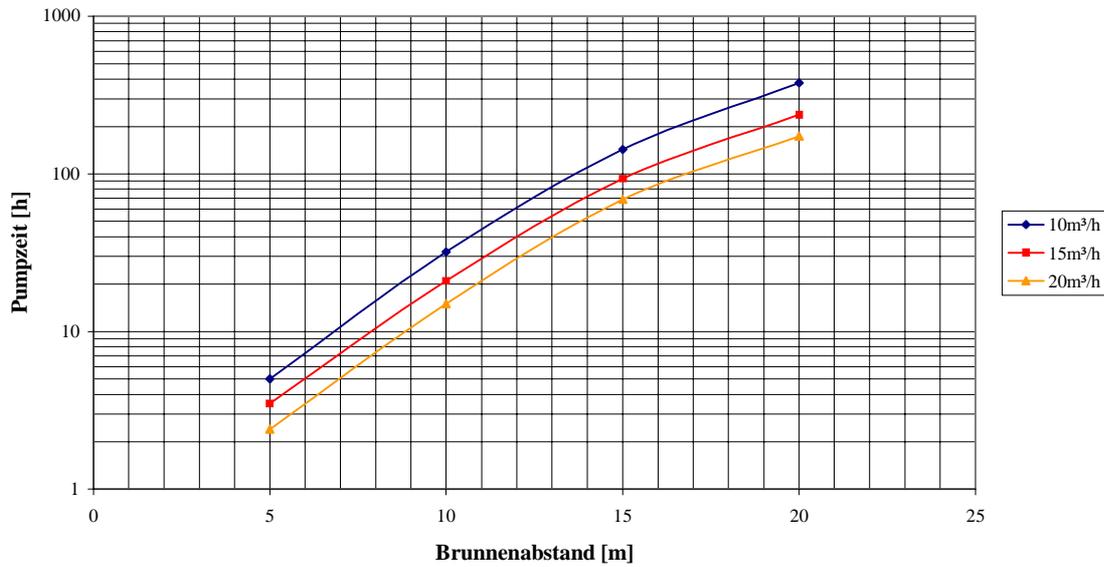


Abbildung 19: Pumpzeit in Abhängigkeit vom Brunnenabstand und Fördermenge

Daß die Pumpzeiten ein wichtiges Kriterium für den Betrieb der Infiltrationsanlage sind, verdeutlicht auch Abbildung 20.

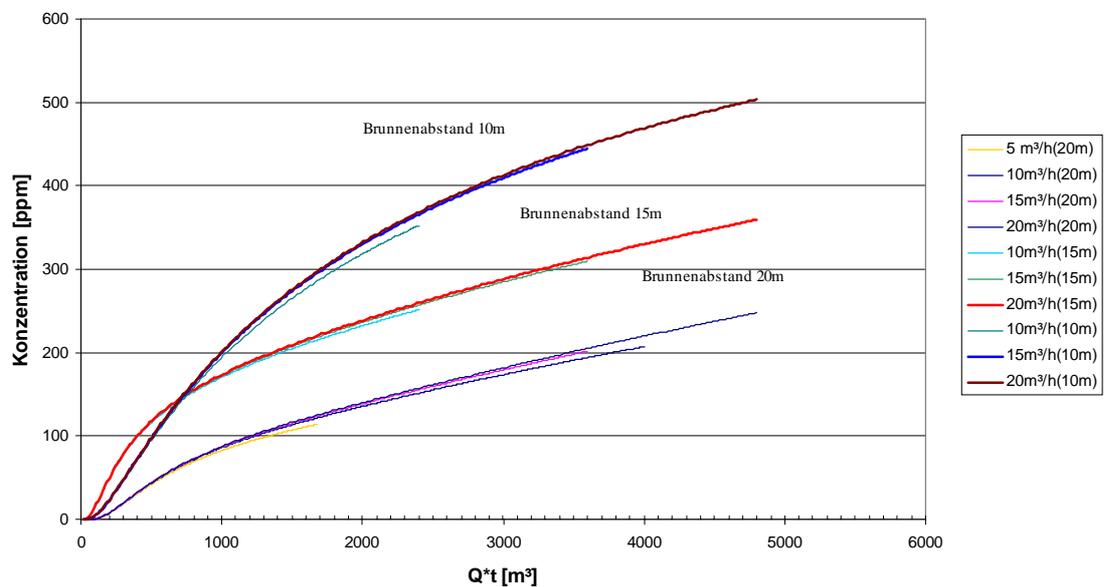


Abbildung 20: Konzentration im Förderbrunnen und infiltriertes Volumen, 2-Brunnen-Modell

Die Fördermenge [m³/h] verliert an Einfluß, wenn das infiltrierte Volumen (Q^*t) betrachtet wird. Eine Erhöhung der Konzentration im Förderbrunnen ist dann abhängig vom Abstand der Brunnen. Bei geringerem Abstand zwischen den Brunnen verläuft der Anstieg der Konzentration steiler. Bei gleichen Abständen der Brunnen überlagern sich die Kurven. Dieser Zusammenhang gilt jedoch nur für das 2-Brunnensystem.

Es spielt keine Rolle, mit welcher Förderrate infiltiert wird. Das Ergebnis ist das gleiche, unabhängig davon, ob in kurzer Zeit hohe Volumenströme infiltiert werden oder mit geringeren Förderraten über einen längeren Zeitraum gearbeitet wird. Diese Aussage gilt nur, wenn die Grundwasserströmung nicht dominiert.

Wenn die Konzentration erreicht werden soll, die mindestens erforderlich ist, um Sulfatreduktion im Grundwasserleiter zu induzieren, ist bei einem definierten Abstand der Brunnen stets das Infiltrationsvolumen entscheidend.

Auf der anderen Seite werden sich erhöhte Pumpzeiten in einer Steigerung der Betriebskosten für die Pumpen niederschlagen. Der Abstand der Brunnen findet seine Limitierung in der maximalen Förder- und Infiltrationsleistung, die auf die Eigenschaften des Grundwasserleiters zurückzuführen sind. Ein Ansatz zur Optimierung läßt sich anhand einer Kostenvergleichsrechnung finden.

4.3.5.3 3-Brunnen Modell

Bei der Verwendung von drei Brunnen soll geprüft werden, ob die Anzahl der Pumpen je Behandlungsstrecke [m] reduziert werden kann. Dafür werden, wie in Abbildung 21 zu sehen, 3-Brunnen in einer Reihe installiert.

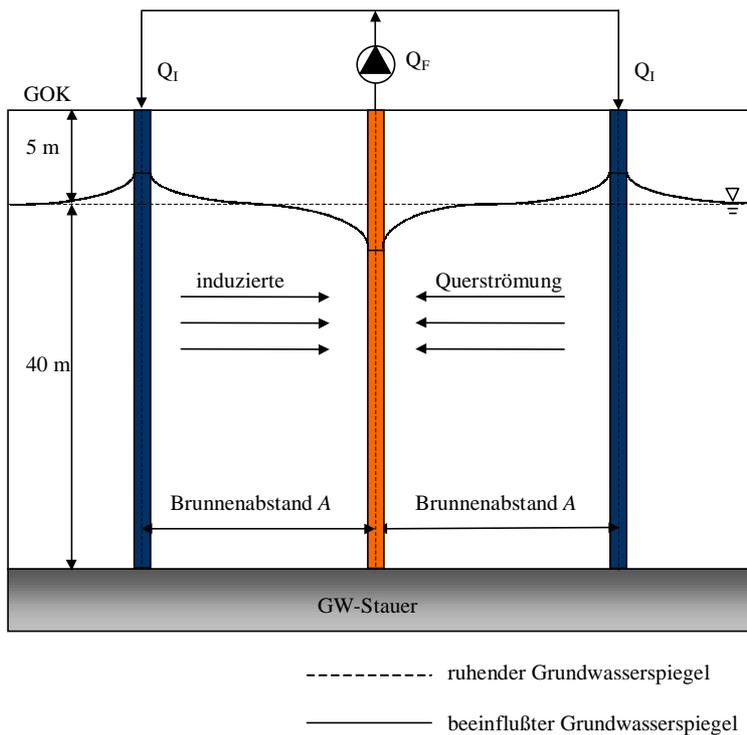


Abbildung 21: Schematische Darstellung 3-Brunnensystem

Der zentral gelagerte Brunnen wird als Fördereinheit verwendet. Der Förderstrom wird zu gleichen Teilen auf die links und rechts befindlichen Brunnen verteilt und infiltriert. Damit ist der infiltrierte Volumenstrom $Q_I = \frac{1}{2} Q_F$. Auch in diesem System ist nur eine Förderpumpe notwendig.

Bei der 3-Brunnenanordnung erhöht sich, bei vergleichbaren Fördermengen Q [m³/h] und Brunnenabständen A [m] zum 2-Brunnensystem, die Distanz der Förderbrunnen. Die Sanierungslänge, die bei linearer Anordnung der Brunnen erreicht werden kann, setzt sich aus den Brunnenabständen A [m] und dem Abstand B [m], der durch den Infiltrationsbrunnen beeinflusst wird und abseitig des Förderbrunnens liegt, zusammen (Abbildung 22).

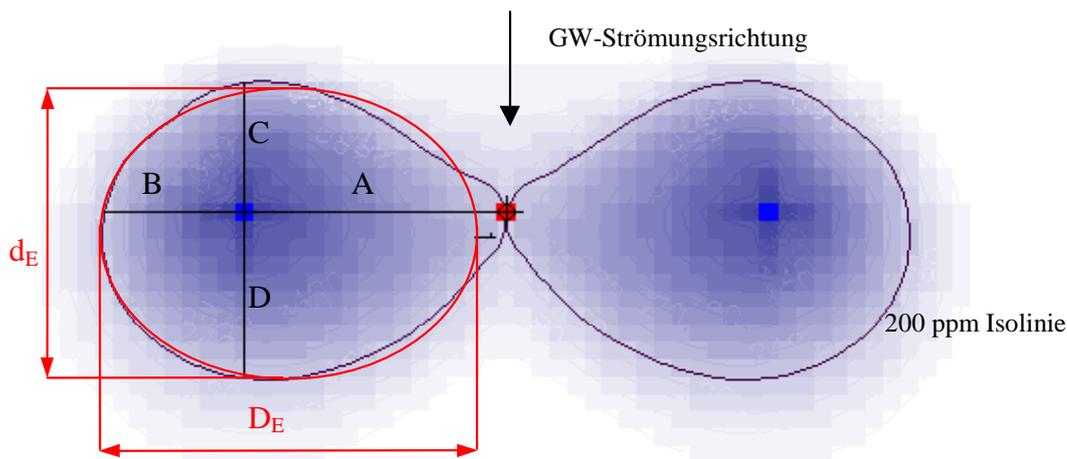


Abbildung 22: Geometrie der Konzentrationsverteilung

Die Auswertung der Simulationen hat gezeigt, daß A und B für beide Systeme in einem festen Zusammenhang (4.27) stehen. Das wurde durch das Vermessen der Flächen, die durch die 200 ppm Isolinie gebildet werden, und damit der Detektion von B, C und D deutlich.

$$\begin{aligned} \text{für 2 Brunnen gilt: } B &\approx 0,7 \cdot A \\ \text{für 3 Brunnen gilt: } B &\approx 0,5 \cdot A \end{aligned} \quad (4.27)$$

Um das 2- und 3-Brunnensystem vergleichbar zu machen, wird eine charakteristische Länge, die Sanierungslänge S_L , eingeführt. Sie beschreibt die maximale Ausdehnung der mit Substrat beaufschlagten Strecke quer zu Strömungsrichtung. Sie ist die Summe von A und B.

Die Sanierungslängen S_L [m] einer Einheit werden dann definiert als:

$$\begin{aligned} S_L \text{ 2 Brunnen: } A + B &= 1,7 \cdot A \\ S_L \text{ 3 Brunnen: } 2 \cdot (A + B) &= 3 \cdot A \end{aligned} \quad (4.28)$$

Die Anzahl der Förderbrunnen, die für die Sanierung benötigt werden, kann mit der Verwendung eines 3-Brunnensystems deutlich minimieren werden, weil mit einem Förderbrunnen S_L fast doppelt so groß wird.

4.3.6 Herleitung einer allgemeinen Bemessungsgleichung

Bei der 2-dimensionalen Betrachtung der Infiltration mit einem Tracer bilden sich charakteristische Flächen, die durch die 200 ppm Isolinie berandet werden. Abbildung 18 zeigt die Fläche, die sich bei einem 2-Brunnensystem bildet, und Abbildung 22 die zwei entstehenden Flächen für ein 3-Brunnensystem. Die Flächen ergeben sich durch die charakteristische Ausdehnung in Richtung Förderbrunnen.

Für alle simulierten Konzentrationsverteilungen, bei denen die Förderbrunnen einen größeren Einfluß auf die Quervermischung haben als die Grundwasserströmung, konnten ellipsenartige Ausbreitungen festgestellt werden.

Wenn der Abstand der Brunnen zu groß wird, kann keine ausreichende Quervermischung stattfinden, weil der Infiltrationsbrunnen dann außerhalb des Einflusses des Förderbrunnens liegt. Die infiltrierte Fläche entspricht dann der eines einzeln angeordneten Infiltrationsbrunnens. Unter diesen Umständen ist ein gleichmäßiger Substrateintrag, quer zur Strömungsrichtung des Grundwassers, nicht mehr zu garantieren. Sollte in diesem Fall noch eine erhöhte Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers hinzukommen, verformen sich die entstehenden Flächen ellipsenartig in Grundwasserströmungsrichtung.

Weiterhin ist anzumerken, daß in einem kritischen Übergangsbereich, wenn der Einfluß des Förderbrunnens vorhanden, für eine Quervermischung aber zu gering ist (hohe Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers), sich die infiltrierte Fläche derart verformen, daß sie von Ellipsen abweichen.

Somit können die Konzentrationsverteilungen auf elliptische Flächen reduziert werden, wenn die Grundwasserströmung von geringem bis zu vernachlässigbarem Einfluß auf die Quervermischung zwischen den Brunnen ist.

Ferner zeigen die Ergebnisse der Vermessung der Flächen charakteristische Größenverhältnisse der Strecken A, B, C und D, die auf Kapitel 4.3.5.3 aufbauend im folgenden zusammengefaßt und erweitert werden.

Ausgehend von der Darstellung in Abbildung 22 kann die Fläche A_E einer Ellipse berechnet werden nach:

$$A_E = \frac{\pi}{4} \cdot D_E \cdot d_E \approx \frac{\pi}{4} \cdot (A + B) \cdot (C + D) \quad (4.29)$$

Weiterhin kann für das 3-Brunnensystem folgender Zusammenhang festgehalten werden:

$$A = 2 \cdot B \quad (4.30)$$

$$C \approx D$$

$$D + C \approx 2 \cdot B \approx A$$

Für das 2-Brunnensystem ist der Einfluß des Infiltrationsbrunnens, aufgrund der abweichenden Verteilung der Fördermenge Q_F , auf die Strecke B größer.

Bei Verwendung von 2-Brunnen gilt:

$$\begin{aligned} B &= 0,7 \cdot A \\ D + C &\approx 2 \cdot B \approx 1,4 \cdot A \end{aligned} \quad (4.31)$$

(4.30) und (4.31) gelten, wenn die Beeinflussung der Grundwasserströmung vernachlässigt werden kann.

Die Fläche der Ellipse ergibt sich dann für den 3-Brunnenfall zu:

$$\begin{aligned} A_E &\approx \frac{\pi}{4} \cdot \left(A + \frac{1}{2} A \right) \cdot A \\ A_E &\approx \frac{3}{8} \pi \cdot A^2 \end{aligned} \quad (4.32)$$

Daraus folgt der Flächeninhalt von 2 Ellipsen bei 3-Brunnen:

$$A_{E,3B} \approx \frac{3}{4} \pi \cdot A^2 \quad (4.33)$$

Der Flächeninhalt der Ellipse, die entsteht, wenn zwei Brunnen als eine Einheit betrachtet werden, ist dann:

$$A_{E,2B} \approx 0,6 \cdot \pi \cdot A^2 \quad (4.34)$$

Die Verteilung von Stoffen im Untergrund hängt von dem Förderstrom Q und von der Pumpzeit t ab. Aus diesen beiden Größen berechnet sich ein infiltrierte Volumen V . Die Fläche, die mit diesem Volumen beaufschlagt wird, ergibt sich bei der Normierung des Volumens V mit der Mächtigkeit z des Grundwasserleiters. Bei dieser Vereinfachung wird vernachlässigt, daß der Wasserstand im Brunnen durch Grundwasserförderung abgesenkt wird.

Die effektive Porosität muß ebenfalls Berücksichtigung finden, da das vom Infiltrationsbrunnen abgegebene Volumen nur im Porenraum verteilt wird. Der diffusive Stofftransport zwischen dem durch die effektive Porosität gekennzeichneten Volumen und der Haft- und Zwickelflüssigkeit wird mit dieser Annahme vernachlässigt.

Die Fläche der Ellipse, die durch das Brunnensystem geformt wird (*Infiltrationsflächenäquivalent*), kann somit beschrieben werden durch:

$$A_E = \frac{Q \cdot t}{z \cdot \epsilon_{eff}} \quad (4.35)$$

Dabei ist Q der geförderte Volumenstrom, t die Pumpzeit bis zum Erreichen der 200 ppm Isolinie im Förderbrunnen, z die Mächtigkeit des Grundwasserleiters und ϵ_{eff} die effektive Porosität. Durch die Division mit der Mächtigkeit z wird der Infiltrationsvolumenstrom auf 1 m Filterstrecke normiert.

Mit dem Verhältnis

$$\alpha = \frac{\text{Infiltrationsflächenäquivalent}}{\text{geometrische Fläche}} \quad (4.36)$$

kann der Zusammenhang zwischen Brunnenabstand, Förderrate, Pumpzeit und Charakteristika des Grundwasserleiters in einer dimensionslosen Größe zusammengefaßt werden. Es muß dabei zwischen 2- (4.37) und 3- (4.38) Brunnen unterschieden werden.

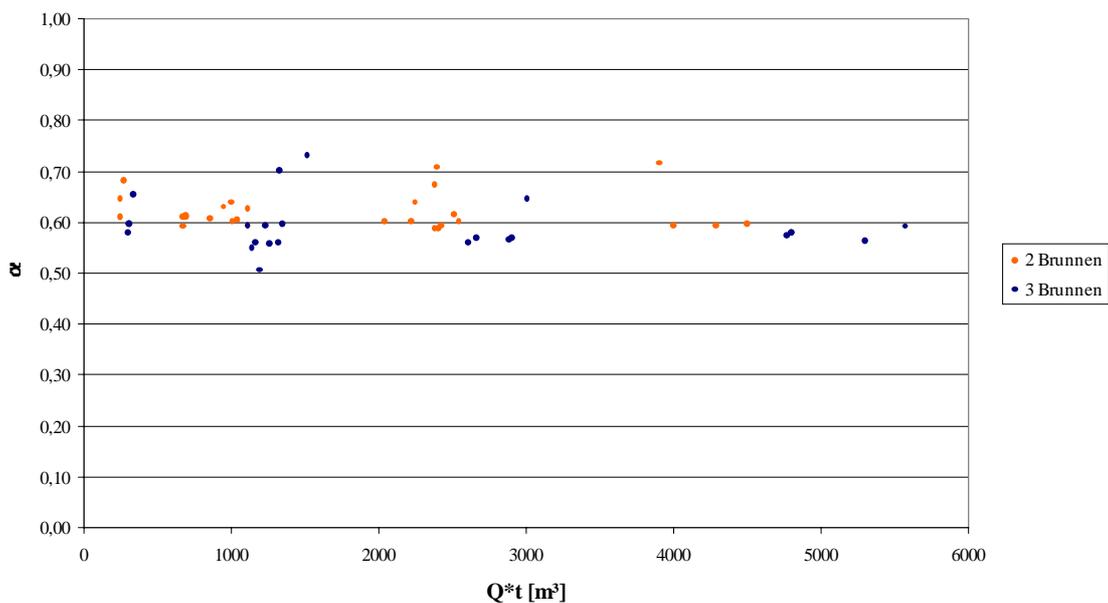
$$\alpha_{2B} = \frac{Q \cdot t}{0,6 \cdot \pi \cdot A^2 \cdot z \cdot \epsilon_{eff}} \quad (4.37)$$

$$\alpha_{3B} = \frac{4 \cdot Q \cdot t}{3 \cdot \pi \cdot A^2 \cdot z \cdot \epsilon_{eff}} \quad (4.38)$$

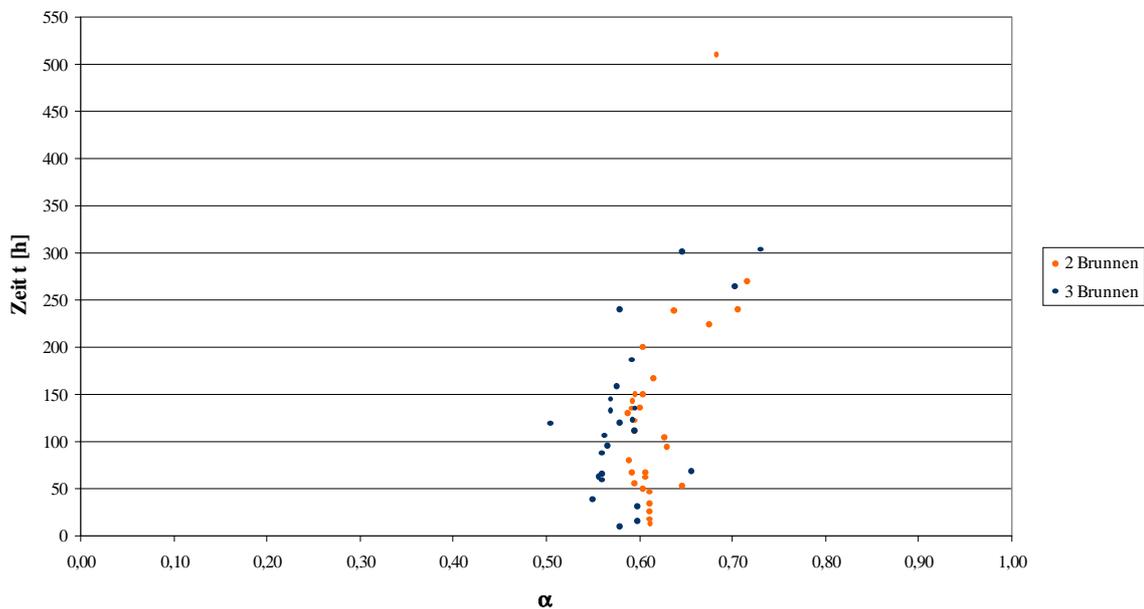
Zur Bestimmung der Werte für α_{2B} und α_{3B} werden mit oben beschriebenem Modell die Tracerverteilungen bei unterschiedlichen Förder- und Infiltrationsraten, Brunnenabständen und kf-Werten errechnet. Beide Systeme werden betrachtet.

Bei der Variation der kf-Werte wird das Gefälle angepaßt, so daß die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers einheitlich gehalten wird. Damit die Änderung der Mächtigkeit des Grundwasserleiters beim Fördern in den Berechnungen als konstant angenommen werden kann, wird darauf geachtet, daß die Absenkung im Förderbrunnen nicht größer als 1 m ist. Das entspricht 2,5 % der Gesamtmächtigkeit. Eine derartige Absenkung stellt das Absenkungsmaximum dar und tritt nur in den wenigsten Bemessungsfällen auf.

Wenn α in Abhängigkeit von dem infiltrierten Volumen $Q \cdot t$ [m³] und unabhängig vom Brunnenabstand dargestellt wird, ergibt sich ein Zusammenhang der in Abbildung 23 dargestellt ist.

Abbildung 23: $Q \cdot t - \alpha$ - Diagramm

Bis auf vereinzelte Werte sind die Datenpunkte dicht um einen Wert von 0,6 angeordnet. Der Grund für die Abweichungen wird in Abbildung 24 deutlich.

Abbildung 24: $\alpha - t$ - Diagramm

Bei Förderzeiten größer 200 h beginnen die Werte für α von 0,6 abzuweichen. In diesen Fällen ist davon auszugehen, daß die Abstände zwischen den Brunnen zu groß werden, um noch einen signifikanten Einfluß auf die Quervermischung auszuüben bzw. die Förderraten

für die entsprechende Anordnung zu gering sind und damit der Einfluß der Grundwasserströmung zunimmt. Die gebildeten Flächen verlieren in diesen Fällen ihren, den Berechnungsgleichungen zugrundegelegten, elliptischen Charakter. Weiterhin sind numerische Modellfehler für die Abweichungen verantwortlich. Durch den theoretischen Charakter der Betrachtung kann die Größenordnung dieser Fehler nicht abgeschätzt werden.

