

Fachinformation des Landesumweltamtes
(Internetpräsentation)

Altlastenbearbeitung im Land Brandenburg
Nr. 17

**Praxiserprobte und innovative Direkt/in-situ-Probennahme-
verfahren für Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphase und
Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung**
„Feldversuch Elsterwerda, Saugkerzeneinsatz“



LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG



Fachinformation des Landesumweltamtes (Internetpräsentation) - Nr. 17

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)
Abt. Technischer Umweltschutz, Ref. Altlasten – T 6
Seeburger Chaussee 2
OT Groß Glienicke
14476 Potsdam

Download: <http://www.mluv.brandenburg.de/info/lua-publikationen>
Potsdam, im Juli 2009

Diese Informationsschrift basiert auf dem Abschlussbericht **Innovative Direkt/in situ-Probenahmeverfahren für Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphase und Bodenluft – Feldversuch/Gleichwertigkeitsbetrachtung:**

Auftragnehmer: Brandenburgische Technische Universität Cottbus (BTU Cottbus)
Lehrstuhl Umweltgeologie, Prof. Dr. Hans-Jürgen Voigt
Karl-Marx-Straße 17, 03013 Cottbus

Projektleiter: Prof. Dr. H.-J. Voigt (BTU Cottbus)

Bearbeiter:

Prof. Dr. H.-J. Voigt (BTU Cottbus)
Dipl.-Ing. S. Würck (BTU Cottbus)
Dipl.-Ing. F. Jenn (BTU Cottbus)

Dipl.-Ing. Ch. Bethge (Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden)
Dr.-Ing C. Nitsche (Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden)

Dr. R. Michel (Ing.-Büro Boden und Grundwasser Bad Freienwalde)

Dipl.-Ing. (FH) G. Kast (Umweltanalytische Produkte GmbH, Cottbus)

Auftraggeber: Landesumweltamt Brandenburg

Fachliche Begleitung: LUA, Ref. T6
Dipl. Dipl.-Ing. André Wunsch (Federführung)
Dr. Sabine Hahn

Endredaktion: LUA, Ref. T6
Dipl. Dipl.-Ing. André Wunsch

Diese Internetpräsentation erfolgt im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Der Bericht einschließlich aller Abbildungen ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Bearbeitung in elektronischen Systemen.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in der Veröffentlichung geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit den Meinungen des Herausgebers übereinstimmen.

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung und Zielstellung	4
1.1	Saugkerzeneinsatz im Rahmen der Altlastenbearbeitung.....	4
1.2	Untersuchungsbedarf zur Verwendung von Saugkerzen	4
2	Laboruntersuchungen zur Eignung von Saugkerzen für die Boden- wasserprobennahme.....	7
2.1	Durchgeführte Laboruntersuchungen.....	7
2.2	Ergebnisse	9
2.3	Zusammenfassung.....	10
3	Standort und Konzeption der Versuchsfelder.....	11
3.1	Geologie und Hydrogeologie am Standort Elsterwerda.....	12
3.1.1	Quartäre GWL.....	12
3.1.2	Standort Bahnhof Elsterwerda	13
3.2	Versuchsfeldeinrichtung	14
3.3	Einbau der Saugkerzen und Tensiometer	17
3.4	Bodenfeuchtesonde	19
3.5	Niederschlagsmessung	20
3.6	Bodenprobenahme und Einrichtung von Bodenluftmessstellen	20
4	Ergebnisse aus dem Versuchsfeldbetrieb	22
4.1	Ergebnisse der Feuchtemessungen.....	22
4.2	Bodenwasseranalysen	26
4.2.1	Ergebnisse 2005 – 2006	26
4.2.2	Anpassung des Untersuchungskonzepts	30
4.2.3	Ergebnisse 2007	31
5	Prozessbetrachtung und Plausibilität	33
5.1	Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf reale Bedingungen am Standort..	33
5.1.1	Sickerwasserprognose auf der Grundlage von Laboruntersuchungen..	33
5.1.2	Kombinierte Betrachtung von laborativen Quelltermuntersuchungen und Bodenwasseranalysen	81
5.1.3	Bodenluft.....	83
5.2	Modellierung der Bodenfeuchte.....	84
5.2.1	Grundlagen	84
5.2.2	Anpassung der Modellrechnung an den Standort (Kalibrierung).....	87
5.2.3	Wasserhaushalt der Sickerwasserzone am Standort Elsterwerda	90
6	Zusammenfassung und Empfehlungen.....	95
6.1	Anforderungen an die Repräsentativität der Untersuchungsergebnisse:	95
6.2	Praktikabilität, Effizienz und Wirtschaftlichkeit.....	98
7	Literaturverzeichnis	99

1 Veranlassung und Zielstellung

1.1 Saugkerzeneinsatz im Rahmen der Altlastenbearbeitung

Seit Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) sowie der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) bestehen einheitliche Maßstäbe zur Bearbeitung von Verdachtsflächen, altlastverdächtigen Flächen, schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten. Zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser sieht die BBodSchV entsprechend § 4 (3) die Durchführung einer Sickerwasserprognose vor. Allgemeine Hinweise zur Durchführung einer Sickerwasserprognose sind im Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV aufgeführt. Demnach können die Schadstoffkonzentrationen im Sickerwasser am Ort der Beurteilung unter günstigen Umständen durch eine direkte Probennahme (Direktbeprobung) oder annäherungsweise auf der Grundlage einer Abschätzung (Sickerwasserprognose) ermittelt werden. Die Abschätzung kann i.d.R. auf der Grundlage von Materialuntersuchungen, in-situ-Untersuchungen, Grundwasseruntersuchungen oder Sickerwasserbeprobungen (oberhalb des „Ortes der Beurteilung“¹) durchgeführt werden.

Mit der vom Landesumweltamt Brandenburg beauftragten und 2004 veröffentlichten Sachstandsrecherche „Praxiserprobte und innovative Direkt/in-situ-Probennahmeverfahren für Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphase und Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung“ (Fachinformation des LUA Brandenburg, Nr. 4) wurde den zuständigen Behörden als auch den mit der Aufgabenproblematik beauftragten Ingenieurbüros, etc. ein Überblick und eine Entscheidungshilfe für die Auswahl und sachgerechte Anwendung entsprechend geeigneter Untersuchungs- und Probennahmeverfahren im Rahmen der Bearbeitung einer Sickerwasserprognose gemäß Anhang 1 Nr. 3.3 BBodSchV gegeben.

Im Ergebnis dieser Sachstandsrecherche wurde der Einsatz von Saugkerzen bezüglich der Gewinnung von Bodensickerwasser als ein Verfahren ausgewiesen, dessen Praxistauglichkeit zu überprüfen war. Mit diesem Verfahren kann z.B. durch die wiederholte Beprobungsmöglichkeit am sogenannten „Ort der Probennahme“ im Gegensatz zur Materialuntersuchung und deren Elution/Extraktion die zeitliche Entwicklung von Schadstoffkonzentrationen in-situ verfolgt werden. Aus den ermittelten Schadstoffkonzentrationen sind unter Berücksichtigung weiterer Randbedingungen auch Aussagen zu standortspezifischen Schadstoffflüssen in der ungesättigten Bodenzone ableitbar. Somit kann dieses Verfahren eine sinnvolle Alternative bzw. Ergänzung zu den sonst üblichen Bodenuntersuchungen darstellen.

1.2 Untersuchungsbedarf zur Verwendung von Saugkerzen

Handlungsbedarf bestand in der Beurteilung des in der Sachstandsrecherche dargestellten Verfahrens hinsichtlich folgender Kriterien:

- Repräsentativität,
- Praktikabilität,
- Effizienz und
- Wirtschaftlichkeit.

Da es z.Zt. bundesweit noch wenig Erfahrungen beim Einsatz von Saugkerzen im Rahmen der Altlastenbearbeitung und hier insbesondere in Bereichen von MKW/BTEX¹-kontaminierten Standorten gibt, wurde durch das Landesumweltamt Brandenburg in Koope-

¹ Mineralökohlenwasserstoffe/Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol

ration mit der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Teilfinanzierung der Analytik) Ende 2005 das vorliegende Vorhaben zur Prüfung der Einsetzbarkeit und Effizienz dieser Verfahrensmethode an einem für Brandenburg typischen Standort (Elsterwerda) initiiert.

Da im Land Brandenburg auf ca. 40% der z.Zt. 22.608 (exklusive sanierter Standorte) erfassten altlastverdächtigen Flächen (ALVF) und Altlastenstandorte (AL) eine Kontamination durch MKW/BTEX nachgewiesen wurden bzw. vermutet wird (s. Abb. 1), gibt es gerade im Land Brandenburg entsprechend viele potentielle Anwendungsmöglichkeiten.

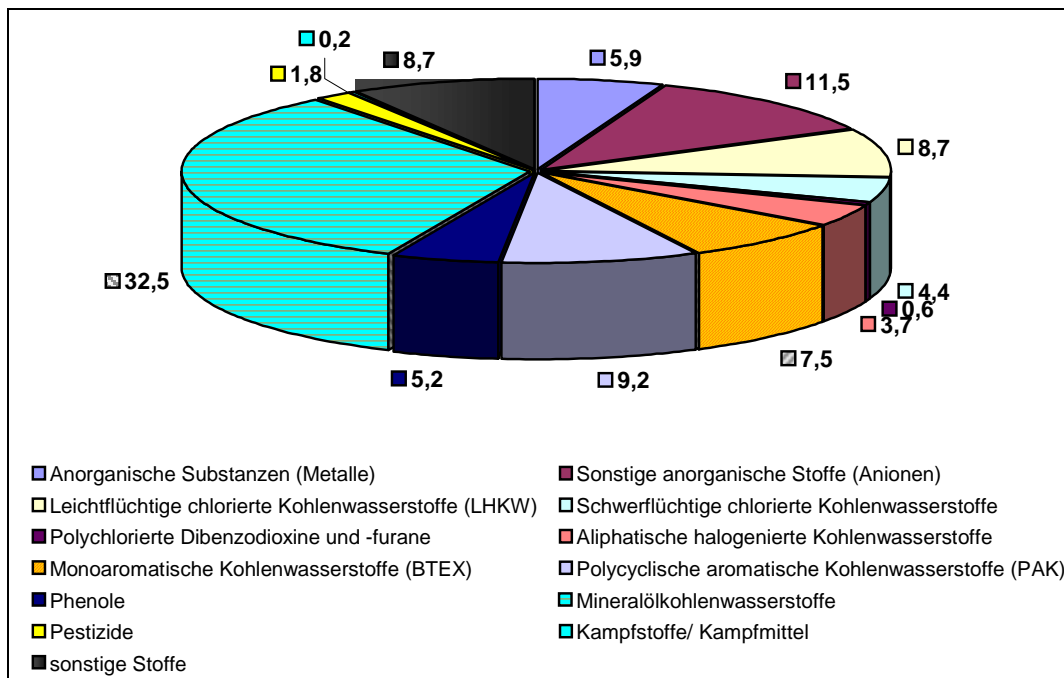


Abb. 1: Häufigkeit der Schadstoffgruppenverteilung (in %) im Bereich von altlastverdächtigen Flächen und Altlasten im Land Brandenburg (Stand 2000).

Im Rahmen des Vorhabens sollten insbesondere die Fragestellungen hinsichtlich eines Einflusses des Saugkerzenmaterials und der Saugkerzenbauart sowie der konkreten Randbedingungen der Probengewinnung auf die Qualität der Sickerwasserprobe untersucht werden. Zur Beantwortung dieser Fragen wurden

- Laboruntersuchungen an verschiedenen Saugkerzenmaterialien,
- Feldversuche mit verschiedenen Saugkerzenmaterialien und -bauarten sowie
- Laboruntersuchungen (Säulen- bzw. Extraktionsversuche) und eine Wasserhaushaltsbeurteilung zur Plausibilitätsprüfung

durchgeführt.

Von den derzeit gängigen Saugkerzenmaterialien wurden für die Versuchsfeldeinrichtung Keramik und Siliziumkarbid (SiC) ausgewählt. Keramikerzen sind bezüglich der Sickerwassergewinnung gegenwärtig die am häufigsten eingesetzten. Siliziumkarbidkerzen werden von der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) für die Gewinnung von MKW-kontaminierten Sickerwässern empfohlen, wobei bisher keine reproduzierbaren Ergebnisse vorlagen. Parallel zu den Felduntersuchungen im Vorhaben wurden an der BAM weitere Materialuntersuchungen an Saugkerzen im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt.

Zur Klärung des Bauarteinflusses auf die Sickerwasserprobennahme wurden die präferierten Keramik- und SiC-Saugkerzen sowohl in Einkammer- als auch Zweikammerbauweise (s. Abb. 1a) im Versuchsfeld eingebaut. Die Systeme unterscheiden sich in dem Ort, an dem das von der Saugkerze gewonnene Bodenwasser gesammelt wird. Beim Einkammersystem wird das an die auf Geländeneiveau befindliche Sammelflasche angelegte Vakuum sowohl zur Gewinnung des Bodenwassers als auch zu dessen Transport in die Sammelflasche genutzt. Beim Zweikammersystem wird das Vakuum nur zur Gewinnung des Bodenwassers genutzt, das im Schaft gesammelt wird. Der Transport an die Oberfläche erfolgt separat bei der Probennahme. Die im Rahmen des Vorhabens unter Feldbedingungen gewonnenen Erkenntnisse waren durch begleitende Laborversuche zu verifizieren und durch ein an die Standortbedingungen angepasstes Modellkonzept zu begleiten (Plausibilitätsbetrachtung).

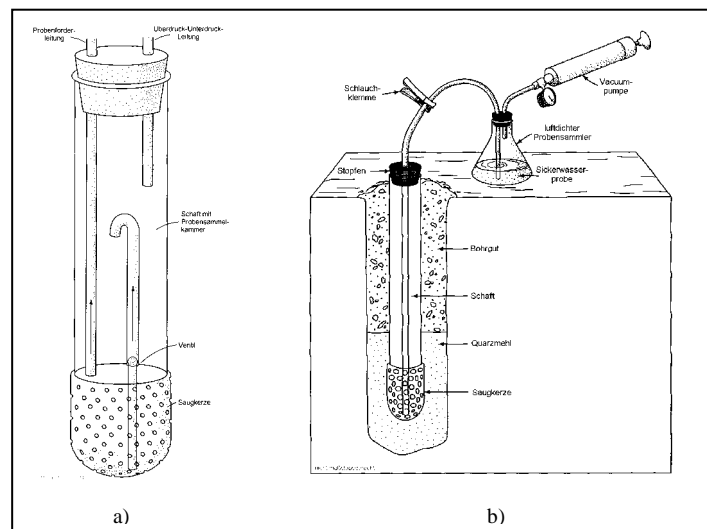


Abb. 1a: a) Ein-Kammer-Saugkerze; b) Zwei-Kammer-Saugkerze
[LUA Brandenburg 2004]

Im Anschluss an die technischen und laborativen Arbeiten wurden auf der Basis der gewonnenen Erkenntnisse entsprechende Empfehlung zur Qualitätssicherung und Beurteilung der Repräsentanz/Aussagesicherheit entsprechender Untersuchungsergebnissen abgeleitet, um die zuständigen Fachbehörden im Land Brandenburg als auch sonstige auf dem Gebiet der Altlastenuntersuchung tätige Nutzer (Ingenieurbüros, Labore etc.) in die Lage zu versetzen, dieses Probennahmeverfahren zielorientiert einzusetzen.

Die Projektdurchführung erfolgte durch die Brandenburgische Technische Universität (BTU) Cottbus, Lehrstuhl Umweltgeologie, in Kooperation mit der Boden- und Grundwasserlabor GmbH, Dresden (BGD), dem Ingenieurbüro Boden und Bodenwasser, Bad Freienwalde, sowie der Umweltanalytische Produkte GmbH, Ibbenbüren/Cottbus (UP). Die Durchführung der Feldarbeiten wurde durch das Ingenieurbüro Geo-Dittmann, Bad Liebenwerda, unterstützend begleitet.

2 Laboruntersuchungen zur Eignung von Saugkerzen für die Bodenwasserprobennahme

Im Rahmen einer in der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) in Zusammenarbeit mit der BTU Cottbus angefertigten Diplomarbeit (Würck 2007) wurden Untersuchungen zur Eignung verschiedener Saugkerzenmaterialien für die Entnahme von Bodenwasserproben im Labormaßstab mit Modellwässern und realen Boden- bzw. Grundwässern (vom Standort Elsterwerda) durchgeführt. Die zugrunde liegende Aufgabenstellung zielte auf die Ermittlung des Einflusses der Eigenschaften unterschiedlicher Kerzenmaterialien auf den Rückhalt von Sickerwasserinhaltsstoffen ab.

2.1 Durchgeführte Laboruntersuchungen

Es wurden Analysen der Oberflächenbeschaffenheit und Porenstruktur als auch Saugversuche zur Bestimmung allgemeiner Kerzenkennwerte sowie des Rückhalte-/Durchlassvermögens ausgeführt. Untersuchungsobjekte waren fünf gebräuchliche Kerzenmaterialien: Al_2O_3 -Keramik, V4A-Edelstahl, Borosilikat-Glas, Siliziumkarbid und Kunststoff (PTFE/Quarz). Im Folgenden wird jedoch nur auf die für das Projekt Elsterwerda relevanten Experimente mit Keramik- und Siliziumkarbidkerzen näher eingegangen.

Zur Bestimmung der *Oberflächeneigenschaften* und *Porenstrukturen* wurden Parameter wie spezifische Oberfläche, Gesamtporenvolumen, Porosität, Dichten und Porengrößenverteilungen nach standardisierten Verfahren ermittelt. Kerzenkennwerte wie Durchflussrate, Luftdurchtrittspunkt und Totvolumen waren einerseits zur Beurteilung der laborativen Saugversuche in zeitlicher und mengenspezifischer Sicht behilflich und gaben andererseits aber auch erste Hinweise auf das mögliche Verhalten der Kerzen im Feldeinsatz. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Die *Angaben der Hersteller* zu den maximalen Porengrößen von Saugkerzen beruhen zu meist auf der Berechnung aus ermittelten Luftdurchtrittspunkten und stellen daher eine *nur ungenaue Abschätzung der tatsächlichen Verhältnisse* dar. Für die genaue Ermittlung dieses Parameters sind porosimetrische Untersuchungen unabdingbar. Hinzu kommt eine gewisse

Varianz der Saugkerzeigenschaften auf Grund des gewählten Herstellungsverfahrens.



Abb. 2: Siliziumkarbid-Saugkerzenkörper

Die Siliziumkarbid-Saugkerzen (s. Abb. 2) liegen mit spezifischen Oberflächen von $0,3 \text{ m}^2/\text{g}$, maximalen Porendurchmessern von $2,2 \mu\text{m}$ und einem Gesamtporenvolumen von $111 \text{ mm}^3/\text{g}$ im mittleren Bereich der verglichenen Saugkerzenmaterialien. Besonders hervorzuheben ist, dass dieser Kerzentyp die vergleichsweise homogenste Porengrößenverteilung mit einem Anteil der $2,2 \mu\text{m}$ -Poren von mehr als 80% besitzt. Dies zeigten auch die in den Saugversuchen mit Realwässern (reale Trübung) vergleichend ermittelten konstanten Durchflussraten. Mit den ermittelten Materialeigenschaften und dem daraus resultierenden Luftdurchtrittspunkt von 1,6 bar erweisen sich die Siliziumkarbid-Saugkerzen als gut geeignet zur Entnahme von Bodenwasser.

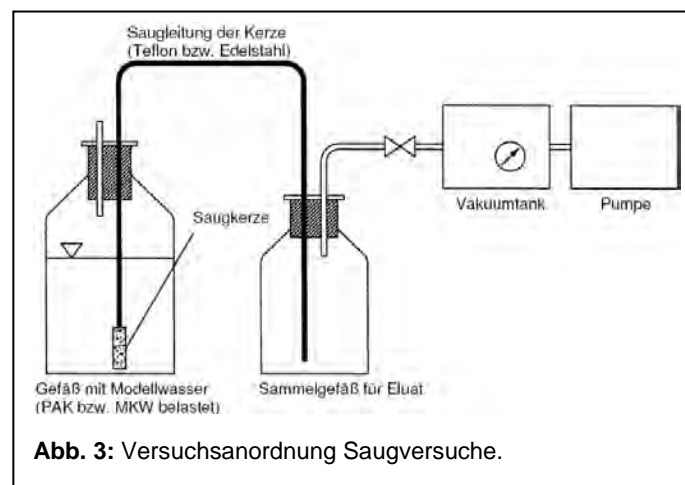
Die Durchflussraten der einzelnen Saugkerzen (s. Tab. 1) zeigen, dass auch innerhalb eines Saugkerzentyps Unterschiede bestehen können. Dabei ist die Schwankungsbreite bei den Keramik- und Siliziumkarbid-Kerzen mit 16% bzw. 11% im Vergleich relativ gering.

Tabelle 1: Kennwerte der Saugkerzentypen aus den Vorversuchen.

Kennwert	Kerzentyp				
	Keramik	Edelstahl	Glas	Siliziumkarbid	Kunststoff
Totvolumen (ml)	5,7	7,4	5,2	4,2	7,5
Porenvolumen (ml)	3,4	1,6	3,7	2,3	5,7
mittlere Durchflussrate bei 400 hPa Unterdruck (ml/h)	68 ± 11	88 ± 18	2770 ± 841	815 ± 97	1,8 ± 0,8
Luftdurchtrittspunkt (hPa)	>2000 / (4000)*	1700	1100	1600	600
Porenradien (berechnet) (µm)	<0,7 / (0,4)	0,9	1,3	0,9	2,4

* Herstellerangabe

Es wurden umfangreiche *Saugversuche* mit PAK- und MKW-kontaminierten Modell- und Realwässern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens der verschiedenen Saugkerzenmaterialien durchgeführt. Versuchsaufbau und Bedingungen waren für alle durchgeführten Untersuchungen gleich und entsprachen früheren Untersuchungen der BAM (s. Abbildung 3). Aus einem Vorratsgefäß wurden die Versuchslösungen mit Hilfe der Saugkerzen in ein Sammelgefäß gesaugt. Die Durchflussmengen waren an die unterschiedlichen Totvolumina der Saugkerzenmaterialien angepasst; für jedes Kerzenmaterial wurden Durchflussmengen in mehreren Stufen zwischen 200 bis 1.200 ausgetauschten Totvolumina realisiert. Nach der Versuchsdurchführung wurden die Saugkerzen extrahiert. Der Kerzenextrakt und die mit den Saugkerzen gesammelte Lösung wurden analysiert sowie Ausgangskonzentrationen der Schadstoffe in den Realwässern bzw. die Wiederfindungsraten in den Modellwässern bestimmt. Insgesamt wurden 137 Saugversuche durchgeführt, davon 103 Versuche mit Modellwässern und 34 Versuche mit Realwässern.



2.2 Ergebnisse

Die Saugkerzen aus Al_2O_3 -Keramik (P80) und aus Siliziumkarbid zeigen die in den Abbildungen 4 und 5 dargestellten, über alle Saugversuche gemittelte Stoffmengenverteilungen für MKW. Dargestellt sind die Anteile des im Perkolat und in der Saugkerze enthaltenen Stoffs und die nicht wiedergefundene Stoffmenge (Differenz).

Auffällig sind die hohen Differenzen, die nur ca. zur Hälfte durch „kalkulierbare Unsicherheiten“, wie Analysenfehler und Rückhalt an Flaschen und Schläuchen, erklärt werden können (Würck 2007). Weitere nicht quantifizierbare Einflussfaktoren sind z.B. Verflüchtigung aus der Versuchsapparatur, fotochemische Prozesse, biologische Aktivität, die z.T. auch im Versuchsaufbau begründet sind.