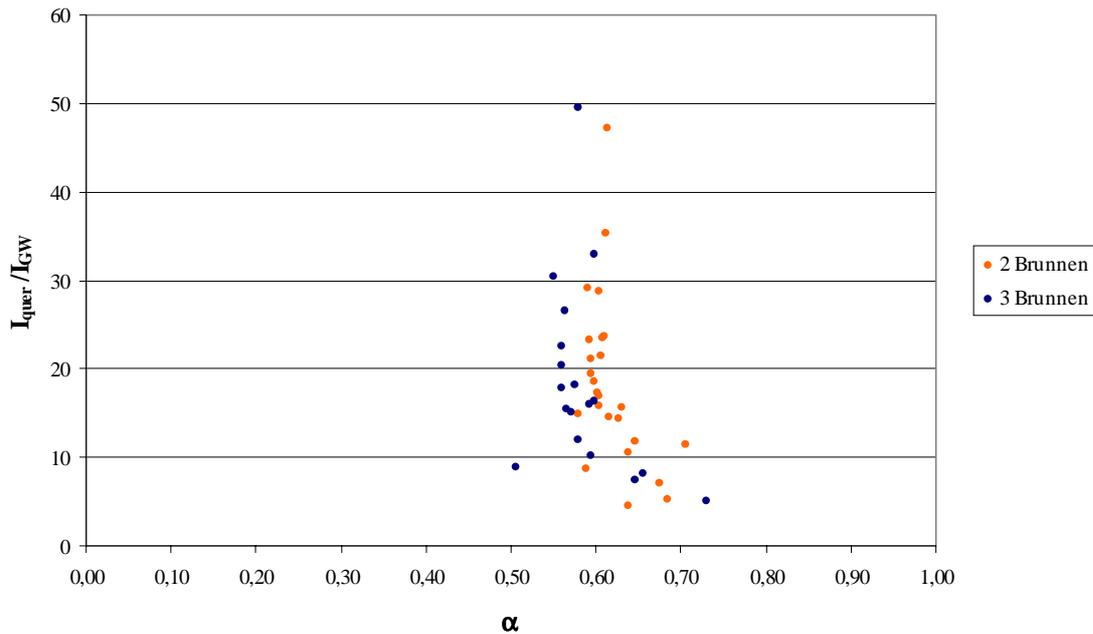


Abbildung 25: α – Gefälleverhältnis $I_{\text{quer}}/I_{\text{GW}}$

Durch die Förderströme in den Brunnen wird ein Gefälle quer zur Grundwasserströmungsrichtung I_{quer} induziert. Wenn, wie in Abbildung 25 dargestellt, das Verhältnis aus I_{quer} und dem Gefälle des Grundwassers I_{GW} gebildet und α gegenübergestellt wird, dann ist ein Einfluß des Gefälleverhältnis zu erkennen. Bei $I_{\text{quer}}/I_{\text{GW}} < 15$ weichen die α -Werte immer stärker von 0,6 ab. Dieser Zusammenhang ist an eine oben schon erwähnte Förderzeiterhöhung geknüpft und mit der größer werdenden Beeinflussung der Ellipsenform durch die Grundwasserströmung zu erklären.

Die in allen Simulationen konstant gehaltene Dispersivität trägt ebenfalls zu den festgestellten Abweichungen bei. Bei rein advektivem Stofftransport würden sich die Förderzeiten und damit der α -Wert erhöhen.

Die longitudinale Dispersivität a_L spielt bei Betrachtungen zum Stofftransport eine entscheidende Rolle. In Feldversuchen ist sie in-situ zu bestimmen, weil der Stofftransport

eine hohe Abhängigkeit von der Größe des Untersuchungsgebietes (Skalenabhängigkeit) aufweist [GELHAR et al.]. Bei den Modellen, bei denen ein Tracer eingesetzt wurde, hätte die zusätzliche Variation der a_L eine Verbesserung der Ergebnisse gebracht. In dem beschriebenen Modellen wird ein a_L von 10 m simuliert und über alle Berechnungen konstant gehalten. Der α -Wert hängt damit von der longitudinalen Dispersion ab.

Allerdings wäre das Verhältnis Aufwand/Nutzen bei der Variation von a_L in den Simulationen ungerechtfertigt gewesen, weil noch nicht klar definiert werden kann, welche Stoffe in den Untergrund eingebracht werden und wie sich diese im Grundwasserleiter verteilen. Eine der Aufgaben des Versuchsreaktors wird es sein, das Verhalten von z. B. Braunkohlenfilteraschen (BFA), die von ihrer chemischen Zusammensetzung ein vielversprechendes alkalisches Medium darstellen, zu untersuchen.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß α genutzt werden kann, um die groben Abmessungen eines vertikalen Förder- und Infiltrationssystems zu bestimmen. Ausgehend von den Eigenschaften des Grundwasserleiters können die maximal möglichen Volumenströme der Förderbrunnen ermittelt werden. Damit wird man in die Lage versetzt, die Brunnenabstände oder die Pumpzeiten unter Verwendung von α zu ermitteln. Eine Kostenrechnung ist jedoch für eine finanziell günstige Versuchsanordnung notwendig.

4.3.7 Modell: Horizontales Infiltrations- und Förderbrunnensystem

In dem Modell horizontales Infiltrations- und Förderbrunnensystem soll geprüft werden, unter welchen Voraussetzungen diese Brunnenanordnung für eine gleichmäßige Substratverteilung im Grundwasserleiter zu nutzen ist.

Weiterhin wird versucht, die Ergebnisse, in Analogie zum vertikalen System, graphisch auszuwerten und eine vereinfachte Berechnungsgleichung herzuleiten.

Bei der Simulation wird idealisiert davon ausgegangen, daß die horizontalen Brunnen parallel zum Stauer angebracht sind. Beim Einbau eines horizontalen Brunnenrohres wird diese Vereinfachung nicht zu realisieren sein. Eine schematische Darstellung des Systems zeigt Abbildung 26.

Das Modell, welches Grundlage der Simulation ist, stellt einen Schnitt in der x-z-Ebene dar. Bei einer Netzdiskretisierung von 1 m x 1 m wird in y-Richtung eine Länge von 200 m und in z-Richtung (Teufe) eine 45 m mächtige Schicht zwischen GOK und Grundwasserstauer simuliert. Die Ausdehnung des Modells in y-Richtung wird mit 1 m

festgelegt, weil angenommen wird, daß die Substratverteilung in y-Richtung gleichmäßig ist.

Das über feste hydraulische Grenzen vorgegebene Grundwassergefälle ist mit 3 ‰ konstant.

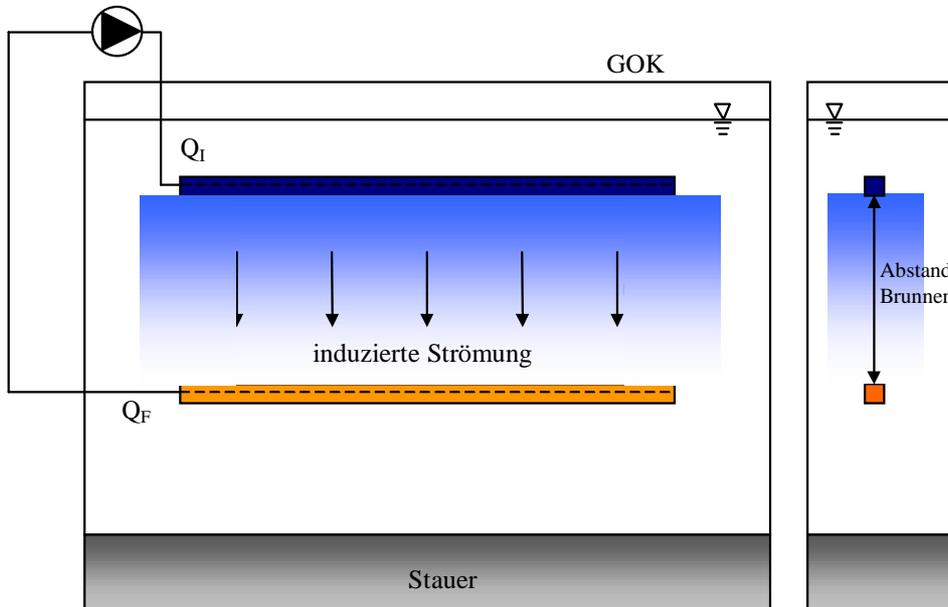


Abbildung 26: schematische Darstellung horizontales Infiltrations- und Förderbrunnensystem

Da MODFLOW keine direkte graphische Auswertung in der x-z-Ebene zuläßt, wird SURFER[®] zur Ergebniserzeugung herangezogen. Um vergleichbare Ergebnisse zu erzielen, werden bei der Betrachtung der horizontalen Brunnenanordnung ebenfalls die Zeiten detektiert, die der ideale Tracer (200 ppm Isolinie) unter Einfluß des Brunnenstrangs benötigt, um den Förderbrunnen zu erreichen. Mit der Variation der Fördermengen und der Abstände der Brunnenstränge werden alle erforderlichen Parameter erfaßt, mit denen sich das System beschreiben läßt.

Ausgehend vom Abstand der Brunnen und der sich nach der detektierten Förderzeit einstellenden flächenhaften Verteilung konnte ein Zusammenhang analog zu dem vertikalen System gefunden werden.

Abbildung 27 stellt die Grundlage der Vermessung der entstandenen Flächen durch die Infiltration dar. Die farblich markierten Punkte entsprechen dem Infiltrationsstrang (orange) und dem Förderstrang (rot). In dem gezeigten Beispiel erreichte die 200 ppm Isolinie (rote Linie) nach 47 h Pumpzeit den Förderbrunnen.

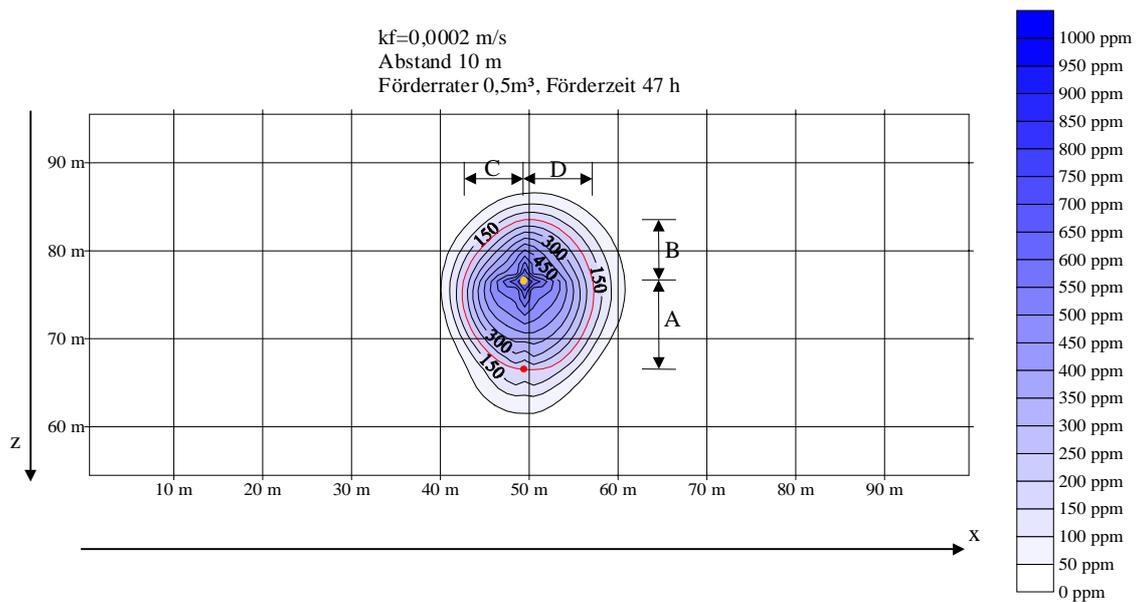


Abbildung 27: Geometrie der Konzentrationsverteilung horizontales Brunnensystem

Weitere Abbildungen zu verschiedenen Szenarien sind in ANLAGE 11 enthalten.

Nach geometrischer Auswertung der Flächen ergab sich folgender Zusammenhang.

$$B \approx \frac{1}{2} \cdot A \quad (4.39)$$

$$C \approx D \approx \frac{2}{3} \cdot A$$

Wenn für die entstandenen Flächen die Ellipsengleichung (4.29) zugrundegelegt wird, dann läßt sich eine Ellipse bei horizontaler Infiltration mit

$$A_{E,H} = \frac{\pi}{2} \cdot A^2 \quad (4.40)$$

beschreiben. Das entsprechende Infiltrationsflächenäquivalent lautet:

$$A_E = \frac{Q \cdot t}{z_y \cdot \varepsilon_{eff}} \quad (4.41)$$

Wobei z_y die Mächtigkeit in y-Richtung beschreibt. Diese ist durch das Modell mit 1 m festgelegt.

Aus dem Verhältnis von Infiltrationsflächenäquivalent (4.41) und der gebildeten geometrischen Fläche (4.40) ergibt sich α_H .

$$\alpha_H = \frac{2 \cdot Q \cdot t}{\pi \cdot z_y \cdot \varepsilon_{eff} \cdot A^2} \quad (4.42)$$

Auch in diesem Fall kann ein Zusammenhang zwischen den Aquifereigenschaften, der Förder- und Infiltrationsrate sowie dem Brunnenabstand aufgezeigt werden. Abbildung 28 stellt den Zusammenhang dar. Die berechneten Werte für α_H bewegen sich, wie schon bei dem vertikalen System, um 0,6.

Die Gültigkeit beschränkt sich auf die angenommene longitudinale Dispersivität von 10 m. Wenn eine kleinere Dispersivität angenommen und damit der advective Stofftransport dominanter wird, erhöhen sich die α -Werte.

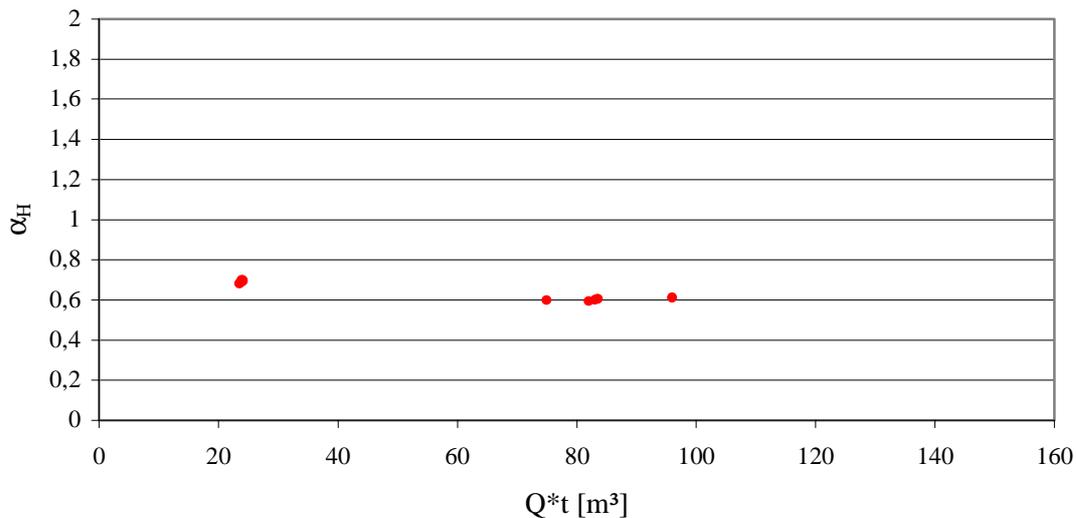


Abbildung 28: $Q \cdot t - \alpha_H$ - Diagramm

Mit (4.42) besteht die Möglichkeit, den Teil des Versuchsreaktors zu beschreiben, der bei den angenommenen Randbedingungen durch das horizontale Infiltrations- und Förderbrunnensystem mit flüssigem Substrat beaufschlagt wird.

5 BAU UND BETRIEB EINES GROßTECHNISCHEN VERSUCHSREAKTORS AM NORDRANDSCHLAUCH

Die Tagebaue und Restlöcher der Lausitzer Seenkette sollen nach Angaben der LMBV vornehmlich als Erholungs- und Landschaftsseen, aber auch als Bade- und sogar Fischgewässer genutzt werden [LMBV b].

In den öffentlich vorgestellten Konzepten der LMBV wird nur am Rand über Wasserqualität gesprochen. Auf Probleme bezüglich der Wasserqualität nach der Flutung wird nicht eingegangen.

Ein Gesamtkonzept für die nachhaltige Sicherung der Wasserqualität in Tagebauseen nach der Flutung ist bisher nicht bekannt. Der Bau des Versuchsreaktors sollte Teil eines zu erstellenden Gesamtkonzeptes sein.

Darüber hinaus dient der Untergrundreaktor zur Gefahrenabwehr bei der Umkehrung der Grundwasserströmung durch Flutung.

5.1 Zielstellung: Bau eines großtechnischen Versuchsreaktors

Ziel des Versuchsreaktors ist, das theoretisch gesammelte Wissen umzusetzen und damit die Grundlage für Bau und Betrieb von Untergrundreaktoren zu schaffen. Nach kleineren Vorversuchen im ungesättigten Bereich [LSWT] soll geklärt werden, für welche Sanierungsmaßnahmen die unter Kapitel 3.2 erläuterten Technologien eingesetzt werden können. Es soll ein Gesamtkonzept entwickelt werden, das auf die hydrogeologischen und chemischen Bedingungen in Kippengebieten flexibel reagieren kann. Weiterhin muß das eingesetzte Verfahren die angestrebte Wasserqualität garantieren. Diese Forderung impliziert eine Erhöhung des Neutralisationspotentials und eine Reduzierung der Sulfatkonzentration.

Grundlage für das Funktionieren eines Untergrundreaktors ist die hydraulische Leistungsfähigkeit des Systems. Versagt ein Sanierungsverfahren hydraulisch, wird es auch chemisch inaktiv. Aus diesem Grund steht die hydraulische Betrachtung einer in-situ Maßnahme vor der chemischen oder biologischen. Allerdings lassen sich die beiden Bereiche nicht streng voneinander trennen.

5.2 Standorterkundung

Vor dem Bau des Reaktors ist der Standort auf seine geologische Beschaffenheit hin zu untersuchen. Folgende Sachverhalte müssen für den Standort bekannt sein:

- geologische Verhältnisse
 - Mächtigkeit und Struktur des Grundwasserleiters,
- hydrogeologische Verhältnisse
 - hydraulische Leitfähigkeit, Transmissivität, effektive Porosität, Speicherkoeffizient, hydraulisches Gefälle,
- chemische Zusammensetzung des Grundwassers
 - NP, pH, SO₄, Lft, T (Temperatur), Redoxpotential

Das Eluationsverhalten des Kippensandes ist in der REV Fluidzirkulationsanlage festzustellen.

Methoden zur Standorterkundung mit den dazugehörigen Normen und Richtlinien wurden von den staatlichen geologischen Diensten zusammengestellt und sind in ANLAGE 12 enthalten.

Als Standort für den Versuchsreaktor wird der südliche Anstrombereich des Nordrandschlauches gewählt (siehe Kapitel 4.1.2.).

5.3 Der Versuchsreaktor

Entsprechend der durchgeführten Modellierung wird davon ausgegangen, daß für den Standort Nordrandschlauch ein Versuchsreaktor zu bauen und zu betreiben ist, der folgende Abmessungen je Baubereich hat (siehe Abbildung 29):

Länge: 120 m, Breite: 2-3 m, Tiefe: 40 m.

Der Versuchsreaktor ist in **drei** Phasen zu bauen und zu betreiben. Die Ergebnisse der einzelnen Phasen sind Grundlage für die Weiterentwicklung bis zu einem geeigneten Untergrundverfahren der Kippengrundwassersanierung in der Lausitzer Region.

Im folgenden werden die einzelnen Phasen beschrieben und die zu untersuchenden Aspekte herausgestellt. Die Einbautechnologien stützen sich auf die in Kapitel 3

dargestellten Verfahren. Der BUL Sachsen GmbH stehen alle dafür erforderlichen Maschinen und Geräte sowie entsprechendes Fachpersonal zur Verfügung.

Ziel der drei Phasen ist es, nach Abschluß der Versuche über eine Technologie zu verfügen, mit der speziell in Kippengebieten unter den dortigen Randbedingungen Sanierungsarbeiten zur Verbesserung der Grundwasserqualität mit Erfolg durchgeführt werden können.

5.3.1 Phase 1

Ziel der ersten Phase des Versuchsreaktors wird es sein, das hydraulische Verhalten und das Potential zur Entsäuerung von Kippengrundwasser durch Eintrag eines alkalischen Mediums (Säulen BULinject[®]-Vefahren) zu untersuchen. Als alkalische Medien werden Asche und Dolomit vorgeschlagen. Beide Stoffe sind in der Lausitzer Region vorhanden und können in entsprechendem Umfang geliefert werden.

Die Herstellung der Säulen erfolgt mittels Lanzen, die bis auf die Endteufe herabgelassen und mit konstanter Geschwindigkeit wieder gezogen werden. Beim Ziehvorgang wird eine Asche- bzw. Dolomitsuspension in den Untergrund eingetragen.

Die erste Phase gliedert sich in drei Baubereiche, die jeweils Abschnitt A1 und einen der Abschnitte A2, A3 bzw. A4 bautechnisch ausführen. Beim parallelen Anordnen der Baubereiche wird eine Art *multi gate* Reaktor realisiert. Variiert werden die alkalischen Medien, die Größe der Feststoffpartikel in der Suspension und die Einbaufrequenz des Rüttlers (Rütteldruckverdichtung RDV).

Abbildung 29 stellt schematisch und unmaßstäblich die erste Phase des Versuchsreaktors dar. Die genauen Abmessungen der einzelnen Abschnitte ergeben sich aus der Vorerkundung. Um eine Übersicht über mögliche Kosten zu geben, wurde ein Abschnitt von 120 m gewählt und die Kosten für diesen Fall exemplarisch dargestellt. Es sein angemerkt, daß die Abschnitte räumlich unabhängig voneinander hergestellt werden können und sollten. Die Investitionskosten sind stark abhängig vom Bauvolumen und damit von den geometrischen Abmessungen. Wichtig ist, daß für den Abschnitt 1 der Charakter einer Wand (in der Kalkulation nicht vollständig berücksichtigt) eingehalten wird. Für die Abschnitte A2-A4 ist das herzustellende Depot an Alkalisierungsmitteln entscheidend.

Abschnitt 1, A1

Der Rüttler arbeitet mit der maximal einstellbaren Frequenz (60 Hz). Asche wird als alkalisches Medium verbracht. Vorrangiges Ziel der so hergestellten Abschnitte wird es sein, Dichtwandelemente herzustellen. Durch die hohe Frequenz des Rüttlers wird ein Maximum an Energie in den Grundwasserleiter eingetragen. Dadurch verflüssigt sich der Boden stark. Das Porenvolumen und damit die Durchlässigkeit verringern sich durch Sackungen des anstehenden Gebirges. Durch den Ascheanteil wird zusätzlich Feinkorn eingetragen. Der hohe Feinkornanteil wirkt dabei als Dichtmittel.

Der Abstand zwischen den einzelnen Ansatzpunkten der RDV beträgt, ausgehend von den Mittelpunkten der entstehenden Säulen, ca. 1,5 m. Die Säule sollte nach der Herstellung einen Ascheanteil von mindestens 10 Ma % aufweisen.

Abschnitt 2, A2

Die Einbaufrequenz wird im Minimum (30 Hz) gehalten, da die Herstellung einer gut durchlässigen Säule im Vordergrund steht und dazu der Energieeintrag minimiert werden muß. Beim gleichmäßigen Ziehen der Lanze wird, wie auch bei A1, eine Aschesuspension eingetragen. Der Ascheanteil sollte ca. 10 Ma % der Säule nicht überschreiten. Der Abstand der Säulen ist in A2 bis A4 gleich, er bezieht sich auf die Mittelpunkte der Säulen und beträgt ca. 3 m.

Abschnitt 3, A3

Bei einer Rüttlerfrequenz von 30 Hz wird eine Dolomitsuspension eingebracht. Das eingemischte Dolomit hat eine Klassierung von 5-8 mm. Durch die Klassierung wird der prozentuale Feinkornanteil der Bodenmatrix durch den Eintrag reduziert. Somit kann von einer guten Durchlässigkeit der entstehenden Säule ausgegangen werden.

Abschnitt 4, A4

Die Rüttlerfrequenz von 30 Hz wird auch in diesem Abschnitt beibehalten. Die Partikelgröße in der Aschesuspension wird vergrößert. Es sind Aschepellets mit einem Durchmesser von 2-4 mm zu verwenden. Das Ziel ist auch hier die Verringerung des Feinkornanteils zur Erhöhung der Durchlässigkeit. Mit der Pelletierung ergeben sich weitere Vorteile. Pellets sind besser dosierbar als normale Asche. Das Eluationsverhalten läßt sich in Grenzen kontrollieren. Außerdem kann die Kornverteilung definiert werden.

Der Abstand zum Tagebausee sollte ca. 100 m betragen. Damit besteht die Möglichkeit, weitere Verfahrensschritte nachträglich zu installieren (siehe Phase 3).

Sollten die Vorerkundungen ergeben, daß eine getrennte Anordnung der einzelnen Abschnitte günstiger ist, so können diese auch separat voneinander installiert werden.