Die Ergebnisse der Saugversuche von *Keramikkerzen* mit dem *MKW-Modellwasser* (s. Abb. 4) lassen sich nur schwer interpretieren. Die Ergebnisse der Modellwasserversuche lassen zwar grundsätzlich die Tendenz erkennen, dass der Anstieg des Kerzenrückhalts proportional und die Abnahme der Schadstoffmenge im Perkolat entgegengesetzt proportional zur Zunahme der MKW-Molekülgröße bzw. -Kettenlänge ist. Die Ursachen hierfür können jedoch aufgrund der Vielzahl der möglichen Einflussfaktoren nicht mit ausreichender Sicherheit identifiziert werden. Bei den Versuchen mit *Siliziumkarbidkerzen* und Modellwasser (s. Abb. 5) ist ein schwankender Zusammenhang des Kerzenrückhaltes und der Perkolatanteile mit steigender Molekülgröße zu erkennen. Tendenziell ist der Kerzenrückhalt größer als bei Keramik. Die Modellwasseruntersuchungen zeigten bei beiden Kerzenmaterialien einen weit über dem jeweiligen Perkolatanteil liegenden Kerzenextraktanteil.

Im Vergleich von *Modell-* zu *Realwasser* kehrt sich dieses Verhältnis bei beiden Materialien jedoch um. Es ist eine deutlich höhere Durchlässigkeit für die MKW in der real belasteten Testlösung zu erkennen; bei Siliziumkarbid tritt sogar fast kein Rückhalt in der Kerze mehr auf. Mögliche Gründe dafür können sein:

- Die Ausgangskonzentrationen im Realwasser waren gegenüber dem Modellwasser ca. dreifach höher.
- Eine verminderte Reaktivität der Schadstoffe gegenüber dem Saugkerzenmaterial, verursacht durch die lange Aufenthaltszeit in der Grundwasserzone des Bodens, aus dem das Wasser gefördert wurde.
- Im Realwasser kann es auch zu einer bevorzugten Absättigung der vorhandenen Austauschplätze durch verzweigte und ungesättigte MKW kommen, die ein höheres Adsorptionspotential als die unverzweigten Modellstoffe wie Dekan und Dodekan besitzen.
- Die MKW sind im Realwasser besser gelöst, da MKW in realen Schadensfällen meist nicht als alleinige Kontaminanten vorliegen (Mischkontamination).

Die letztendlichen Ursachen für dieses gegensätzliche Verhalten bei den durchgeführten Untersuchungen sind zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht abschließend ausgewertet.

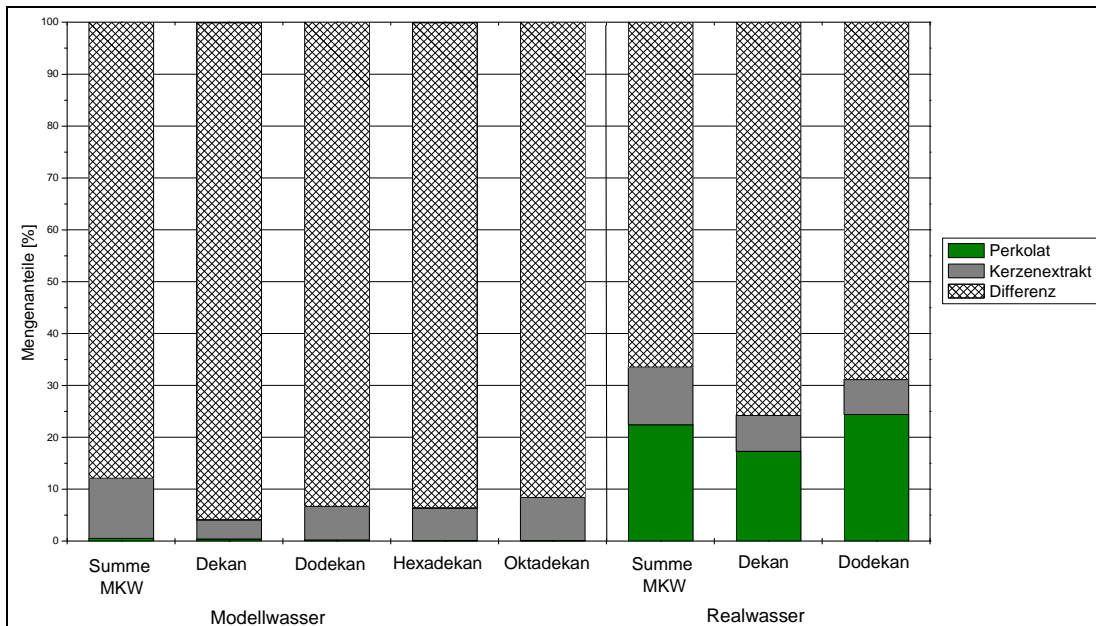


Abbildung 4: MKW-Massenbilanz der Saugversuche mit Keramik-Saugkerze.

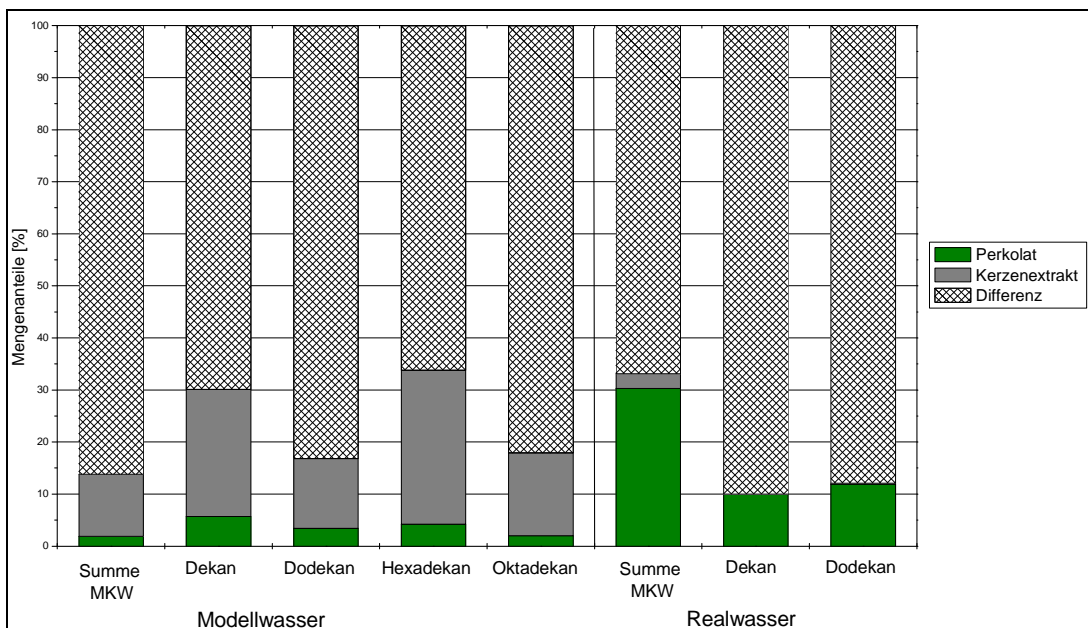


Abbildung 5: MKW-Massenbilanz der Saugversuche mit SiC-Saugkerze.

2.3 Zusammenfassung

Die Ergebnisse bestätigen die wenigen bereits veröffentlichten Untersuchungen auf diesem Gebiet (größtenteils Kalbe u. a. 2003; Kalbe & Berger 2004). Bezüglich der realen Bodenwässer lassen sie aber im Gegensatz zu Zeisberger & Swaboda (2005) und Giese, Swaboda & Schmalz (2003) weitergehende Schlussfolgerungen dahingehend zu, dass bei Einsatz realer Bodenwässer und der Untersuchung von MKW eine Eignung besonders für die leichter löslichen Einzelkomponenten, wie sie im Grundwasser vom Standort Elsterwerda vorzufinden sind, durchaus gegeben sein kann.

Abschließend lassen sich folgende Schlüsse aus den bis jetzt ausgewerteten Materialuntersuchungen ziehen: Siliziumkarbid ist im Vergleich mit anderen untersuchten Saugkerzenmaterialien, unter Berücksichtigung des analysierten Schadstoffspektrums des Grundwassers vom Standort Elsterwerda und der vorliegenden Ergebnisse der Labor-Saugversuche, ein für die Sickerwasserprobennahme geeignetes Material. Diese Eignung ergibt sich u.a. durch die vergleichsweise hohe (Material-)Stabilität, den Luftdurchtrittspunkt von weit über 1 bar, die niedrige spezifische Oberfläche, die sehr homogene Porenstruktur und das beschriebene Rückhalte- und Durchlassverhalten.

Nach diesen rein *laborativen* Betrachtungen wird in den folgenden Kapiteln der Einsatz verschiedener Materialien, aber auch zusätzlich verschiedener Bauprinzipien von Saugkerzen im *Feld* beschrieben und ausgewertet.

3 Standort und Konzeption der Versuchsfelder

Als Versuchsstandort für die Feldversuche wurde mit freundlicher Unterstützung der Deutschen Bahn AG, Geschäftsbereich Netz, der ehemalige Havariebereich am Bahnhof Elsterwerda im Elbe-Elster-Kreis (s. Abb. 6) ausgewählt. Im Gleisbereich kam es 1997 zu einer größeren Kontamination, bei der nach Schätzungen ca. 470 t Benzin aus havarierten Tankkesselwagen in den Untergrund gelangten. Im Zuge der Sanierungsarbeiten wurde im Havariebereich der Boden bis in eine Tiefe von ca. 1,50 m ausgetauscht.

In einem Teilabschnitt des ehemaligen Havariebereiches konnte im Dezember 2005 eine Versuchsfläche eingerichtet und mit unterschiedlichen Saugkerzentypen (Keramik- und Siliziumkarbid-Saugkerzen, als Ein- und Zweikammersystem) und ergänzender Instrumentierung (Tensiometer, Regenmesser, Bodenfeuchtesonde, Bodenluftmessstellen) bestückt werden. Der diskontinuierliche Betrieb (projektspezifische Gründe) der Messfelder erfolgte im Zeitraum 11/2005 – 12/2007.



Abb. 6: Lage des Versuchsfeldstandorts „Bahnhof Elsterwerda“ im Land Brandenburg.

3.1 Geologie und Hydrogeologie am Standort Elsterwerda

Elsterwerda befindet sich im nördlichen Teil des Lausitzer Urstromtales, das aus pleistozänen Sedimenten aufgebaut wird. Die überwiegend vorkommenden saalezeitliche Ablagerungen werden von nur geringmächtigen weichselkaltzeitlichen Ablagerungen überlagert. Im Liegenden befinden sich elsterkaltzeitliche, darunter tertiäre Sedimente. Die Mächtigkeit der gesamten quartären Abfolge beträgt stellenweise mehr als 60 m.

Im Bereich des Schadensstandorts sind fluviatile holozäne, weichselzeitliche, und möglicherweise auch saalezeitliche Terrassensedimente verbreitet, an die sich im Liegenden miozäne Sedimente anschließen. Charakteristisch für den Raum Elsterwerda ist eine Hochlage des Tertiärs, die einhergeht mit dem Fehlen älterer quartärer Sedimente. Südlich des Standorts schließt sich die subrezente Elsterniederung an. Verbreitet sind hier holozäne, fluviatile Sande und anmoorige Sedimente. Im Norden von Elsterwerda befindet sich der Übergangsbereich des Urstromtales zu einem saalekaltzeitlichen Stauchendmoränenzug. Dieser bildet einen Hochflächenkomplex aus, der morphologisch hervortritt. Saalekaltzeitliche und tertiäre Sedimente wurden während des Saale II-Stadiums intensiv glazigen gestaucht und verschuppt, wobei die gestörten Schollenkomplexe nach Osten und Südosten einfallen.

3.1.1 Quartäre GWL

Es existieren vier regional verbreitete, quartäre Grundwasserleiter (s. Tabelle 2). Da die Grundwassernichtleiter nur lokal auftreten, können die Grundwasserleiter weitgehend zu einer hydraulisch wirksamen Einheit zusammengefasst werden.

Die einzelnen Grundwasserleiter bzw. -geringleiter werden in der HK50 (Hydrogeologisches Kartenwerk der DDR im Maßstab 1:50.000) erst ab einer Verbreitung von mehr als 0,1 km² und einer Mächtigkeit von mehr als 2 m ausgewiesen. Die Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f -Werte) betragen nach der Hydrogeologischen Karte der DDR im Maßstab 1:50.000 für die Grundwasserleiter $>1 \cdot 10^{-5}$ m/s und für die Grundwassergeringleiter $<1 \cdot 10^{-5}$ m/s.

Tabelle 2: Geologisches Standardprofil am Standort Elsterwerda.

	Stratigraphie	Petrographie	Nomenklatur	GWL	GWGL
Quartär	Holozän	Anmoorige Sedimente	Ho		
	Holozän bis Saale 1 Nachschüttsande	Sande unterschiedlicher Körnung	S1n – Ho	1. GWL	
	Saale 1	Geschiebemergel	SI		1. GWGL
	Saale 1 Vorschüttsande bis Elster 2 Nachschüttsande	Sande unterschiedlicher Körnung	E2n – S1v	2. GWL	
	Elster 2	Geschiebemergel	EII		2. GWGL
	Elster 2 Vorschüttsande bis Elster 1 Nachschüttsande	Sande unterschiedlicher Körnung	E1n – E2v	3. GWL	
	Elster 1	Geschiebemergel	EI		3. GWGL
	Elster 1 Vorschüttsande	Sande unterschiedlicher Körnung	E1v	4. GWL	

3.1.2 Standort Bahnhof Elsterwerda

Der Schadensfall liegt im 1. (oberen) quartären Grundwasserleiter (S1n – Ho). Exemplarisch wird dies am Profil der Bohrung B1 auf dem Bahnhofsgelände Elsterwerda im zentralen Schadensbereich dargestellt (s. Abb. 7).

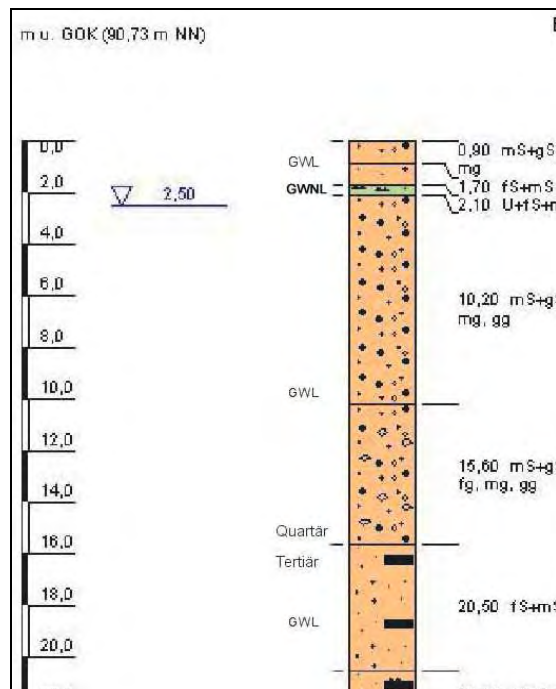


Abb. 7: Standardprofil für den Schadensstandort, Bohrung B1 (GUT 1998)

Die Quartärbasis liegt in einer Tiefe von 15,6 m unter Geländeoberkante (GOK). Im Liegenden schließt sich der tertiäre Grundwasserleiter an, der stratigrafisch der Unteren Briesker Folge zuzuordnen ist. Der quartäre, obere Teil der Abfolge besteht aus Mittelsanden mit einem k_f -Wert von $2,8 \cdot 10^{-4}$ m/s (GUT 1998). Der tertiäre, untere Teil der Abfolge setzt sich überwiegend aus Feinsanden zusammen mit einer im Vergleich zu den quartären Einheiten etwas geringeren Durchlässigkeit von $k_f = 1 \dots 10 \cdot 10^{-5}$ m/s. In einer Tiefe von ca. 30 m unter GOK steht der tertiäre Grundwassernichtleiter an. In der hydrogeologischen Interpretation stellte dieser zugleich die Grundwasserbasis für den Grundwasserleiter am Standort dar.

Die wasserungesättigte Zone besteht überwiegend aus Mittelsanden, die durch eine 0,05 m – 1,4 m mächtige grundwassergeringleitende Schluffschicht von einander getrennt sind. Diese Schluffschicht befindet sich im Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche, so dass bei auftretenden Hochwasserständen der meist freie Grundwasserleiter in einen gespannten Grundwasserleiter übergeht. Im Bereich der Messfelder wurden, wie oben erwähnt, im Rahmen der Sanierung die oberen 1,5 m durch klastisches Aufschüttmaterial (Sand und Kies) ausgetauscht.

Die in diesem Vorhaben eingerichteten Messfelder befinden sich in Nähe der bestehenden Grundwassermessstelle (GWMS) SB9 (s. Abb.). Die GWMS SB9 ist im Teufenbereich zwischen 2 und 5 m ausgebaut.

In Abb. 8 ist ein schematisches Profil im Bereich des Versuchsfeldes 2 (zur Testfeldeinrichtung siehe folgende Abschnitte) dargestellt. In diesem Profil befinden sich die Saugkerzen in ca. 2,0 bis 2,2 m Tiefe im Bereich sowohl über als auch knapp unterhalb der lokalen Schluff-

Zu Beginn der Untersuchungen wurden die Messfelder mit je 6 Saugkerzen (Keramik und Siliziumkarbid, je 3 in verschiedenen Tiefen), 4 Tensiometern und einem Regenmesser ausgerüstet. Der weitere Ausbau der Versuchsfläche erfolgte aufgrund der im Betrieb gewonnenen Ergebnisse und erkannten offenen Fragestellungen (siehe dazu auch Kapitel 4).

Das Testfeld 1 befindet sich direkt gegenüber dem Bahnhofsgebäude, etwa 30 Meter südlich der Grundwassermessstelle SB9 (s. Abb. 9). Im Zuge der Installationsarbeiten wurden ab einer Teufe von 1,80 Meter deutliche Anzeichen von MKW beobachtet, was sich durch intensiven Geruch bemerkbar machte. Das Testfeld 2 (s. Abb. 9) befindet sich in unmittelbarer Nachbarschaft der Grundwassermessstelle SB9.

In Abbildung 10 ist die Anordnung der Rammkernsondierungen, Bodenluftmessstellen, Saugkerzen und Tensiometer im Bereich der Messfelder dargestellt. Abbildungen 11 zeigt die Einbauarbeiten im Bereich des Testfeldes 2.

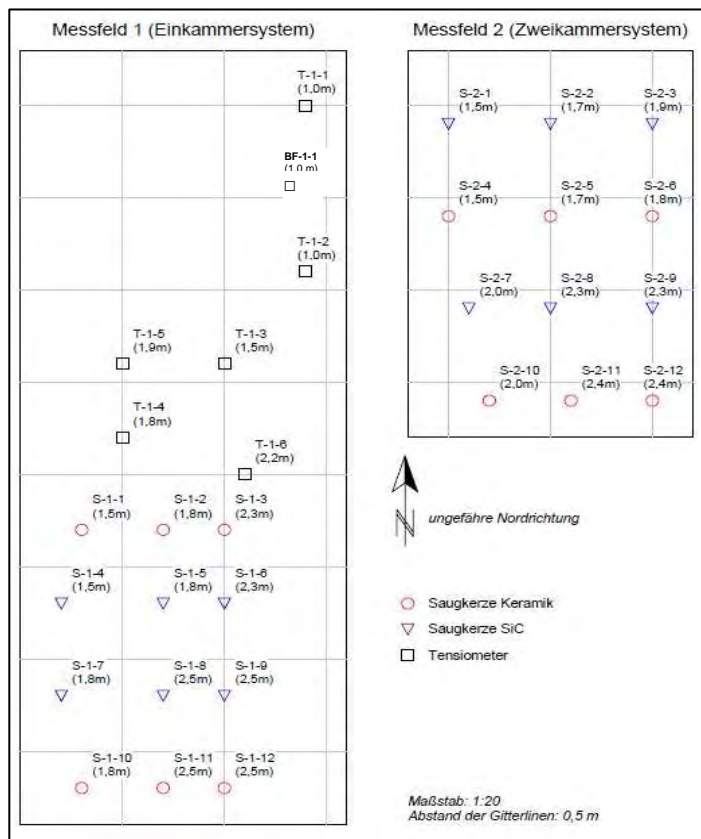


Abb. 11: oben - Einbau der Zweikammer-Systeme mit Schutzrohr (Testfeld 2); unten - Testfeld 2 (09/2006), Blickrichtung Nordwest

Abb. 10 Ausbaukonfiguration der Messfelder

Das eingebaute Messequipment wurde nach folgendem Schema bezeichnet:

Typ-Versuchsfeld-lfd. Nr.

- Typ: T - Tensiometer, S - Saugkerze, BF - Bodenfeuchte, BL - Bodenluft
 Messfeld: 1 (südlich, Einkammer), 2 (nördlich, Zweikammer)
 lfd. Nr.: fortlaufende Nummerierung im Versuchsfeld
 (...): Endteufe der Sondierung und /Messniveau

Tabelle 3 zeigt zusammenfassend die in den Versuchsflächen installierten Bodenwasser-sammler sowie die weiteren Instrumente. Neben den verschiedenen Materialien (Keramik und Siliziumkarbid) sind vor allem die verwendeten Typen (Einkammer, Zweikammer) zu beachten.

Tabelle 3: Übersicht der Testfeld-Instrumentierung.

Bei Saugkerzen: System: 1 = Einkammer, 2 = Zweikammer; Material: K = Keramik, SiC = Siliziumkarbid; Vakuumsteuerung: keine VS = Unterdruck manuell (diskontinuierlich) angelegt, ansonsten Angabe des Offsets zum Steuertensiometer (ab April 2007).

Gerät	Hersteller, Typ	Install. am	Teufe (cm)	System / Material	angelegter Unterdruck (hPa)		
					erstmalig	im weiteren Betrieb	Vakuumsteuerung der Einkammer-SK
<i>Saugkerzen</i>							
S-1-1	UMS / SKP100	25.11.05	150	1 / K	600	200 – 250	keine VS
S-1-2	UMS / SKP100	25.11.05	180	1 / K	600	250 – 280	180
S-1-3	UMS / SKP100	25.11.05	230	1 / K	600	250 – 350	250
S-1-4	UMS / SiC20	31.05.06	150	1 / SiC	300	200 – 250	keine VS
S-1-5	UMS / SiC20	31.05.06	180	1 / SiC	300	250 – 300	180
S-1-6	UMS / SiC20	31.05.06	230	1 / SiC	300	250 – 350	250
S-1-7	UMS / SiC20	05.09.06	180	1 / SiC	k.A.	290 – 350	180
S-1-8	UMS / SiC20	05.09.06	250	1 / SiC	k.A.	350	250
S-1-9	UMS / SiC20	05.09.06	250	1 / SiC	k.A.	290 – 350	keine VS
S-1-10	UMS / SKP100	05.09.06	180	1 / K	k.A.	290 – 350	180
S-1-11	UMS / SKP100	05.09.06	250	1 / K	k.A.	350	250
S-1-12	UMS / SKP100	05.09.06	250	1 / K	k.A.	290 – 350	keine VS
S-2-1	UMS / SiC20	31.05.06	150	2 / SiC	300	200 – 400	
S-2-2	UMS / SiC20	31.05.06	170	2 / SiC	300	200 – 400	
S-2-3	UMS / SiC20	31.05.06	190	2 / SiC	300	200 – 400	
S-2-4	UMS / SKPE25	25.11.05	150	2 / K	600	220 – 350	
S-2-5	UMS / SKPE25	25.11.05	170	2 / K	600	220 – 350	
S-2-6	UMS / SKPE25	25.11.05	180	2 / K	600	220 – 350	
S-2-7	UMS / SiC20	05.09.06	200	2 / SiC	k.A.	350	
S-2-8	UMS / SiC20	05.09.06	230	2 / SiC	k.A.	350	
S-2-9	UMS / SiC20	05.09.06	230	2 / SiC	k.A.	350	
S-2-10	UMS / SKPE25	05.09.06	195	2 / K	k.A.	350	
S-2-11	UMS / SKPE25	05.09.06	230	2 / K	k.A.	350	
S-2-12	UMS / SKPE25	05.09.06	230	2 / K	k.A.	350	

Gerät	Hersteller, Typ	Install. am	Teufe (cm)	System / Material	angelegter Unterdruck (hPa)		
					erstmalig	im weiteren Betrieb	Vakuumsteuerung der Einkammer-SK
<i>Tensiometer und Bodenfeuchte</i>							
T-1-1	UMS / T4	25.11.05	100				
T-1-2	UMS / T4	25.11.05	100				
T-1-3	UMS / T4	25.11.05	150				
T-1-4	UMS / T4	25.11.05	180				(Steuertensiometer)
T-1-5	UMS / T4	05.09.06	190				
T-1-6	UMS / T4	05.09.06	220				
BF-1-1	Delta-T / ML2x	27.04.07	100				
<i>weitere Geräte</i>							
BL-1-1	UIT / ohne Typ	30.10.07	150				
BL-1-2	UIT / ohne Typ	30.10.07	180				
Niederschl.	Seba / RG50	03.12.05	–				

3.3 Einbau der Saugkerzen und Tensiometer

Zum Einsatz kamen Tensiometer und Saugkerzen von UMS Umweltanalytische Mess-Systeme GmbH, München (Modelltypen siehe **Tabelle 3**); der Einbau erfolgte durch die Firma UP Umweltanalytische Produkte GmbH.