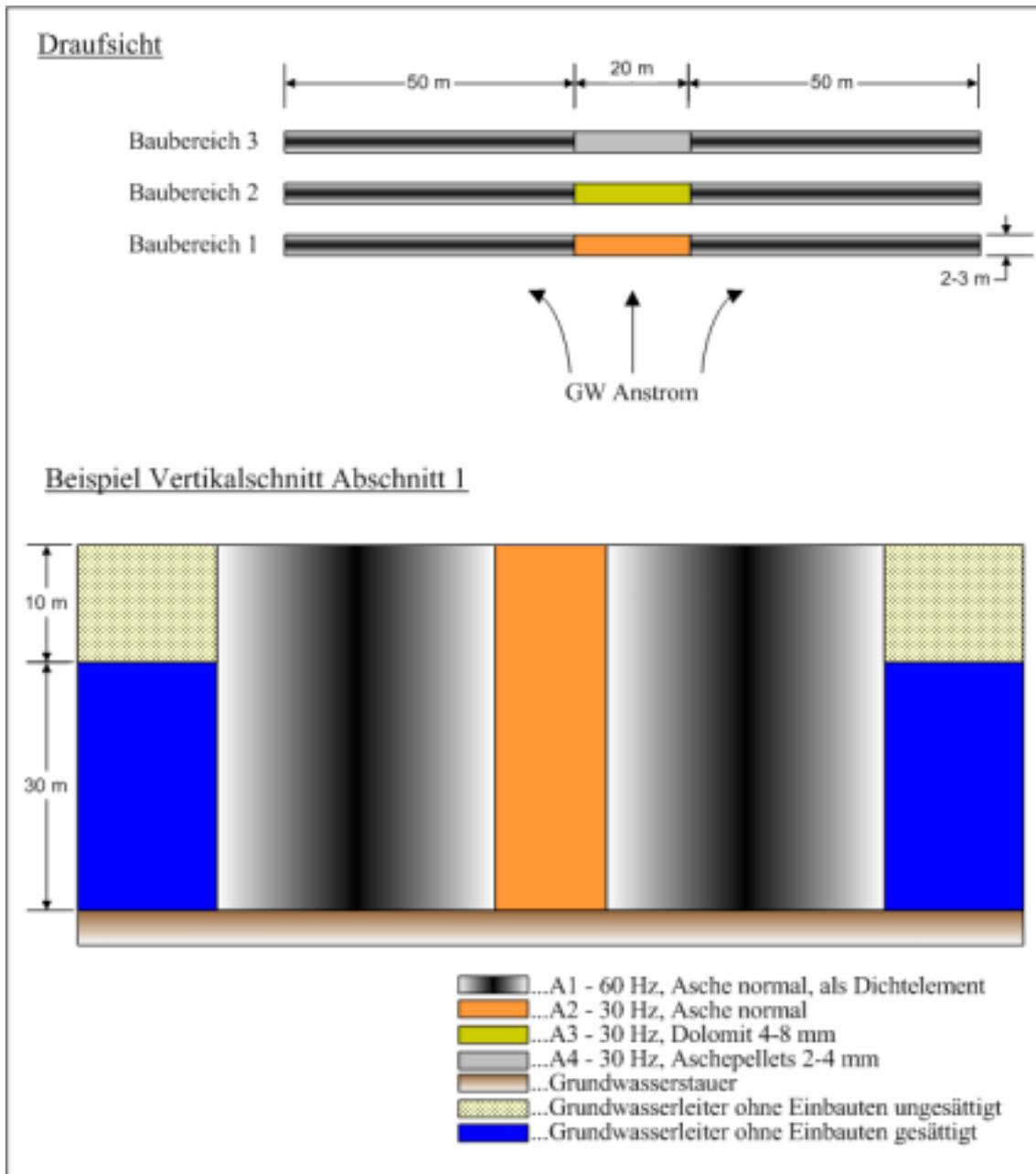


Abbildung 29: Anordnung Versuchsreaktor Phase 1 (unmaßstäblich)

Pelletierung:

Für das Einbringen der Pellets in A4 sind Voruntersuchungen notwendig. In einem ersten Arbeitsschritt muß ein Bindemittel zur Pelletherstellung gefunden werden. Es ist festzustellen, ob Wasser als Bindemittel geeignet ist oder andere, wie z. B. Melasse, als organisches Bindemittel, eingesetzt werden müssen.

In einem zweiten Arbeitsschritt ist die Festigkeit der Pellets in puncto Druck und Abrieb sowie ihre Stabilität in Wasser zu untersuchen. Stabile Aschepellets in wässriger Umgebung sind Voraussetzung für den Eintrag in den Untergrund, da als Transportmedium Wasser genutzt werden soll. In diesem Zusammenhang ist zu prüfen, ob Grünpellets (feuchte Pellets) die Stabilitätsbedingungen erfüllen oder ob noch ein weiterer Verfahrensschritt (Trocknung) folgen muß, um eine Eignung zu gewährleisten.

Sollten die geforderten Bedingungen zur Stabilität eingehalten werden können, muß in einem dritten Arbeitsschritt das Eluationsverhalten der Pellets mit Kippengrundwasser untersucht werden. Weiterhin ist das geochemische Verhalten einer Kippensand-Aschepellet-Mischung zu ermitteln.

Das Pelletierverfahren ist unter Beachtung der Pelleteigenschaften und einer kostengünstigen industriellen Produktion zu wählen.

Pegel

Zur Beobachtung und Überwachung des Versuchsreaktors sind auf dem Versuchsfeld Pegel zu installieren. Es wird zwischen 2-Zoll, Multilevelpegeln (MLP) und Mehrfachmeßstellen (MM) mit 4-Zoll Pegeln unterschieden. Der Unterschied zwischen MLP und MM besteht im Aufbau der Pegel.

Im MLP (z. B. Sicker- und Grundwasser Meßsystem (SGM)) kann aus unterschiedlichen Teufen Grundwasser punktgenau und direkt entnommen sowie beprobt werden. Realisiert durch den verlorenen Einbau von Membranpumpen. Vertikale Strömungen werden im MLP ausgeschlossen. Bei einer Mehrfachmeßstelle oder Grundwassermeßgruppe werden an einem Ort mehrere Teufenintervalle jeweils getrennt erfaßt. Der Unterschied dieser Meßstellen liegt in den Investitionskosten und den Kosten für die Betreibung sowie den Unterhalt der Meßstelle.

Um das Grundwasserströmungsfeld erfassen zu können, sind im Grundwasseran- und -abstrom jeweils zwei 2-Zoll Pegel zu bauen, in denen die Grundwasserstände gemessen werden können. Für die Erfassung der Umströmung ist an den Flanken des Rektors je ein 2-Zoll Pegel auszubauen. Zur hydrochemischen Überwachung der Vorgänge im Reaktor und im Grundwasserleiter ist 1 Multilevelpegel im Anstrom mittig zwischen den 2-Zollpegeln und außerhalb der Flucht dieser Pegel anzuordnen. In ANLAGE 13 ist die Pegelverteilung schematisch für die 2. Versuchsphase dargestellt. Die Anordnung der Pegel läßt sich auf Phase 1 übertragen.

Zur Kontrolle, zur Meßwertaufnahme und für Pumpversuche sind je Abschnitt (A1 bis A4) ein 2-Zollpegel im direkten Anstrom, ein 2-Zoll Pegel in einer der Säulen und eine Mehrfachmeßstelle im Abstrom mit mindestens 3 Teufen zu errichten.

Ein Ausschnitt des durch *PMPATH* errechneten Strömungsfeldes für den Reaktor aus Phase 1 und die Lage der Meßstellen wird in Abbildung 30 für einen Baubereich (Abschnitte A1 und A2) dargestellt.

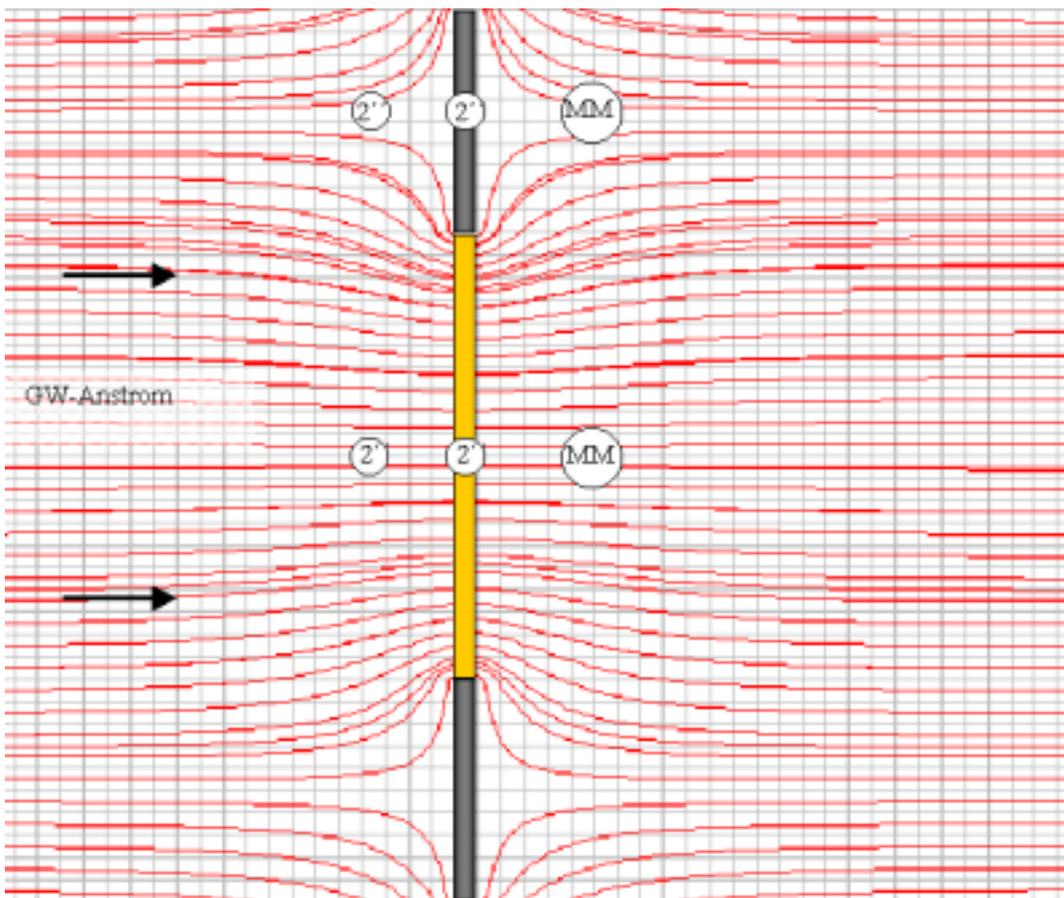


Abbildung 30: Strömungsfeld und Anordnung der Meßstellen für Baubereich 1 (A1, A2) des Versuchsreaktors Phase 1

Mögliche Probleme

Beim Rüttelvorgang wird das anstehende Gebirge umgelagert und verdichtet. Durch den zusätzlichen Eintrag der Suspension überlagern sich Sortier- und Klassierprozesse. Es ist möglich, daß sich durch diese Kräfteüberlagerung das Feinkorn in einem definierten Abstand um die Rüttelsäule stärker konzentriert. Dadurch könnte sich ein Schleier um die Säule bilden, der der Grundwasserströmung einen erhöhten Widerstand entgegensetzt. Die

Säule würde dann stärker um- als durchströmt werden, was eine Verschlechterung der Entsäuerungswirkung zur Folge hätte. Es ist zu prüfen, inwieweit eine derartige Schleierbildung auftritt und wie diese durch welche Einbaumaßnahmen zu unterbinden oder einzuschränken ist. Es können z. B. Lockerungssprengungen durchgeführt werden, die das Korngefüge in der Säule durchlässiger machen könnten.

Bei der chemischen Neutralisation fallen Reaktionsprodukte, z. B. Gips, aus. Wenn diese um die eingebrachten Feststoffpartikel Krusten bilden, kann eine Inaktivierung der Asche- und Dolomitteilchen die Folge sein. Das Verfahren wird ineffektiv.

Während der Versuchszeit können A2, A3 oder A4, entgegen dem ursprünglich geplanten Einsatzziel, dicht werden. Die Grundwasserströmung im Anstrombereich des Reaktors ändert sich. Die Vorgänge sind im Modell zu erfassen. Die Auswirkungen auf die anderen Abschnitte (hydraulisch, chemisch) sind zu prüfen.

5.3.2 Phase 2

Die Umsetzung der 2. Phase sollte an einem neuen Standort erfolgen, da diese die Ergebnisse der 1. Versuchsphase nutzen soll. Das heißt, die Phase 2 wird umgesetzt, wenn in Phase 1 nachgewiesen wird, daß mit den eingebrachten alkalischen Medien nicht der gewünschte Entsäuerungserfolg erreicht wird bzw. eine nachhaltige Verbesserung der Grundwasserqualität mit dem Einbringen alkalischer Medien nicht zu gewährleisten ist. Weiterhin muß die aus Phase 1 als Dichtwand geplante Einheit des Versuchsreaktors ihre Funktionsfähigkeit unter Beweis gestellt haben.

Ziel der 2. Phase ist es, eine Sulfatreduktion in-situ mit externer Substratdosierung zu realisieren (siehe ANLAGE 13).

Es wird ein *multi gate* System installiert. Die Dichtwandelemente werden mit dem BULinject-Verfahren[®] hergestellt und in den Bereichen des *funnel* bis auf den Grundwasserstauer geführt.

In den 2 Durchlässen werden Einrichtungen zur Sulfatreduktion installiert. Im ersten *gate* werden gut durchlässige Reaktionsräume in Säulenform mit dem Schleusenrüttler geschaffen. Die Säulen sind in einem definierten Raster herzustellen. Zu Versuchszwecken sind 2 Säulenreihen zu installieren. Für die Dosierung von Substraten ist eine geeignete Methode zu wählen. Es könnten z. B. Filterlanzen in die Säulen integriert werden, über die das Substrat eingespült wird. Sollten Forschungsergebnisse über den Einsatz fester Substrate oder einer Kombination aus festen und flüssigen Substraten vorliegen, sind diese umzusetzen.

Im *gate 2* wird ein vertikales Infiltrations- und Förderbrunnensystem eingebaut und flüssiges Substrat zudosiert. Die Menge des Substrates richtet sich nach der Menge des Grundwassers, das behandelt werden soll. Durch das Design des *funnel and gate* Verfahrens besteht die Möglichkeit, die Strömungsgeschwindigkeit in den Durchlässen zu beeinflussen.

Aufgrund der limitierten Einbautiefe des Schleusenrüttlers wird die Fläche unterhalb des Durchlasses, in dem die Säulen mit dem Schleusenrüttler integriert werden, abgedichtet. Die Flexibilität des BULinject-Vefahrens[®] läßt diese Einbaumöglichkeit zu (vgl. ANLAGE 13). Die Pegelstandorte sind in dieser Abbildung ebenfalls eingezeichnet.

5.3.3 Phase 3

Phase 3 kommt zum Tragen, wenn in Phase 1 der Beweis erbracht werden konnte, daß eine ausreichende Entsäuerung mit alkalischen Medien, die mit dem BULinject-Vefahren[®] in den Grundwasserleiter eingebracht werden, möglich ist.

Das Versuchsfeld, auf dem der Reaktor der ersten Phase installiert wurde, kann weiter genutzt werden. Im Abstrom des Bereiches, in dem eine Entsäuerung erzielt wurde sowie der pH-Wert und das Neutralisationspotential erhöht werden konnten, wird eine Reaktionsstufe zur Sulfatreduktion hergestellt. In Anlehnung an Phase 2 werden in-situ Untersuchungen mit festen und flüssigen Substraten, je nach Stand der Forschung, durchgeführt. Die festen Substrate werden mit dem Schleusenrüttler eingebaut, flüssige mit dem vertikalen Infiltrations- und Förderbrunnensystem zugeführt, da die Behandlungsstrecke (Reaktionsstrecke) kleiner 100 m angenommen wird.

In Phase 3 entsteht das Konzept für einen zweistufigen Reaktor. Durch die Erhöhung des pH-Wertes werden bessere Lebensbedingungen für die SRB geschaffen. Es ist davon auszugehen, daß die Umsatzraten der sich ansiedelnden Bakterien in einer alkalisierten Umgebung des Grundwasserleiters höher sind. Ein entsprechender Nachweis ist jedoch unter Praxisbedingungen noch zu erbringen.

5.3.4 Kosten

Nachfolgend werden die **Kosten für den Versuchsreaktor Phase 1** dargestellt. Tabelle 6 enthält die Kostenpositionen für den Reaktorbau und Tabelle 7 die laufenden Kosten, die pro Jahr für den Betrieb und die erforderlichen Untersuchungen beim Betrieb anfallen.

Zur Berechnung des Asche und Dolomitanteils:

Es wird davon ausgegangen, daß Asche und Dolomit beim Eintrag auf ca. 0,5-0,6 m radial zur Rüttellanze verteilt werden. Daraus ergibt sich eine Säulenoberfläche von ca. 0,78-1,1 m². Bei einer durchschnittlichen Teufe von 40 m errechnet sich eine Säulenvolumen von ca. 40 m³, wenn für die Dichte des Kippensandes 1600 kg/m³ angenommen werden. Die Masse einer Kippensandsäule beträgt bei oben genannten Vorgaben 64 t je Säule.

Asche und Dolomit werden nach der in-situ zu bestimmenden Dichte des Kippensandes und der sich daraus berechnenden Masse der Säulen zugegeben. Die Menge sollte 10 Ma % der Kippensandsäule betragen.

Lockerungssprengungen können optional zur Auflockerung des Gebirges nach dem Suspensionseintrag Anwendung finden. Es ist darauf zu achten, daß nur der entsprechende Abschnitt von der Sprengung erfaßt wird. Lockerungssprengungen sind nur im erdfeuchten Bereich möglich.

Tabelle 6: Kosten Versuchsreaktorbau Phase 1

Bezeichnung	Menge	Einheit	Kosten je Einheit	Kosten
Kosten Reaktorbau				
An- und Abtransport der Gerätschaften	1			60.000,00 €
Gerätekosten und Betriebsstoffe Einbauzeit 0,5 Monate, je Monat 170.000 €	1			85.000,00 €
Materialkosten				
Asche Durchmesser je Säule ca. 1m, Ascheanteil 10Ma%, durchschnittliche Teufe 40m, 200 Säulen	1280	t	15,00 € incl. Transport, netto	19.200,00 €
Dolomit Durchmesser je Säule ca. 1m, Ascheanteil 10Ma%, durchschnittliche Teufe 40m, 6 Säulen	38	t	19,00 € incl. Transport, netto	722,00 €
Pegel und Meßstellen				
2 Zoll Komplettausbau mit Komplettausbau mit PVC Bohrverfahren Rotary durchschnittliche Teufe 45m	22	Stk	70,00 € je Stk und m Teufe	69.300,00 €
Mehrfachmeßstelle mit 4 Zoll Pegeln	4	Stk	7.200,00 €	28.800,00 €
Multilevelpegel	1	Stk.	20.000,00 €	20.000,00 €
Lockerungspregung	3	Stk.	1.000,00 €	3.000,00 €
Sonstiges				20.000,00 €
Personalkosten				
Reaktorbau 0,5 Monate Bauzeit 2-Schicht Betrieb Mo.-Fr. 4 Arbeitnehmer (AN) je Schicht	4	AN	3.400,00 € je Monat	13.600,00 €
			SUMME	319.622,00 €

Bezeichnung	Menge	Einheit	Kosten je Einheit	Kosten
Laufende Kosten pro Jahr				
<i>Technik</i>				
Analytik				25.000,00 €
Meßtechnik				37.000,00 €
Sonstiges				6.000,00 €
<i>Personalkosten</i>				
wissenschaftlicher Mitarbeiter	1		nach BAT IIa Ost pro Jahr (für 2003)	48.228,00 €
			ca. 4019 €/Monat	
Techniker	1		nach BAT III Ost pro Jahr (für 2003)	44.520,00 €
			ca. 3710 €/Monat	
Laborantin	1		nach BAT VIIa Ost pro Jahr (für 2003)	29.484,00 €
			ca. 2457 €/Monat	
Hilfsassistent	3		ca. 250 €/Monat und Hilfsassistent	9.000,00 €
			SUMME	199.232,00 €

Tabelle 7: Laufende Kosten für den Versuchsreaktor Phase 1 (pro Jahr)

Die Kosten für den Reaktorbau belaufen sich auf ca. 320.000 €. Für die wissenschaftliche Betreuung müssen Kosten von ca. 200.000 € pro Jahr veranschlagt werden.

5.3.5 Relevante Kostenpositionen für Versuchsreaktor Phase 2 und 3

Eine konkrete Kalkulation für die 2. und 3. Phase des Versuchsreaktors kann in diesem Stadium der theoretischen Betrachtungen noch nicht vorgenommen werden. Das Design und damit auch die Kosten für den Bau und Betrieb ergeben sich aus den Standortbedingungen und den Ergebnissen der 1. Versuchsphase. Für weitere Arbeiten sind in Tabelle 8 einzelne Kostenpositionen aufgeführt, die als Grundlage zur Kostenkalkulation der 2. und 3. Versuchsphase dienen können.

Tabelle 8: Kostenpositionen Versuchsreaktor Phase 2 und 3

Bezeichnung	Menge	Einheit	Kosten je Einheit
Schleusenrüttler			
An- und Abtransport der Gerätschaften	1		60.000,00 €
Gerätekosten und Betriebsstoffe	1		255.000,00 €
Personalkosten			
Kosten ergeben sich pro Arbeitnehmer und Monat, je Schicht werden mind. 4 AN benötigt	1	AN	3.400,00 €
Anmerkung: die Gesamtkosten beim Einsatz des Schleusenrüttlers liegen ca. beim 1,5-fachen des BUL-Injekt-Verfahrens, Grund sind grössere Geräte und erhöhte Einbauzeiten, zusätzliches Einbaumaterial ist nicht berücksichtigt			
Pegel			
2-Zoll	1	je Meter Teufe	70,00 €
4-Zoll	1	je Meter Teufe	80,00 €
5-Zoll	1	je Meter Teufe	95,00 €
Brunnen vertikal			
14 Zoll Brunnen, incl. Komplettausbau mit PVC	1	je Meter Teufe	220,00 €
Brunnen horizontal			
300m Bohrlänge, 200m Filterlänge, 8 Zoll Filterrohr max. Teufe 25m unter GOK			
Baustelleneinrichtung	1		500,00 €
Probebohrung		je Meter Bohrung	100,00 €
Einbau 8 Zoll Filterrohr		je Meter Filterrohr	100,00 €
Pumpen			
Förderstrom: 4-11m ³ , Förderhöhe: 17-35m		Miete/Tag	5,40 €
Leistung 1,1 kW/h	1	Strom/Tag	3,60 €
Förderstrom: 8-20m ³ , Förderhöhe: 17-42m		Miete/Tag	6,50 €
Leistung 3,08 kW/h	1	Strom/Tag	9,80 €
Förderstrom: 16-36m ³ , Förderhöhe: 25-40m		Miete/Tag	7,25 €
Leistung 5,5 kW/h	1	Strom/Tag	17,95 €

5.3.6 Schwerpunkte weiterführender Arbeiten

In der vorliegenden Arbeit sind Grundlagen geschaffen worden, die durch weiterführende Arbeiten fortgeschrieben werden müssen, um das Ziel einer Verbesserung der Wasserqualität in den Tagebausee der Lausitz zu erreichen:

- Erarbeitung eines Gesamtkonzeptes für die Lausitzer Seenkette, bei dem Nutzungsziele und Wasserqualität über eine Machbarkeitsstudie (finanziell und technologisch) miteinander zu verknüpfen sind.
- Ausarbeitung einer Konzeption zur Ermittlung von möglichen Standorten für Untergrundreaktoren, abgestuft nach Nutzungsziel der anstehenden Oberflächengewässer,
- Präzisierung des Standortes für den Bau und Betrieb des Versuchsreaktors sowie Durchführung einer umfassenden geologischen und hydrogeologischen Untersuchung,
- Weitergehende labortechnische Untersuchungen zur Auswahl geeigneter alkalischer Medien und flüssigen Substraten:
 - Untersuchungen zum Pelletieren von Asche (vgl. Kapitel 5.3.1),
 - Bestimmung des Verteilungsverhaltens von Asche und Dolomit im Grundwasser,
 - Auswahl genehmigungsfähiger Substrate zur Sulfatreduktion,
- Verknüpfung von Strömungs-, Transport- und geochemischen Prozessen im Modell auf der Grundlage der vorliegenden Ergebnisse, mit dem Ziel, allgemeingültige Aussagen für den Bau und Betrieb von Untergrundreaktoren zu erhalten,
- Optimierung der Einbautechnologien zum Einbringen alkalischer Medien in einen Grundwasserleiter auf der Grundlage der gesammelten Erfahrungen beim Bau der 1. Phase des Versuchsreaktors,
- Bewertung der aufgestellten Näherungsgleichungen zum Abschätzen der Anlagenparameter eines Infiltrations- und Förderbrunnensystems auf der Grundlage der Untersuchungsergebnisse der 2. oder 3. Phase.

6 ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

In der Region Lausitz besteht bergbaubedingt ein Grundwasserdefizit von ca. 14 Mrd. m³. Um die wasserwirtschaftliche Infrastruktur aufrecht zu erhalten, ist es notwendig, die sich bildenden Tagebauseen zu nutzen.