Die Bodenbeschaffenheit (z.T. Schottersteine, Feinkies und Grobsand in den oberen 30cm) machte im Zusammenhang mit der Installation der Saugkerzen und Tensiometer (s. Abb. 12) den Einsatz eines Elektrohammers für den Vortrieb der Nutstangen erforderlich. Die Sondierungen erfolgten mit einer 25mm-Nutstange. Nach dem Einbau der Saugkerzen wurden diese mit einer Quarzmehlsuspension verschlämmt und ihre hydraulische Anbindung getestet (s. Abb. 12). Die Saugkerzen besitzen einen porösen Keramik- bzw. Siliziumkarbidkopf von 60 mm Länge und 20 mm Durchmesser.



Abbildung 12: *links* – Saugkerzen und Tensiometer; *rechts* – hydraulische Anbindung der Saugkerzen

Ursprünglich war ein schräger Einbau der Kerzen vorgesehen, um die (i. w. vertikale) Sickerwasserbewegung möglichst wenig zu stören (s. UMEG FG 34, 2002) und Randströmun-

gen zu vermeiden. Wegen der ungünstigen Bodenverhältnisse (grobes, schlecht sortiertes Material) und der örtlichen Gegebenheiten (Medienträger) war dies nicht möglich.

Um die Frostsicherheit der Anlage zu gewährleisten erfolgte die Verlegung der Probennahmeschläuche von den Saugkerzen aus unterirdisch zu zwei im Boden eingegrabenen Servicemodulen, wo die Probennahmeschläuche in kunststoffummantelte 1l-Glasflaschen münden. Die Probennahmeflaschen besitzen selbstverschließende Anschlüsse für die Applikation des Unterdrucks.

Der Tensiometereinbau erfolgte im Bereich des Testfeldes 1. Die z.T. oberirdisch verlegten Befüllschläuche der Tensiometer waren u.a. zum Schutz gegen die Sonneneinstrahlung mit Isolierrohren ummantelt.

Der Einsatz eines Datenloggers (Hersteller Delta-T Devices Ltd., Modell DL6) ermöglichte die kontinuierliche Messung der Bodenwasserspannungen im Testfeld 1. Die extern wiederbefüllbaren Tensiometern waren in 100 cm (2 Stück), 150 cm und 180 cm Tiefe und ab September 2006 zusätzlich in 190 cm und 220 cm Tiefe ausgebaut (s. Tabelle 3). Das Aufzeichnungsintervall betrug 30 Minuten. Die Stromversorgung erfolgt über interne Gerätebatterien. Der Datenlogger konnte in eine Verteilerstation der DB AG direkt neben dem Testfeld 1 installiert werden.

Ebenfalls in der Verteilerstation untergebracht war ein Vakuum-Steuergerät (Hersteller UMS Umweltanalytische Messsysteme GmbH, Modell VS-pro, ab April 2007) für insgesamt 8 Saugkerzen im Testfeld 1 (s. Abb. 13, links). Als Steuertensiometer für die VS-pro fungierte hierbei das Tensiometer T-1-4 (Tiefe 180cm). Der Unterdruck an den mit der Vakuumsteuerung verbundenen Saugkerzen wird von der VS-pro aus dem Messwert der Bodenwasserspannung und einem einstellbaren Summanden („Offset“) berechnet. Die VS-pro kann zwei unabhängig einstellbare Unterdrücke („V1“ und „V2“) erzeugen. Die Abbildung 13, rechts zeigt die Einstellung der Vakuumsteuerung.

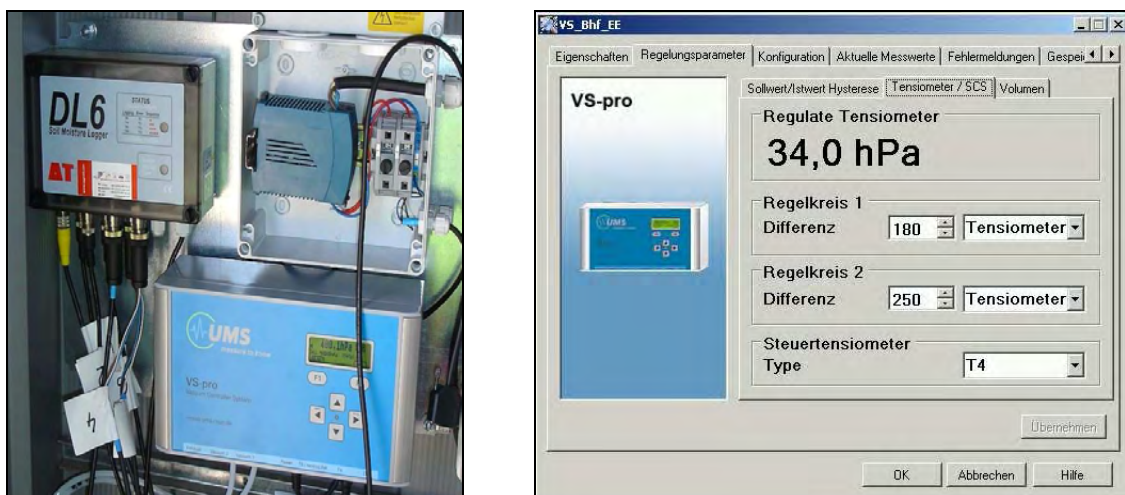


Abbildung 13: *links* - Vakuumsteuerung VS-pro (rechts unten, blaue Gehäusefolie) und Datenlogger DL-6 (links oben); *rechts* - Einstellung Vakuumsteuerung VS-pro (Stand 30.08.07).

In jedem der o.g. Servicemodule des Testfeldes 1 befinden sich 2 Flaschen für eine diskontinuierliche Beprobung und 4 Flaschen für eine Beprobung mit kontinuierlicher Unterdrucksteuerung (Zuordnung siehe Tabelle 3).



Abbildung 14: *links* - Servicemodul; *mitte* – Überlaufschutz; *rechts* - Servicemodul und Vakuumpumpe

Damit bei hohen Füllständen in den Sammelflaschen kein Wasser aus diesen weiter in die Vakuumpumpe gesaugt werden kann, musste je Saugstrang ein Überlaufschutz (wasserundurchlässige Teflonmembran) eingebaut werden (s. Abb. 14).

Zum Beginn der Untersuchungsarbeiten erfolgte die Probennahme der Saugkerzen im Testfeld 1 mit einem manuell angelegten Unterdruck von 300 bis 600 hPa (s. Abb. 14). Im weiteren Verlauf der Untersuchungen konnte dieser den gewonnen Erkenntnissen entsprechend angepasst bzw. teilweise durch die VS-pro geregelt (s. Tab. 3 und Kapitel 4) werden. Bei den Saugkerzen ohne Vakuumsteuerung erfolgte das manuelle Anlegen des Unterdrucks nach jeder Probennahme. Im Projektverlauf zeigte sich, dass an den vakuumgesteuerten Saugkerzen die Sammelflaschen durch den kontinuierlichen Unterdruck teilweise schneller gefüllt waren. Eine häufigere Kontrolle und ggf. Anpassung der Probennahmeintervalle ist dann sinnvoll.

Die Saugkerzen im Bereich des Testfeldes 2 (Zweikammersysteme) sammeln das gewonnene Probenwasser im Schaft. Sammelflaschen für das Probengut wie im Testfeld 1 sind somit nicht notwendig. Zur Gewährleistung des notwendigen Unterdrucks an den Saugkerzen wurden mehrere Vakuumvorratsflaschen installiert. Wie beim Vorgehen im Testfeld 1 (unge-regelte Unterdrucksteuerung) musste bei jeder Probennahme der Unterdruck überprüft und neu angelegt (s. Tab. 3) werden.

3.4 Bodenfeuchtesonde

Bodenfeuchtesonden messen den volumetrischen Bodenwassergehalt θ , im Unterschied zu Tensiometern, welche die Bodenwasserspannung (Matrixpotential) erfassen. Das Messfeld 1 wurde mit einer solchen Sonde („Theta-Sonde“, Hersteller Delta-T Devices Ltd., Modell ML2x, s. Abb. 10 und Tab. 3) bestückt. Die Methode beruht auf dem Frequency-Domain-Verfahren. Dabei wird ein 100 MHz-Signal über eine Anordnung von Sondenspitzen an den Boden angelegt; die Impedanz der Anordnung ist im wesentlichen von der Dielektrizitätskonstanten des Systems abhängig, die wiederum vom Wassergehalt bestimmt wird.

Die Sonde (s. Tab. 3, BF-1-1) wurde in 1 m Tiefe (entspricht der Lage der Tensiometer T-1-1 und T-1-2) eingebaut. Ein Einbau von Bodenfeuchtesonden in tieferen Schichten wäre we-

gen des schwierigen Bodenmaterials (grobkörnig und schlecht sortiert) nicht möglich gewesen; somit liegen nur Bodenfeuchtwerte aus dem 1m-Niveau vor.

Die Bodenfeuchtwerte wurden vom Datenlogger DL6 alle 30 Minuten aufgezeichnet.

3.5 Niederschlagsmessung

Eine wesentliche Randbedingung der Sickerwasserdynamik ist der Niederschlag. Deshalb wurde ein RG50 Niederschlagssensor der Firma Seba, Kaufbeuren (Leihgabe des LS Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus) mit 0,1 mm Auflösung und 200 cm² Auffangfläche (entspr. DWD-Standard), Messung mittels Wippensystem aufgestellt (s. Abb. 15).

Die Messwerte des RG50 wurden ebenfalls vom Datenlogger DL6 halbstündlich protokolliert.

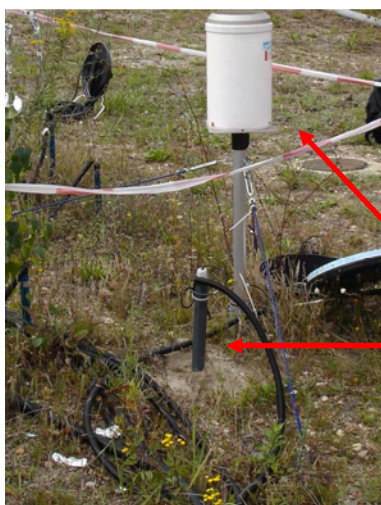


Abbildung 15:
Niederschlagsmesser Seba RG50

Bodenfeuchte-Sonde BF-1-1, Modell Delta-T ML2x.

3.6 Bodenprobenahme und Einrichtung von Bodenluftmessstellen

Am 30.10.2007 wurden im Bereich des Testfeldes 1 vier Rammkernsondierungen (RKS) zur Entnahme von Bodenproben (Linerkerne) für die laborative Untersuchungen sowie zur Einrichtung von Bodenluftprobennahmesystemen niedergebracht.

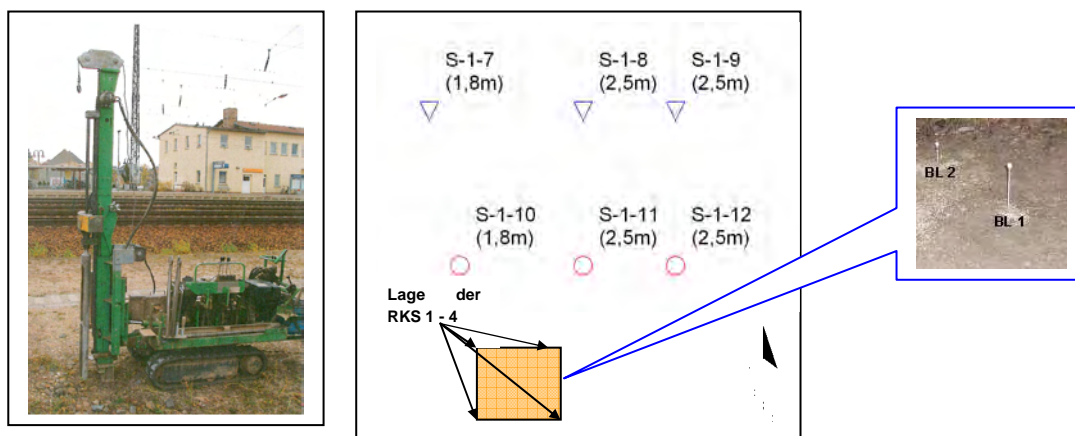


Abbildung 16: *links* – Sondiergerät; *mitte* - südliches Messfeld 1, Lage der RKS 1 – 4 und Bodenluftmessstellen BL-1-1 und BL-1-2; *rechts* Bodenluftmessstellen BL-1-1 (RKS 3) und BL-1-2 (RKS 4)

Das Abteufen der Rammkernsondierungen erfolgte durch die Firma Kling Bohrtechnik GmbH, Dresden (s. Abb. 16).

Die 4 Rammkernsondierungen (RKS) wurden so abgeteuft, dass die Ansatzpunkte in den Ecken eines Quadrates mit einer Seitenlänge von ca. 1 m lagen (s. Abb. 16). Im Folgenden wird die Aufgabenstellung der einzelnen Rammkernsondierungen erläutert:

RKS 1: Durchgängige Rammkernsondierung bis in eine Teufe von 4 m unter Geländeoberkante (u. GOK), ohne Kerngewinnung in Linern. Die Zielstellung bestand in der Aufnahme des geologischen Profils als Planungsgrundlage für die Linerkernprobenahme und die Installation der Bodenluftsonden.

RKS 2: Durchgängige Rammkernsondierung bis in eine Teufe von 4 m u. GOK, mit Kerngewinnung in transparenten Kunststofflinern (keine Bohrgutansprache möglich). Die Zielstellung bestand in der Entnahme von ungestörten Zylinderproben für die kontaminationsbedingte Korrektur der pF-Kurve (Abschnitt 5.1.1, s. Abbildung 26 bzw. Abbildung 27, Laborebene B) als Grundlage für eine belastbare Sickerwasserprognose.

RKS 3: Durchgängige Rammkernsondierung von bis in eine Teufe 4 m u. GOK, mit Kerngewinnung in Edelstahllinern (keine Bohrgutansprache möglich). Die Zielstellung bestand in der Entnahme von ungestörten Kernproben für die Quantifizierung des Quellterms (s. Abb. 26 bzw. s. Abbildung, Laborebene C) als Grundlage für eine belastbare Sickerwasserprognose.

RKS 4: Durchgängige Rammkernsondierung (keine Bohrgutansprache möglich) bis 4 m u. GOK, mit Kerngewinnung in Edelstahllinern (von 1 m bis 2 m und 3 m bis 4 m, Zielstellung war analog der RKS 3) und Kunststoffliner (von 2 m bis 3 m, Quantifizierung des Quellterms mit modifiziertem Bodensättigungsextraktverfahren – BSE). Weil beim BSE der Boden nicht im Liner untersucht wird, konnte für die Quelltermuntersuchungen für den Schluffhorizont (von 2,1 m u. GOK bis 2,5 m u. GOK) ein Kunststoffliner verwendet werden.

Die Sondierungen RKS 3 und 4 wurden teufenorientiert als Bodenluftmessstellen ausgebaut (Lage s. Abb. 16). Dazu wurden die RKS zunächst bis unterhalb der eigentlichen Zielteufe mit Tonpellets verfüllt. Danach erfolgte der Einbau der Bodenluftlanzen (Filterlänge ca. 10cm), Hersteller UIT GmbH, Dresden. Die Verfüllung des Sondierloches erfolgte jeweils im zu beprobenden Bereich mit Filterkies und darüber bis zur GOK mit einer Tonsuspension als Abdichtung.

Teufenlagen der Bodenluftmessstellen:

BL-1-1 (in RKS 3): Bodenluftlanze in 1,5m u. GOK (Überstand 0,20m über GOK)
Filterkies 1,5 bis 1,1m u. GOK

BL-1-2 (in RKS 4): Bodenluftlanze in 1,8m u. GOK (Überstand 0,15m über GOK)
Filterkies 2,0 bis 1,5m u. GOK

Die nicht ausgebauten RKS 1 und 2 wurden vollständig mit Tonpellets verfüllt.

4 Ergebnisse aus dem Versuchsfeldbetrieb

4.1 Ergebnisse der Feuchtemessungen

Über den gesamten Untersuchungszeitraum (12/2005 – 11/2007) wurden im Versuchsfeld 1 kontinuierlich Messungen der Bodenwasserspannung (Tensiometer) und ab April 2007 der volumetrischen Bodenfeuchte (Bodenfeuchtesonde) in verschiedenen Tiefen registriert. Zusätzlich erfolgte die Erfassung des Niederschlags.

Bei der Betrachtung der Tensiometeraufzeichnungen in 2006 zeigte sich ein „Rauschen“ (stochastisches Schwanken der halbstündlichen Messwerte um einen mittleren Wert) ab. Eine mögliche Ursache hierfür könnten störende elektrische Felder aus den direkt benachbart verlegten Stromleitungen und den Oberleitungen der Bahnstrecke sein.

Aufgrund dieses „Rauschens“ sowie wegen der ungünstigen Bodenverhältnisse im oberflächennahen Bereich am Standort (schlecht sortiertes grobkörniges Material, Aufschüttungsmaterial) wurde eine Bodenfeuchtesonde zur Plausibilitätsprüfung der Tensiometerwerte eingebaut. Die oberflächennahen Schichten reagieren besonders ausgeprägt auf Niederschlags- und Trockenereignisse und sind für die Beschreibung des Sickerwasserverhaltens somit von besonderem Interesse. Die Bodenfeuchtesonde wurde deshalb in 1 m Tiefe, parallel zu den Tensiometern T-1-1 und T-1-2, eingebaut. Wie oben erwähnt, war ein Einbau in tieferen Schichten nicht möglich.

In Abbildung ist die Lage der Tensiometer-Messhorizonte im Vergleich zu den aufgeschlossenen Bodenprofilen der Sondierungsstandorten S-1-8 und S-1-11 (Saugkerzen) dargestellt. Dabei ist folgendes festzustellen: In ca. 2,1 – 2,4 m u. GOK befindet sich eine stauende Schicht wechselnder Mächtigkeit (ca. 5 bis 30 cm) aus Schluff und Ton, die den Sickerwasserbereich in einen oberen, vor allem niederschlagsbeeinflussten und einen unteren, vor allem grundwasserbeeinflussten Sickerwasserbereich unterteilt.

Im oberen, niederschlagsbeeinflussten Bereich wurde eine Wechselwirkung mit dem Grundwasser (Kapillarsaum) sowie ein Rückstau der Infiltration durch die Schluffschicht vermutet. Um dies besser beobachten zu können, erfolgte im September 2006 der zusätzliche Einbau von 2 weiteren Tensiometern (T-1-5 und T-1-6) knapp oberhalb dieser Schluffschicht.

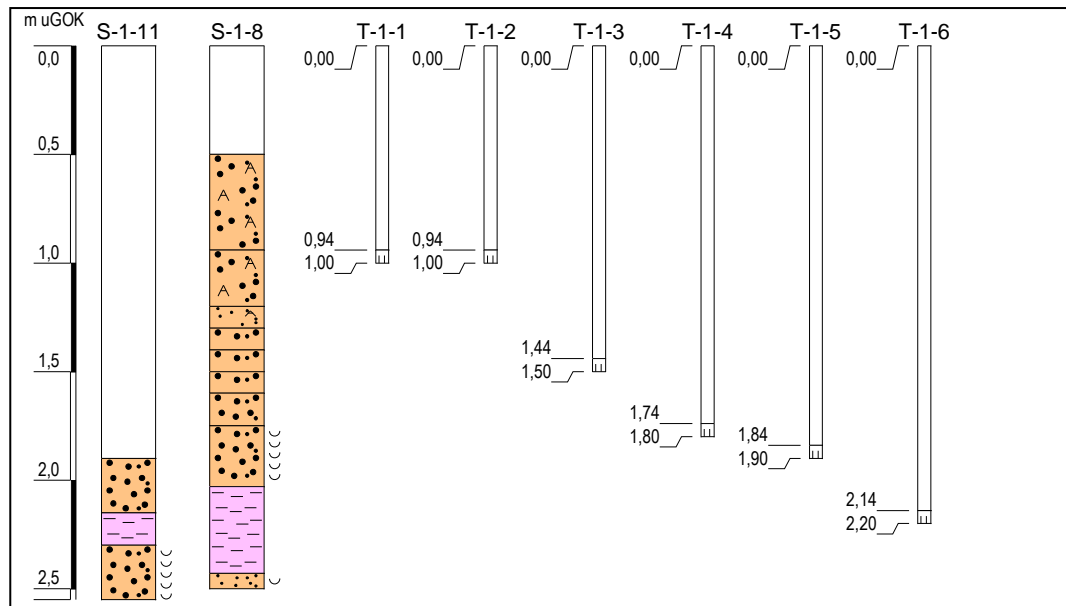


Abbildung 17: Teufenlage der Tensiometer im Testfeld 1.

Die Abbildungen 18 und 19 stellen die Ergebnisse der Tensiometer- und Bodenfeuchtemessungen zeitlich und tiefenorientiert im Vergleich zu den Niederschlagsereignissen dar. Folgende grundlegende Erkenntnisse sind auf Grund der Messergebnisse ableitbar:

- An keinem Messwertverlauf ist eine Randströmung an den installierten Tensiometern erkennbar. Damit ist festzustellen, dass der Einbau der Tensiometer sehr sorgsam und unter Verwendung von Vertikaldichtungen erfolgte.
- Die gute Korrespondenz der beiden Tensiometer in 1 m Tiefe (T-1-1 und T-1-2) bricht ab Mitte April 2007 zusammen – T-1-1 zeigt deutlich niedrigere, teilweise negative Spannungen. Hier liegt offensichtlich eine Fehlfunktion vor.
- Die beiden in einer Teufe von 1,9 m bzw. 2,2 m installierten Tensiometer T-1-5 und T-1-6 sind zunehmend grundwasserbeeinflusst (Kapillarsaum), wobei teilweise vollständige Wassersättigung erreicht wird (beispielsweise ab Januar 2007: Werte der Tensiometer T-1-5 und T-1-6 um bzw. teilweise unter 0).
- Die vertikale Betrachtung der Tensiometerwerte zeigt eine deutliche Wassergehaltszunahme (also Abnahme der Bodenwasserspannung) mit der Tiefe, die aus der Sicht der Bearbeiter vor allem durch die stauende Schicht verursacht wird (rückgestaute Infiltration).
- Während bis in eine Teufe von 1 m eine ausgeprägte Reaktion der Tensiometermessungen auf den Niederschlag und die Evapotranspiration festzustellen ist, wird diese mit zunehmender Tiefe „geglättet“ (d.h. weniger hohe/steile Peaks).
- Der enge Zusammenhang zwischen dem Grundwasserstand und der Saugspannung in den Schichten oberhalb des Grundwassers ist in Abb. 20 klar erkennbar. Der Grundwasserstand schwankt zwischen Sommer und Winter um 50 bis 70 cm, und erreicht teilweise die Schluffschicht (März 2006). Insbesondere die tiefen Tensiometer zeigen einen zur Grundwasserganglinie parallelen Verlauf. Bei den flachen Tensiometern ist der Verlauf, wie oben erwähnt, von den atmosphärischen Ereignissen überprägt.
- Im Betriebszeitraum der Bodenfeuchtesonde zeigen BF-1-1 und T-1-2 das zu erwartende gegenläufige Verhalten (feuchter Boden = geringe Spannung und umgekehrt).