Die Verwitterungsprodukte des Pyrits in den Kippen führen beim Transport im Grundwasser zu einer starken Versauerung sowie einer Aufkonzentration von Sulfat und Eisen in den Tagebauseen. Diese verursachen pH-Werte <3,0 und Sulfatgehalte >1800 mg/l. Damit können die Tagebauseen für wasserwirtschaftliche und touristische Zwecke nicht genutzt werden. Die von der LMBV vorgegebenen Ausleitbedingungen in die Vorflut am Ende einer Restseenkette,

pH-Wert	6,5 bis 7,0,
Sulfatgehalt	≤ 800 mg/ l,
Eisen, gesamt	≤ 3,0 mg/ l,
Eisen, gelöst	≤ 1,0 mg/ l,
Ammonium-N	≤ 1,5 mg/ l,
Zink	≤ 1,0 mg/ l,
Kupfer, gelöst	≤ 0,04 mg/ l,

sollten bei den in Aussicht gestellten Nutzungszielen in den Tagebauseen erreicht werden.

Deshalb muß es das erklärte Ziel sein, im Rahmen der Sanierung der Bergbaufolgelandschaften mittels geeigneter Verfahren die Wasserqualität der Tagebauseen nachhaltig zu verbessern. Das soll vor allem durch das Einbringen von Flutungswasser in die sich füllenden Tagebauseen erreicht werden. Da das Flutungswasser nicht in ausreichendem Maße zur Verfügung steht bzw. die Wasserqualitäten allein mit dem Flutungswasser nicht erreicht werden, ist es erforderlich, nach geeigneten Technologien und Techniken zu suchen, durch deren Einsatz die vorgegebenen Qualitätsparameter erreicht werden.

Eine solche Technologie stellt der Einsatz von Untergrundreaktoren dar. Mit diesen Reaktoren wird versucht, die Entsäuerung und Sulfatreduktion dort zu etablieren, wo sie ihren Ausgang nimmt, nämlich im Kippengrundwasser. Untergrundreaktoren werden

weltweit vor allem auf den Gebieten der Enteisung und der Altlastensanierung angewendet, so daß das Wirkprinzip bekannt ist.

Beim Einsatz von Untergrundreaktoren kommt es darauf an, eine hohe Wirksamkeit bezüglich der Entsäuerung und Sulfatreduzierung bei möglichst geringen Investitions- und Betriebskosten und hohen Standzeiten des Reaktors zu erreichen. Diese Zielstellung erfordert sowohl theoretische als auch entsprechende in-situ Untersuchungen.

In der vorliegenden Arbeit wurde ausgehend von einer chemischen Bewertung der Kippengrundwässer, unter Beachtung der Prozesse der Pyritverwitterung, nach Möglichkeiten gesucht, diese Grundwässer durch Untergrundreaktoren zu behandeln und die vorgeschriebenen Qualitätsparameter zu gewährleisten.

Das verlangte die Modellierung der an einem vorgegebenen Standort, hier der Tagebausee Nordrandschlauch, vorhandenen Grundwasserströmung in Verbindung mit den hydraulischen Gegebenheiten der Kippe und des Reaktors.

Die numerische Grundwassermodellierung (Strömungs- und Transportmodell) erfolgte mit Processing Modflow für Windows (PMWIN 5.1), eines der einheitlichsten und kompaktesten Programme zur Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen in Grundwasserleitern. Es wurden Szenarien modelliert, mit denen die hydraulische Wirkung eingebrachter Materialien (Entsäuerung) und eingetragener Substrate (Sulfatreduktion) bewertet werden konnte.

Weiterhin wurden Berechnungsgleichungen aus der Modellierung hergeleitet, die es ermöglichen, Installationsparameter für Infiltrations- und Förderbrunnensysteme grob abzuschätzen, um deren effizienten Einsatz zu gewährleisten.

Die mit der Modellierung geschaffenen Voraussetzungen erlauben die vorgestellten Techniken und Technologien so zu gestalten, daß sie dem Bau und Betrieb eines nachhaltig wirkenden Untergrundreaktors entsprechen.

Mit dem BULinject-Verfahren[®] und dem Schleusenrüttler stehen preiswerte technische Möglichkeiten für das Einbringen von Neutralisierungsmaterialien zur Verfügung. Als Materialien für die reaktive Wand zur Entsäuerung des Kippengrundwassers wurden Braunkohlenfilterasche und Dolomit ausgewählt.

Unter Verwendung von Infiltrations- und Förderbrunnensystemen ist der Eintrag erforderlicher flüssiger Substrate, z. B. Methanol, zur Sulfatreduktion aus hydraulischer Sicht möglich.

Auf diesen Ergebnissen und Erkenntnissen aufbauend ist ein Versuchsreaktor konzipiert worden, der in 3 Phasen realisiert werden soll. Dabei wird davon ausgegangen, daß der Versuchsreaktor in den Phasen 2 und 3 die aus den Untersuchungen der Phase 1 hervorgegangenen Ergebnisse berücksichtigt.

Die für den Bau, Betrieb und die wissenschaftliche Begleitung der Versuche notwendigen Kosten wurden ermittelt und können dem Projektanten als Grundlage für die praktische Umsetzung des Versuchsreaktors dienen.

Der Bau und Betrieb des Versuchsreaktors (je Baubereich $L=120$ m, $B=2$ m, $T=40$ m), der sich aus der Modellierung und den Bedingungen am Nordrandschlauch ergab, ist erforderlich, um eine Reihe von Problemen zu klären, mit der Zielstellung:

- die eingesetzten alkalischen Materialien auf ihre Wirksamkeit bei der Entsäuerung und dem damit verbundenen Langzeitverhalten zu überprüfen,
- die am besten geeigneten alkalischen Materialien und Substrate einschließlich der Technologie ihrer Verbringung zu testen und zu optimieren,
- die Herstellungstechnologie für den Untergrundreaktor effektiv zu gestalten und die für die Bewirtschaftung des Reaktors notwendigen Kosten zu minimieren.

Erst nach Auswertung der Arbeiten mit dem Versuchsreaktor wird es möglich sein, effizient arbeitende Untergrundreaktoren für jeden beliebigen Einsatzfall zur Verbesserung der Qualität von Kippengrundwasser zielgenau zu modellieren, zu planen und zu betreiben.

7 ABKÜRZUNGEN- UND SYMBOLVERZEICHNIS

Symbol	Einheit	Erläuterung
2''		2 Zoll
A	m ²	allg. Fläche
a	m	Abstand zwischen unvollkommenem Brunnen und Stauer
A, B, C, D	m	geometrische Abstände, im Text erläutert
A _E	m ²	Fläche Ellipse
A _{E,H}		Ellipsenfläche horizontales Infiltrations- und Förderbrunnensystem
a _L	m	longitudinale Dispersivität
a _T	m	transversale Dispersivität
BFA		Braunkohlenfilterasche
c		Konzentration
d ₅₀		Korngröße bei 50% Siebdurchgang
D _E	m	längster Durchmesser Ellipse
d _E	m	kürzester Durchmesser Ellipse
D _L	m ² /s	longitudinaler Dispersionskoeffizient
D _T	m ² /s	transversaler Dispersionskoeffizient
Fe _{ges}	mg/l	Eisengesamtkonzentration
GOK		Geländeoberkante
H	m	Abstand zwischen abgesenktem Grundwasserspiegel und undurchlässigem Horizont (Stauer)
h	m	Abstand Absenkziel Brunnen und undurchlässigem

Symbol	Einheit	Erläuterung
		Horizont (Stauer)
HDD		<i>Horizontal Directional Drilling</i>
H _S	m	Eintauchtiefe Versickerungsbrunnen in Grundwasserleiter
h _Ü	m	Aufstauhöhe bei der Infiltration
I	‰	Gefälle
k _f	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert Boden
k _{fH}	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert horizontal
k _{fM}	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert Medium (meist Kippe)
k _{fV}	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert vertikal
k _{fW}	m/s	Durchlässigkeitsbeiwert Wand, mittlerer Wert
L	m	Abstand im Tracermodell
L _{ft}	[mS/cm]	Leitfähigkeit
Ma %	%	Massenprozent
Me		Metallkation
MLP		<i>Multi</i> levelpegel
MM		<i>Mehrfach</i> meßstelle
MPB		<i>Methan</i> produzierende <i>Bakterien</i>
Pe		Gitter-Peclet-Zahl
ppm		parts per million
Q	m ³ /s	allg. Durchfluß
Q	m ³ /h	allg. Volumenstrom
Q _a	m ³ /h	Wasserandrang Brunnen
Q _{be}	m ³ /s	Volumenstrom behandelt
Q _F	m ³ /h	Fördermenge Brunnen

Symbol	Einheit	Erläuterung
Q_s	m^3/h	Infiltrationsleistung
Q_{un}	m^3/h	Wasserandrang unvollkommener Brunnen
Q_{unbe}	m^3/s	Volumenstrom unbehandelt
r	m	Brunnenradius
R	m	Reichweite Förderbrunnen
RDV		Rütteldruckverdichtung
REV		Repräsentatives <i>Elementar</i> Volumen
$R_{\ddot{U}}$	m	Reichweite Aufstauhöhe Sickerbrunnen
s	m	Absenkziel Brunnen
S_L	m	Sanierungslänge
SRB		Sulfat <i>Reduzierende</i> Bakterien
t	h	Förder- oder Pumpzeit
T	m	Teufe eines wandähnlichen Einbaus im Aquifer
TVD		<i>Total Variation Dimishing</i>
$ULTIMATE$		<i>Universal Limiter for Transient Interpolation Modelling of Advective Transport Equations</i>
V	m^3	Gesamtvolumen Bodenmatrix
v	$m/s, \quad m/h,$ $m/d, m/a$	allg. Geschwindigkeit
v_a	m/s	Abstandsgeschwindigkeit
v_f	m/s	Filtergeschwindigkeit
V_P	m^3	Porenvolumen
z	m	Mächtigkeit Grundwasserleiter
z_y	m	Länge in y-Richtung

Symbol	Einheit	Erläuterung
α_{2B}		Kennzahl zur Charakterisierung des 2-Brunnensystems
α_{3B}		Kennzahl zur Charakterisierung des 3-Brunnensystems
α_H		α -Wert horizontale Infiltration
ϵ_{eff}		effektive Porosität

8 TABELLENVERZEICHNIS

TABELLE 1: KONKURRENZVERHALTEN ZWISCHEN MPB UND SRB BEI DEFINIERTEM VERHÄLTNIS ZWISCHEN CHEMISCHEM SAUERSTOFFBEDARF CSB UND SULFATKONZENTRATION [CHOI].....	14
TABELLE 2: VERGLEICH EFFEKTIVE POROSITÄTEN NACH HENNING UND MAROTZ, AUS [BEIMS], ERWEITERT	16
TABELLE 3: ÜBERSICHT GÄNGIGER BAUVERFAHREN FÜR REAKTIVE WÄNDE [ERWEITERT NACH EDEL]	30
TABELLE 4: EINORDNUNG DER TAGEBAUSEEN DER SEENKETTE SPREETAL/BLUNO MIT GAUSS-KRÜGER-BESSEL-KOORDINATEN.....	38
TABELLE 5: BILANZIERUNGSSCHEMA MODELL WAND ALS IDEALISIERTER REAKTOR	44
TABELLE 6: KOSTEN VERSUCHSREAKTORBAU PHASE 1.....	84
TABELLE 7: LAUFENDE KOSTEN FÜR DEN VERSUCHSREAKTOR PHASE 1 (PRO JAHR)	85
TABELLE 8: KOSTENPOSITIONEN VERSUCHSREAKTOR PHASE 2 UND 3	87

9 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

ABBILDUNG 1: TYPISCHE REAKTIONEN IN KIPPENGRUNDWÄSSERN, DARGESTELLT IN DER (-NP/CSO ₄)-EBENE.....	11
ABBILDUNG 2: GITTERNETZ FINITE DIFFERENZEN UND FINITE ELEMENTE.....	20
ABBILDUNG 3: PRINZIPIKIZZE EINER REAKTIVEN WAND BEI PUNKTFÖRMIGER SCHADSTOFFQUELLE.....	27
ABBILDUNG 4: PRINZIPIKIZZE FUNNEL AND GATE.....	28
ABBILDUNG 5: ISOHYPSEN NORDRANDSCHLAUCH APRIL 2002.....	40
ABBILDUNG 6: HYDRAULISCHE GRADIENTEN NORDSCHLAUCH APRIL 2002.....	40
ABBILDUNG 7: RAUMRICHTUNGSBEZEICHUNGEN MODFLOW-MODELLE	42
ABBILDUNG 8: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER BILANZIERUNGSFLÄCHEN QUER ZUR GW-STRÖMUNG	44
ABBILDUNG 9: VOLUMENSTROMVERHÄLTNIS Q_{BE}/Q_{UNBE} DURCH WAND (20 M), $I=3\text{‰}$... 45	45
ABBILDUNG 10: VOLUMENSTROMVERHÄLTNIS Q_{BE}/Q_{UNBE} DURCH WAND (200 M), $I=3\text{‰}$	45
ABBILDUNG 11: ISOLINIEN DIFFERENZEN HYDRAULISCHER HÖHEN, UN DURCHLÄSSIGE WAND 100 M (DRAUFSICHT)	48
ABBILDUNG 12: ISOLINIEN DIFFERENZEN HYDRAULISCHER HÖHEN, UN DURCHLÄSSIGE WAND 300 M IN EINEM ANISOTROPEN GRUNDWASSERLEITER $K_{FV}=\frac{1}{10}K_{FH}$	49
ABBILDUNG 13: ISOLINIENDARSTELLUNG DER KONZENTRATIONSVERTEILUNG, TRACERZUGABE IM ABSTAND 5 M NACH CA. 50 TAGEN.....	51
ABBILDUNG 14: ZEIT BIS ZUR VERMISCHUNG UND VERMISCHUNGSLÄNGEN IN ABHÄNGIGKEIT VOM VERHÄLTNIS K_{FM}/K_{FW}	52
ABBILDUNG 15: WASSERZUFLUß UNVOLLKOMMENER BRUNNEN AUS [SCHNELL ET AL.]	54
ABBILDUNG 16: AUFSTAUHÖHEN BEI VARIIERENDEN K_F -WERTEN UND INFILTRATIONSLEISTUNGEN.....	56
ABBILDUNG 17: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG 2-BRUNNENSYSTEM.....	57

ABBILDUNG 18: VERMISCHUNGSZONE FÖRDERBRUNNEN / INFILTRATIONSSYSTEM	59
ABBILDUNG 19: PUMPZEIT IN ABHÄNGIGKEIT VOM BRUNNENABSTAND UND FÖRDERMENGE	60
ABBILDUNG 20: KONZENTRATION IM FÖRDERBRUNNEN UND INFILTRIERTES VOLUMEN, 2- BRUNNEN-MODELL.....	60
ABBILDUNG 21: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG 3-BRUNNENSYSTEM.....	62
ABBILDUNG 22: GEOMETRIE DER KONZENTRATIONSVERTEILUNG.....	63
ABBILDUNG 23: $Q \cdot T - \alpha$ - DIAGRAMM.....	67
ABBILDUNG 24: $\alpha - T$ - DIAGRAMM.....	67
ABBILDUNG 25: $\alpha -$ GEFÄLLEVERHÄLTNIS $I_{\text{QUER}}/I_{\text{GW}}$	68
ABBILDUNG 26: SCHEMATISCHE DARSTELLUNG HORIZONTALES INFILTRATIONS- UND FÖRDERBRUNNENSYSTEM	70
ABBILDUNG 27: GEOMETRIE DER KONZENTRATIONSVERTEILUNG HORIZONTALES BRUNNENSYSTEM.....	71
ABBILDUNG 28: $Q \cdot T - \alpha_H$ - DIAGRAMM	72
ABBILDUNG 29: ANORDNUNG VERSUCHSREAKTOR PHASE 1 (UNMAßSTÄBLICH)	78
ABBILDUNG 30: STRÖMUNGSFELD UND ANORDNUNG DER MEßSTELLEN FÜR BAUBEREICH 1 (A1, A2) DES VERSUCHSREAKTORS PHASE 1	80

10 LITERATURVERZEICHNIS

- ANDERSEN, P.F.: *A manual of instructional problems for the USGS MODFLOW model*, Centre for Subsurface Modeling Support, EPA, 1993
- BEIMS, U.: Simulation von Grundwasserströmungs- und Transportprozessen für das Lockergestein im Rahmen der Altlastenbearbeitung, Bericht des Umweltbundesamtes (UBA-FB 97-053), durchgeführt von: Institut für Forschung und Weiterbildung in der Umwelttechnik, 1996
- BIESKE, E., RUBBERT W., TRESKATIS C.: *Bohrbrunnen*, 8., völlig neu bearbeitete Auflage, München Wien, R.Oldenbourg Verlag, 1998
- BUL-BERGBAUSANIERUNG UND LANDSCHAFTSGESTALTUNG SACHSEN GMBH, *Firmendarstellung, Leistungsspektrum*, Broschüre, 1999
- BUSCH, K.-F., LUCKNER, L., TIEMER K.: *Geohydraulik*, Lehrbuch der Hydrologie Band 3, 3. Neubearbeitete Auflage, Stuttgart Berlin, Gebrüder Borntraeger, 1993
- Chang, I. S., Shin, P. K., Kim, B. H.: *Biological treatment of acid mine drainage under sulphate-reducing conditions with solid waste materials as substrate*, Water Research, Nr. 34 (4), S. 1269-1277, 2000
- CHIANG a, W.H., KINZELBACH, W.: *PMPATH for Windows. User's manual*, distributed by Scientific Software Group, Washington DC, 1994
- CHIANG b W.H., KINZELBACH, W.: *3D-Groundwater modeling with PMWIN*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2001
- CHOI, E. RIM J. M.: *Competition an inhibition of sulfate reducers and methane producers in anerobic treatment*, Water Science Technology, 23, S.1259-1262, 1991
- Cocos, I. A., Zagury, G. J., Clement B., Samson, R.: *Muliple factor design for reactive mixture selection for use in reactive walls in mine drainage treatment*, Water Research, Nr. 32, S.167-177, 2002
- DIN 18130, *Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerteds*, Teil 1: Laborversuche, Berlin, 1998

-
- EDEL, H.-G., VOIGT, T.: *Aktive und passive Grundwassersanierung – ein Verfahrens- und Kostenvergleich*, TerraTech, Nr.1, S.40-44, 2001
- EVANGELOU, V. P.: *Pyrite oxidation and its control*, CRC Press Boca Raton New York-London-Tokio, 1995
- FENGLER, E.-G.: *Grundlagen der Horizontalbohrtechnik*, Schriftenreihe aus dem Institut für Rohrleitungsbau an der Fachhochschule Oldenburg, Band 13, Vulkan-Verlag Essen, 1998
- FÖRSTER, W., MUCHE, L.: *Sanierung und Sicherung setzungsfließgefährdeter Kippen und Kippenböschungen*, Abschlußbericht des gleichnamigen Forschungs- und Entwicklungsprojektes der BMBF und LMBV, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Geotechnik Abteilung Bodenmechanik, 1998
- GELHAR, W., WELTY, C., REHFELDT, K.R.: *A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers*, Water Resources Research, Vol. 28(7), S.1955-1974, 1992
- GELLER, W.: *IN-SITU-Steuerung von mikrobiellen Schwefelumsetzungen in schwefelsauren Braunkohletagebaurestseen und deren hydrologischem Umfeld*, UFZ-Bericht: Systemintegrierte Umweltbiotechnologie zur Sanierung von organisch und anorganisch belasteten Grund- und Oberflächenwässern, Nr.: 04/2000, 2000
- HAO, OLIVER J., CHEN, JIN M., HUANG, LI, BUGLASS, Robert L.: *Sulfate-Reducing Bacteria*, In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 26(2), S. 155-187, Jahr: 1996
- HILTON, B. L., OLESZKIEWICZ, H. J.: *Sulfate induced inhibition of anaerobic digestion*, *Journal of Environmental Engineering / American Society of Civil Engineers*, Environmental Engineering Division / New York, NY, 114, S.1377, 1988
- JANSEN, T., GROOTERHORST, A.: *Reaktive Schmalwände zur passiven Grundwasserreinigung*, TerraTech, Nr.3, S.46-48, 1999
- KINZELBACH, W., RAUSCH R.: *Grundwassermodellierung, eine Einführung mit Übungen*, Stuttgart Berlin, Gebrüder Borntraeger, 1995
- KINZELBACH, W.: *Numerische Methoden zur Modellierung des Transportes von Schadstoffen im Grundwasser*, 2. Auflage, Schriftenreihe Wasser-Abwasser, R. Oldenbrugg Verlag München Wien, 1992

-
- LEGE, T, KOLDITZ, O., ZIELKE, W.: *Strömungs- und Transportmodellierung*, Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 2, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, 1996
- LEHRSTUHL WASSERTECHNIK (LSWT), BTU COTTBUS: *Konzept für die Arbeiten zur Untersuchung der Einsatzmöglichkeiten von Reaktionswänden in der Sanierung von Kippengrundwasser*, unveröffentlicht, lehrstuhlinterne Studie, 2002
- LMBV a, Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH: *Hydrologische Berechnungen Tagebau Spreetal-Bluno*, interne, unveröffentlichte Unterlagen, April 2001
- LMBV b, Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH: *Flutungszentrale Lausitz*, Broschüre, September 2001
- POLLOCK D.W.: *Semianalytical computation of path lines for finite difference models*, Groundwater (26)6, S.743-750, 1988
- POSTGATE, J. R.: *The sulphate-reducing bacteria*, Cambridge University Press, Cambridge, 1979
- RAUSCH, R., SCHÄFER, W., WAGNER, Ch.: *Einführung in die Transportmodellierung im Grundwasser*, Stuttgart Berlin, Gebrüder Borntraeger, 2002
- SCHAD, H., TEUTSCH, G.: *Reaktive Wände – Aktueller Stand der Praxisanwendung*, Geotechnik Nr.2, S.73-82, 1998
- SCHNELL, W., VAHLAND R., OLTMANN W.: *Verfahrenstechnik der Grundwasserhaltung*, Leitfaden der Bauwirtschaft und des Baubetriebes, 2., neubearbeitete und erweiterte Auflage, Stuttgart Leipzig Wiesbaden, B.G. Teubner, 2002
- SCHÖPKE, Ralph: *Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern*, Dissertation, Lehrstuhl Wassertechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, 1999
- STRAUSS, W. A.: *Partielle Differentialgleichungen, Eine Einführung*, Titel der Originalausgabe: Partial Differential Equations: An Introduction, vieweg, Lehrbuch Mathematik, 1995
- ZHENG, C., WANG, P.P.: *MT3DMS, A Modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems*, documentation and user's guide, Department of Geology and Mathematics, University of Alabama, 1998

11 ANLAGENVERZEICHNIS

ANLAGE 1	Erklärung zu den Termini parabolisch und hyperbolisch
ANLAGE 2	Diagramme Modell Reaktor als Wand 20 m, $I=0,003$
ANLAGE 3	Diagramme Modell Reaktor als Wand 200 m, $I=0,000375$
ANLAGE 4	Diagramme Modell Reaktor als Wand 200 m, $I=0,003$
ANLAGE 5	Aufstau
ANLAGE 6	Aufstau2
ANLAGE 7	Aufstau undurchlässige Wand, 300 m
ANLAGE 8	Meßraster
ANLAGE 9	Isolinien der Konzentrationsverteilung Tracermodell
ANLAGE 10	Standort des Versuchsreaktors
ANLAGE 11	Graphische Auswertung horizontales Infiltrations- und Förderbrunnensystem
ANLAGE 12	Methoden der Standorterkundung
ANLAGE 13	Prinzipskizze Versuchsreaktor Phase 2

12 THESEN

- I. Die wasserwirtschaftliche Situation in der Region Lausitz verlangt bei einem bergbaubedingten Grundwasserdefizit von ca. 14 Mrd. m³ die Nutzung der entstehenden Tagebauseen.
- II. Das aus den Kippenbereichen aufsteigende Grundwasser ist wasserwirtschaftlich nicht nutzbar, da es sich aufgrund der Verwitterungsprodukte von Pyrit und Markasit im Kippenboden um ein stark eisen- und sulfathaltiges und damit potentiell saures Grundwasser handelt.
- III. Die wasserwirtschaftliche und touristische Nutzung der Tagebauwässer verlangt weitestgehend Badewasserqualität, die nur durch gezielte Einflußnahme auf die Wasserqualität erreicht werden kann. So zum Beispiel durch das Einbringen von Flutungswasser aus entsprechenden Vorflutern (Neiße).
- IV. Da nachweislich die Flutung von Tagebauseen zur Verbesserung ihrer Wasserqualität nicht ausreicht, sind Techniken und Technologien erforderlich, deren Einsatz und Bewirtschaftung die geforderten Parameter der Wasserqualität gewährleisten. Eine solche Technologie stellen Untergrundreaktoren dar.
- V. Der Einsatz von Untergrundreaktoren im Anströmbereich des Kippengrundwassers soll Entsäuerung und Sulfatreduzierung dort etablieren, wo die Gefährdung der anstehenden Tagebauseen entsteht, nämlich im Untergrund der Kippe.
- VI. Die Gestaltung und die Bewirtschaftung der Untergrundreaktoren verlangen eine umfangreiche theoretische und versuchstechnische Arbeit, damit für den jeweiligen Kippenstandort (den dort vorhandenen geologischen und geochemischen Bedingungen entsprechend) effektiv und nachhaltig wirkende Untergrundreaktoren zum Einsatz kommen.
- VII. Mit Hilfe numerischer Grundwassermodellierung (MODFLOW) werden verschiedene Szenarien zu Strömungs- und Transportprozessen beim Vorhandensein eines Untergrundreaktors im Kippengrundwasserleiter simuliert. Mögliche Technologien zum Einbringen von alkalischen Materialien (Entsäuerung) und Substraten (Sulfatreduktion) wurden in worst-case Szenarien nachgebildet.