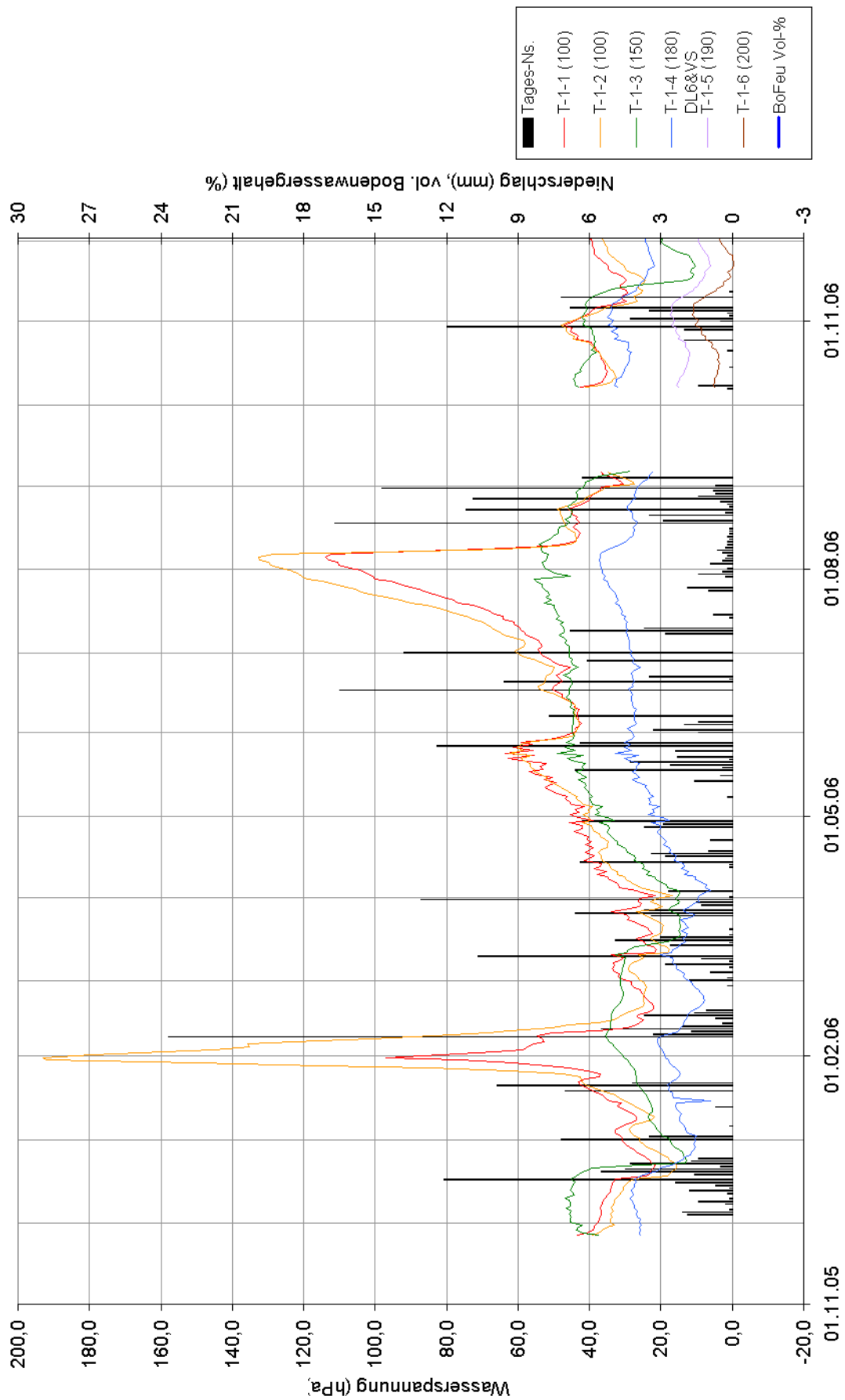


Abbildung 18: Zeitreihen von Bodenwasserspannung und Tagesniederschlag von November 2005 bis November 2006.

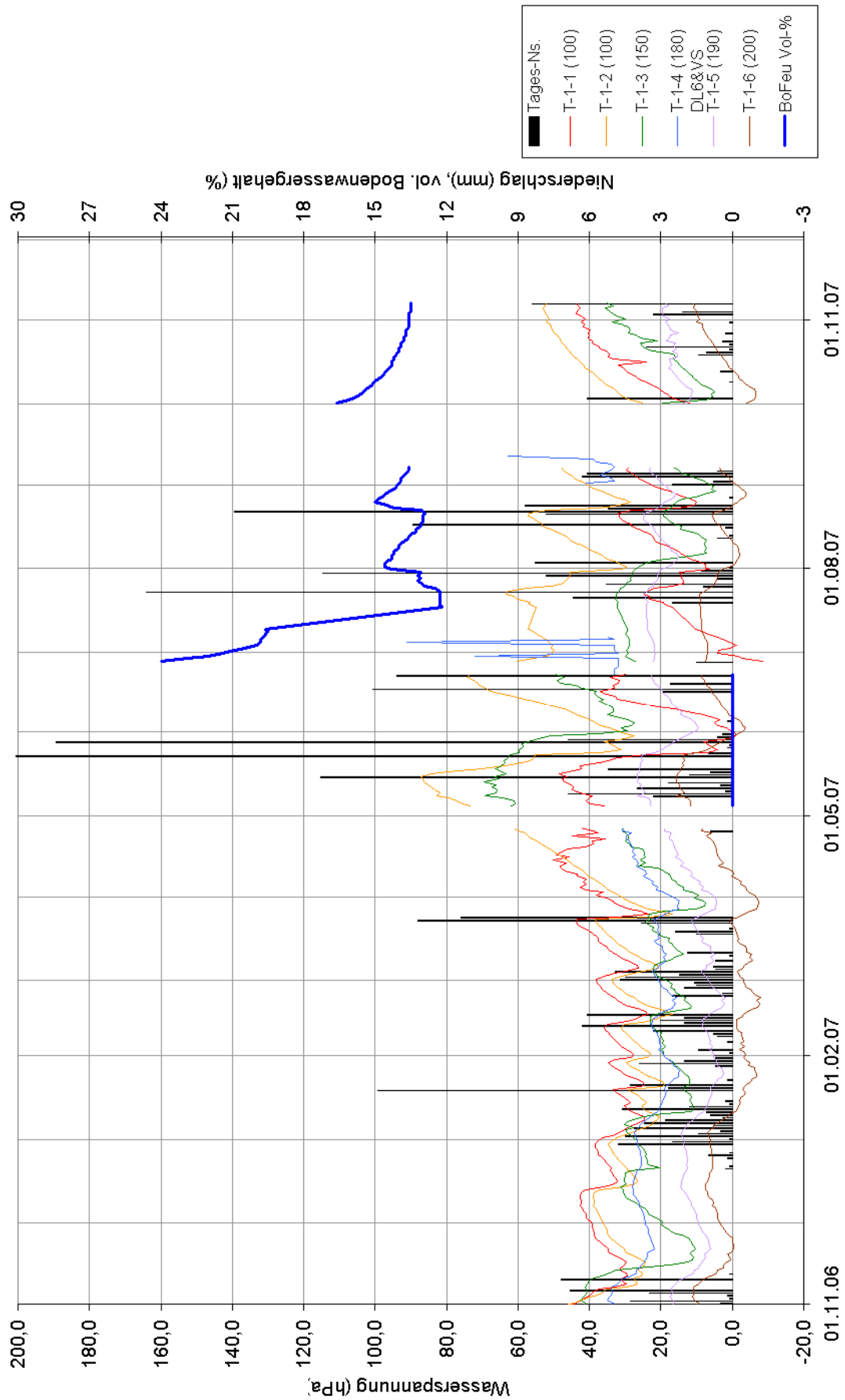


Abbildung 19: Zeitreihen von Bodenwasserspannung, volumetrischer Bodenfeuchte und Tagesniederschlag von November 2006 bis November 2007.

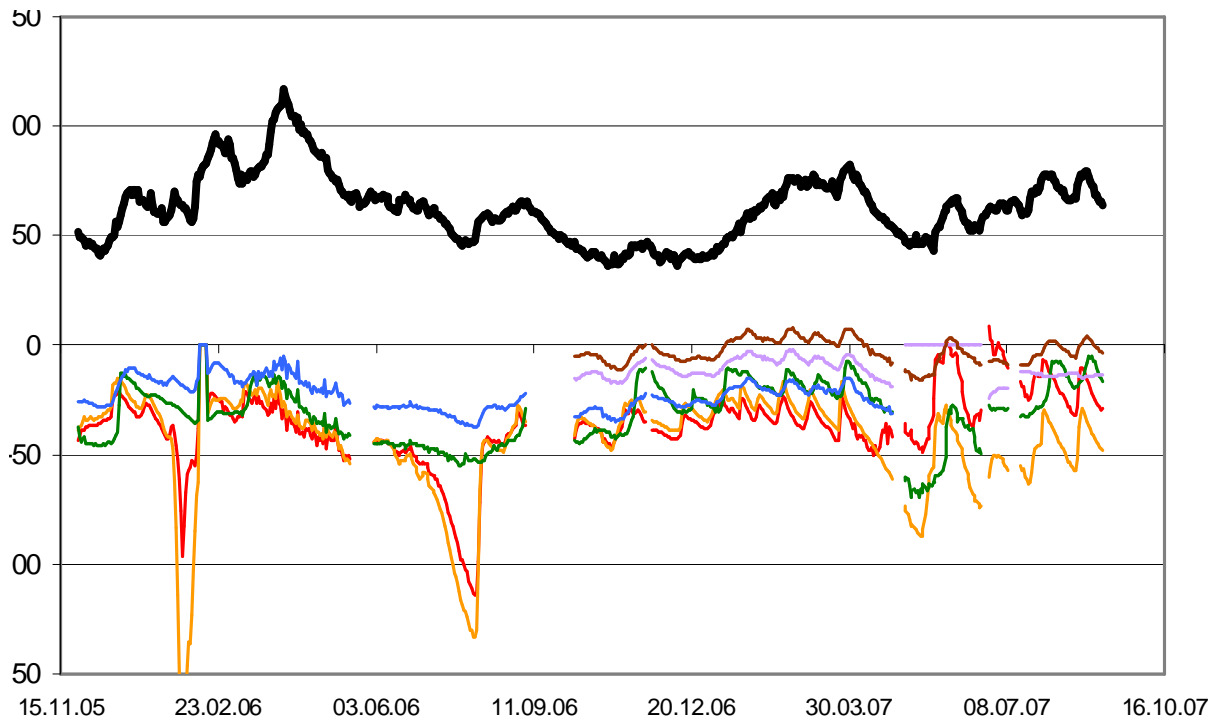


Abbildung 20: Verlauf von Grundwasserstand (Messstelle DB12A, dicke Linie) und Saugspannungen (T-1-1 bis T-1-6, dünne Linien, Farben wie in Abbildungen Abbildung und Abbildung). Der Grundwasserstand ist in cm über dem Bezugsniveau 3,20 m u. GOK (= Modellrand der Bodenfeuchtemodellierung, Abschnitt 5.2) ausgedrückt. Dementsprechend liegt die Schluffschicht bei ca. 100 cm über Bezugsniveau. Die mit Tensiometern gemessenen Spannungen sind in hPa gegenüber Atmosphäre (negativ = Saugspannung des ungesättigten Bodens, positiv = gesättigter Boden) angegeben.

4.2 Bodenwasseranalysen

Die in den Versuchsflächen installierten Bodenwassersammler sind in Tabelle 3 zusammenfassend aufgelistet. Neben den verschiedenen Saugkerzen-Materialien sind vor allem die verwendeten Systeme (Einkammer- und Zweikammer) zu beachten. Während im Messfeld 1 (Süd) grundsätzlich nur Einkammerbodenwassersammler installiert wurden, erfolgte im Messfeld 2 (Nord) der Einbau von Zweikammerbodenwassersammlern.

Eine erste Phase des Messfeldbetriebs umfasste den Zeitraum 2005 – 2006, in dem der Unterdruck an allen Saugkerzen manuell angelegt wurde. Aufgrund der Ergebnisse in diesem Zeitraum erfolgte eine Erweiterung der Messfelder und eine teilweise Umstellung auf automatische Unterdruckregelung. Diese Untersuchungsabschnitte werden im folgenden dargestellt.

4.2.1 Ergebnisse 2005 – 2006

Vorgesehen war die Analyse der aus den Sammelflaschen entnommenen Sickerwasserproben auf BTEX, MKW und MTBE. Die zwischen den Probennahmeterminen gesammelten Sickerwassermengen ermöglichten nicht immer das komplette Analysenspektrum, so dass größtenteils auf die MKW-Analyse verzichtet werden mußte, da hier große Probenvolumina (1 Liter für eine Bestimmungsgrenze von 0,1 mg/l) erforderlich sind.

Auf Grund der langen Frostperiode, verbunden mit dem Einfrieren der Probenahme-schläuche, konnten nach den Probennahmen am 12.12.2005 und 12.01.2006 die ersten Sickerwasserproben erst wieder am 05.04.2006 entnommen werden. Ein weiterer die Proben-gewinnung beeinträchtigender Faktor war die extreme Trockenheit im Sommer 2006.

Die Abbildungen 21 bis 25 zeigen Beispielhaft die zeitlichen Verläufe der BTEX-Konzentrationen aus Saugkerzen in verschiedenen Tiefenniveaus. Es sind sowohl Einkammer- („S-1“) als auch Zweikammersysteme („S-2“) dargestellt.

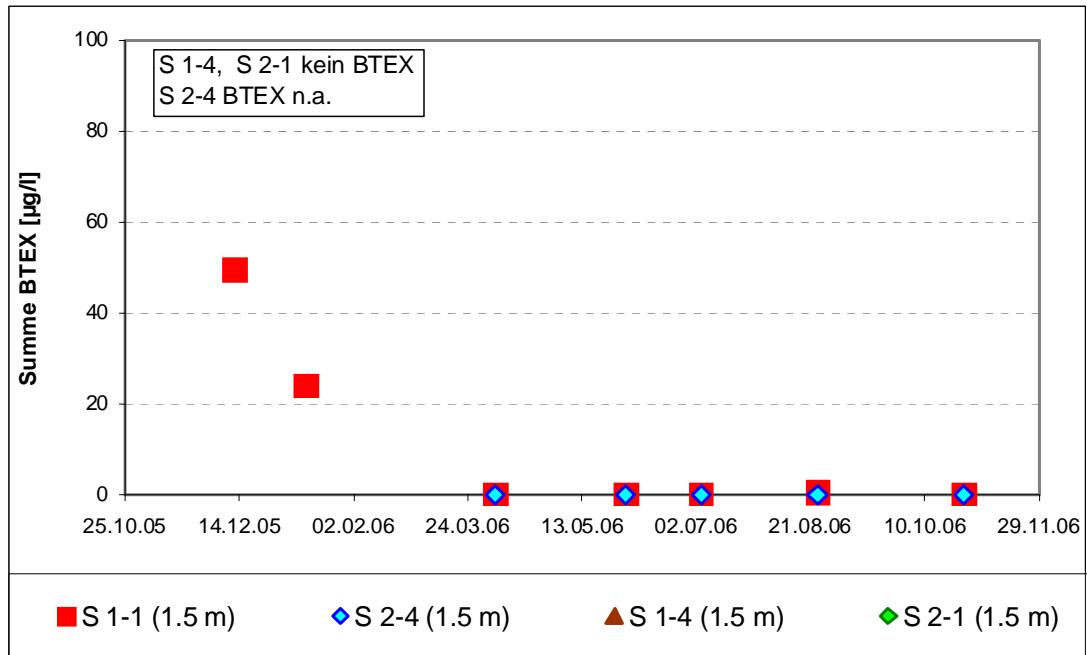


Abbildung 21: BTEX-Konzentrationen in Bodensammlern in 1,5 m Tiefe im Untersuchungszeitraum 2005 – 2006.

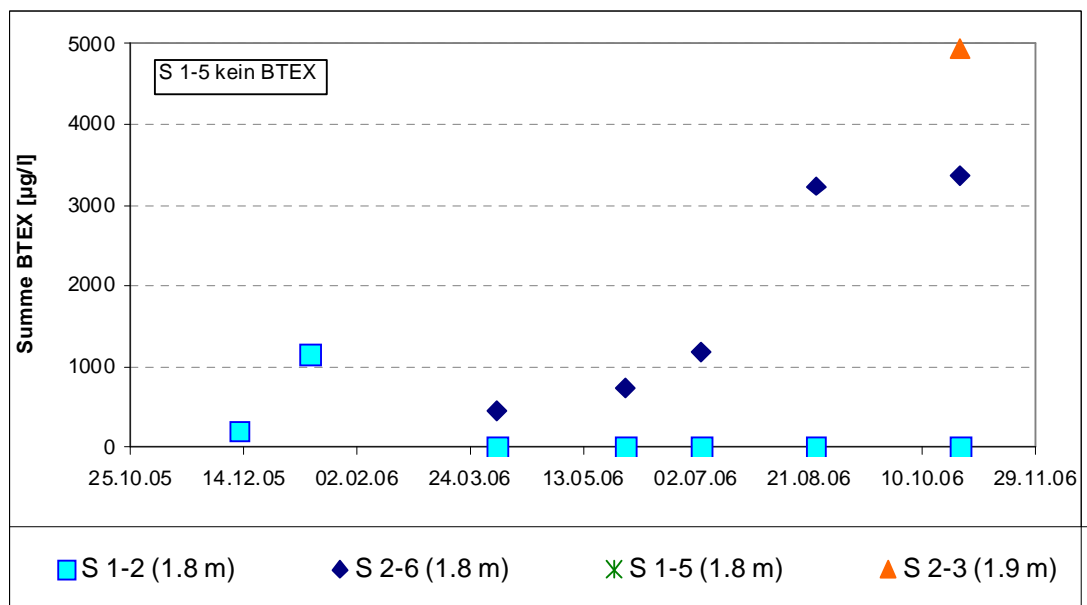


Abbildung 22: BTEX-Konzentrationen in Bodensammlern in ca. 1,8 m Tiefe im Untersuchungszeitraum 2005 – 2006.

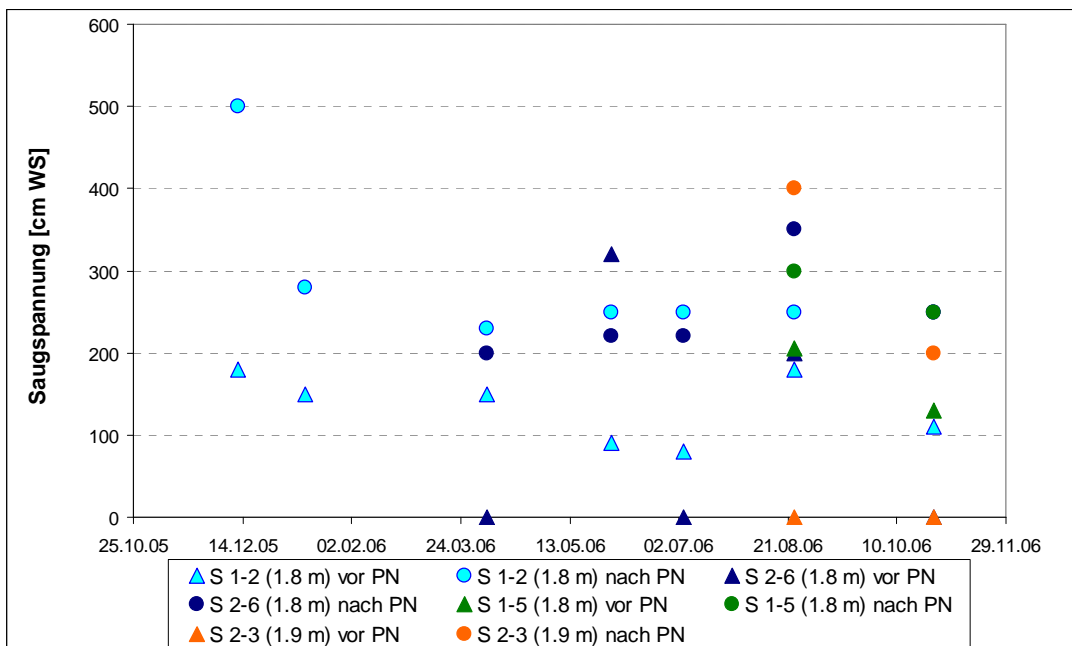


Abbildung 23: Vor Probenahme gemessene bzw. nach Probenahme angelegte Unterdrücke der Bodensammler in 1,8 m Tiefe im Untersuchungszeitraum 2005 – 2006.

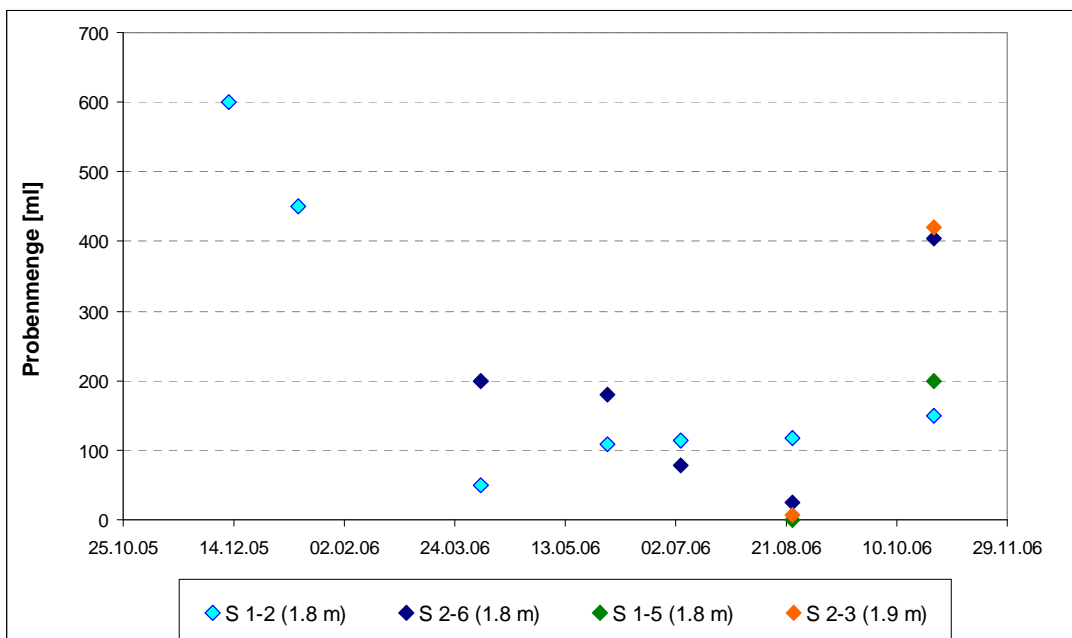


Abbildung 24: Aus den Bodensammlern in 1,8 m Tiefe im Untersuchungszeitraum 2005 – 2006 gewonnene Probenmenge.