- VIII. Für den Versuchsreaktor werden auf der Grundlage der theoretischen Untersuchungen sowie der durchgeführten Strömungs- und Reaktormodellierung folgende Parameter vorgeschlagen:
- Abmessungen des Reaktors je Baubereich: Länge: 120 m, Breite: ca. 2 m, Tiefe: 40 m,
 - Herstellung der Reaktorwand (multi gate System) aus Säulen mittels BULinject-Vefahren[®] / Schleusenrüttler unter Verwendung von Dolomit bzw. Braunkohlenfilterasche für den Entsäuerungsprozeß,
 - Einbringen von flüssigen Substraten (Methanol) durch vertikale Infiltrations- und Förderbrunnen zur Sulfatreduktion.
- IX. Der Bau und Betrieb des Versuchsreaktors soll in 3 Phasen erfolgen, wobei in der
- Phase 1** das hydraulische Verhalten und das Potential zur Entsäuerung durch den Untergrundreaktor untersucht wird. Die
- Phase 2** durch ein *multi gate* System die Sulfatreduktion durch eine externe Substratdosierung nachweisen soll. In der
- Phase 3** wird das Konzept eines 2-stufigen Reaktors für die Entsäuerung und Sulfatreduktion analysiert und bewertet.
- X. Für den Eintrag flüssiger Substrate zur Sulfatreduktion sind Berechnungsgleichungen auf der Grundlage der numerischen Modellierung hergeleitet worden, die einen effizienten Substrateintrag ermöglichen.
- XI. Ziele der Untersuchungen am Versuchsreaktor sind:
- a. Präzisierung der Eingangsdaten für die Modellierung und damit Erhöhung der Aussagefähigkeit des Modells,
 - b. Untersuchung der eingesetzten alkalischen Materialien (Entsäuerung) und Substrate (Sulfatreduktion) auf ihre nachhaltige Wirksamkeit,
 - c. Optimierung der Gestaltung, der Herstellung und des Betriebes eines Untergrundreaktors als Prototyp für weitere Anwendungsfälle im Kippengrundwasser.
- XII. Für den Bau und Betrieb (Versuchsdurchführung und -auswertung) sind die Kosten ermittelt worden. Diese Grobeinschätzung ist in hohem Maße von den Erkundungsarbeiten für den Standort des Untergrundreaktors abhängig.

- XIII. Für den Bau sind ca. 320.000 € und für die Versuchsdurchführung ca. 200.000 €a veranschlagt worden, wobei die Laufzeit der Untersuchungen mit 2,5 Jahre eingeschätzt wird.
- XIV. Die Versuchsergebnisse sollen die Grundlage für die Bemessung zukünftiger Untergrundreaktoren für die Entsäuerung und Sulfatreduktion von Kippen Grundwasser sowie deren optimale Bewirtschaftung darstellen.

Erklärungen zu den Termini parabolisch und hyperbolisch in Bezug auf partielle Differentialgleichungen

Die Termini parabolisch und hyperbolisch beschreiben die Eigenschaften einer Differentialgleichung und weisen ihr einen Typ zu.

Allgemein lautet eine partielle Differentialgleichung (PDGL) zweiter Ordnung:

$$a \cdot u_{xx} + 2bu_{xy} + cu_{yy} + du_x + eu_y + fu + g = 0$$

Nach linearer Transformation der unabhängigen Variablen sind folgende drei Formen möglich, die die PDGL beschreiben:

- (a) **elliptisch**, wenn $b^2 < a \cdot c$ kann die allgemeine Form zu $u_{xx} + u_{yy} + \dots = 0$ reduziert werden,
 - (b) **hyperbolisch**, wenn $b^2 > a \cdot c$ kann die allgemeine Form zu $u_{xx} - u_{yy} + \dots = 0$ reduziert werden,
 - (c) **parabolisch**, wenn $b^2 = a \cdot c$ kann die allgemeine Form zu $u_{xx} + \dots = 0$ reduziert werden
- in (a) bis (c) beschreiben ... Terme 1. und 0. Ordnung

Es wird das Vorzeichen der „Diskriminante“ $D = b^2 - a \cdot c$ bestimmt und der Typ der Differentialgleichung festgelegt:

$D < 0$ elliptisch

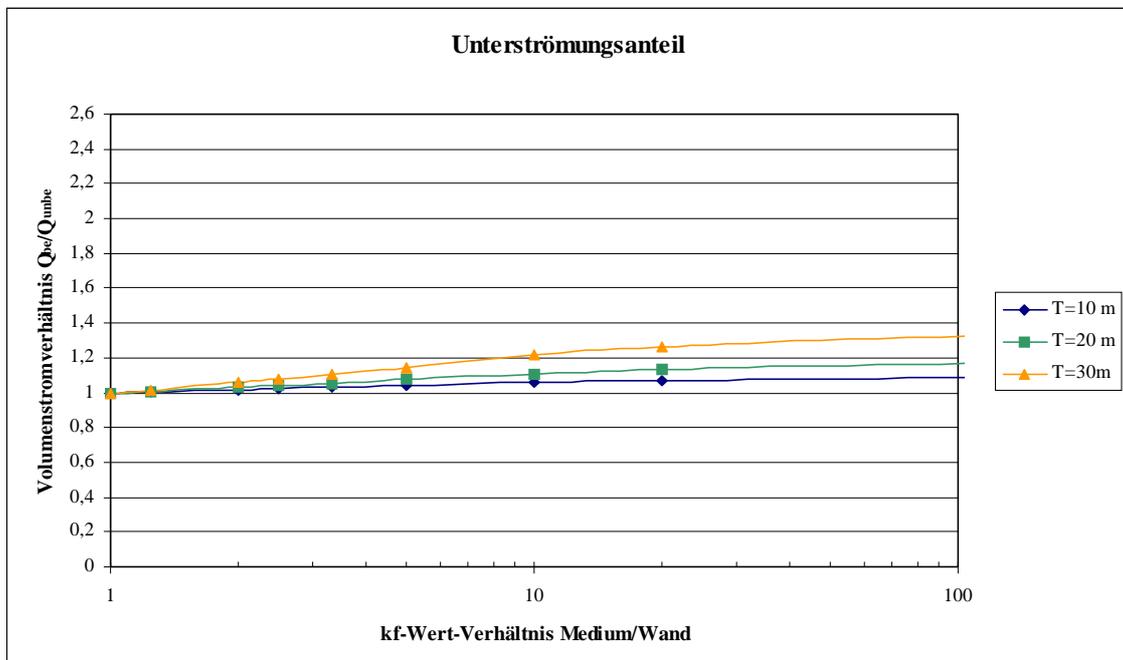
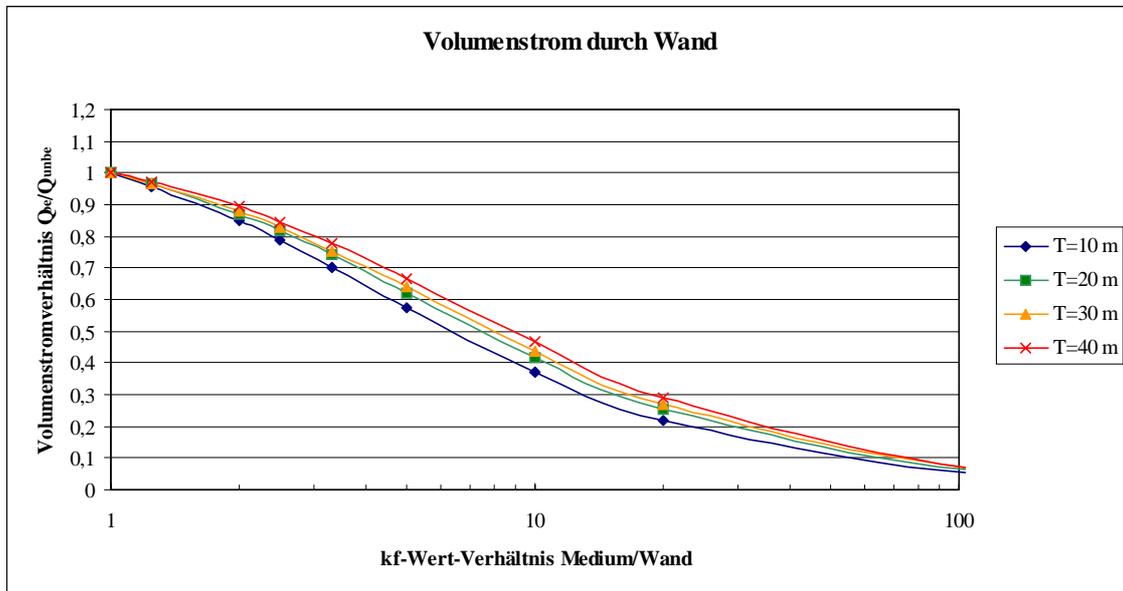
$D > 0$ hyperbolisch

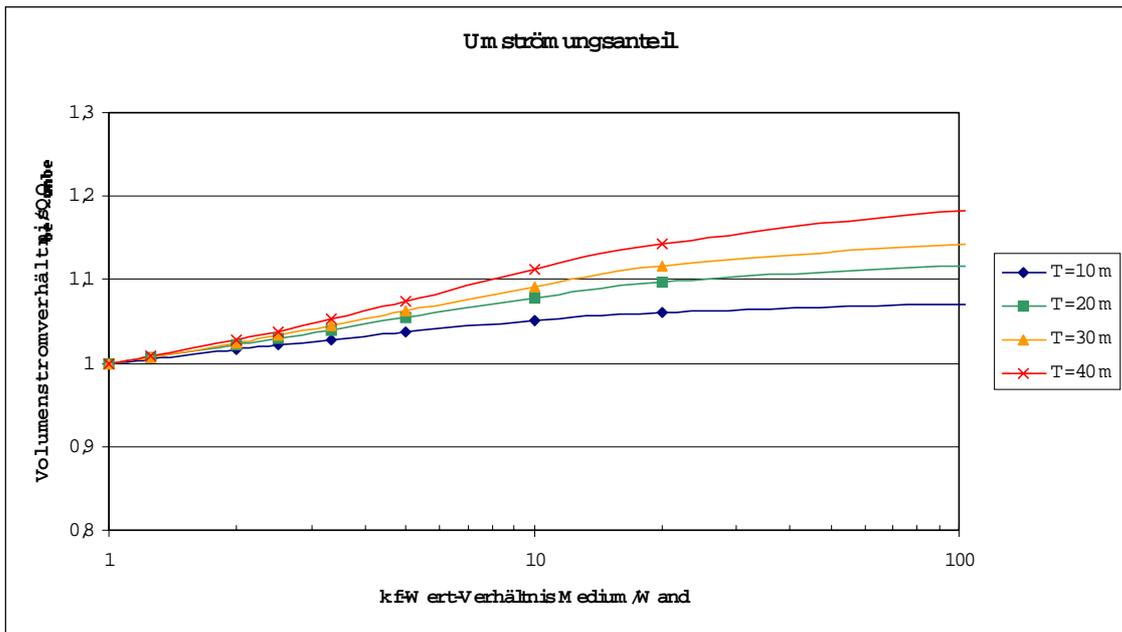
$D = 0$ parabolisch

Ausführliche Beschreibungen sind [STRAUSS] zu entnehmen.

Geometrie Wand: x-Richtung 3m
 y-Richtung 20m
 z-Richtung variiert 10m, 20m, 30m, 40m

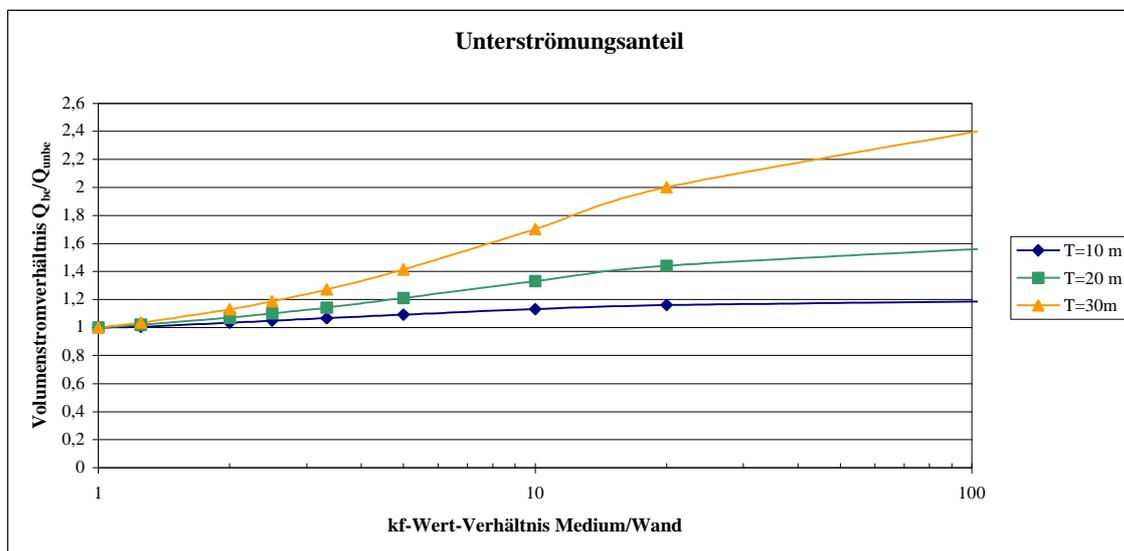
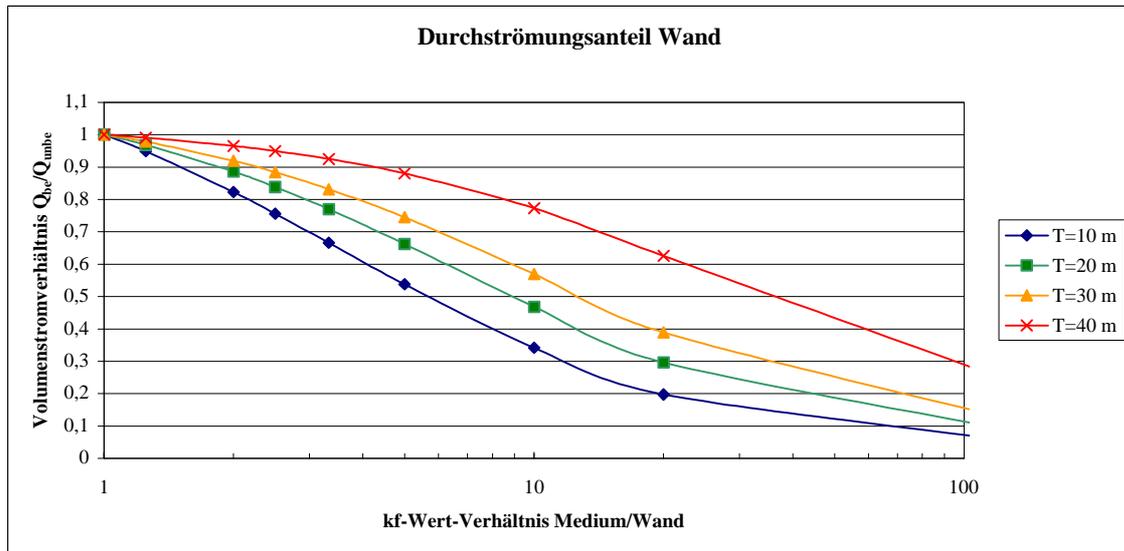
Gefälle I = 3 ‰

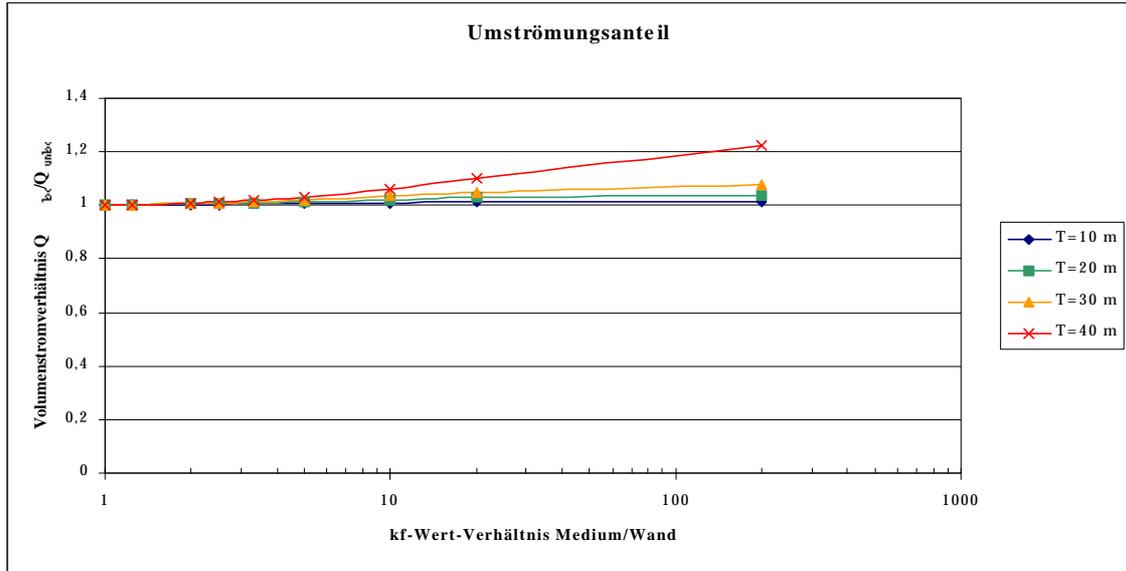




Geometrie Wand: x-Richtung 5m
 y-Richtung 200m
 z-Richtung variiert (T=10m, 20m, 30m, 40m)

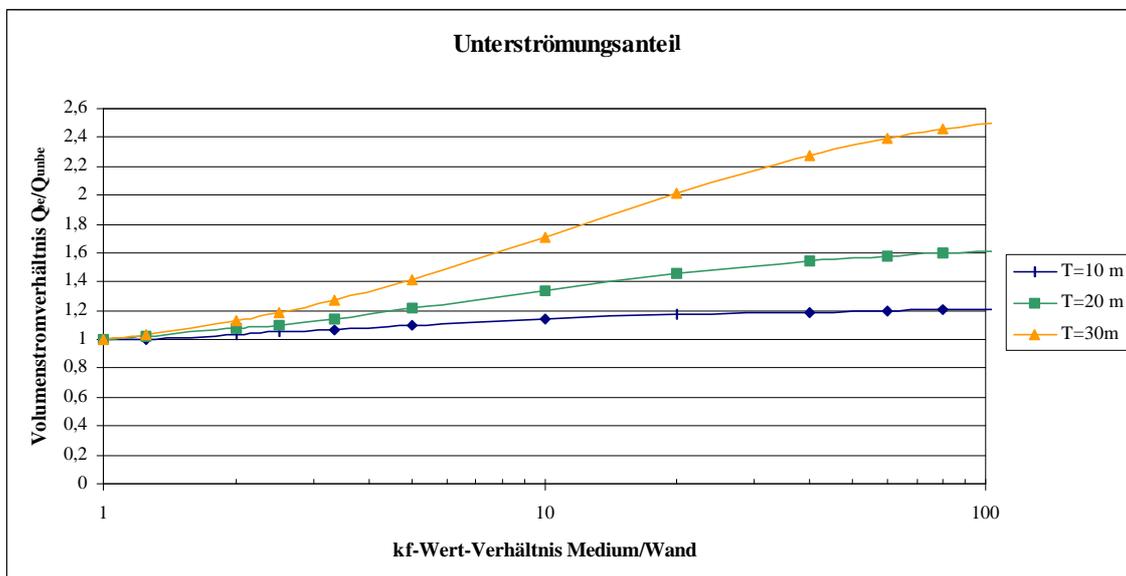
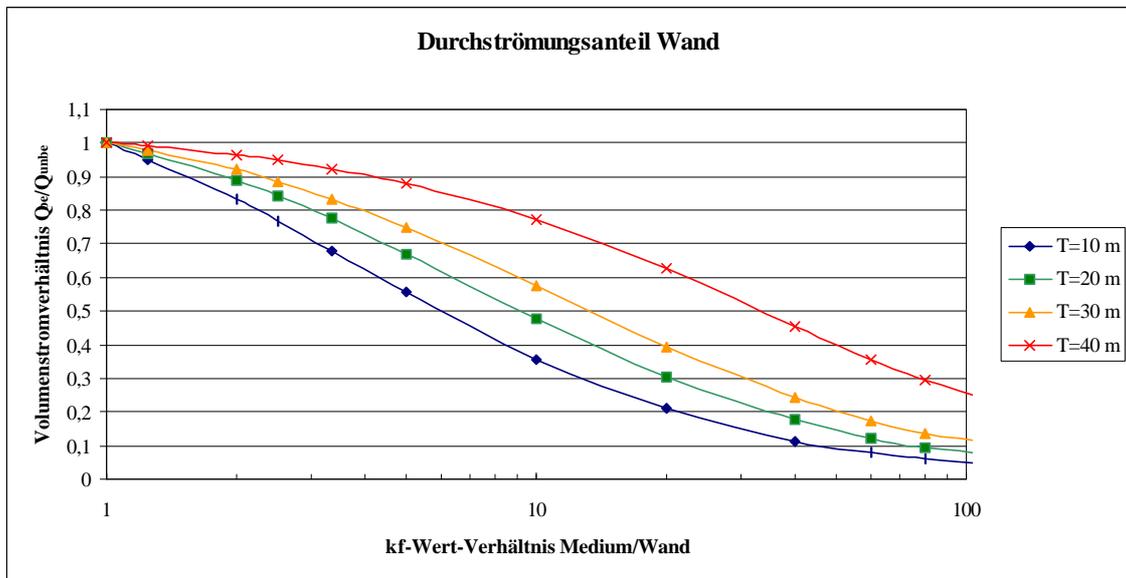
Gefälle I = 0,4 ‰

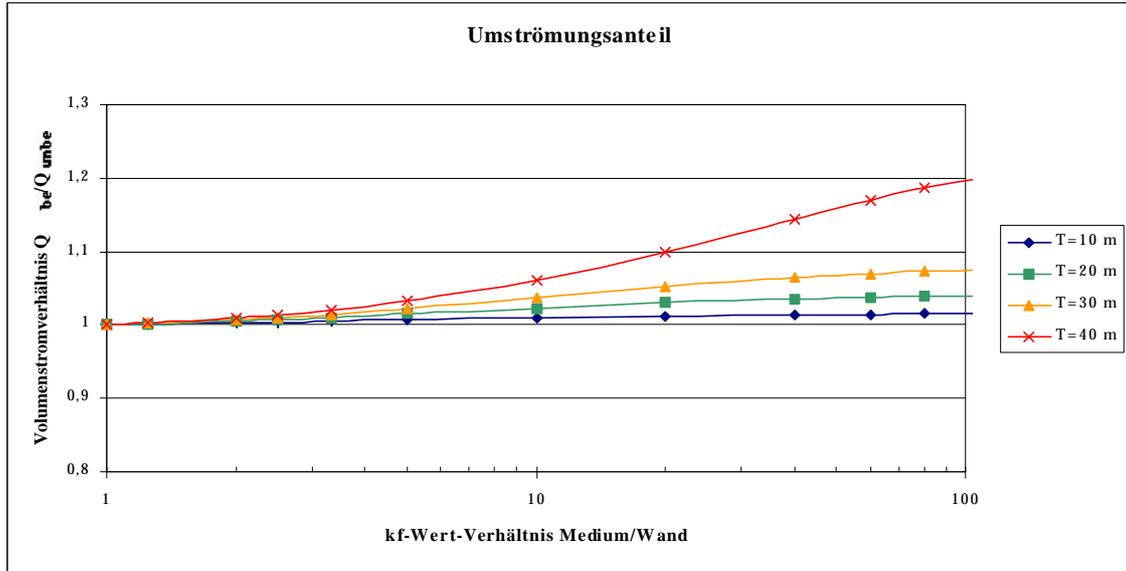




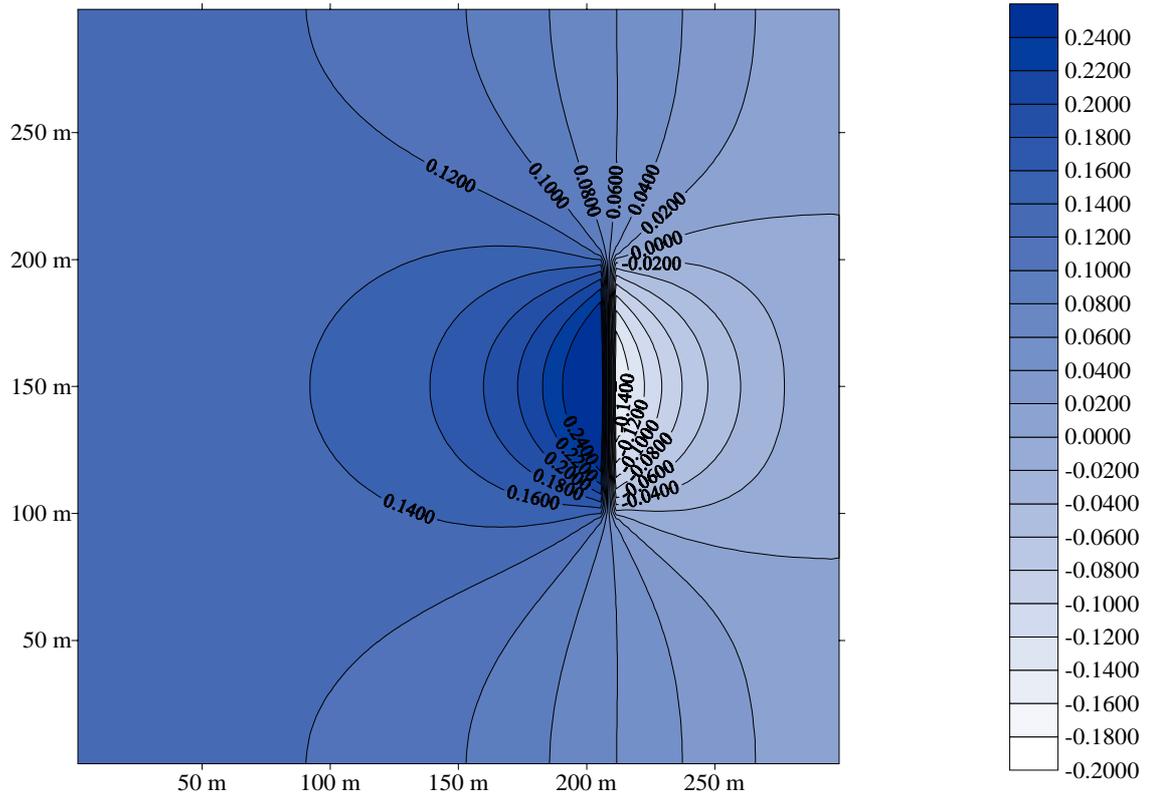
Geometrie Wand: x-Richtung 5m
 y-Richtung 200m
 z-Richtung variiert (T=10m, 20m, 30m, 40m)