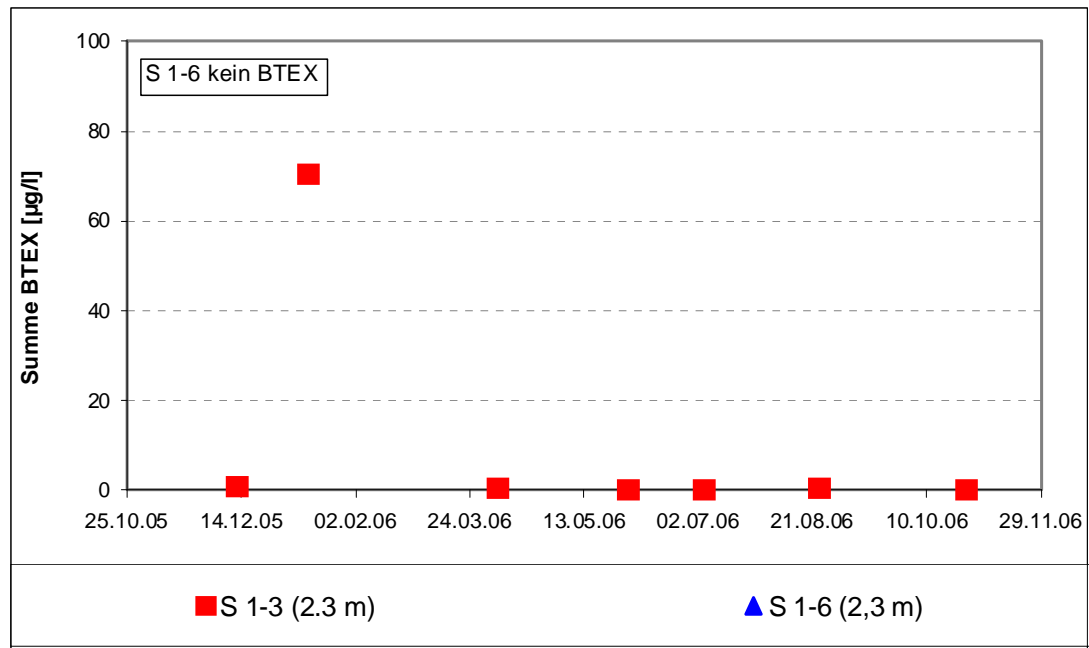


Abbildung 25: BTEX-Konzentrationen in Bodewassersammlern in 2,3 m Tiefe im Untersuchungszeitraum 2005 – 2006.

Auf der Grundlage einer klassischen (d.h. nicht prozessbezogenen) Datenanalyse konnten folgende Erkenntnisse abgeleitet werden:

- Bei allen installierten Sickerwasserprobennahmesystemen und Saugkerzenmaterialien konnten nur bei den tieferen, durch die rückgestaute Infiltration bzw. das Grundwasser beeinflussten Probennahmesystemen über einen Zeitraum von ca. 3 Wochen Probenvolumen bis max. 600 ml entnommen werden. Bei den in einer Teufe von ca. 1,5 m installierten Sickerwasserprobennahmesystemen (S-1-1, S-1-4, S-2-1, S-2-4) konnten in der gleichen Zeit bei einem vergleichbaren Unterdruck nur max. 100 ml gesammelt werden.
- Beim Bodewassersammler S-1-2 konnte eine Abhängigkeit der in den Bodewasserproben analysierten BTEX von dem für die Probennahme verwendeten Unterdruck festgestellt werden (s. Abb. 22 und 23). Bei einer Erhöhung des Unterdruckes von 180 mbar auf 500 mbar wird eine Erhöhung der BTEX-Konzentration um das ca. 4-fache beobachtet. Auf Grund des anschließend wieder reduzierten Unterdruckes (ca. 250 mbar) und des teilweise geringen Wassergehaltes des Bodens reduzierte sich das im weiteren Überwachungszeitraum entnommene Wasservolumen drastisch (s. Abbildung 24). Die in den Bodewasserkonzentrationen analysierten BTEX lagen im Bereich der Bestimmungsgrenze.
- Der Bodewassersammler (BWS) S-1-1 zeigt ein zu S-1-2 vergleichbares Verhalten, jedoch auf wesentlich geringerem BTEX-Konzentrationsniveau. Da beide BWS hinsichtlich Typ (Einkammersystem) und Material (Keramik) identisch sind und nur im Teufenbereich um ca. 30 cm differieren (S-1-1: 150 cm; S-1-2: 180 cm) wäre aus der Sicht der Bearbeiter davon auszugehen, dass S-1-2 das Bodewasser im Bereich der stauenden Schicht repräsentiert. Damit ergäbe sich eine wesentliche Erkenntnis für den Standort, wonach im oberen Teil der stauenden Schicht, die durch S-1-1 überwacht wird, keine Schadstoffe in Phase vorliegen.
- Über den gesamten Überwachungszeitraum konnten über S-1-4 (150 cm) nur sehr geringe Volumina bzw. keine Bodewasserproben entnommen werden.

- S-2-5 (170 cm) ergibt ein ähnliches Überwachungsverhalten wie die in vergleichbarer Tiefe (180 cm) installierte S-1-2, nur auf einem höheren Konzentrationsniveau (1.200...5.000 µg/l im Vergleich zu 200...1.100 µg/l).
- Werden die Saugkerzen S-1-4 bis S 1-6 (Siliziumkarbid, Einkammersystem), S-2-1 bis S-2-3 (Siliziumkarbid, Doppelkammersystem), S-1-1 und S-1-2 (Keramik, Einkammersystem), sowie S-2-6 (Keramik, Doppelkammersystem) verglichen, so ist folgender Sachstand feststellbar:
 - Ein grundsätzlich unterschiedliches Bodenwassersammelverhalten ist nicht feststellbar, da es von dem Verhältnis von angelegtem Unterdruck und aktuellen Wassergehalt in dem zu überwachenden Bodenbereich abhängt.
 - Ob die verwendeten beiden Bodenwassersammlertypen einen Einfluss auf die in den Bodenwasserproben analysierbaren Stoffe haben, kann nur bei den Bodenwassersammlern abgeschätzt werden, die vor allem durch die rückgestaute Infiltration beeinflusst werden (unmittelbar oberhalb der stauenden Schicht). Dabei gehen die Bearbeiter davon aus, dass im rückgestauten Bereich die Stoffkonzentrationen nicht so heterogen verteilt sind, wie im Bodenwasserbereich (Sickerwasser wirkt homogenisierend, ist eine Integration der aus dem Bodenwasserbereich zusickernden unterschiedlichen Stoffströme). In dieser Hinsicht sind nur S-2-3 und S-2-6 vergleichbar. Hier zeichnen sich bei sonst vergleichbaren Probennahmebedingungen (angelegter Unterdruck, Zweikammersystem), jedoch unterschiedlichem Standort und Saugkerzenmaterial relativ hohe Unterschiede in den Bodenwasserkonzentrationen ab. Während mittels S-2-6 (Zweikammersystem mit Keramik-Saugkerze) eine BTEX-Konzentration im Bodenwasser in Höhe von ca. 3.400 µg/l analysiert wurde, ergab die Bodenwasseranalyse für S-2-3 (Zweikammersystem mit Siliziumcarbid-Saugkerze) ca. 5.000 µg/l. Dieser Unterschied ist aus der Sicht der Bearbeiter auf die unterschiedlichen Standorte zurückzuführen, da beim Vergleich der Ergebnisse, die mit den Einkammersystem und unterschiedlichem Saugkerzenmaterial (S-1-1 bis S-1-6) erzielt wurden, keine signifikanten Bodenwasserkonzentrationsunterschiede festgestellt wurden, die auf unterschiedliches Material zurückzuführen wären.
 - Unter Berücksichtigung der in unterschiedlichen Messfeldern installierten Ein- und Zweikammersystemen kann dennoch ein systematischer/systembedingter Konzentrationsunterschied festgestellt werden. Während bei Einkammersystemen der Entnahmedruck die geodätische Höhe berücksichtigen muss, die ein Sammeln des Bodenwassers in einer im Bereich der GOK befindlichen Sammelflasche ermöglicht, ist dies bei Doppelkammersystemen nicht erforderlich. Durch den notwendigen anzulegenden erhöhten Unterdruck bei den Einkammersystemen besteht gegenüber dem Doppelkammersystem die Gefahr einer zusätzlich stattfindenden Entgasung von leichtflüchtigen Inhaltsstoffen.

4.2.2 Anpassung des Untersuchungskonzepts

In Auswertung der o.g. Versuchsergebnisse des Zeitraums 2005 – 2006 wurde in 2007 eine teilweise Umstellung der Bodenwasserbeprobung auf Tensiometersteuerung vorgenommen. Der fachliche Hintergrund der Umbauarbeiten bestand darin, zu untersuchen inwieweit die Nachregelung des an die Saugkerzen angelegten kontinuierlichen Unterdrucks Einfluss auf die Sickerwasserzusammensetzung, -menge und ggf. Absorptionseffekte an den Saugkerzen hat.

Durch die Vakuumsteuerung sollte sich der Unterdruck so regeln lassen, dass er zur Gewinnung und Förderung der Bodenwasserproben ausreicht, andererseits die im vorhergehenden Abschnitt angesprochene Möglichkeit der Entgasung minimiert wird.

Da die Probennahme an den an die Steuerung angeschlossenen Saugkerzen (s. Tabelle 3) kapillardruckgesteuert verläuft, ist davon auszugehen, dass die Sickerwasserprobennahme stets unter vergleichbaren Bedingungen erfolgt, d.h. dass die Differenz zwischen Wasserspannung des Bodens und Saugkerze, die zur Extraktion der Wasserprobe führt, konstant bleibt. Bei einem einmalig angelegten Unterdruck hingegen ist die Differenz anfangs hoch (es entsteht ein starker Gradient) und nimmt mit der Zeit ab (der Gradient verringert sich). In diesem Falle sind die Probennahmebedingungen und der erfasste Bodenraum zeitlich veränderlich.

Weiterhin war zu erkennen, dass eine Einschätzung der Plausibilität der Sickerwasseruntersuchungen bzw. der Einflüsse von Material (Keramik, Siliziumkarbid) und System (Ein- bzw. Zweikammer) nur auf Basis der Saugkerzen-Ergebnisse nicht möglich war. Aus diesem Grunde wurden in 2007 Bodenproben entnommen (Abschnitt 3.6) und laborativ untersucht (Abschnitt 5.1).

4.2.3 Ergebnisse 2007

Da die Probennahme tensiometergesteuert erfolgte, sollten die in Tabelle 4 und 5 zusammenfassend dargestellten Ergebnisse vergleichbar sein.

MTBE wurde für zwei Probennahmeterminen (01.03.07 und 24.04.07) bestimmt, wurde aber in keiner Bodenwasserprobe oberhalb der Bestimmungsgrenze analysiert. In keiner der aus dem Messfeld 1 entnommenen Bodenwasserproben konnten MKW nachgewiesen werden.

Tabelle 4: Zusammenstellung der mit den Einkammerbodenwassersammlern mit Saugkerzen aus Keramik (K) und Siliziumkarbid (SiC) im Bodenwasserproben ermittelten BTEX-Belastung in µg/l.

Graue Felder: Probenvolumen zu gering für Analyse; n.b. = keine Summenbildung möglich, da alle Einzelgehalte kleiner Bestimmungsgrenze. VS = Vakuumsteuerung (+ ja, – nein).

Bezeichnung	Tiefe (cm)	VS	01.03.07	24.04.07	20.06.07	10.09.07	08.10.07	28.11.07	14.12.07
S 1-1 (K)	150	–	6,1	14,8	0,6	n.b.	7,7		57,0
S 1-2 (K)	180	+	9,7	0,9	n.b.	n.b.	42,7	351,0	n.b.
S 1-3 (K)	230	+	n.b.	n.b.	n.b.	0,8	185,9	11,9	251,0
S 1-4 (SiC)	150	–	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	12,6	70,7	142,0
S 1-5 (SiC)	180	+	n.b.	0,7	n.b.	2.400,0	236	5.157,0	2.944,0
S 1-6 (SiC)	230	+	118,3	105,3	n.b.	2.921,0	7.062,0	5.590,0	5.513,0
S 1-7 (SiC)	180	+	157,8	161,7	3,1	21,4	2.616,0	314,0	
S 1-8 (SiC)	250	+	5,7		n.b.			4,0	118,0
S 1-9 (SiC)	250	–	4,0	2,0					
S 1-10 (K)	180	+	13,2	23,2	n.b.	7,8	5.06,4	4.155,0	2.160,0
S 1-11 (K)	250	+	3,6	2,7			1,0		
S 1-12 (K)	250	–	7,0	5,6	0,5	n.b.	7,3	107,0	1.123,0

Tabelle 5: Zusammenstellung der mit den Zweikammerbodenwassersammlern (Messfeld 2, Nord) mit Saugkerzen aus Keramik (K) und Siliziumkarbid (SiC) im Bodenwasserproben ermittelten BTEX-Belastung in µg/l.

Graue Felder: Probenvolumen zu gering für Analyse; n.b.: keine Summenbildung möglich, da alle Einzelgehalte kleiner Bestimmungsgrenze.

Bezeichnung	Tiefe (cm)	01.03.07	24.04.07	20.06.07	10.09.07	08.10.07	28.11.07	14.12.07
S 2-1 (SiC)	150	n.b.	n.b.			9,0		n.b.
S 2-2 (SiC)	170		1.295,3					
S 2-3 (SiC)	190	25.380	14.460,0	8.480	6.400	25.520,0	6.210	21.920
S 2-4 (K)	150		1.153,0					
S 2-5 (K)	170	16.310	9.160,0					1.209
S 2-6 (K)	180	9.180	7.250,0	4.930	4.844	6.380,0	6.860	
S 2-7 (SiC)	200	14.480		15.950	4.710		9.636	11.290
S 2-8 (SiC)	230	6.530			19.670		22810	22.120
S 2-9 (SiC)	230	25.440		22.230	27.330	24.510,0	33.290	42.080
S 2-10 (K)	195	4.647	5.394,0	9.733		23.560,0	4.771	6.504
S 2-11 (K)	230	6.480		3.840		30.780,0	20450	26.450
S 2-12 (K)	230					5801,0		11.040

Nachfolgend werden die auf der Grundlage der Tabellen 4 und 5 ableitbaren Ergebnisse und Schlussfolgerungen zusammengefasst, die sich ergeben würden, wenn die laborativen Quelltermuntersuchungen an Bodenproben nicht verfügbar wären:

- Ein signifikanter Unterschied im Verhalten der Saugkerzenmaterialien gegenüber den zu analysierenden Stoffen konnte in dem vorliegenden Messungen praktisch nicht festgestellt werden.
- Werden die Ergebnisse beider Tabellen miteinander verglichen, so fällt auf, dass im Messfeld 2 wesentlich höhere BTEX-Konzentrationen in den entnommenen Bodenwasserproben analysiert wurden (Faktor 10 bis 100) als im Messfeld 1. Dieser Sachverhalt könnte mit einer stark heterogenen BTEX-Verteilung begründet werden und wäre zunächst plausibel. In Anbetracht der o.g. Laboruntersuchungen ergibt sich jedoch eine andere, wahrscheinlichere Möglichkeit (Unterschiede zwischen Ein- und Zweikammersystemen), wie im Abschnitt 5.1.2 näher erläutert wird.

5 Prozessbetrachtung und Plausibilität

Eine Bewertung der Plausibilität der mit Saugkerzen ermittelten Sickerwasserkonzentrationen war nicht allein auf Grundlage eben dieser mit Saugkerzen gewonnenen Proben möglich. Dazu wurden die Sickerwasserprozesse näher untersucht und beschrieben, um so die im vorangegangenen Kapitel vorgestellten Ergebnisse einer abschließenden Plausibilitätsbetrachtung zu unterziehen.

5.1 Übertragbarkeit von Laborergebnissen auf reale Bedingungen am Standort

5.1.1 Sickerwasserprognose auf der Grundlage von Laboruntersuchungen

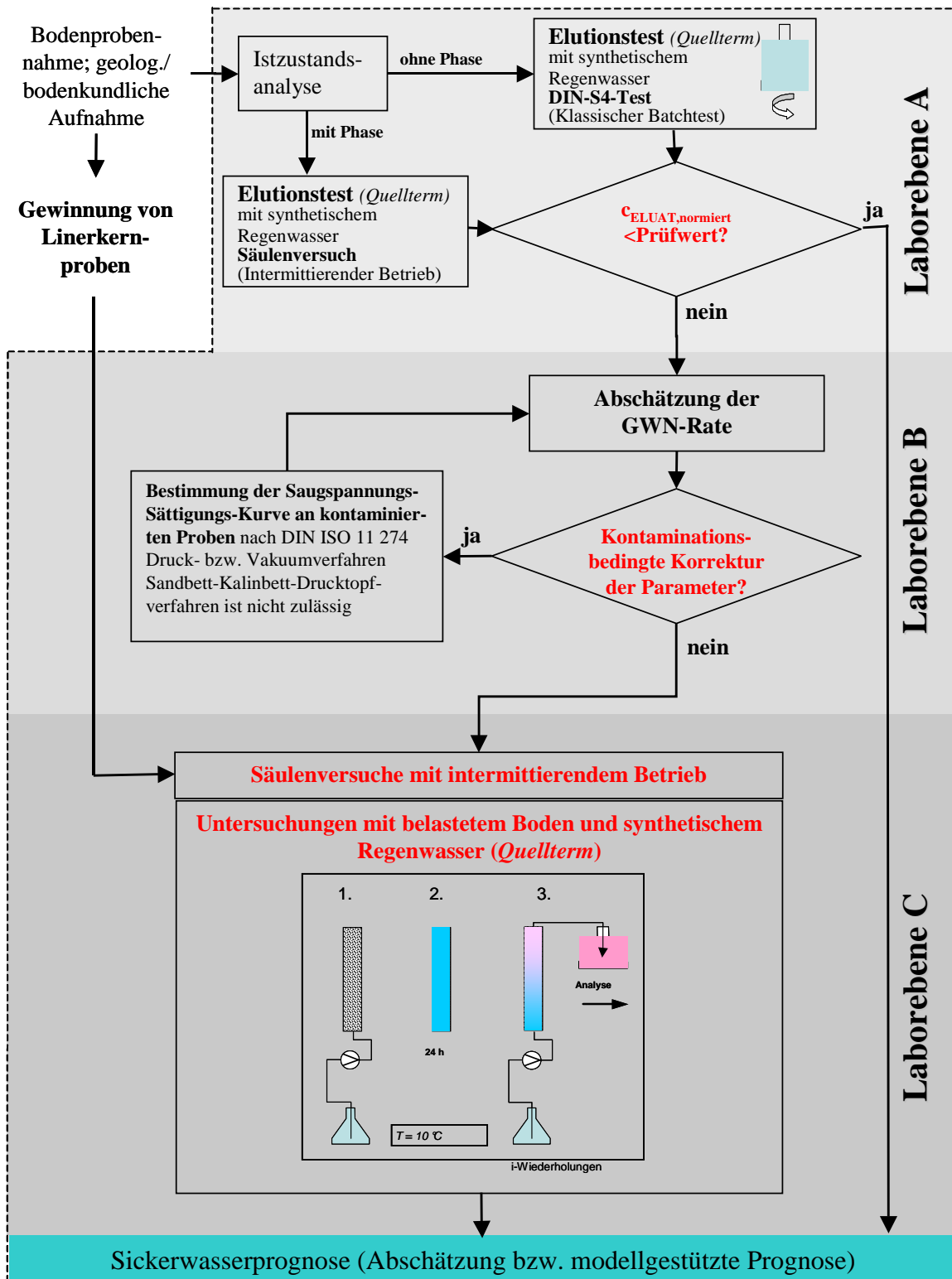
Die Zielstellung der laborativen Prozessuntersuchungen zur Sickerwasserprognose bestand vor allem in:

1. einem wesentlichen Beitrag zum Prozessverständnis,
2. der Ermittlung der für eine modellgestützte Sickerwasserprognose erforderlichen objekt-spezifischen Migrationsparameter für den Bodenwasserbereich und
3. der Planung, Begleitung und Auswertung der Bodenwasserprobennahme mittels Saugkerzen.

Dementsprechend wurden Linerkernproben aus den Teufenintervallen verwendet, in denen auch die Bodenwasserprobennahmesysteme entnommen wurden.

Für die Untersetzung der oben unter 1. und 2. benannten Zielstellungen soll an dieser Stelle auf Kap. 6.1.1 verwiesen werden.

Die laborativen Prozessuntersuchungen wurden gemäß Materialienband des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) zur Altlastenbehandlung: "Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung" (s. Abb. 26 und 27) durchgeführt. Abhängig von der hydraulischen Durchlässigkeit des untersuchten Bodenmaterials (Grenze $k_f = 10^{-7}$ m/s) kommen intermittierend betriebene Säulenversuche (IBSV) oder modifizierte Bodensättungsextrakte (BSE) zum Einsatz.



© BGD: Nitsche/ LfUG: Börke und Sohr; 2003

Abbildung 26: Ablaufplan für laborative Untersuchungen mit $k_f \geq 10^{-7}$ m/s mittels intermittierend betriebem Säulenversuch (IBSV) in der Laborebene C bzw. A (bei vorhandenen Schadstoffen in Phase).

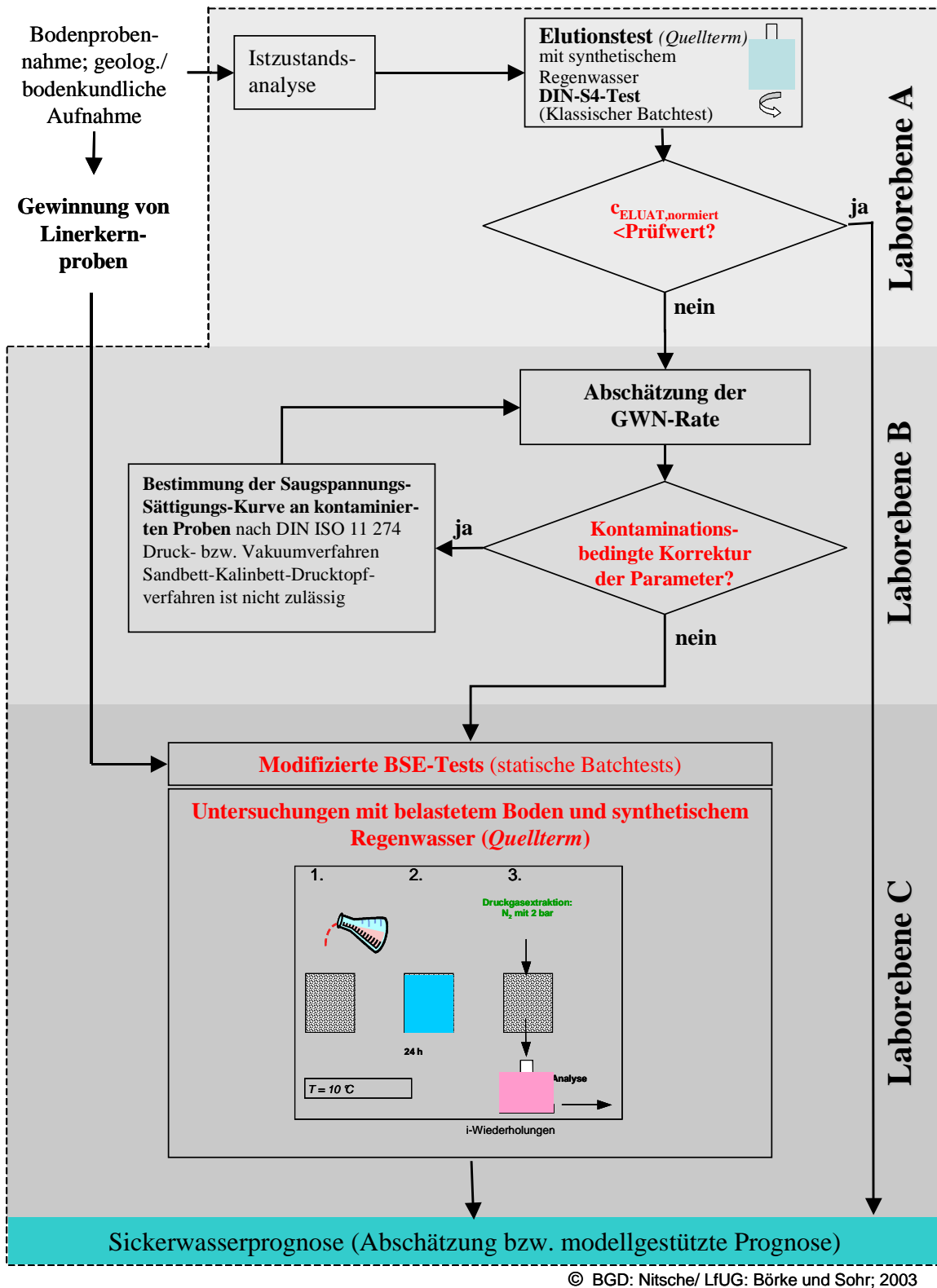


Abbildung 27: Ablaufplan für laborative Untersuchungen mit $k_f < 10^{-7}$ m/s mittels modifiziertem Bodensättigungsextrakt (BSE) in der Laborebene C.

Da bereits Laboruntersuchungen am Standort Elsterwerda durchgeführt wurden, die der Laborebene A zuzuordnen sind und deren Ergebnisse zur Notwendigkeit der Durchführung einer Sickerwasserprognose führten, waren im Rahmen dieses Projektes folgende Leistungen erforderlich:

- Die Entnahme der für die Untersuchungen in der Laborebene B und C erforderlichen ungestörten Bodenproben erfolgte im Rahmen der Installation der Bodenluftprobennahmesysteme (Abschnitt 3.6).
- Da der zu betrachtende Bodenwasserbereich kontaminiert ist und bereits umfangreiche Untersuchungsergebnisse vorliegen, wurde auf die Bearbeitung der Laborebene A verzichtet.
- Durchführung der Laborversuche in den Laborebenen B und C gemäß Abbildungen 26 bzw. 27.

5.1.1.1 Grundlagen für die Interpretation der Labor Versuchsergebnisse (Prozessanalyse I)

Die im Rahmen des up-scaling angestrebte Vergleichbarkeit von Ergebnissen aus intermittierend betriebenen Säulenversuchen mit Ergebnissen aus Felduntersuchungen wird von der Ähnlichkeit der Schadstoffverteilung in den jeweiligen Bilanzgebieten (Linerkern für IBSV bzw. Überwachungsbereich im Feld) bestimmt. Dies soll durch folgendes Modellkonzept verdeutlicht werden.

Zunächst wird der in einem Linerkern bzw. Feld zu betrachtende Bodenwasserbereich stufenweise in ein reales repräsentatives Elementarvolumen (REV, (Luckner & Schestakow 1986)) überführt. In der ersten Stufe wird zunächst nur ein vollständig trockener Boden betrachtet. Das dazu adäquate REV mit entsprechender Phasenverteilung wird in der Abbildung 28 dargestellt. Die Abbildung zeigt einen Schnitt durch einen Würfel mit einer Kantenlänge von 1. Je nach Heterogenität des zu betrachtenden Untergrundes beträgt die Kantenlänge 1 cm (für Ton), 1 dm (für schluffige Sande, Feinsande, etc.) bzw. 1 m (für Kiese). Alle Phasenanteile werden auf ein Volumen von 1 bezogen². Bei den untersuchten Bodenproben wäre, wenn diese vollständig getrocknet wären, von folgender Phasenverteilung auszugehen:

- Porenvolumenanteil (Gasphase): 30% ($n = 0,30$)
- Feststoffanteil (Feststoffphase): 70% ($1 - n$)

Wird nun dieses REV für einen vollständig mit Wasser gesättigten Boden, in dem das Wasser strömt, dargestellt, so ergibt sich das in Abbildung 29 dargestellte REV.

² Wissenschaftliche Definition: Das REV sollte groß im Vergleich zu den charakteristischen Abmessungen der Heterogenität des zu überwachenden Grundwasserbereiches (z.B. Porengrößen) sein, um örtlich statistische Mittelwerte für die physikalischen und chemischen Kennwerte/Messwerte einführen zu können. Das REV muss zum anderen klein im Vergleich zu den charakteristischen Abmessungen des insgesamt zu betrachtenden Bodenwasserbereiches sein, um die örtlich statistischen Mittelwerte noch als differenziell kleine Feldgrößen betrachten und die Migrationsprozesse durch partielle Differenzialgleichungen beschreiben zu können. Die zweite Bedingung bedeutet, dass der mit einem Versuch untersuchte Bodenwasserbereich niemals größer als ein finites Element des zu verwendenden Prognosemodells sein darf.

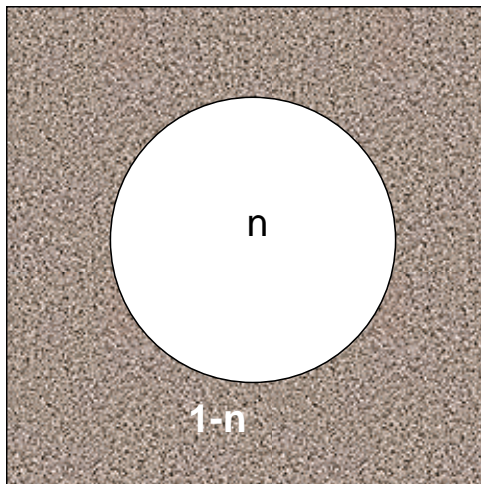


Abbildung 28: Darstellung eines REV für einen vollständig trockenen Boden mit einer Feststoffphase ($1 - n$) und einer Gasphase (mit Bodenluft vollständig gefüllter Porenvolumenanteil; $n =$ Bodenluft).

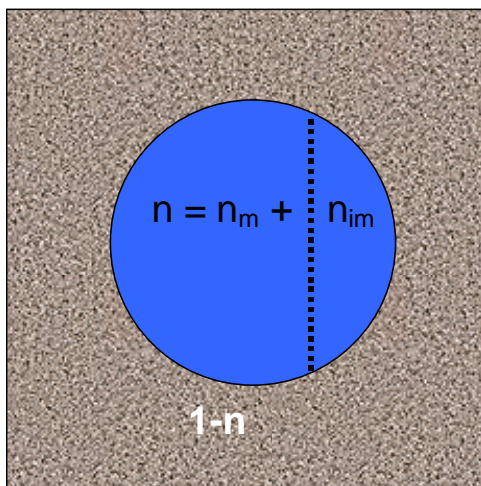


Abbildung 29: Darstellung eines REV für einen vollständig wassergesättigten Boden mit einer Feststoffphase ($1 - n$) und einer Wasserphase ($n =$ Porenwasser), die bei einer Strömung in einen hydraulisch wirksamen (n_m) und einen hydraulisch nicht bzw. nur geringfügig wirksamen Porositätsanteil (n_{im}) unterteilt wird.

Durch das strömende Wasser wird der gesamte Porenvolumenanteil n in einen hydraulisch wirksamen (n_m) und einen hydraulisch nicht bzw. nur geringfügig wirksamen Porositätsanteil (n_{im}) unterteilt. Der hydraulisch wirksame Porositätsanteil (auch als durchströmte Porosität oder durchflusswirksamer Hohlraumanteil bezeichnet) ist ein Basisparameter für die Berechnung der Porenwassergeschwindigkeit und damit für die digitale Simulation von Migrationsprozessen in der Boden- und Grundwasserzone (z.B. mit HYDRUS). Die hydraulisch wirksame Porosität ist nicht wie die Gesamtporosität ein bodentypischer Parameter (je nach Bodenart und Lagerungsdichte), sondern zusätzlich von den wirkenden hydraulischen Bedingungen abhängig. Der hydraulisch nicht bzw. nur geringfügig wirksame Porositätsanteil wird in einem Boden mit geringer Ungleichförmigkeit (homogene Zusammensetzung) durch Hydrathüllen und Winkelporenwasser gebildet. Nitsche (1981), Luckner & Nitsche (1984) und Nitsche, Luckner & van Genuchten (1989) konnten nachweisen, dass unter diesen Randbe-

dingungen davon auszugehen ist, dass der hydraulisch nicht bzw. nur geringfügig wirksame Porositätsanteil (n_{im}) ca. 10% bis 20% der Gesamtporosität beträgt ($n_{im} = 0,1n$ bis $0,2n$). Bei Böden mit erhöhter bis großer Ungleichförmigkeit (erhöht inhomogene bis stark inhomogene Zusammensetzung) wird der in Böden mit geringer Ungleichförmigkeit hydraulisch nicht bzw. nur geringfügig wirksame Porositätsanteil zusätzlich erweitert durch das Füllkorn (schluffige und tonige Anteile bei Sanden bzw. Kiesen), geochemische Reaktionsprodukte (Eisenablagerungen usw.), schluffige bzw. tonige Schichtanteile bzw. Eisenbänder in einer als homogen betrachteten Bodenschicht. Somit ist $n_{im} > 0,1n$ bis $0,2n$. Dabei ist davon auszugehen, dass dieser n_{im} -Anteil zwar selbst hydraulisch durchlässig ist, jedoch im Vergleich zum hydraulisch wirksamen Anteil (n_m) als hydraulisch geringfügig wirksam bis unwirksam einzuschätzen ist. In diesen Fällen kann n_{im} nur durch einen Tracerversuch ermittelt werden.

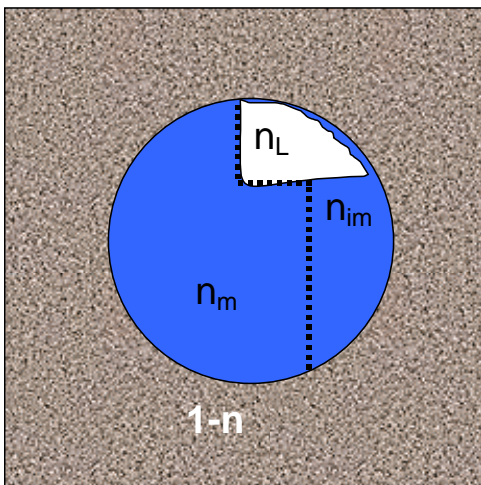


Abbildung 30: Darstellung eines REV für die Bodenwasserzone mit einer Feststoffphase ($1 - n$), einem hydraulisch wirksamen Porositätsanteil (n_m), einem hydraulisch nicht bzw. nur geringfügig wirksamen Porositätsanteil (n_{im}) und einem mit Bodenluft gefüllten Porositätsanteil (n_L).

Wird nun dieses vollständig gesättigte REV in den Bodenwasserbereich überführt, so ergibt sich das in Abbildung 30 dargestellte REV. Im Vergleich zur gesättigten Situation wurde das REV um eine Gasphase (Bodenluft) mit einem Anteil am Porenvolumen von n_L erweitert.

Die Bodenluftanteile bilden sich vor allem zuerst im hydraulisch wirksamen Porositätsanteil. Dieses Verhalten resultiert aus den Kapillarkräften, die mit abnehmenden Porenradien zunehmen. Dementsprechend hat ein Porenanteil mit größeren Porenradien ein geringeres Wasserhaltevermögen als ein Porenanteil mit geringeren Porenradien. Daraus resultiert folgendes vereinfacht dargestelltes Verhalten der Böden:

- Wird einem wasserteilgesättigten Boden (in der Nähe der Feldkapazität) nach einem Regenereignis infolge gravitativen Abflusses und Verdunstung das Bodenwasser weiterhin entzogen, so wird nach dem Aufbrechen der Menisken in den kleinen Porenradien der Porenanteil mit den größeren Porenradien zuerst entwässert (Luft verdrängt Wasser, s. Abbildung 31). Während der Entwässerung erfolgt gleichzeitig ein Ausfüllen der entwässerten Porenräume durch Luft.
- Bei einer weiterhin wirksamen Verdunstung erfolgt so lange ein Wasserentzug aus dem Porenanteil mit den größeren Porenradien durch den Porenanteil mit den geringeren Porenradien, bis eine vollständige Entwässerung der Porenräume mit den größeren Poren-

radien erfolgt ist. Auch in diesem Fall erfolgt gleichzeitig ein Ausfüllen der entwässerten Porenräume durch Luft. Weiterhin wird durch die kapillare Nachlieferung von sauerstoffhaltigem Porenwasser der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil mit Sauerstoff versorgt.

Daraus resultiert jedoch, dass der hydraulisch wirksame Porositätsanteil nahezu vollständig um den mit Bodenluft gefüllten Porenanteil reduziert wird.

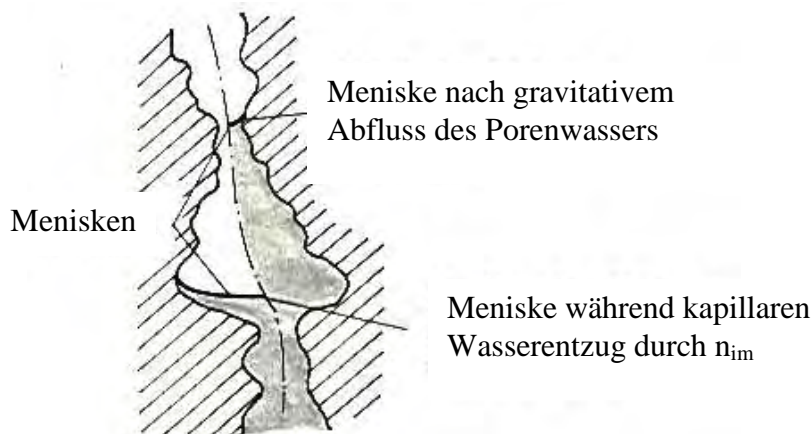


Abbildung 31: Schematische Darstellung der Entwässerung der Bodenporen. (Luckner & Schestakow 1986)

Wird nun das mit Wasser teilgesättigte REV in einen Bodenwasserbereich mit Phasenanteilen (DNAPL³ bzw. LNAPL⁴) überführt, so ergibt sich das in Abbildung 32 dargestellte REV. Da sich die DNAPL bzw. LNAPL vor allem in den größeren Porendurchmessern ansammeln bzw. in diesen transportfähig sind, blockieren sie einen teilweise erheblichen Teil der hydraulisch wirksamen Porosität. Erst wenn diese Phasenanteile aus dem Porenraum entfernt werden, erhöht sich der hydraulisch wirksame Porositätsanteil. Im Bodenwasserbereich wird diese Phasenverdrängung vor allem bei hohen Sickerwasserneubildungsraten erfolgen, da durch die zeitweise und schnelle Aufsättigung des Bodens ein Wasserdruck über den phasenführenden Porenbereichen aufgebaut wird (Überstau), der die Kapillarkräfte, die ein „Festhalten“ der Phasenanteile im Porensystem bewirken, überschreitet (s. Abb. 33).

Nachdem ein für den Bodenwasserbereich am Standort Elsterwerda repräsentatives REV entwickelt wurde, erfolgt eine Ursachenanalyse der Konzentrationsschwankungen in den Bodenwasserproben der intermittierend betriebenen Säulenversuche (Prozessanalyse II).

³ DNAPL: **D**ense **N**on-**A**queous **P**hase **L**iquids: flüssige Schadstoffphasen mit einer Dichte größer als Wasser

⁴ LNAPL: **L**ight **N**on-**A**queous **P**hase **L**iquids: flüssige Schadstoffphasen mit einer Dichte geringer als Wasser

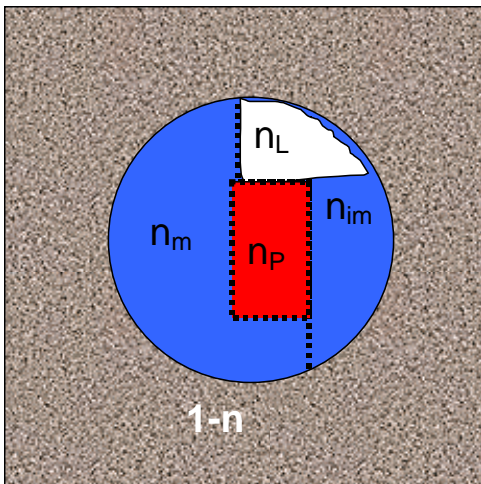


Abbildung 32: Darstellung eines REV für die Bodenwasserzone mit einer Feststoffphase ($1 - n$), einem hydraulisch wirksamen Porositätsanteil (n_m), einem hydraulisch nicht bzw. nur geringfügig wirksamen Porositätsanteil (n_{im}), einem mit Bodenluft gefüllten Porositätsanteil (n_L) und einem Phasenanteil (n_P)

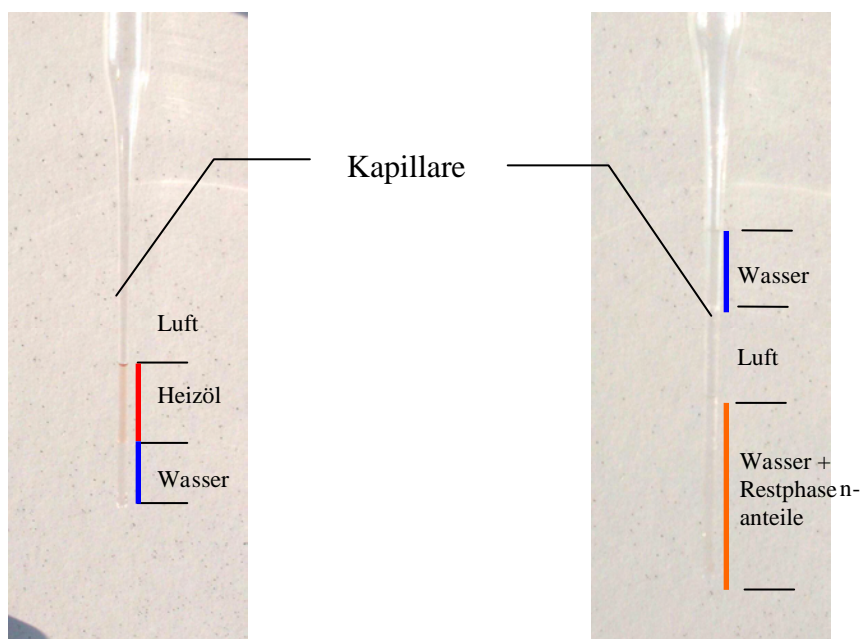


Abbildung 33: Modellhafte Darstellung der Phasenverdrängung infolge hoher Sickerwasserneubildungsraten (am Beispiel vom Heizöl als NAPL-Phase). Links: Phasenverteilung vor einem starken Grundwasserneubildungsereignis; rechts: dasselbe Porensystem, nach dem Ereignis. „Erst durch das simulierte Neubildungsereignis (von oben in der Kapillare) wird das Heizöl größtenteils aus der Kapillare gedrängt.“

Nachdem ein für den Bodenwasserbereich am Standort Elsterwerda repräsentativen REV entwickelt wurde, wird in den nachfolgenden Abbildungen die innerhalb und zwischen den einzelnen Phasenanteilen des REV stattfindenden Prozesse (s. Abb. 34) sowie deren einzelne Wirkung auf die Entwicklung der Sickerwasserbeschaffenheit am Ort der Beurteilung (s. Abb. 35) dargestellt.

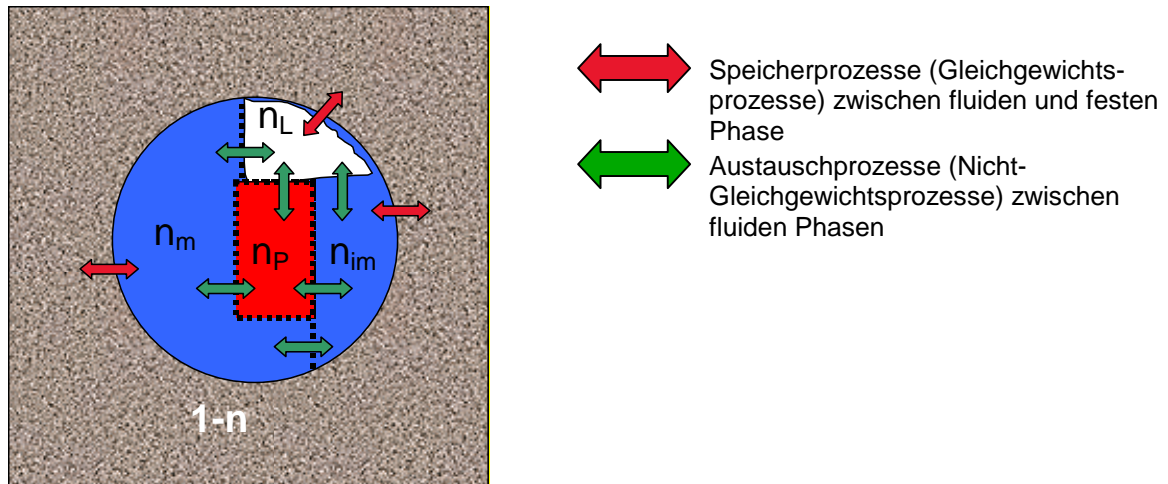


Abbildung 34: Darstellung eines REV für einen wasserteilgesättigten Boden (Bodenwasserzone) mit einer Feststoffphase ($1-n$), einem hydraulisch wirksamen Porositätsanteil (n_m), einem hydraulisch nicht bzw. nur geringfügig wirksamen Porositätsanteil (n_{im}), einem mit Bodenluft gefüllten Porositätsanteil (n_L) und einem Phasenanteil (n_P) mit den darin stattfindenden Reaktionen

Nachfolgend werden die einzelnen Migrationsprozesse hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Schadstoffmigration betrachtet.

Über den hydraulisch wirksamen Porositätsanteil (n_m) erfolgt der signifikante Sickerwassertransport nur dann, wenn sich im Boden ein Wassergehalt im Bereich der Feldkapazität (nahe Wassersättigung) einstellt. Der Bodenwassergehalt wird durch die Sickerwasserneubildung gesteuert.

Transportprozesse wirken über die

- Konvektion,
- hydrodynamische Dispersion (D)
- molekulare Diffusion (D_m)

in den fluiden Phasen. Durch die hydrodynamische Dispersion wird der aus der Konvektion resultierende „Kolbentransport“ (Disperisionkoeffizient $D = 0$) in eine S-Funktion mit einem Wendepunkt bei 50% der „Startkonzentration“ transformiert. Mit abnehmender Konvektion steigt die Bedeutung der molekularen Diffusion (wirkt dann vor allem im Bereich von n_{im}).

S_m = Kozenration in der mobilen Phase im Abstrom der Quelle,
 $S_{m,0}$ = Quellkonzentration in der mobilen Phase.