Gefälle I = 3 ‰

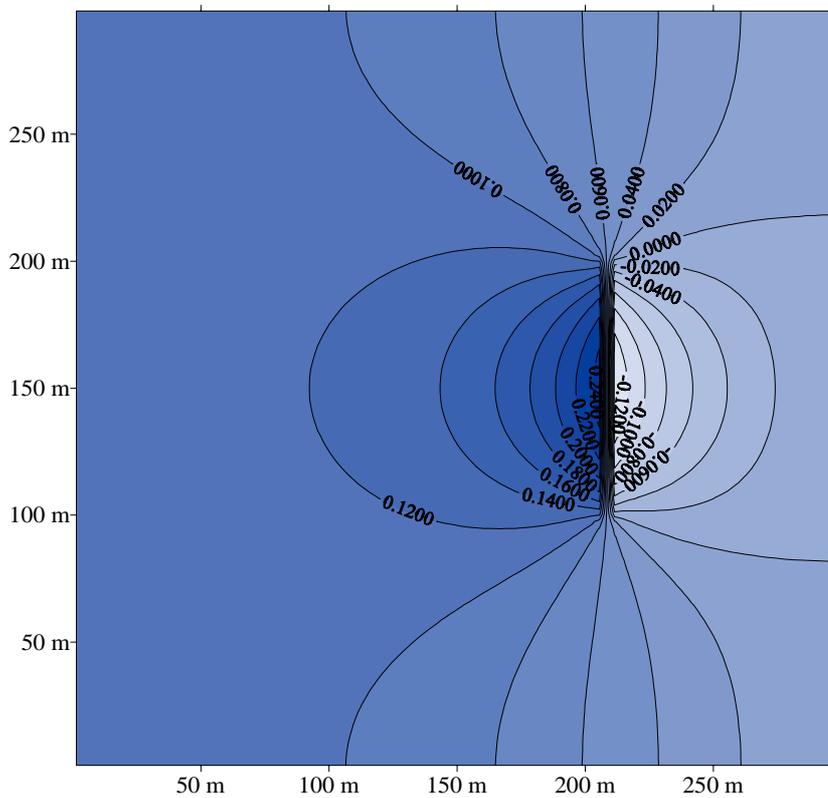




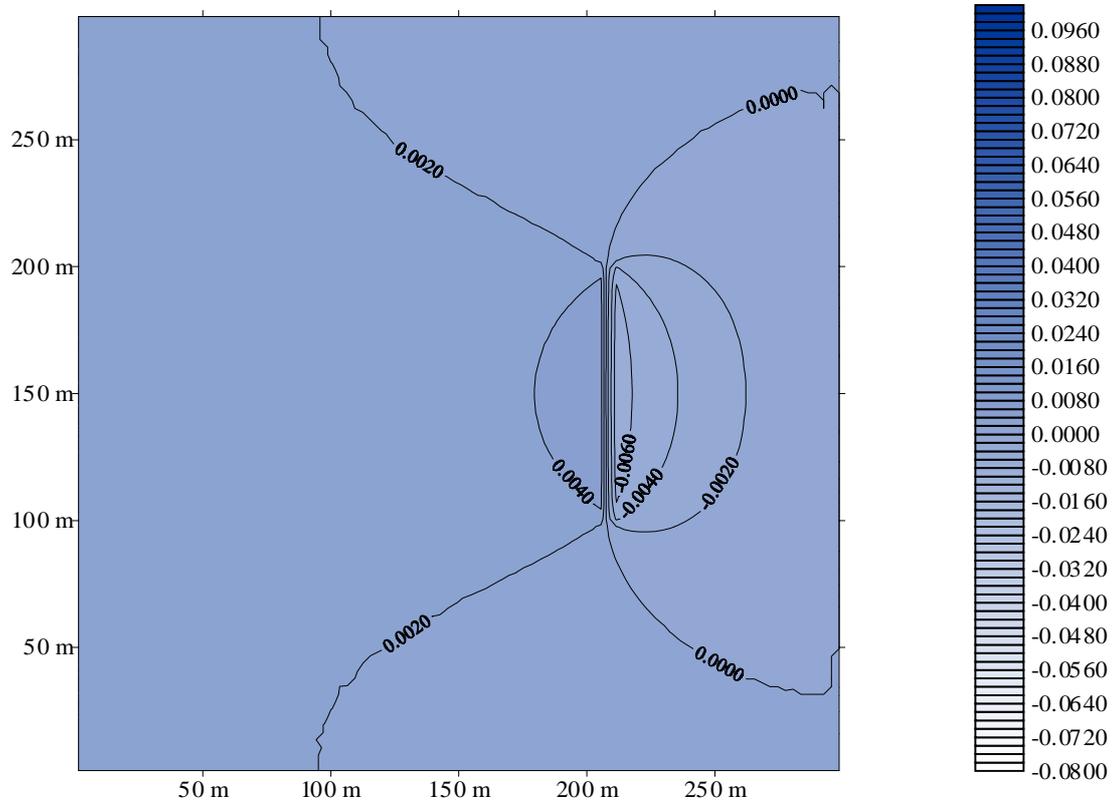
Darstellung Aufstau vor einer Wand mit einer Durchlässigkeit von $1\text{E-}09$ m/s ($k_f\text{M}/k_f\text{W}=200000$)



Darstellung Aufstau vor einer Wand mit einer Durchlässigkeit von $1\text{E-}06$ m/s ($k_f\text{M}/k_f\text{W}=200$)



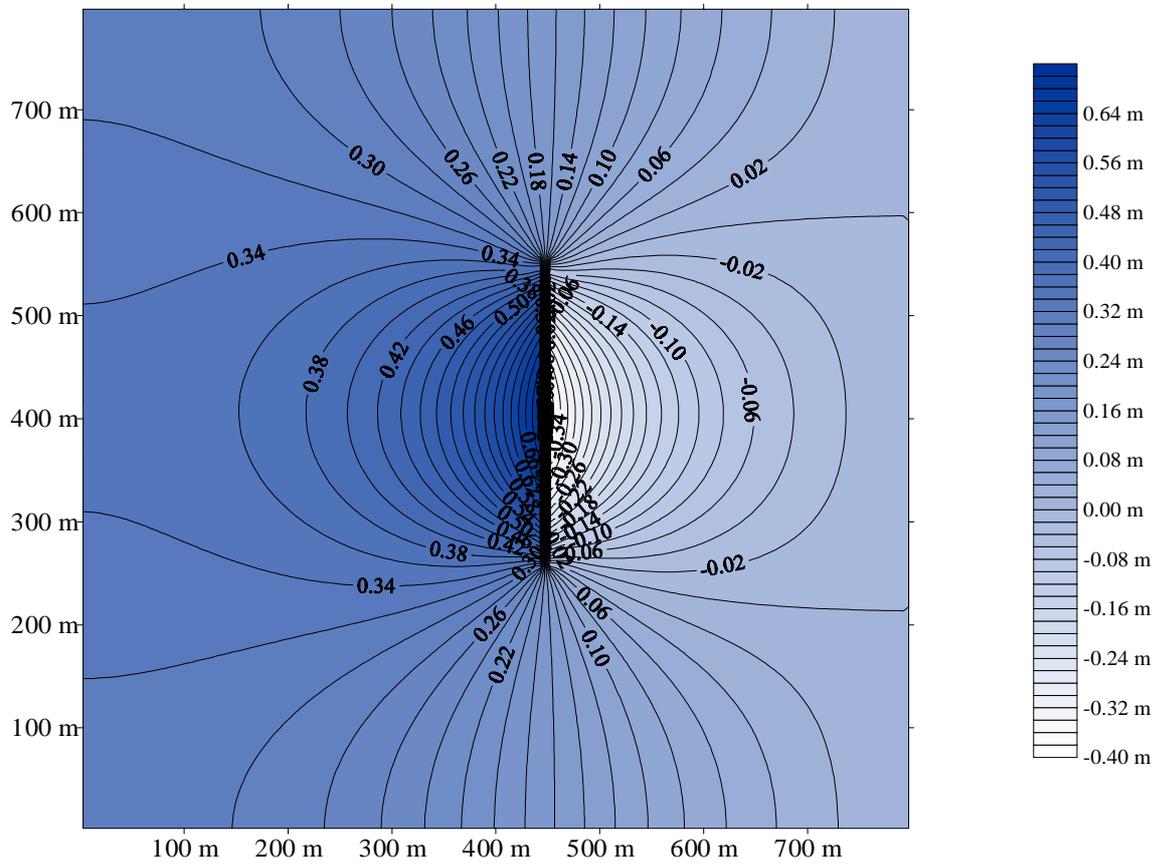
Darstellung Aufstau vor einer Wand mit einer Durchlässigkeit von $1E-04$ ($k_fM/k_fW=2$)



Aufstau vor einer undurchlässigen, 300m Wand

Gefälle I = 3 ‰

Wand geht bis auf das Liegende, keine Unterströmung möglich



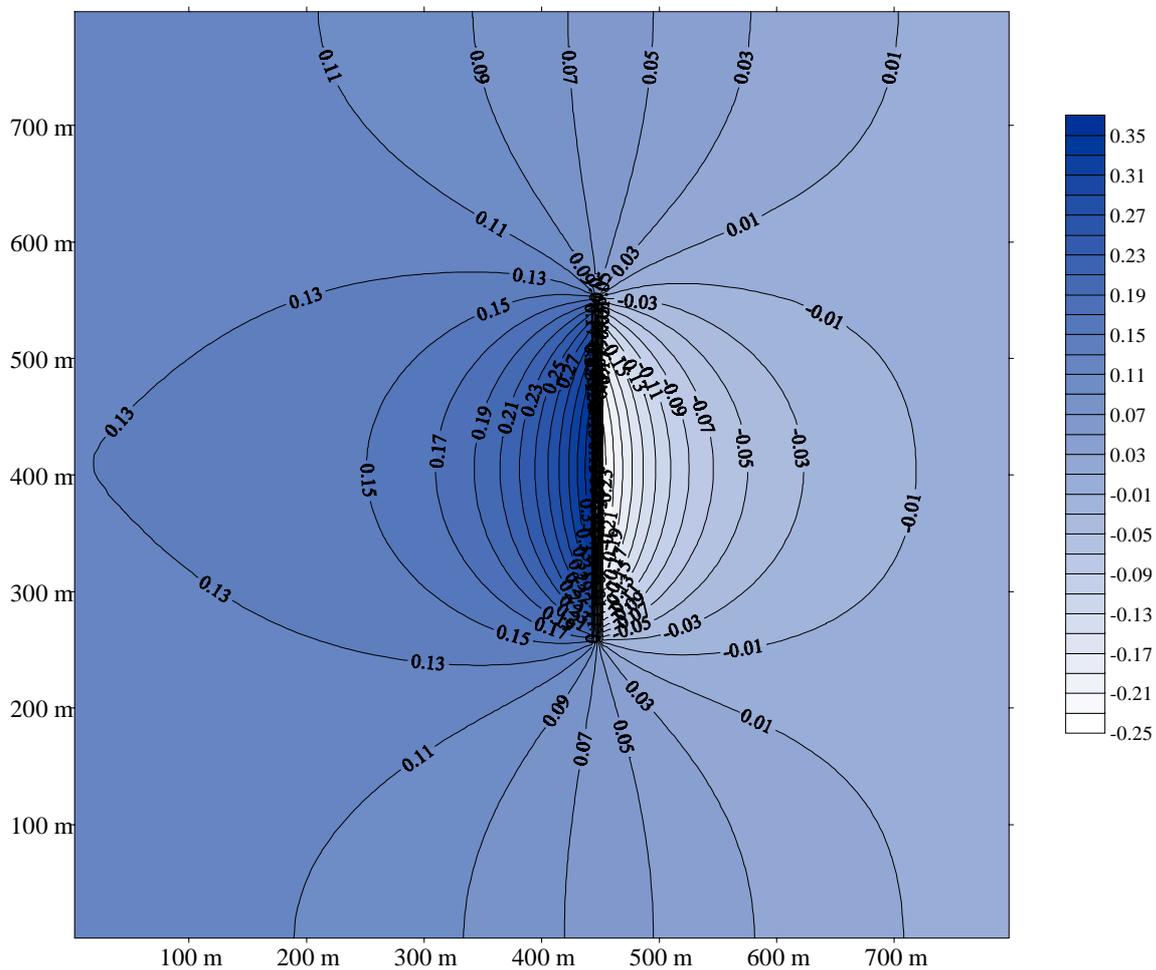
Aufstau vor einer undurchlässigen, 300m Wand

Gefälle $I=3\text{‰}$

Unterströmung möglich

Abstand Unterkante Wand zum Stauer 10m, bei einer Gesamtmächtigkeit in z-Richtung der Wand von 30m

Dimensionen
 $y=300\text{m}$
 $x=5\text{m}$
 $z=30\text{m}$



Meßraster Tracermodell



1-150...Meßstellen

Markierung gelb...Dosierungsstellen

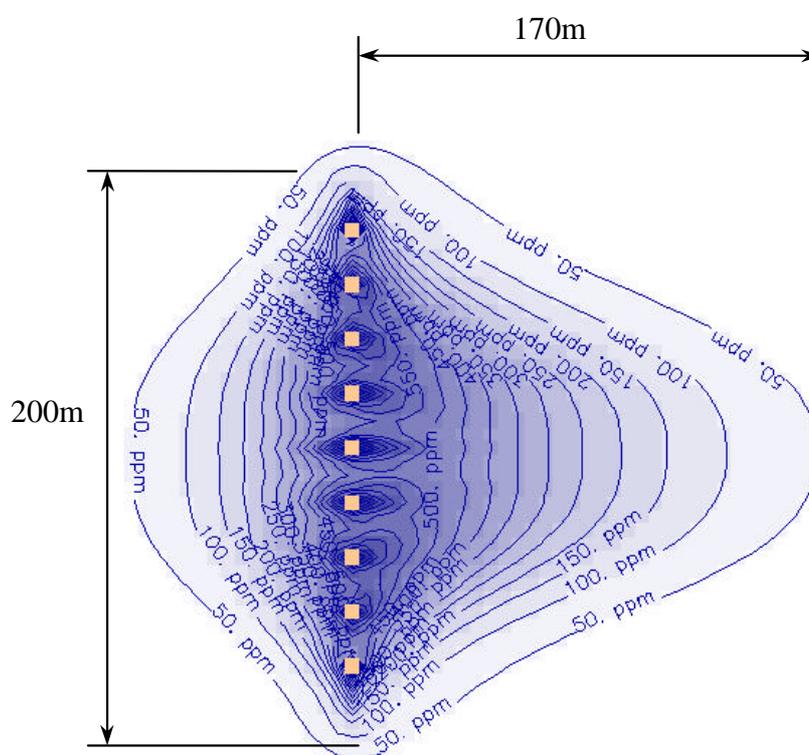
Isoliniendarstellung Konzentrationsverteilung

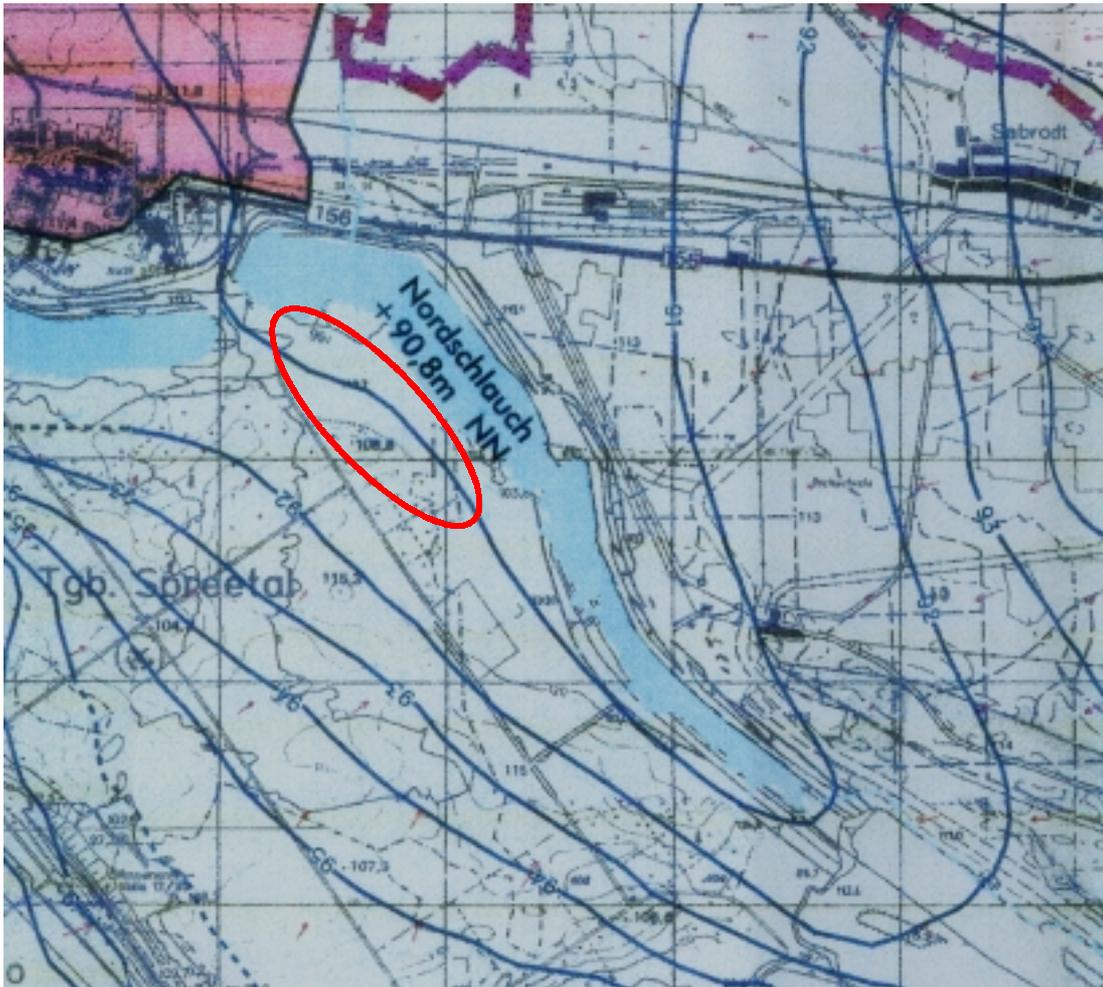
Netzdiskretisierung 5m x 5m

Abstand Tracerdosierung 15 m

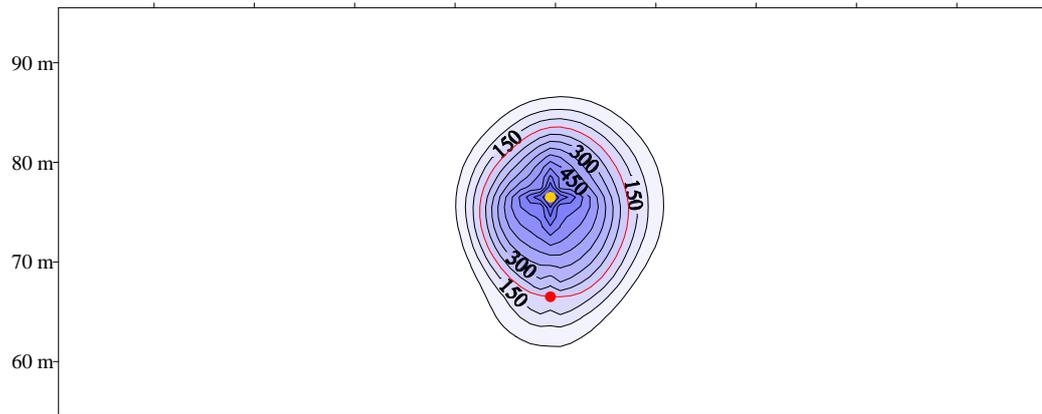
Breite der Wand 200m

Abstand Isolinie 50.0ppm zu Dosierungsstellen 170m

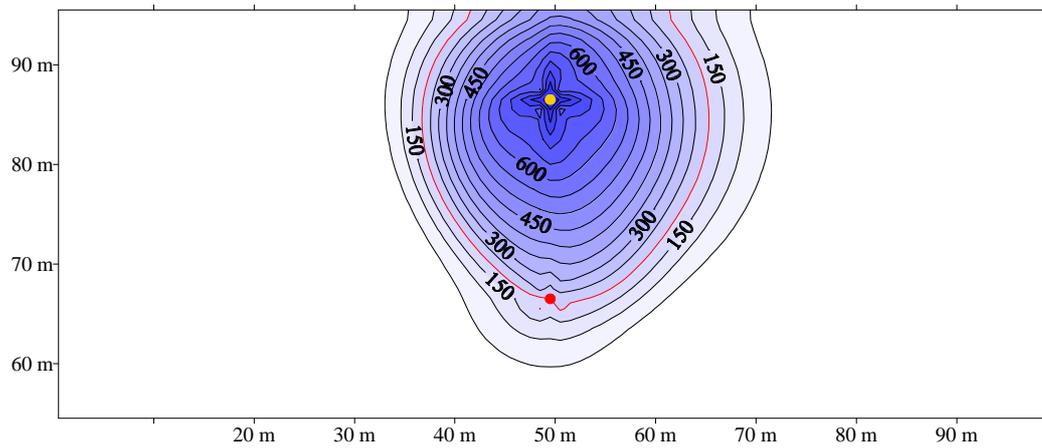
 $k_{fM}/k_{fW}=100$ 



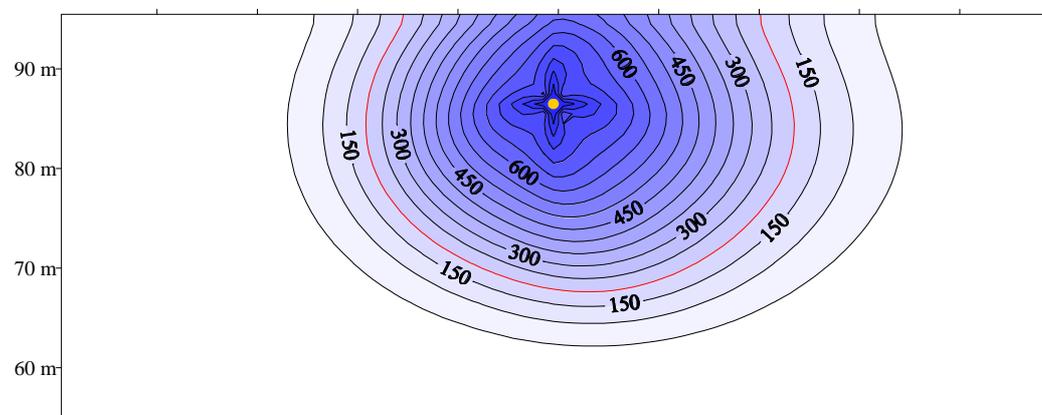
Standort Versuchsreaktor

Förderrate 0,5m³, Förderzeit 47 h

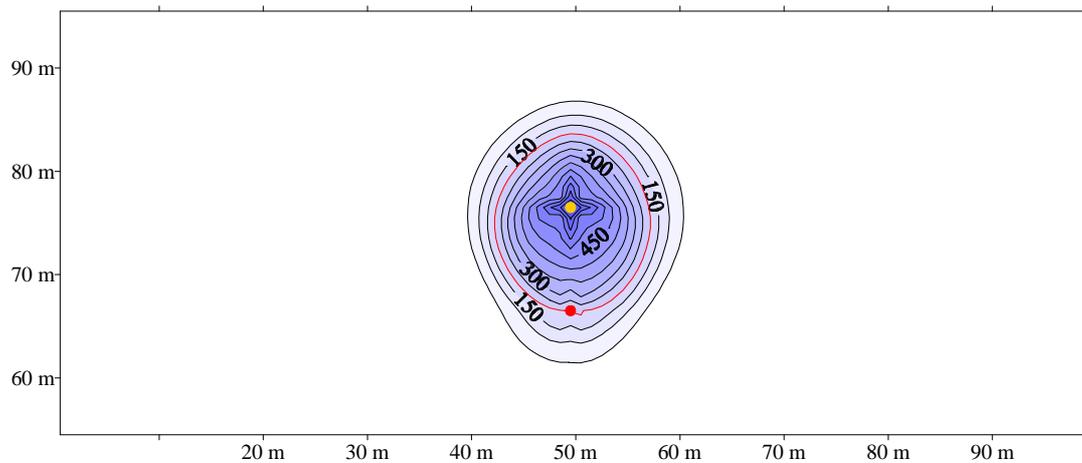
kf=0,0002 m/s
Abstand 20 m
Förderrate 0,5m³, Förderzeit 167 h