Speicherprozesse beinhalten die

- Adsorption und
- Desorption

z.B. zwischen Wasser und Boden. Diese werden als Gleichgewichtsprozesse betrachtet. Die Adsorption Bewirkt eine Retardation des Schadstofftransportes ($R =$ Retardationskoeffizient). *Speicherprozesse bringen nur in den Fällen, bei denen die eluierbare Stoffmenge in der Schadstoffquelle kleiner als die Speicherkapazität der Bodenwasserzone unterhalb der Schadstoffquelle ist, einen Anteil für eine nachhaltige Schadstoffreduzierung.*

Austauschprozesse finden zwischen fluiden Phasen statt, z.B. zwischen Bodenluft und Wasser bzw. Wasser und MKW-Phase. Diese werden als Nicht-Gleichgewichts-Prozesse betrachtet. Austauschprozesse bewirken neben einer Retardation (Überlagerung mit der Wirkung von Speicherprozessen) eine teilweise ausgeprägte Verzögerung des Schadstoffdurchbruchs auf 100% der „Startkonzentration“. Dies wird als „Tailing“ bezeichnet. Somit besteht die Gefahr der Fehlinterpretation des Migrationsverhaltens, das z.B. als biologischer Abbau interpretiert werden könnte (z.B. im Fall $k_1 = k_2 = 0,05$). *Austauschprozesse bringen keinen Anteil für eine nachhaltige Schadstoffreduzierung.*

Interne Reaktionen beinhalten:

- Komplexierung,
- Säure-Basen-Reaktionen,
- Oxidation/ Reduktion,
- Lösung und Fällung
- **Biologischer Abbau**

Interne Reaktionen finden in den fluiden Phasen statt und bewirken eine Verringerung er „Startkonzentration“. *Interne Reaktionen sind damit die einzigen Prozesse, die eine nachhaltige Schadstoffreduzierung bewirken können.*

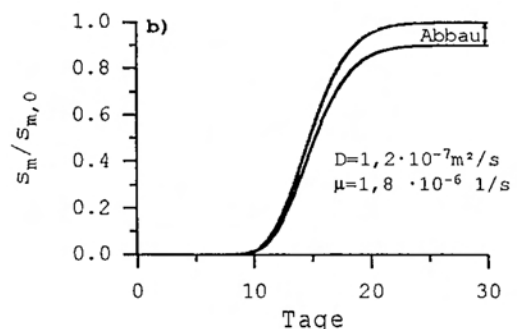
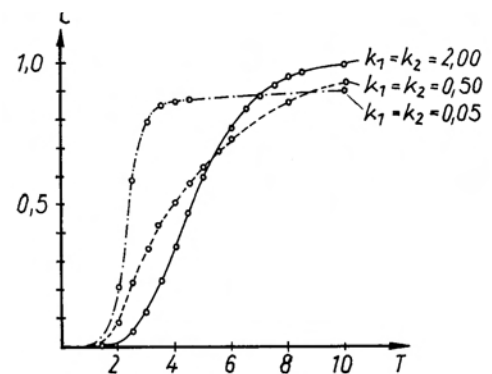
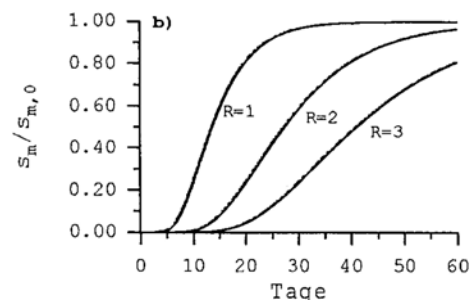
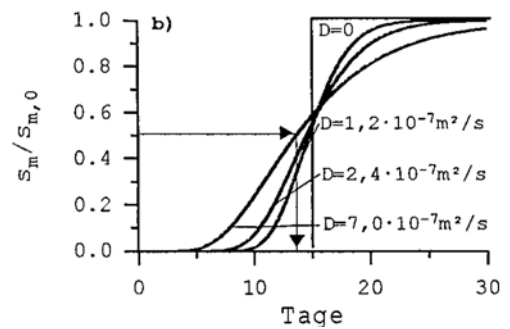


Abbildung 35: Darstellung der einzelnen Wirkung der innerhalb und zwischen den einzelnen Phasenanteilen des REV stattfindenden Prozesse auf die Entwicklung der Sickerwasserbeschaffenheit am Ort der Beurteilung

5.1.1.2 Ursachenanalyse der Konzentrationsschwankungen in den Bodenwasseranalysen (Prozessanalyse II)

Nachdem im vorangegangenen Kapitel eine allgemeine Prozessanalyse durchgeführt wurde, wird diese nachfolgend auf Grundlage der Laborversuchsergebnisse für den Standort Elsterwerda konkretisiert. Dies erfolgt durch die Analyse der Konzentrationsschwankungen hinsichtlich des Einflusses der Aufsättigung, der Schadstoffverteilung und der Versuchsdurchführung sowie der komplex wirkenden Analysefehler.

5.1.1.2.1 Einfluss der Aufsättigung

In dem vorangegangenen Kapitel wurde ein für den Bodenwasserbereich am Standort Elsterwerda geltendes REV entwickelt und die innerhalb und zwischen den einzelnen Phasenanteilen des REV stattfindenden Prozesse sowie deren *einzelne* Wirkung auf die Entwicklung der Sickerwasserbeschaffenheit am Ort der Beurteilung dargestellt. Nachfolgend soll die *komplexe* Wirkung der oben genannten Prozesse und daraus resultierende Ursachen der in den Bodenwasserproben der intermittierend betriebenen Säulenversuche (IBSV) festgestellten Konzentrationsschwankungen analysiert werden.

Wird eine Linerkernprobe aus dem Bodenwasserbereich entnommen, so enthält diese die zum Zeitpunkt der Probennahme natürliche Verteilung von Bodenwasser und Bodenluft (s. Abb. 32). Dabei ist zu beachten, dass Substratproben mit einem höheren Porenvolumenanteil mit kleineren Porenradien (d.h. hohen Anteil an n_{im} ; bedeutet geringere k_F -Werte) einen geringeren Anteil an Bodenluft haben. Da die intermittierend betriebenen Säulenversuche unter wassergesättigten Bedingungen durchgeführt werden, muss zunächst das bei den ersten Versuchsstufen einströmende synthetische Regenwasser die Bodenluft verdrängen. Je nach Bodenart werden hierfür mehr oder weniger Versuchsstufen benötigt: in Porenanteilen mit größeren Porenradien kann die Bodenluft vom einströmenden Wasser schneller verdrängt werden als in Porenanteilen mit geringeren Porenradien. Dabei ist zu beachten, dass der Verdrängungsvorgang langsam erfolgen sollte, um eine möglichst homogene Durchströmung der Linerkernprobe zu ermöglichen. Dies wird bei den intermittierend betriebenen Säulenversuchen dadurch erzielt, dass jeweils ein Porenvolumen pro Tag ausgetauscht wird. Sonst würden Lufteinschlüsse erfolgen, die dann wesentlich langsamer bzw. nicht mehr durch das strömende Porenwasser verdrängt werden können.

Allgemein wird davon ausgegangen, dass der Aufsättigungsvorgang innerhalb von 2 bis 6 ausgetauschten Porenvolumen abgeschlossen ist (hier nach ca. 4 ausgetauschten Porenvolumen; s. Abb. 36, Bereich B1). Die im Bereich B2 (hier 4 – 11 ausgetauschten Porenvolumen) dargestellten Konzentrationsschwankungen können nur unter Beachtung der

- Stoffverteilung in den Linerkernproben im Zusammenhang mit der Versuchsdurchführung und der
- komplexen Wirkung der Migrationsprozesse

analysiert werden. Nachfolgend werden die beiden oben genannten Ursachen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die in den Bodenwasserproben der IBSV festgestellten Konzentrationsschwankungen analysiert.

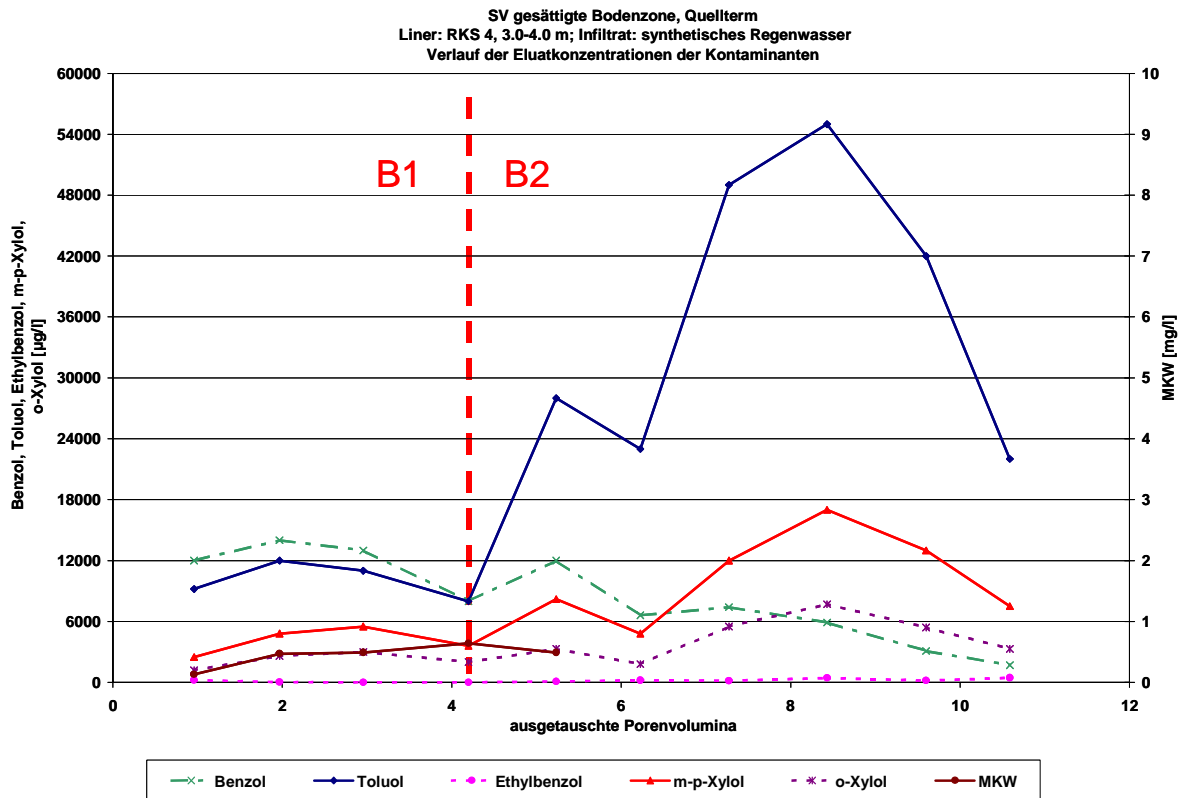


Abbildung 36: In den Wasserproben des intermittierend betriebenen Säulenversuchs (IBSV) RKS4, 3 – 4 m) analysierte Konzentrationen an BTEX und MKW als Funktion der ausgetauschten Porenvolumina mit den darin hinsichtlich der Ursachen für die Konzentrationsschwankungen unterteilten Bereichen B1 und B2 (siehe Text).

5.1.1.2.2 Einfluss der Schadstoffverteilung und der Versuchsdurchführung

Zunächst soll der Einfluss der Stoffverteilung in den Linerkernproben auf die Konzentrationsschwankungen im Bodenwasser der IBSV im Zusammenhang mit der Versuchsdurchführung analysiert werden. Die intermittierend betriebenen Säulenversuche werden bei jeder Versuchsstufe wie folgt betrieben:

- Austausch eines Porenvolumens des Linerkerns von unten nach oben über einen Zeitraum von 24 h
- Stehenlassen des Linerkerns über einen Zeitraum von 24 h
- Austausch eines Porenvolumens des Linerkerns von unten nach oben über einen Zeitraum von 24 h

Wären die zu untersuchenden Stoffmengen in einem Linerkern homogen über das gesamte Linerkernvolumen verteilt, so würden keine Konzentrationsschwankungen in den Bodenwasserproben der intermittierend durchgeführten Säulenversuche festgestellt werden. Ist jedoch die Hauptstoffmenge nur auf einen bzw. mehrere Teilbereiche in der Linerkernprobe begrenzt, so könnten vor allem immer dann Konzentrationsschwankungen in den Bodenwasserproben auftreten, wenn das vor den Versuchen an Parallelproben ermittelte Porenvolumen von dem tatsächlichen, in der Linerkernprobe befindlichen Gesamtporenvolumen abweicht sowie Schwankungen in der Pumpenförderleistung beim Austausch der Porenvolu-

men auftreten. Diese Abweichungen können aus feinsandigen, schluffigen bzw. tonigen Schichtanteilen bzw. Eisenbändern und geochemischen Reaktionsprodukten in einem als homogen betrachteten Linerkern resultieren. Ob daraus Konzentrationsschwankungen in den Bodenwasserproben der intermittierend betriebenen Säulenversuche (IBSV) resultieren, wird am Beispiel des IBSV RKS 4, 3 – 4 m dargestellt.

Tabelle 6 zeigt die nach Abschluss des IBSV in der Linerkernprobe ermittelte tatsächliche Stoffverteilung. Erkennbar ist, dass im Linerkern des IBSV im Teufenbereich von 3,00 bis 3,50 m die Hauptkontamination (Hauptstoffmenge) liegt und somit *keine homogene Stoffverteilung* über den gesamten Linerkern festzustellen ist. Dieser Effekt tritt auch bei den anderen IBSV auf.

Tabelle 6: Ermittlung der nach Versuchsende im Liner des IBSV RKS4, 3 – 4 m enthaltenen BTEX-Konzentrationen.

Probennahmebereich	Benzol mg/kg TS	Toluol mg/kg TS	Ethylbenzol mg/kg TS	m,p-Xylol mg/kg TS	o-Xylol mg/kg TS	Σ BTEX mg/kg TS
3,00...3,50 m	0,00	60,0	140,00	430,0	190,0	820,0
3,50...4,00 m	0,24	17,0	8,60	26,0	12,0	63,8

Um die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Konzentrationsschwankungen in den in gasdichten Beuteln gesammelten Bodenwasserproben des IBSV zu analysieren, wird zunächst in der Abbildung 37 folgendes dargestellt:

- die Stoffverteilung im Linerkern des IBSV,
- die Durchströmungsrichtung von 3 m → 4 m sowie
- die sich in dem gasdichten Beutel nach dem Austausch des Porenvolumens (nach 24-stündiger Stillstandsphase) befindliche Stoffkonzentration für den Fall, dass das vor dem Versuch ermittelte Porenvolumen dem tatsächlichen Porenvolumen der Linerkernprobe entspricht.

Dabei ist zu beachten, dass bei dieser Darstellung der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil als vernachlässigbar gering betrachtet wird.

Auf Grund von Erfahrungswerten kann davon ausgegangen werden, dass sich die Gleichgewichtskonzentration innerhalb der Stagnationsphase einstellt hat. Die Schadstoffelution während der Austauschphase (Fließgleichgewicht) ist dem gegenüber sehr gering. Die folgenden Aussagen gelten analog auch für heterogene Schadstoffverteilungen, in denen die Hauptkontamination nicht direkt im Zuflussbereich liegt.

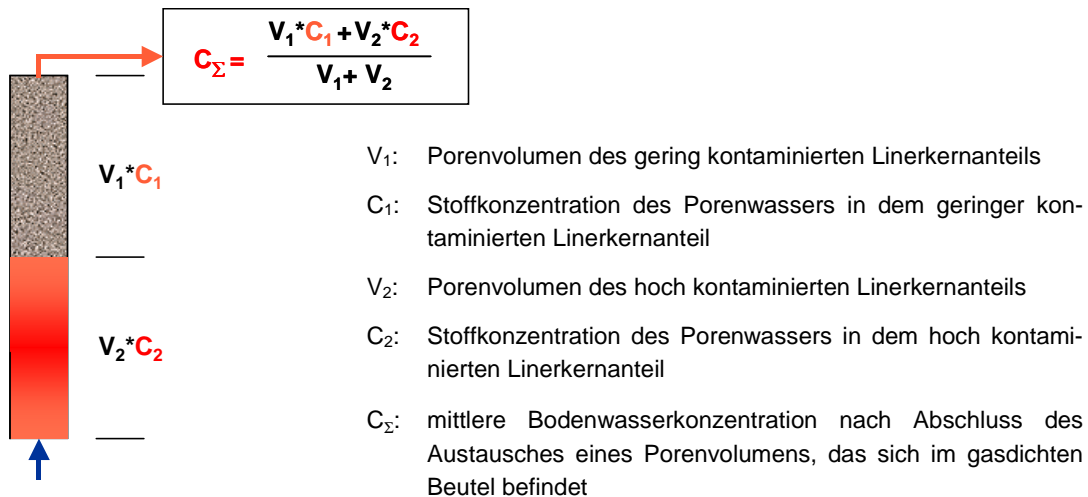


Abbildung 37: Schematisierte Darstellung der tatsächlichen Stoffverteilung im IBSV 4 und deren Einfluss auf die in der Bodenwasserprobe ermittelte Stoffkonzentration bei einem homogenen Linerkern, in dem das vor dem Versuch ermittelte Porenvolumen gleich dem tatsächlichen Porenvolumen ist. Der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil wird als vernachlässigbar gering betrachtet.

In der Abbildung 38 wird der Austausch des Porenwassers für den IBSV bei konstanter Pumpenförderleistung für verschiedene Zeiten unter der Annahme dargestellt, dass der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil vernachlässigbar gering ist:

1. Porenwasser Konzentrationsverteilung nach der Stillstandsphase
2. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. 1/4 des Porenvolumenaustausches
3. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. 1/2 des Porenvolumenaustausches
4. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. 3/4 des Porenvolumenaustausches
5. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. einem Porenvolumenaustausch

Dadurch befindet sich im gasdichten Probennahmebeutel ein Teil der Gleichgewichtskonzentration der vorangegangenen Versuchsstufe und ein Teil der Gleichgewichtskonzentration der aktuellen Versuchsstufe, wobei das Anteilverhältnis noch durch Schwankungen der Pumpenförderleistung variieren kann.

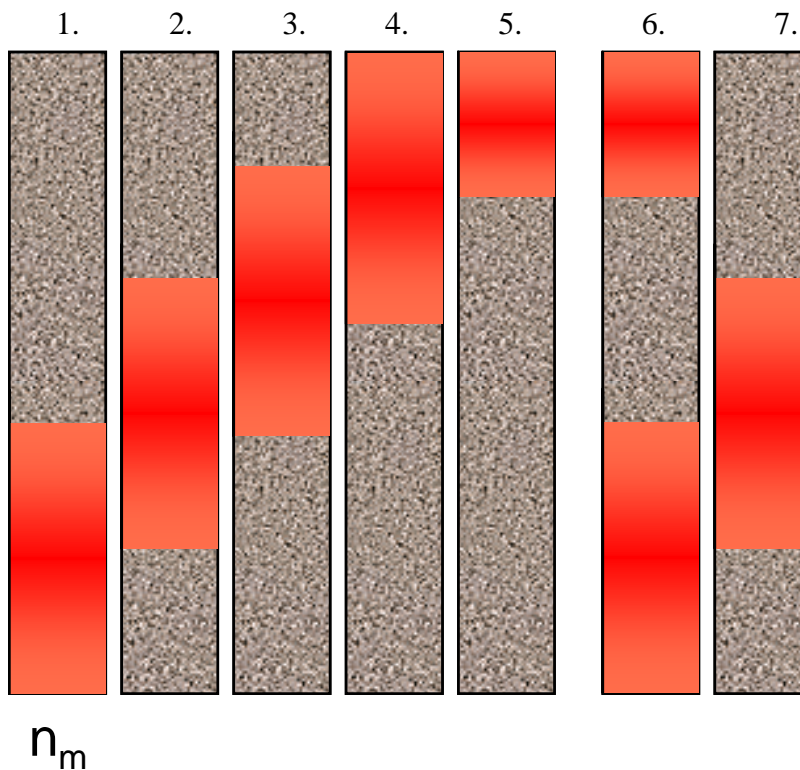


Abbildung 39: Schematisierte Darstellung der Wanderung des am höchsten kontaminierten Porenwasseranteils während des Austausches des Porenwassers im IBSV bei konstanter Förderleistung der Pumpe zu 7 verschiedenen Zeitpunkten unter der Voraussetzung, dass der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil vernachlässigbar gering ist und das tatsächliche Porenvolumen des Linerkerns größer als vor Versuchsbeginn ermittelte Porenvolumen ist.

Ist das tatsächliche Porenvolumen des Linerkerns *kleiner* als das vor dem Versuch ermittelte Porenvolumen, so ergibt sich die in Abbildung 40 dargestellte Wanderung des am höchsten kontaminierten Porenwasseranteils während des Austausches des Porenwassers im IBSV. (Es wird weiterhin eine konstante Förderleistung der Pumpe angenommen und vorausgesetzt, dass der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil vernachlässigbar gering ist.

1. Porenwasserkonzentrationsverteilung nach der Stillstandsphase
2. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. 1/4 des Austausches des tatsächlichen Porenvolumens
3. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. 1/2 des Austausches des tatsächlichen Porenvolumens
4. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. 3/4 des Austausches des tatsächlichen Porenvolumens
5. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. einem Austausch des tatsächlichen Porenvolumens

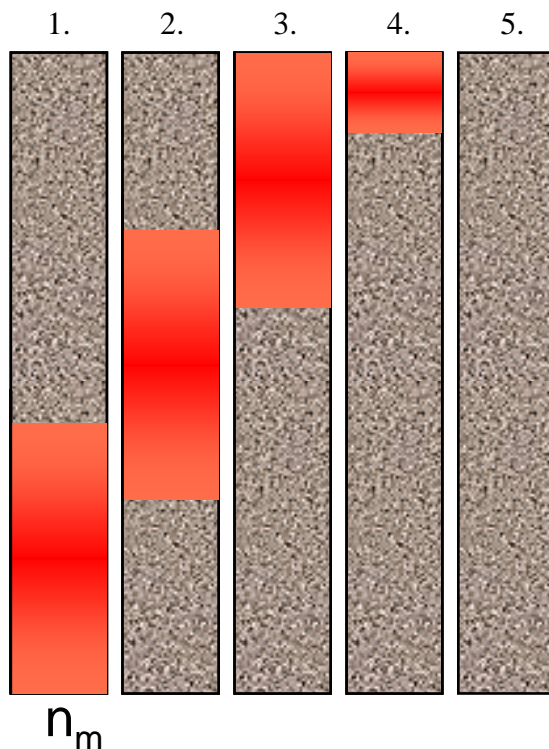


Abbildung 40: Schematisierte Darstellung der Wanderung des am höchsten kontaminierten Porenwasseranteils während des Austausches des Porenwassers im IBSV bei konstanter Förderleistung der Pumpe zu fünf verschiedenen Zeitpunkten unter der Voraussetzung, dass der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil vernachlässigbar gering ist und das tatsächliche Porenvolumen des Linerkerns kleiner als vor Versuchsbeginn ermittelte Porenvolumen ist

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass sich die in den Abbildungen 38 bis 40 dargestellten Ursachen für Konzentrationsschwankungen in den Bodenwasserproben der IBSV tatsächlich zu Konzentrationsschwankungen führen, die jedoch eher als systematisch einzuschätzen sind und insgesamt ausgemittelt werden (Wechsel zwischen höherer und niedrigerer Bodenwasserkonzentration). Weiterhin wird davon ausgegangen, dass auch unter realen Bedingungen, wie in den Felduntersuchungen gleichartige Effekte auftreten werden. Auch im Feldbereich werden je nach Sickerwasserneubildungsraten die hoch kontaminierten Porenwasseranteile verschieden lange Strombahnen mit unterschiedlichen Stagnations- und Strömungsanteilen zurücklegen.

5.1.1.2.3 Einfluss der komplex wirkenden Porositätsanteile

Im Vergleich zum erläuterten Einfluss der Stoffverteilung in den Linerkernproben im Zusammenhang mit der Versuchsdurchführung wird nunmehr davon ausgegangen, dass der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil nicht vernachlässigbar gering ist. Diese Annahme wurde durch die nach dem Öffnen der Linerkernproben (nach Versuchsabschluss) ermittelten feinsandigen, schluffigen bzw. tonigen Schichtanteile bestätigt. Wenn jedoch der hydraulisch gering bzw. nicht wirksame Porositätsanteil nicht vernachlässigt werden kann, so ergibt sich gemäß Abbildung 32 folgendes Transportverhalten in der Linerkernprobe des IBSV, wobei zunächst vereinfachend von folgenden Randbedingungen ausgegangen wird:

- kein Bodenluftanteil,
- keine bzw. geringfügige Phasenanteile an BTEX und MKW.