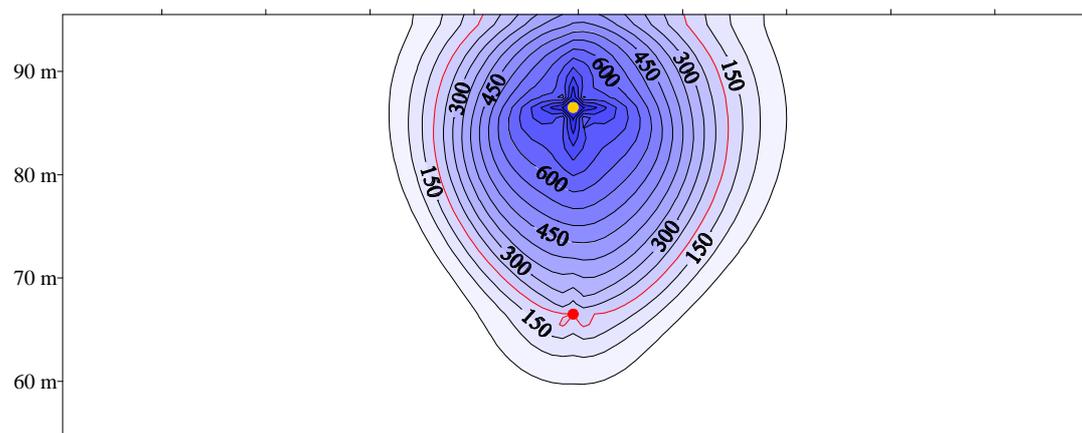
nur Infiltrationsbrunnen, nach 240 h



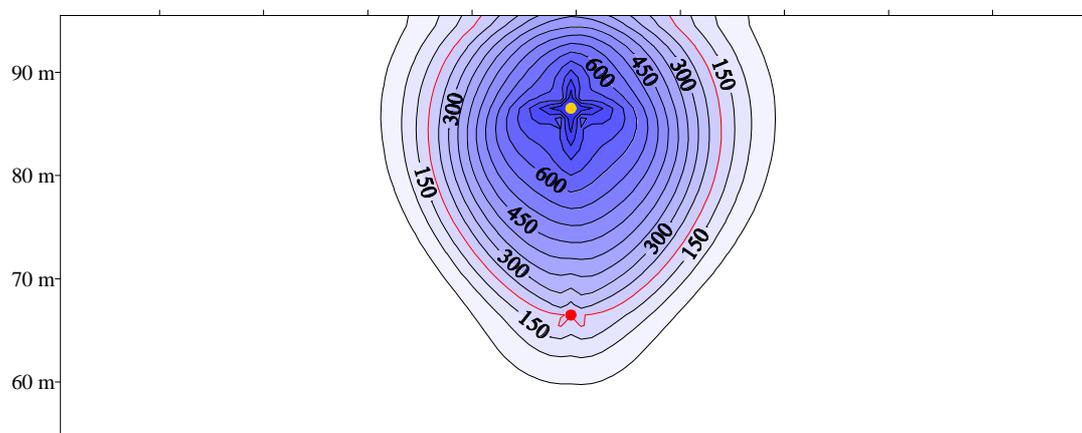
$k_f=0,0002$ m/s
Abstand 10 m
Förderrate 1 m^3 , Förderzeit 24 h



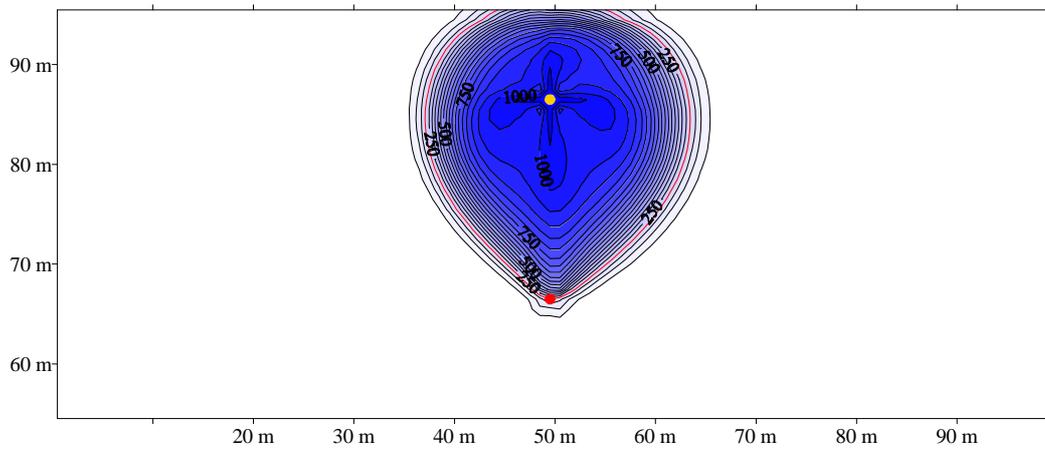
Förderrate 1 m^3 , Förderzeit 83 h



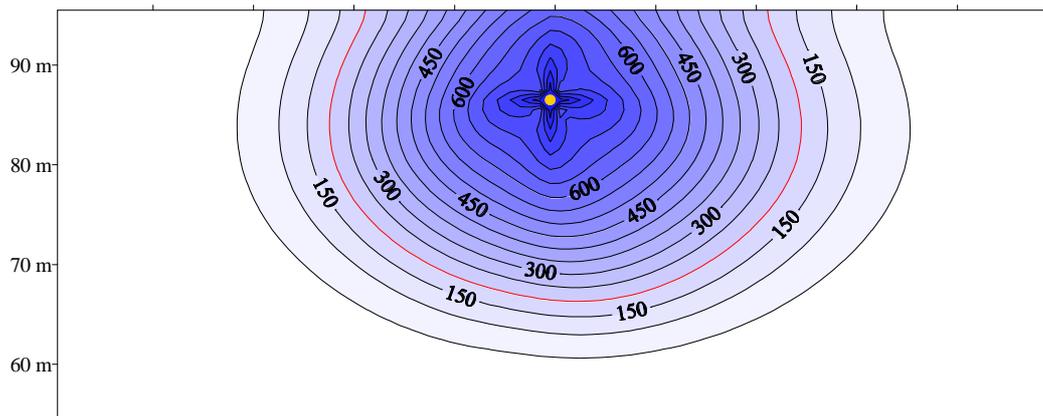
Förderrate 1 m^3 , Förderzeit 75 h



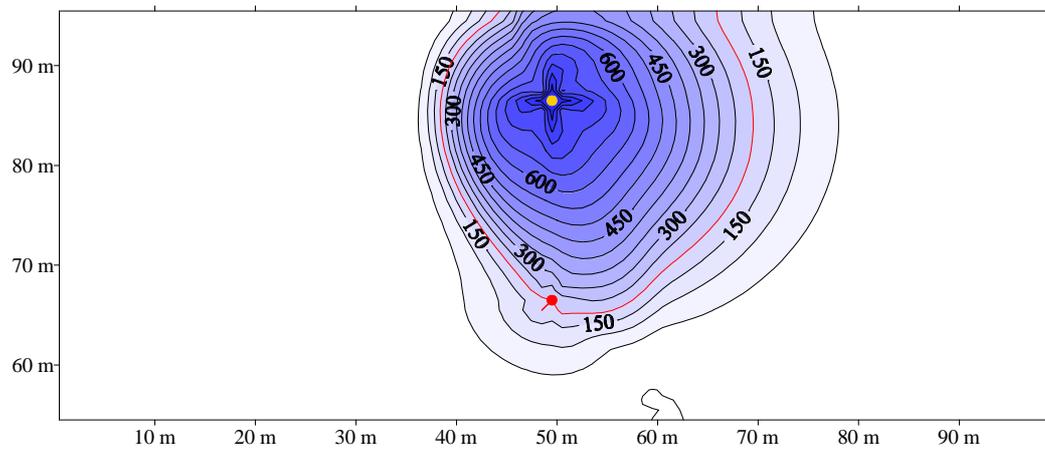
$k_f=0,0002 \text{ m/s}$
Abstand 20 m
Förderrate 1 m^3
nur advektiver Stofftransport, Förderzeit 99 h



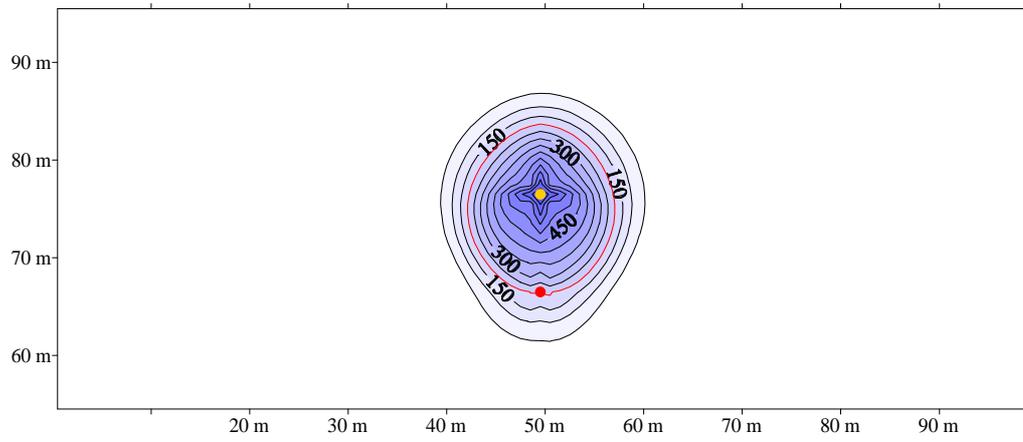
nur Infiltrationsbrunnen, Förderzeit 142 h



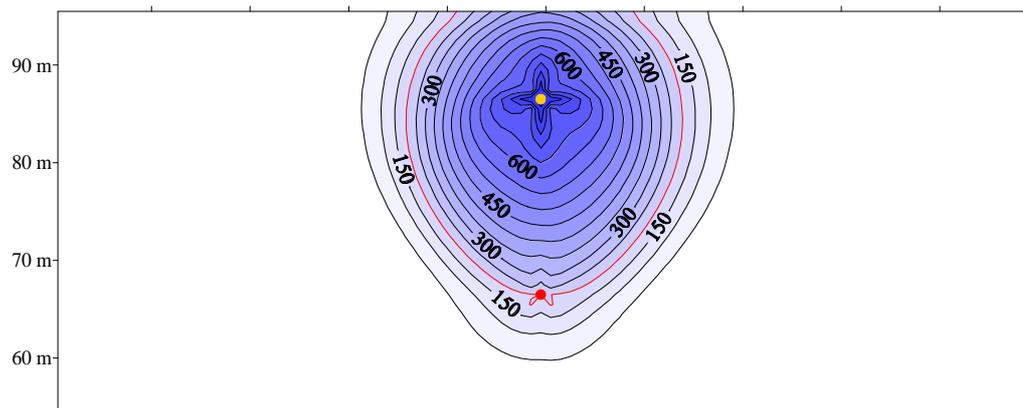
$k_f=0,001 \text{ m/s}$
Abstand 20 m
Förderrate 1 m^3 , Förderzeit 96 h



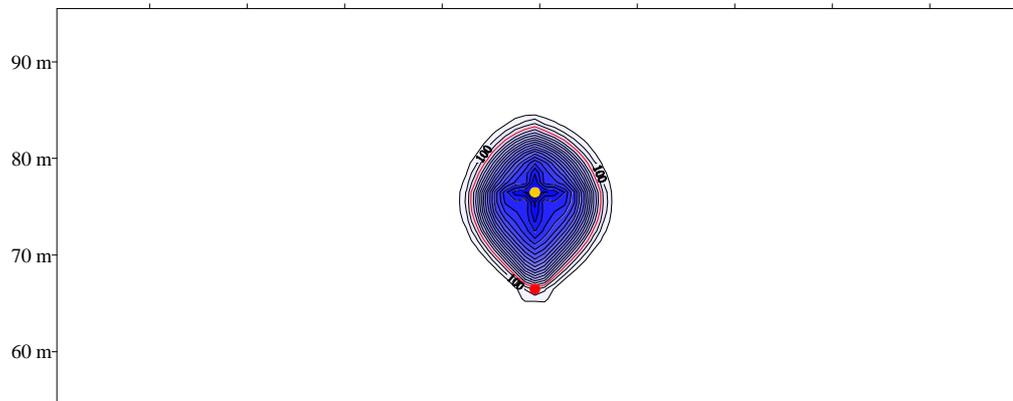
kf=0,0002 m/s
Abstand 10 m
Förderrate 2m³, Förderzeit 12



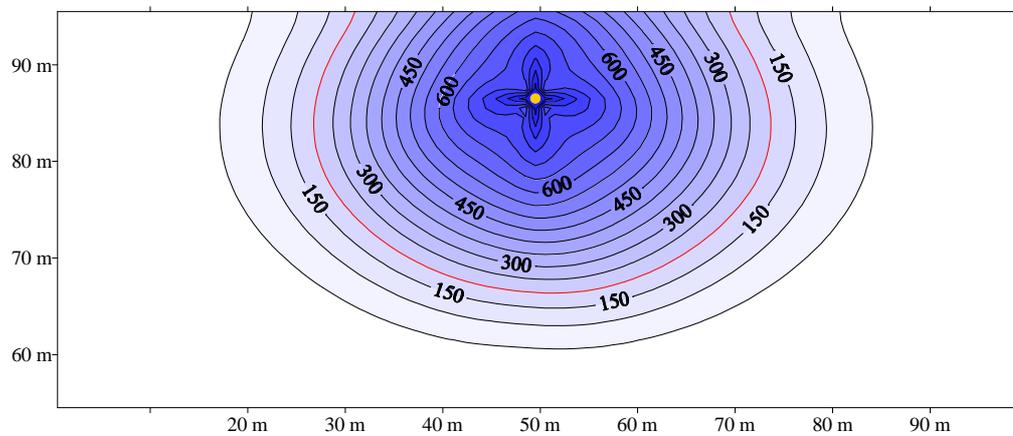
Förderrate 2m³, Förderzeit 41 h



nur advektiver Stofftransport, Förderzeit 14 h



kf=0,0002 m/s
Abstand 20 m
Förderrate 2m³
nur Infiltrationsbrunnen, Förderzeit 72 h



Untersuchungsblock: Standortcharakteristik 1

Untersuchungsparameter	Untersuchungs- / Bestimmungsmethode	Normen, Richtlinien, Quellen	Anmerkungen, Erläuterung, Definition
Verbreitung und Mächtigkeit der Barriere Homogenität, Struktur	Auswertung geowissenschaftlicher Karten <ul style="list-style-type: none"> • geologische Karten mit Erläuterungen • bodenkundliche Karten mit Erläuterungen 		(s. Kapitel 4: Für abfallwirtschaftliche Belange nutzbare geowissenschaftliche Karten) Feststellung von Schichtgrenzen, Störungen, Kluftsystemen
	Auswertung von Fernerkundungsdaten (analog und/oder digital): <ul style="list-style-type: none"> • Luft-/Satellitenbildauswertung • Radar 		Feststellung von Schichtgrenzen, Störungen, Kluftsystemen
	Kartierung mittels lithologisch-struktureller Geländeaufnahme <ul style="list-style-type: none"> • geologischer Aufschluß 	SEP	Feststellung von Schichtgrenzen, Störungen, Kluftsystemen SEP = Schichtenerfassungsprogramm; Erfassung der Schichtenbeschreibung im Standardformat der Staatl. Geolog. Dienste (SGD)
	Schurf, Aufgrabung	DIN 4020 DIN 4021 DIN 4124 DIN 18196 TGL 11456 TGL 11457 TGL 11460 / 02 SEP	bis zu mäßiger Tiefe überwiegend in der ungesättigten Zone; optimale Profilaufnahme und Bodenprobenahme; besonders empfehlenswert zur Erkundung von Verwitterungs- bzw. Auflockerungs-zonen
	Sondierbohrung/Kleinbohrung <ul style="list-style-type: none"> • Rammkernsondierung • Schlitzsonde/Nutsonde 	DIN 4021 DIN 4022 DIN 4094 DIN 18196 TGL 11547 TGL 11460 / 02 TGL 11461 / 07 + 08 SEP	überwiegend für Lockergesteine geeignet; meist nur bis in begrenzte Tiefe; auch zur Verdichtung des Aufschlußnetzes; in der Regel unverrohrt
	Bohrungen <ul style="list-style-type: none"> • Bohrungen mit durchgehender Gewinnung nicht gekernter bzw. unvollständiger Bodenproben • Bohrungen mit durchgehender Gewinnung gekernter Bodenproben 	DIN 4020 DIN 4021 DIN 4022 DIN 4023 DIN 4094 DIN 18196 TGL 11456 TGL 11457 TGL 11460 / 02 TGL 23977 DVGW W 115 SEP	ungekernt als Dreh-, Schlag-, Greiferbohrung; auch Spülbohrungen gekernt als Ramm- oder Rotationskernbohrung SEP = Schichtenerfassungsprogramm, Standardformat der Staatl. Geolog. Dienste
	Kartierung mittels geophysikalischer Oberflächenmessungen (am Boden und aus der Luft)	BDG H. 12 LfU-BW (1990) VOGELSANG (1993)	Bestimmung der Lage und des Verlaufs von Schichtgrenzen, der Lage der Grundwasseroberfläche, des Wassergehalts, Ansprache von tonhaltigen Böden, etc.
	Geoelektrische Widerstandsmessungen: <ul style="list-style-type: none"> • Geoelektrische Kartierung • Geoelektrische Sondierung • Induzierte Polarisation (IP) 		zur flächenhaften Erkundung der Deckschichtenmächtigkeit und Störungen zur Schichtgrenzenerkennung und Untersuchung des tieferen Untergrundes zur genaueren Schichttrennung (mit beiden o. a. Methoden zusammen)
	Elektromagnetische Messungen: <ul style="list-style-type: none"> • Georadar (EMR) • VLF-Messungen • Elektromagn. Kartierung bzw. Sondierung 		EMR = Elektromagnetisches Reflexionsverfahren, nur für Deckschichtenerkundung bei trockenem Substrat VLF = „very low frequency“-Messungen zur Erkundung der Deckschichten
	Seismische Messungen: <ul style="list-style-type: none"> • Refraktionsseismik • Reflexionsseismik • Luftschall-Messungen • Magnetische Messungen (MAG) • Radiometrische Messungen (GR, Radon) 		Messungen sind aussagefähiger, wenn an Bohrungen geeicht zur Lokalisierung von Schichtgrenzen und Unstetigkeiten (z. B. Auslaugung) im Untergrund; besonders gut zur Trennung von Verwitterungsschicht und Fels zur Lokalisierung von geologischen Horizonten, hier besser Auswertung von Scher- und Kompressionswellen MAG = magnetische Suszeptibilität GR = Gamma-Strahlung, Radon = Alpha-Strahlung

Untersuchungsblock: Standortcharakteristik 2

Untersuchungsparameter	Untersuchungs- / Bestimmungsmethode	Normen, Richtlinien, Quellen	Anmerkungen, Erläuterung, Definition
Verbreitung und Mächtigkeit der Barriere <i>Homogenität, Struktur</i>	Profilaufnahme von Bohrungen mittels geophysikalischer Bohrlochmessungen	DVGW W 110	(s. Untersuchungsparameter <i>Verbreitung und Mächtigkeit der Barriere</i>)
	• Kaliberlog (CAL)		CAL = Messung des Bohrlochkalibers (und z. B. von Wandausbrüchen)
	• Televiewing (BHTV)		BHTV = Borehole-TelevIEWer zur Messung der Oberflächenstruktur der Bohrlochwand und der Gesteinsklüftung (Kluftaufnahme)
	• Widerstandslog (EL od. ES, FEL od. LL)		EL, FEL = elektrische Widerstandsmessungen mit unterschiedlichen Methoden (kleine und große Normale) und fokussierend (LL)
	• Eigenpotentiallog (SP spontaneous potential)		SP = Messung der Potentialdifferenz (Spannung), die durch Kontakt von Flüssigkeiten verschiedener Salinität, durch die Membranwirkung von Ton und/oder durch Druckdifferenzen entsteht; Bestimmung von Schichtgrenzen zwischen tonreichem (hohes Potential) und tonarmen Schichten
	• Induktionslog (IL)		IL = Induktionslog zur Schichtgliederung nach unterschiedlichem spezif. Gesteinswiderstand
	• Gamma-Ray-Log (GR)		GR = Messung der natürlichen Gamma-Strahlung, Tongehalt
	• Flowmeter-Messung (FLOW)		FLOW = Messung von Strömungen zum und im Bohrloch
	• Salinitätsmessung (SAL)		SAL = Messung des elektrischen Widerstandes der Bohrlochflüssigkeit
	• Temperatur-Messung (TEMP)		TEMP = Messung der Bohrlochtemperatur über die Bohrlochflüssigkeit
	• Akustiklog (AL)		AL = Akustische Messung zur lithologischen Profilgliederung
	mikropaläontologische Untersuchung		
Bodengasmessung			Untersuchung auf Radon, Methan, Helium zum Auffinden von Störungen
Charakteristik der Barriere <i>Petrographie, Homogenität, chem. Beschaffenheit</i>	Gesteinscharakterisierung		petrographische Zusammensetzung
	• Boden-/Gesteinsprobenahme	DIN 4021 DIN 4022 TGL 11456 TGL 11460 / 02 DVGW W 114	
	• Klassifikation	DIN 4022 DIN 18196 TGL 11460 TGL 11461	Benennung und Beschreibung
	• Korngrößenanalyse z. B. nach der ATTERBERG-Methode, mittels Pipetteverfahren, mit der Sedimentationswaage	DIN 18123 TGL 11462 / 07 DVGW W 113	Korngrößenverteilung zur Gesteinsklassifikation (und zur Abschätzung der Durchlässigkeit)
	• Tonmineralbestand		(s. Untersuchungsblock <i>Schadstoffrückhaltung</i>)
	• boden-/gesteinschemische Analytik		Ermittlung der geogenen Hintergrundwerte und der Eluierbarkeit der Barrieregesteine

Methoden zur Standorterkundung

Untersuchungsblock: Hydraulik 1

Untersuchungsparameter	Untersuchungs- / Bestimmungsmethode	Normen, Richtlinien, Quellen	Anmerkungen, Erläuterung, Definition
Gebirgsdurchlässigkeit bzw. hydraulische Leitfähigkeit <i>In-situ-Bestimmung</i> <i>k_f-Wert [m/s]</i>	in der gesättigten Zone:	<i>DIN 4049</i> <i>TGL 23989</i> <i>DVGW W 113</i> <i>KRUSEMAN & DE RIDDER (1991)</i> <i>LfU-BW (1991/93), (1995)</i> <i>LANGGUTH & VOIGT (1980)</i> <i>STOBER (1986)</i>	Begriffsdefinition, Terminologie Zusammenstellung der Bestimmungsmethoden
	• Pumpversuch	<i>TGL 23864 / 02 bis 10</i> <i>DVGW W 111</i> <i>BOURDET et al. (1983a)</i> <i>COOPER & JACOB (1946)</i> <i>GRINGARTEN et al. (1979)</i> <i>HANTUSH (1956)</i> <i>JACOB (1940)</i> <i>THEIS (1935)</i> <i>THIEM (1906)</i>	Pumpversuche wurden für die Untersuchung von Grundwasserleitern in Lockergesteinen entwickelt. Heute werden Pumpversuche in Locker- und Festgestein eingesetzt und nach unterschiedlichen Methoden ausgewertet. Im Grundwassergeringleiter soll ein konstantes Abpumpen bei sehr geringen Förderraten (auch mit Doppelpacker) erfolgen (entspricht dem Fördertest) Durchlässigkeitsbereich k _f -Wert 10 ⁻¹ – 10 ⁻⁸ m/s
	• Fördertest (Constant Flow Test)	<i>TGL 23864 / 04</i> <i>GRINGARTEN et al. (1979)</i> <i>THEIS (1935)</i>	entspricht dem Pumpversuch mit konstanten Förderraten; kontinuierliche Messung der Förderrate mittels eines induktiven Durchflußmeßgeräts im Förderstrom (flowmeter); zur Ermittlung von Transmissivität und Speicherkoeffizient; daneben ist eine Wasserprobenahme möglich Durchlässigkeit k _f -Wert > 10 ⁻⁵ m/s Auswertung nach dem Typkurvenverfahren
	• Slug-/Bail-Test	<i>COOPER et al. (1967)</i> <i>PAPADOPOULOS et al. (1973)</i> <i>RAMEY et al. (1975)</i> <i>HVORSLEV (1951)</i> <i>THOMPSON (1987)</i>	durch Zugabe bzw. Entnahme einer bestimmten Wassermenge oder eines definierten Verdrängungskörpers in die oder aus der Grundwassermeßstelle wird die hydraulische Druckdifferenz zwischen dem Wasserspiegel in der Meßstelle und dem im umgebenden Aquifer gemessen (auch mit Packer möglich) Durchlässigkeitsbereich k _f -Wert 10 ⁻⁴ – 10 ⁻¹² m/s Auswertung nach dem Typkurvenverfahren oder nach dem Geradlinienverfahren
	• Pulse-Test (modifizierter Slug-Test)	<i>BREDEHOEFT & PAPADOPOULOS (1980)</i>	Messung in Testintervallen (v.a. Doppelpacker) im nicht ausgebauten Bohrloch; für sehr gering-durchlässiges Gebirge; speziell für Klüftgestein; als Pulseinjection- oder Pulse-Withdrawal-Test Durchlässigkeitsbereich k _f -Wert 10 ⁻⁹ – 10 ⁻¹³ m/s
	• Drill-Stem-Test (Gestängetest)	<i>HORNER (1951)</i> <i>THEIS (1935)</i>	Messung im Testintervall zwischen Doppelpacker, Auswertung der Förder- und Druckaufbauphase (Fließphase bzw. Schließphase) Durchlässigkeitsbereich K _f -Wert 10 ⁻⁹ – 10 ⁻¹² m/s
	• Wasserdruck-Test (WD-Test)	<i>TGL 23983</i> <i>HEITFELD & KOPPELBERG (1981)</i> <i>KOPPELBERG (1986)</i> <i>LUGEON (1933)</i> <i>SCHNEIDER (1987)</i> <i>THIEM (1906)</i>	In einem abgepackerten Bohrlochabschnitt wird mit konstantem Druck während mehrerer Druckstufen Wasser eingepreßt; Messung der Wasseraufnahmefähigkeit (in l/min). Da stationäre Strömungsverhältnisse mit konventionellen WD-Tests nicht erreicht werden, ist dies kein verlässlicher hydraulischer Test zur k _f -Wert-Bestimmung zumindest in tonigem Festgestein. Auswertung nach Brunnenformel bzw. nach Typkurven- / Geradlinienverfahren
	• Einschwingverfahren	<i>KRAUSS (1977)</i> <i>MÜLLER (1984)</i>	die Grundwasserdruckfläche in einem luftdicht verschlossenen Brunnen wird mit Druckluft auf eine bestimmte Tiefe abgesenkt; Messung der in die Ursprungslage zurückschwingenden Grundwasserdruckfläche
	• Fluid Logging	<i>TSANG & HUFSCHEMID (1988)</i>	Einsatz in Festgesteinen (Klüfte); Austausch der Flüssigkeit / des Wassers im Bohrloch durch eine Flüssigkeit mit bekannter elektr. Leitfähigkeit; je nach Transmissivität tritt eine bestimmte Grundwassermenge in das Bohrloch ein; zutretendes Grundwasser und im Bohrloch vorhandene Flüssigkeit müssen sich in der Leitfähigkeit deutlich unterscheiden; Zuflußstellen sind im Leitfähigkeitsdiagramm als Meßwertspitzen erkennbar

Methoden zur Standorterkundung

Untersuchungsblock: Hydraulik 2

4/7

Untersuchungsparameter	Untersuchungs- / Bestimmungsmethode	Normen, Richtlinien, Quellen	Anmerkungen, Erläuterung, Definition
Gebirgsdurchlässigkeit bzw. hydraulische Leitfähigkeit <i>In-situ-Bestimmung</i> k_f -Wert [m/s]	in der gesättigten Zone:		
	<ul style="list-style-type: none"> Auffüll-/Versickerungsversuch 	HVORSLEV (1951) KOLLBRUNNER(1946) MAAG (1941) REYNOLDS & ELRICK (1985) SCHULER (1973)	Umkehr der Pumpversuche; Wasseraufnahme nur über Bohrlochsohle oder über Bohrlochsohle und -wand möglich; Aufhöhung des in der Bohrung vorhandenen Grundwasserspiegels durch bestimmte Wassermenge; k_f -Wert-Berechnung aus Wassermenge und Zeit (bis der Ruhewasserspiegel erreicht ist)
	<ul style="list-style-type: none"> Squeeze Test 		Vorversuch für andere Packertests; schnelle qualitative Ermittlung der Durchlässigkeitsverteilung einer Bohrung durch graphische Auswertung der Gebirgsdurchlässigkeit (\pm entsprechend dem schnell stattfindenden Druckabbau im Testintervall zwischen zwei Packern)
	in der ungesättigten Zone:		in der ungesättigten Zone sind hydraulische Tests nur unter Vorbehalt anwendbar; durch Auffüllung eines (abgepackerten) Bereiches in der ungesättigten Zone bis zur Quasi-Sättigung sind Daten zu erhalten.
	<ul style="list-style-type: none"> Gasdruck-Test 		Messung im Testintervall zwischen zwei Packern; Luft strömt aus einem Behälter über ein Rohr in den abgepackerten Bereich, Registrierung des Druckabfalls (Berechnung) Durchlässigkeitsbereich k_f -Wert $10^{-6} - 10^{-12}$ m/s
	<ul style="list-style-type: none"> Injektionstest (Auffüll-/Versickerungsversuch) 	REYNOLDS et al. (1985)	Testintervall und umgebendes Gebirge werden durch Injektion (mit konstanter Rate) langsam gesättigt; nach Erreichen eines konstanten Wasserspiegels Messung bei gleichbleibender Zufuhr (Sättigung); Versuch auch mit Messung der fallenden Druckhöhe möglich
Gesteinsdurchlässigkeit <i>Labor-Bestimmung</i> k -Wert [m/s]	Bestimmung im <ul style="list-style-type: none"> Versuchszylinder modifizierten Triaxialgerät Kompressions-Durchlässigkeits-Gerät (KD-Versuch) 	DIN 18130 Teil 1 TGL 11459 TGL 11462 / 11	nur bei zu erwartenden Abweichungen von der Gebirgsdurchlässigkeit bzw. bei homogenen Gesteinen; Versuchsanordnung mit veränderlicher Druckhöhe (s. Untersuchungsblock Geotechnik)
Transmissivität T [m ² /s]	<ul style="list-style-type: none"> rechnerisch aus hydraulischen Verfahren zur Ermittlung der Gebirgsdurchlässigkeit 	DIN 4049 TGL 23989	Integral der Durchlässigkeit über die Grundwassermächtigkeit
Durchflußwirksamer Hohlraumanteil n_f [dimensionslos]	<ul style="list-style-type: none"> Abschätzung aus Korngrößenverteilung Porositätsbestimmung Quecksilber-Porosimeter 	DIN 4049 TGL 23989 DVGW W 113 UDLUFT & BLASY (1975)	Hohlraumanteil, bei dem nur die vom Grundwasser durchflossenen Hohlräume berücksichtigt sind (entspricht der effektiven Porosität)
Speicherkoefizient S [dimensionslos]	<ul style="list-style-type: none"> rechnerisch aus hydraulischen Verfahren zur Ermittlung der Gebirgsdurchlässigkeit 		Integral des spezifischen Speicherkoefizienten (Änderung des gespeicherten Wasservolumens je Volumeneinheit des Grundwasser-raumes bei Änderung der Standrohrspiegelhöhe um 1 m) über die Grundwassermächtigkeit; (bei ungespannten Grundwasserleitern identisch mit dem effektiven Porenvolumen)
Hydraulischer Gradient / Grundwassergefälle i [dimensionslos] bzw. Standrohrspiegelgefälle	<ul style="list-style-type: none"> Bestimmung aus Grundwasser-Höhengleichenplan Ermittlung aus Standrohrspiegelhöhen bzw. Grundwasserständen 	DIN 19700 DIN 4049 TGL 23989	Standrohrspiegelgefälle (Gradient der Standrohrspiegelhöhen) in Richtung des Gradienten der Grundwasserdruckfläche; (entspricht dem Abstand zwischen zwei Grundwassergleichen, gemessen entlang einer senkrecht auf die Gleiche errichteten Geraden) Grundwasserhöhengleiche = Linie gleicher Standrohrspiegelhöhen einer Grundwasserdruckfläche Standrohrspiegelhöhe (h) = Summe aus geodätischer Höhe und Druckhöhe in einem betrachteten Grundwasserkörper Grundwasserstand = Höhe des Grundwasserspiegels über oder unter einer waagerechten Bezugsebene, in der Regel Normal-Null
Grundwasserflurabstand $[m]$	<ul style="list-style-type: none"> Ermittlung aus Standrohrspiegelhöhen 	DIN 4049 TGL 23989 LAWA-Richtlinie 1984	Höhenunterschied zwischen einem Punkt der Erdoberfläche und der Grundwasseroberfläche des ersten Grundwasserstockwerks

Methoden zur Standorterkundung

Untersuchungsblock: Hydraulik 3

Untersuchungsparameter	Untersuchungs- / Bestimmungsmethode	Normen, Richtlinien, Quellen	Anmerkungen, Erläuterung, Definition
Potentialzustand des Grundwasserkörpers	• Ermittlung aus Standrohrspiegelhöhen		freie oder gespannte Grundwasseroberfläche; auf- oder absteigender Gradient
	• Ermittlung aus Pumpversuchen		
	• Druckdosen		
(spezif.) Grundwasserabfluß <i>Q [m³/s]</i>	• rechnerische Ermittlung aus hydraulischen Parametern	<i>DIN 4049</i> <i>TGL 23989</i>	Grundwasservolumen, das aus einem Grundwasserabschnitt in der Zeiteinheit in dasselbe Grundwasserstockwerk abfließt

Untersuchungsblock: Hydrochemie

Untersuchungsparameter	Untersuchungs- / Bestimmungsmethode	Normen, Richtlinien, Quellen	Anmerkungen, Erläuterung, Definition
Wasserprobenahme	• Schöpfproben • Proben aus dem Förderstrom	<i>DIN 4049 Teil 2</i> <i>DIN 38402 A 13</i> <i>DIN EN 25667</i> <i>TGL 28400 B1</i> <i>DVGW W 112</i> <i>DVWK H. 20</i> <i>DVWK H. 128</i> <i>DVWK H. 208</i> <i>DVWK H. 217</i> <i>LAWA-Richtlinie 01/1982</i>	Allgemeine Angaben
	• Umfang, Inhalt, Genauigkeitsanforderungen	<i>DVWK H. 111</i> <i>DVWK H. 128</i>	
organoleptische Ansprache	• Geländeansprache von Wasserproben		z. B. Farbe, Geruch,
physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen	• Labormessungen mit verschiedenen Geräten oder Sonden bzw. rechnerische Ermittlung	<i>DIN 38128</i> <i>DIN 38404 C</i> <i>DIN 38409 H</i> <i>DIN 38414 S</i> <i>DIN EN 27888</i>	z. B. Redoxpotential, pH-Wert, spezif. Elektr. Leitfähigkeit, Glühverlust, Abdampfdruckstand, Temperatur, Säure-Base-Kapazität, Gesamt-/ Karbonathärte
	• Bohrlochgeophysikal. Messungen, z. B. Temperaturlog (TEMP) • Salinitätslog (SAL)	<i>DVGW W 110</i> <i>LAWA-Richtlinie 1987</i>	TEMP = Temperatur (-verteilung) SAL = spezif. elektr. Leitfähigkeit / elektr. Widerstand
chemischer Lösungsinhalt <i>[mg/l, µg/l]</i>	Laboruntersuchungen auf:		
	• Anionen z. B. mittels AAS, ICP, stoffspezifischen Sonden	<i>DIN 38405 D</i> <i>DIN EN ISO 10304-1</i>	Cl, F, Br, HCO ₃ , NO ₃ , NO ₂ , SO ₄ , PO ₄ , CN
	• Kationen und Spurenelemente z. B. mittels AAS, ICP, MS, Flammenphotometrie, stoffspezifischen Sonden	<i>DIN 38405 D</i> <i>DIN 38406 E</i>	Na, K, NH ₄ , Ca, Mg, Fe, Mn
	• z. B. mittels AAS, ICP, MS		As Schwermetalle, z. B. Cr, Cu, Ni, Zn, Hg, Cd
	• gemeinsam erfaßbare Stoffgruppen, z. B. organische Stoffe und Stoffgruppen mittels mit GC-MS	<i>DIN 38407 F</i>	z. B. LHKW, SHKW, PAK, Benzol und Derivate, Phenole, PCB, Insektizide, Herbizide, Fungizide
	• gasförmige Bestandteile	<i>DIN 38408 G</i>	z. B. POX, CO ₂ , O ₂ , H ₂ S
	• summarische Wirkungs- und Stoffkerngrößen	<i>DIN 38409 H</i>	z. B. AOX, EOX, TOC, DOC, Phenolindex, PAK, IR-KW
• Isotope z. B. mittels Massenspektrometrie		Untersuchungen zur Grundwasserneubildung und -dynamik, zur genetischen Unterscheidung und zur Abschätzung von Mischanteilen, Einzugsgebietsfragen z. B. Wasserstoff-, Sauerstoff-, Schwefel-, Radiokohlenstoffisotope	
Grundwasserklassifizierung / Grundwassertypisierung		<i>TGL 34334</i> <i>DVWK H. 89</i> <i>DAVIS & DE WIEST (1967)</i> <i>FORTAK & LANGGUTH (1967)</i> <i>MATTHESS (1990)</i> <i>PIPER (1944)</i>	Auswertung und Darstellung z. B. nach Lösungsinhalt, Nutzungsmöglichkeit, Gefährdungsklassen
Transportmodellierung	Mathematische Modelle	<i>DVWK H. 83</i> <i>DVWK H. 206</i> <i>KINZELBACH (1992)</i>	Konstruktion von Grundwasserfließrichtung oder Ausbreitungsrichtung von Stoffen

Methoden zur Standorterkundung

Untersuchungsblock: Schadstoffrückhaltung

Untersuchungsparameter	Untersuchungs- / Bestimmungsmethode	Normen, Richtlinien, Quellen	Anmerkungen, Erläuterung, Definition
Tonmineralbestand bzw. Anteil quellfähiger Tonminerale	• Röntgendiffraktometrie		halbquantitative Befunde zu ergänzen durch chemische Analysen
	• Röntgenfluoreszenzspektrometrie		ergänzende Methode zu Röntgendiffraktometrie
	• Infrarotspektroskopie		ergänzende Methode zu Röntgendiffraktometrie
	• Methylenblau-Methode, Messung am Spektralphotometer	VDG P 35	halbquantitative Bestimmung nur an bindemittelfreiem Material (vorherige Auflösung von Karbonat oder amorphem sonstigem Bindemittel)
	• Bestimmung mittels kolloidchemischer Kenngrößen (KAK und BET-Oberfläche)	HEIMERL, KOHLER & RADLINGER (1993)	rechnerische Ermittlung (aus KAK und BET)
spezifische äußere Oberfläche der Tonminerale	• BET-Methode (Gasadsorptionsmethode)	DIN 66132 BRUNAUER, EMMETT & IELLER (1938)	BET = Methode nach BRUNAUER, EMMETT & IELLER
Kationenaustauschkapazität KAK [mmol _{eq} / 100 g TS] = [mmol / z / 100g TS] oder KAK [cmol _c / kg TS] bzw. [mmol _c / kg TS] = [mval / kg TS]	• Bariumchloridverfahren im Perkolationsversuch	DIN 19684 Teil 8	ungeeignet bei hohem Tonmineralgehalt wegen fehlender Perkolationsfähigkeit
	• Bariumchloridverfahren im Schüttelversuch	KRAUSE et al. (1993)	aufwendig bei großen Probenreihen
	• Bariumchloridverfahren im Perkolationsversuch	HAUENSTEIN & MAIER-HARTH (1995)	optimiertes Verfahren aus DIN 19684 und KRAUSE et al. (1993)
	• Silberthiohamstoff-Methode	CHABRA, PLEYSIER & CREMERS (1975)	Werte höher als bei Bariumchloridverfahren; Silberniederschlag an den Gefäßwänden
		DOHRMANN & ECHLE (1994)	Optimierung der Methode nach CHABRA, PLEYSIER & CREMERS (1975)
	• Ammoniumacetat-Methode	DIN 19684 Teil 4 Mackenzie (1951)	relativ ungenau; zeitaufwendiger bei großen Probenreihen; hohe Salzfrachten können meßtechnische Probleme hervorrufen
Gesamtporosität n [dimensionslos]	Ermittlung aus Trocken- und Feuchtedichte	DIN 18125 Teil 1 + 2	für Diffusionsbetrachtungen
Wassergehalt w [dimensionslos]		DIN 18121 Teil 1	(s. Untersuchungsblock Geotechnik)
Karbonatgehalt [dimensionslos]	• gasvolumetrisch	DIN 19684 Teil 5 DIN 18129	(nach SCHEIBLER) bei hohem Sulfidgehalt: Überbefunde aufgrund von H ₂ S-Bildung; in sideritischer Verbindung nicht nachweisbar; bei Dolomit lange Einwirkzeit
	• naßchemisch mit Kaliumdichromat	DIN 19684 Teil 2	ungeeignet bei Anwesenheit anderer oxidierbarer Substanzen (z. B. Fe ²⁺)
Gehalt an organischem Kohlenstoff C _{org} [dimensionslos]	• trockene Verbrennung bei > 900°C, Glühverlust des Trockenrückstandes; Bestimmung z. B. mittels Infrarotspektroskopie	DIN EN ISO 10694 DIN 38414 S3	Bestimmung von C _{org} und C _{ges}
Verteilungskoeffizient k _d [dimensionslos]	• Batchversuch • Durchströmungsversuch		Ermittlung des Verteilungskoeffizienten für Schwermetalle und organische Verbindungen; der Batchversuch ergibt höhere Werte als der Durchströmungsversuch

Untersuchungsblock: Geotechnik

Untersuchungsparameter	Untersuchungs- / Bestimmungsmethode	Normen, Richtlinien, Quellen	Anmerkungen, Erläuterung, Definition
Bodenprobenahme für bodenmechanisch-geotechnische Labor- und Feldversuche	Entnahme von Bodenproben der Güteklassen 1-4 aus Schürfen, Sondierbohrungen oder Bohrungen	DIN 4020 DIN 4021 DIN 4022 DIN 18196 TGL 11462 / 1 TGL 23952 / 1+2	Ermittlung von geotechnischen Kennwerten für bautechnische Zwecke; zur Benennung und Klassifikation von Proben (Korrelationsgrundlagen); je nach Versuchsart werden die Untersuchungen an gestörten Proben oder auch an Sonderproben durchgeführt
Korngröße d [mm]	<ul style="list-style-type: none"> Bestimmung der Korngrößenverteilung (Kömungslinie, Ungleichförmigkeitszahl) 	DIN 18123 DIN 66100 TGL 11459 TGL 11462 / 7 DVGW W 113	Grundkennwert für weiterführende geotechnische Berechnungen (s. Untersuchungsblock Standortcharakteristik)
Wassergehalt w [dimensionslos]	<ul style="list-style-type: none"> Ofentrocknung bei 105°C 	DIN 18121 Teil 1 TGL 11459 TGL 11462 / 2	Zustandsbeschreibung; für alle, insbesondere fein- und gemischtkörnige Böden; bei hohem Anteil quellfähiger Tonminerale Ofentrocknung nur bei 60°C
Wasseraufnahmevermögen w_A [dimensionslos]	<ul style="list-style-type: none"> Wasseraufnahmeversuch (nach ENSLIN / NEFF) 	DIN 18132 TGL 11459 NEFF 1988	Ergebnisse geben Hinweise auf das Quellvermögen der Tonminerale
Zustandsgrenzen w_L [dimensionslos] w_p [dimensionslos] w_s [dimensionslos] I_p I_L I_c	Bestimmung der <ul style="list-style-type: none"> Fließgrenze Ausrollgrenze Schrumpfgrenze Liquiditätszahl/-index $I_p = w_L - w_p$ Fließindex $I_L = (w - w_p) / (w_L - w_p)$ Konsistenzzahl $I_c = (w_L - w) / (w_L - w_p)$ 	DIN 18122 Teil 1 + 2 TGL 11459 TGL 11462 / 3	für bindige/ feinkörnige Böden; bei gemischtkörnigen Böden Bestimmung des Anteils < 0,4 mm; w_L = Wassergehalt an der Grenze zwischen flüssigem und plastischem Zustand w_p = Wassergehalt an der Grenze zwischen plastischem und halbfestem Zustand w_s = Wassergehalt an der Grenze zwischen halbfestem und festem Zustand
Gehalt an organischen Bestandteilen v_{org} [dimensionslos]	<ul style="list-style-type: none"> Bestimmung des Glühverlusts oder durch NaBoxidation 	DIN 18128 TGL 11495 TGL 11562 / 4	NaBoxidation bei hohem Anteil quellfähiger Tonminerale
Dichte des Bodens Trockendichte ρ_s [g/cm ³] Feuchtdichte ρ [g/cm ³]	Laborversuche, z. B. <ul style="list-style-type: none"> Tauchwägung Quecksilber-Verdrängung Volumenmessung 	DIN 18125 Teile 1 + 2 TGL 11459	Grundkennwerte für weiterführende geotechnische Berechnungen
Korndichte ρ_s [g/cm ³]	<ul style="list-style-type: none"> Bestimmung mit Heliumpyknometer, (Kapillarpknometer, Weithalspyknometer) 	DIN 18124 TGL 11459 TGL 11462 / 14	Grundkennwert für die Schlämmanalyse und für weiterführende geotechnische Berechnungen
Lagerungsdichte bzw. Konsistenz	Messung des Eindringwiderstandes mittels <ul style="list-style-type: none"> Drucksondierung Rammsondierung Standard Penetration Test Plattendruckversuch 	DIN 4094 DIN 18126 TGL 11459 DIN 18134 TGL 11461 / 4	Ermittlung von abgeleiteten Kennwerten für Lagerungsdichte bzw. Konsistenz aus den Feldversuchsergebnissen Nachweis zur ausreichenden Verdichtung des Planums
Proctordichte ρ_{pr} [g/cm ³]	<ul style="list-style-type: none"> Proctorversuch 	DIN 18127 TGL 11459	Ermittlung des Wassergehalt-DichteZusammenhanges für gegebene Verdichtungsarbeit, Bezugswert für die Prüfung des Planums und bei Nachbesserung der Barriere
Wasserdurchlässigkeit k -Wert [m/s] (Gesteinsdurchlässigkeit)	Bestimmung im <ul style="list-style-type: none"> Versuchszylinder modifizierten Triaxialgerät Kompressions-Durchlässigkeits-Gerät (KD-Versuch) 	DIN 18130 Teil 1 TGL 11459 TGL 11462 / 11	Kennwert zur Ermittlung des Zeit-Setzungsverhaltens; Filtergeschwindigkeit des durch Lockergestein strömenden Wassers bei einem hydraulischen Gefälle $i = 1$ und einer Temperatur von $t = 10^\circ\text{C}$
Setzungsverhalten E_s Steifemodul [kN/m ²] E Elastizitätsmodul [kN/m ²]	<ul style="list-style-type: none"> Kompressionsversuch im Labor, Ermittlung der Zusammendrückbarkeit einaxialer Druckversuch (Bruchstauchung) 	TGL 11459 TGL 11462 / 10 Grundbautaschenbuch 1990 DIN 18136	E_s = im Kompressionsgerät gemessener Verformungsmodul für Setzungsprognosen E = aus dem Verlauf der Druck-Stauchungskurve zur Ermittlung der einachsialen Druckfestigkeit (q_u) kann der Elastizitätsmodul rechnerisch ermittelt werden
Scherfestigkeit τ_{fs} Scherspannung [kN/cm ²] ϕ' Reibungswinkel [°] c' Kohäsion [kN/m ²]	<ul style="list-style-type: none"> Rahmenscherversuch Triaxialversuch 	DIN 18137 Teil 1 + 2 TGL 11459 Grundbautaschenbuch 1990	Kennwerte für Standsicherheitsnachweise; Ermittlung entlang definierter Scherflächen für Bodenproben mit Korngrößen < 2 mm
	<ul style="list-style-type: none"> Flügelsondierung 	DIN 4096 TGL 11462 / 12	zum Nachweis für weiche bis steife Böden