Aufgrund des ermittelten geringen hydraulischen Durchlässigkeitskoeffizienten und der nach dem Versuch festgestellten heterogenen Substratzusammensetzung ist davon auszugehen, dass n_{im} einen größeren Anteil als n_m hatte. Die daraus resultierende Wanderung des hochkontaminierten Porenwasseranteils während des Austausches des Porenwassers im IBSV bei konstanter Förderleistung der Pumpe zu verschiedenen Zeitpunkten wird in Abbildung 41 dargestellt.

1. Porenwasserkonzentrationsverteilung nach der Stillstandsphase
2. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. $\frac{1}{4}$ des Austausches des Porenvolumens getrennt für n_m und n_{im}
3. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. $\frac{1}{2}$ des Austausches des Porenvolumens getrennt für n_m und n_{im}
4. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. $\frac{3}{4}$ des Austausches des Porenvolumens getrennt für n_m und n_{im}
5. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. 1 Austausch des Porenvolumens getrennt für n_m und n_{im}
6. Porenwasserkonzentrationsverteilung nach der nächsten Stillstandsphase getrennt für n_m und n_{im} , wobei sich ein neuer Gleichgewichtszustand von n_{im} aus dem 5. Zeitpunkt mit n_m eingestellt hat
7. aktuelle Position des hoch konzentrierten Porenwasserteilvolumens nach ca. $\frac{1}{4}$ des Austausches des Porenvolumens getrennt für n_m und n_{im}

Die unterschiedlichen Wanderungsgeschwindigkeiten der in n_m und n_{im} gelösten Stoffe wird je nach dem n_{im} -Anteil und der innerhalb von n_{im} nochmals vorhandenen Heterogenität an feinsandigen, schluffigen und tonigen Anteilen verstärkt auftreten. Werden nun noch die in Abbildung 32 (REV) weiterhin zu berücksichtigenden Phasen und ihre Wechselwirkungsprozesse betrachtet, wird deutlich, dass die komplexe Wirkung der Migrationsprozesse den tatsächlichen Hauptanteil der in den Bodenwasserproben der IBSV festgestellten Konzentrationsschwankungen bilden. Weiterhin ist davon auszugehen, dass die in den intermittierend betriebenen Säulenversuchen stattfindenden und oben analysierten Prozesse auch im Feldbereich stattfinden werden.

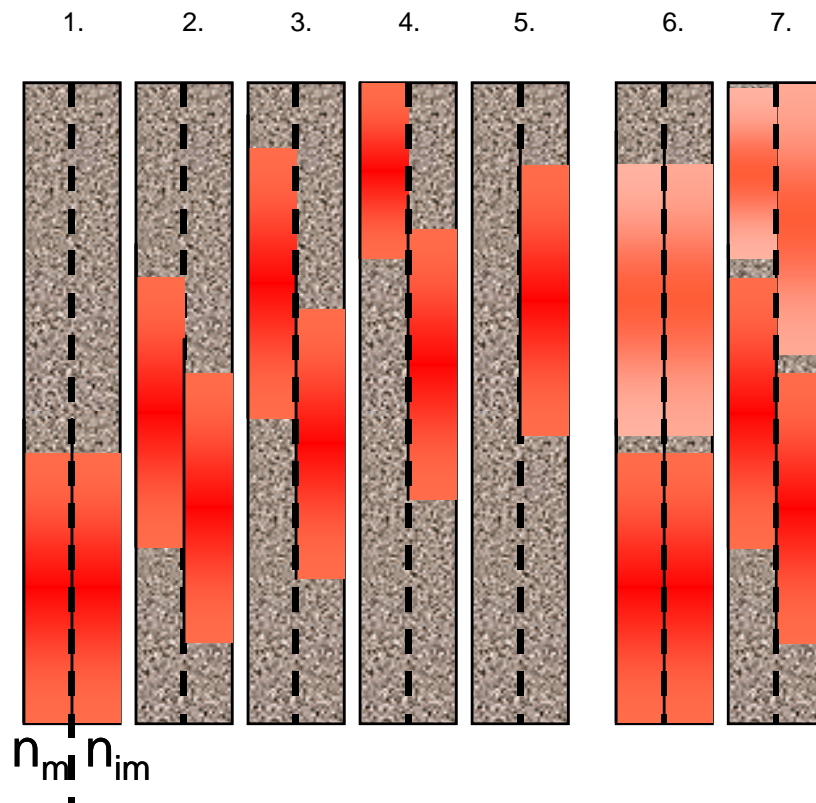


Abbildung 41: Schematisierte Darstellung der Wanderung des hochkontaminierten Porenwasseranteils innerhalb n_m im Vergleich zu n_{im} während des Austausches des Porenwassers im IBSV bei konstanter Förderleistung der Pumpe zu 7 verschiedenen Zeitpunkten.

5.1.1.3 Bewertung der Belastbarkeit von Analysenwerten

Die Belastbarkeit von Analysenwerten wird durch den Proben- und Analysenfehler bestimmt. Der Probenfehler setzt sich bei Untersuchungen, die direkt im Labor durchgeführt werden, vor allem aus dem Probennahme- und Probenteilungsfehler zusammen. Wird davon ausgegangen, dass die Probenkonservierung ein Teil der Analytik ist, beinhalten der Analysenfehler den Probenkonservierungs-, Verfahrens- und Gerätefehler. Beide Teilkomponenten werden nachfolgend betrachtet.

5.1.1.3.1 Einfluss des Probennahmefehlers

Bei der Entnahme der Bodenwasserproben aus den IBSV wurden gasdichte Beutel verwendet, deren Eignung vor Versuchsbeginn getestet wurde. Dadurch wurde garantiert, dass weder leichtflüchtige Schadstoffe aus der zu analysierenden Probe aus dem gasdichten Beutel entweichen noch ein Austausch mit der Luft zur Verringerung der zu analysierenden Kontaminanten führen konnten.

Auch bei der Entnahme von Bodenproben wurde entsprechend der vom DAP geprüften Standardarbeitsanweisung der BGD GmbH verfahren.

Dementsprechend kann davon ausgegangen werden, dass der Einfluss des Probennahmefehlers als vergleichsweise geringfügig einzuschätzen ist.

5.1.1.3.2 Einfluss des Probenteilungsfehlers

Während die Aufteilung der Bodenwasserproben aus den IBSV auf Grund der in einer Wasserprobe vorhandenen bzw. leicht herzustellenden homogenen Stoffverteilung kein Problem darstellt, trifft dies bei der Teilung von Feststoffproben nicht zu.

Entsprechend der in Feststoffproben zu analysierenden Inhaltsstoffe müssen aus Laborproben verschiedene repräsentative Analysenproben von wenigen Gramm bis 100 g entnommen werden. Normalerweise erfordert dies eine automatisierte Probenteilung, die jedoch ohne eine Vorbehandlung der Proben nicht möglich ist (Trocknung bzw. Suspension). Die Vorbehandlung würde zu drastischen Verlusten an den zu untersuchenden Stoffen (vor allem leichtflüchtigen) führen und scheidet daher aus. Dementsprechend hat aus Sicht der Bearbeiter der Fehler bei der manuellen Probenteilung der Feststoffproben (die in der Praxis durchgeführt wird) einen signifikanten Einfluss auf die Belastbarkeit von Feststoffanalysen. Einen Lösungsansatz sehen die Bearbeiter in der gesamten Elution des Linerkerns bzw. der zu untersuchenden Laborprobe mit entsprechenden Eluenten, da die anschließende Teilung einer wässrigen Probe wie oben erwähnt im Allgemeinen stets zu repräsentativen Teilproben führt.

Da der Einfluss der (gegebenenfalls sequenziell) einzusetzenden Eluenten auf die Analyseverfahren zu prüfen wäre, sehen die Bearbeiter hier einen bisher noch nicht geleisteten applikativen Forschungsbedarf.

5.1.1.3.3 Einfluss des Analysenfehlers

Gegenwärtig wird davon ausgegangen, dass der Analysenfehler die Stellen nach dem Komma eines Analysenwertes beeinflusst, während der Probenfehler auf die Stellen vor dem Komma eines Analysenwertes einwirkt. Dies sollte insbesondere unter dem Aspekt der zunehmenden Automatisierung und dem damit verbundenen Preisverfall von analytischen Leistungen erneut geprüft werden. Vor allem ist dies für prozessbezogene Auswertungen von Analyseergebnissen, wie in diesem Projekt, aber auch hinsichtlich der aktuellen Arbeiten zu Natural Attenuation (NA), Enhanced Natural Attenuation (ENA) und Monitored Natural Attenuation (MNA) wichtig. Es wäre die Frage zu stellen, welcher Automatisierungsgrad bei den großen Konzentrationsunterschieden und unterschiedlichen Wirkungen von Matrixeffekten in den zu untersuchenden Proben überhaupt erzielbar ist und welche Prüfungen beim Eingang ins Labor vor der eigentlichen Analytik (einschließlich Probenpräparation) durchzuführen sind.

Nachfolgendes Beispiel verdeutlicht eindrucksvoll mit welchen Konsequenzen man bei der Auswertung konfrontiert werden kann: Nach Abschluss eines IBSV eines vergleichbaren Projektes wurde eine stark nach Benzol riechende Bodenprobe an ein akkreditiertes Labor zur Analyse übergeben. Laut Prüfbericht des Labors sollte der Benzolgehalt in der Bodenprobe unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, wobei die Labormitarbeiterin den starken Benzolgeruch bestätigte. Dieselbe Probe wurde an ein anderes, ebenfalls akkreditierte Labor mit geringerem Automatisierungsgrad übergeben, deren Prüfbericht 600 mg/kg TS Benzol in der Bodenprobe nachwies.

Ein Anzeichen grober Analysenfehler könnte aus den Analysenreihen vor allem dann abgeleitet werden, wenn z.B. nur an einem Kontaminanten ein Konzentrationssprung feststellbar war. Dies ist auf Grund des Migrationsverhaltens von Stoffen im Bodenbereich jedoch nicht möglich.

5.1.1.4 MKW- und BTEX-Gehalte der Bodenproben

Die Entnahme der für die Untersuchungen in der Laborebene B und C erforderlichen ungestörten Bodenproben erfolgte im Rahmen der Rammkernsondierungen für die Installation der Bodenluftprobennahmesysteme im Bereich der Versuchsfläche 1, siehe Abschnitt 3.6.

Nach Entnahme der für die Ermittlung der pF-Kurven erforderlichen Bodenproben wurde aus den transparenten Linerkernen der RKS 2 Bodenproben für die Abschätzung der vertikalen Schadstoffverteilung in dem zu untersuchenden Bodenwasserbereich entnommen und analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 zusammengefasst. Dadurch konnte die in den Linerkernproben enthaltene Stoffverteilung wie folgt bewertet werden:

- Die in der Auffüllung festgestellten BTEX-Gehalte werden als Ergebnis des kapillaren Aufstiegs aus der über der Schluffschicht liegenden kontaminierten Mittelsandschicht bewertet.
- Oberhalb und unterhalb der Schluffschicht werden in etwa die gleichen Kontaminationen festgestellt.
- In der Schluffschicht konnten keine MKW festgestellt werden (vgl. Auffüllung). Die BTEX-Belastung ist im Vergleich mit den anderen gewachsenen Schichten am geringsten – um den Faktor 10 bis 100 niedriger.
- Die höchste MKW-Belastung wird unmittelbar unter der Schluffschicht analysiert.
- Die höchste BTEX-Belastung wurde im Bereich des Grundwasseranschnittes ermittelt.

In welchem Umfang die an den Feststoffproben analysierten MKW- und BTEX-Gehalte wasserlöslich sind, ist nur auf der Grundlage der im Rahmen der Laborebene C durchzuführenden IBSV ermittelbar.

Tabelle 7: Stoffkonzentrationen in ungestört entnommenen Bodenproben der RKS2.

Parameter		Teufenbereich (m uGOK)					
		1,3 – 1,5	1,5 – 2,0	2,2 – 2,5 (Schluff)	2,5 – 3,0	3,0 – 3,5	3,5 – 3,7
MKW	mg/kg TM	<50,000	340,00	<50,0	450	150	340
Benzol	mg/kg TM	<0,050	0,65	2,1	19	18	68
Toluol	mg/kg TM	0,099	53,00	16,0	230	160	370
Ethylbenzol	mg/kg TM	<0,050	78,00	7,6	140	87	260
m,p-Xylol	mg/kg TM	0,230	310,00	25,0	400	250	780
o-Xylol	mg/kg TM	0,110	150,00	11,0	180	100	160
Σ BTEX	mg/kg TM	0,439	591,65	61,7	969	615	1.638

5.1.1.5 Ermittlung und kontaminationsbedingte Korrektur der pF-Kurven

Um die an der Stelle des Eintrittes von Sickerwasser in das Grundwasser entstehenden bzw. bestehende Stofffrachten abschätzen bzw. prognostizieren zu können, werden Modelle eingesetzt (s. Abschnitt 5.2 sowie Abschnitt 5.1.1, Abbildung 26 bzw. 27, Laborebene B), deren Anwendung die Kenntnis der entsprechenden modellbezogenen Migrationsparameter voraussetzt. Von grundlegender praktischer Bedeutung ist dabei die repräsentative Ermittlung der Parameter für den Sickerwassertransport, die aus der Kapillardruck-Fluidanteils-Funktion

(KFF; auch als pF-Kurve oder Saugspannungs-Sättigungs-Verteilungsfunktion bezeichnet) abgeleitet werden. Aus ihr werden u.a. folgende Kennwerte und Parameter ermittelt:

- Feldkapazität (FK),
- nutzbare Feldkapazität (nFK),
- Porengrößenverteilung,
- Parameter nach van Genuchten/Luckner zur geschlossenen Darstellung der KFF – Basisparameter für die Modellierung der Bodenwasserbewegung in der wasserteilgesättigten Bodenzone (Aerationszone),
- hydraulischer Durchlässigkeitskoeffizient als Funktion des Bodenwassergehaltes $k(\theta)$ – Basisparameter für die Modellierung der Bodenwasserbewegung in der wasserteilgesättigten Bodenzone (Aerationszone) und
- kapillarer Speicherkoeffizient als Funktion des Bodenwassergehaltes $c(\theta)$ – Basisparameter für die Modellierung der Bodenwasserbewegung in der wasserteilgesättigten Bodenzone (Aerationszone).

Dabei blieb bisher unberücksichtigt, dass die in der Literatur und Normen enthaltenen Kennwerte und Parameter an Bodenproben ermittelt wurden, die nicht kontaminiert waren. Die daraus resultierenden Änderungen auf die KFF und damit auf die zu prognostizierenden Schadstofffrachten werden nachfolgend erläutert.

Grundsätzlich ist im Bereich der Bodenphysik der Einfluss der Konzentration von den im Bodenwasser *gelösten* Kontaminanten und von Temperaturveränderungen auf den Verlauf der KFF bekannt (s. Abb. 42). Demgegenüber wurde die Bedeutung der in der Bodenwasserzone *in Phase lagernden* Schadstoffe zu wenig berücksichtigt. Da diese vor allem die Grobporenbereiche blockieren, ist von einer gravierenden Veränderung der substrattypischen KFF auszugehen. In Abbildung 43 wurden die von den Bearbeitern für kontaminierte Böden erwartete Veränderung der KFF dargestellt. Würde eine an einer kontaminierten Grobsandprobe ermittelte KFF mit den für die Bodenart Grobsand typischen KFF verglichen, so wurde erwartet, dass diese sich nicht in die an nicht kontaminierten Grobsandproben ermittelte typischen KFF einfügt. Es wurde aus der Sicht der Bearbeiter erwartet, dass die an einer kontaminierten Grobsandprobe ermittelte KFF in die für eine Bodenprobe mit kleineren Porenradien typischen KFF passt (z.B. für schluffigen Sand). Daraus resultiert jedoch, dass von einer Veränderung der Grundwasserneubildungsrate auszugehen ist. Dementsprechend wurde davon ausgegangen, dass Grundwasserneubildungsraten, die auf der Grundlage substrattypischer KFF ermittelt werden nicht auf kontaminierte Bodenbereiche übertragen werden sollte, um eine möglicherweise Überbewertung der Grundwasserneubildungsrate und damit der Schadstofffrachten zu vermeiden.

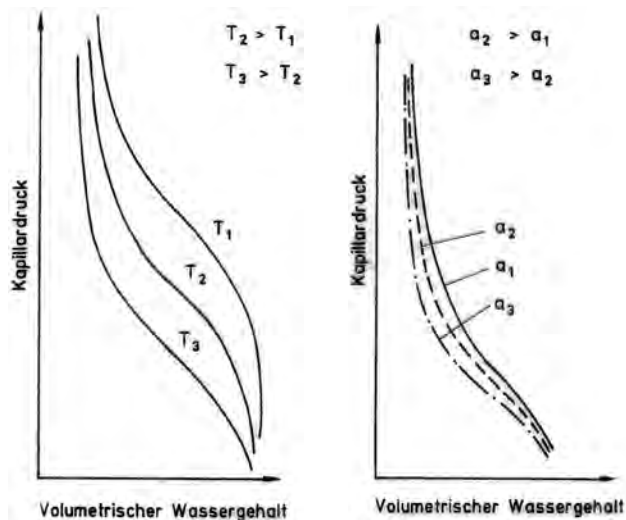


Abbildung 42: Einfluss von Temperatur (links) und gelöster Schadstoffkonzentration (rechts) auf die KFF.

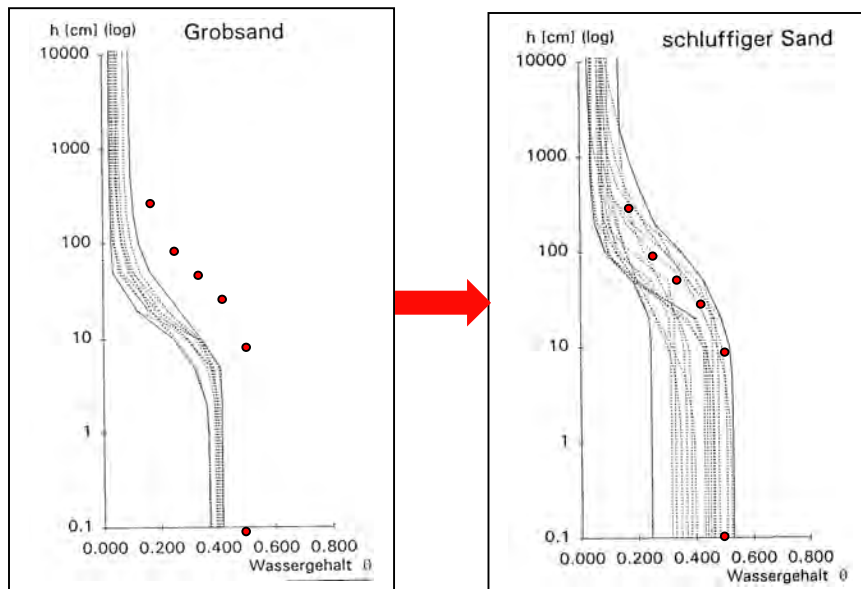


Abbildung 43: Erwarteter Einfluss einer in Phase vorliegenden Kontamination auf die KFF. Rote Punkte: tatsächliche KFF des kontaminierten Bodens, Linien: bodentypische KFF für Grobsand (links) bzw. schluffigen Sand (rechts).

Um die aus dem existierenden Kenntnisstand resultierenden standort- und substratspezifischen Kennwerte zur Abschätzung bzw. Ermittlung von Grundwasserneubildungsraten in dem hier zu betrachtenden Anwendungsbereich verwenden zu können, wurden folgende Tätigkeiten durchgeführt:

- Auswahl und Entnahme von ungestörten Zylinderproben aus den transparenten Kunststofflinern (RKS2). Folgende Bereiche wurden untersucht:
 - Auffüllung (2 Parallelproben „I“ und „II“, 0,0 – 0,15 m)
 - Mittelsand (2 Proben 1,2 – 1,5 m und 1,5 – 2,0 m)
 - Schluffschicht (1 Probe, 2,2 – 2,5 m)

- Ermittlung von pF-Kurven (auch als Saugspannungs-Sättigungs-Verteilungsfunktion oder Kapillardruck-Fluidgehalts-Funktion bezeichnet) nach DIN ISO 11274 „Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens“ unter folgenden Randbedingungen:
 - Die Verwendung des Sandbett-Kaolinbett-Drucktopfverfahrens sowie der Verdunstungsmethode ist nicht zugelassen.
 - Es wurde eine Versuchsanlage im multi step outflow Verfahren, kontinuierlich in einem Drucktopf pro Bodenprobe, eingesetzt.
 - Verwendung ungestört entnommener Kernproben aus dem kontaminierten Bodenbereich (Quellterm).
 - Die Aufsättigung der zu untersuchenden Kernprobe erfolgte grundsätzlich mit synthetischem Regenwasser.
 - Die Untersuchungen wurden bei einer Temperatur von 10°C durchgeführt.
 - Es wurden 6 Messwertpaare (Druckstufen) aufgenommen.

Dementsprechend wurden folgende geräte- und messtechnischen Voraussetzungen erfüllt:

- Einstellung und Konstanthaltung der Druckstufen über die Bodenluft mit einer Genauigkeit von ± 300 Pa,
- ungehinderte Verbindung des Bodenwassers zur Atmosphäre,
- Bestimmung des volumetrischen Wassergehaltes der Bodenprobe über die Messung des entzogenen Wasservolumens mittels eines Messzylinders und einer Waage (Messgenauigkeit 0,01 g). Durch die Bestimmung des volumetrischen Wassergehaltes der Bodenprobe wird der bei gravimetrischen Bodenfeuchtebestimmungen durch die Trennung der Bodenprobe vom Separator (Keramikplatte) verursachte Messfehler verhindert.

Der Vergleich der ermittelten pF-Kurve mit den bodentypischen pF-Kurven (Datenbasis z.B. Hydrus-2D oder DIN 4220) mit der Zielstellung, die feststofftypische pF-Kurve zu ermitteln, die mit der gemessenen weitestgehend übereinstimmt, schließt die Untersuchungen innerhalb der Laborebene B ab.

Die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 8 aufgeführt.

Tabelle 8: Kapillardruck-Fluidgehalt-Funktionen (pF-Kurven) an Proben der RKS2. Die pF-Messung für den Teufenbereich 0,00...0,15 m wurde an zwei Parallelproben (I und II) durchgeführt.

Teufe m uGOK	Bodenart	Wassergehalt (cm ³ /cm ³) bei Druckstufe (oben pF, unten cm WS)								nFK cm ³ /cm ³
		-1,0 0	1,8 60	2,3 185	2,7 500	3,0 1000	3,5 3000	3,7 5000	4,2 15000	
0,00...0,15 U, ms, fs, Pr. I		0,363	0,333	0,213	0,153	0,122	0,107	0,107	0,107	0,226
0,00...0,15 U, ms, fs, Pr. II		0,346	0,325	0,226	0,165	0,135	0,099	0,099	0,099	0,226
1,20...1,50 fg, gs, ms		0,281	0,217	0,124	0,099	0,086	0,070	0,065	0,057	0,160
1,50...2,00 ms, fs, gs		0,316	0,271	0,165	0,129	0,111	0,090	0,081	0,075	0,196
2,20...2,50 U		0,445	0,435	0,425	0,412	0,395	0,269	0,244	0,219	0,216

$$nFK = \Theta(pF1,8) - \Theta(pF4,2)$$

Nachfolgend werden die ermittelten pF-Kurven dargestellt. Die in den dargestellten typischen Kurven (Auswahl aus den für die jeweilige Bodenart bestimmten pF-Kurven) verwendeten Kürzel nach Bodenkundlicher Kartieranleitung sind wie folgt vergeben:

S = Sand, fS = Feinsand, SI = lehmiger Sand, Lt = toniger Lehm.

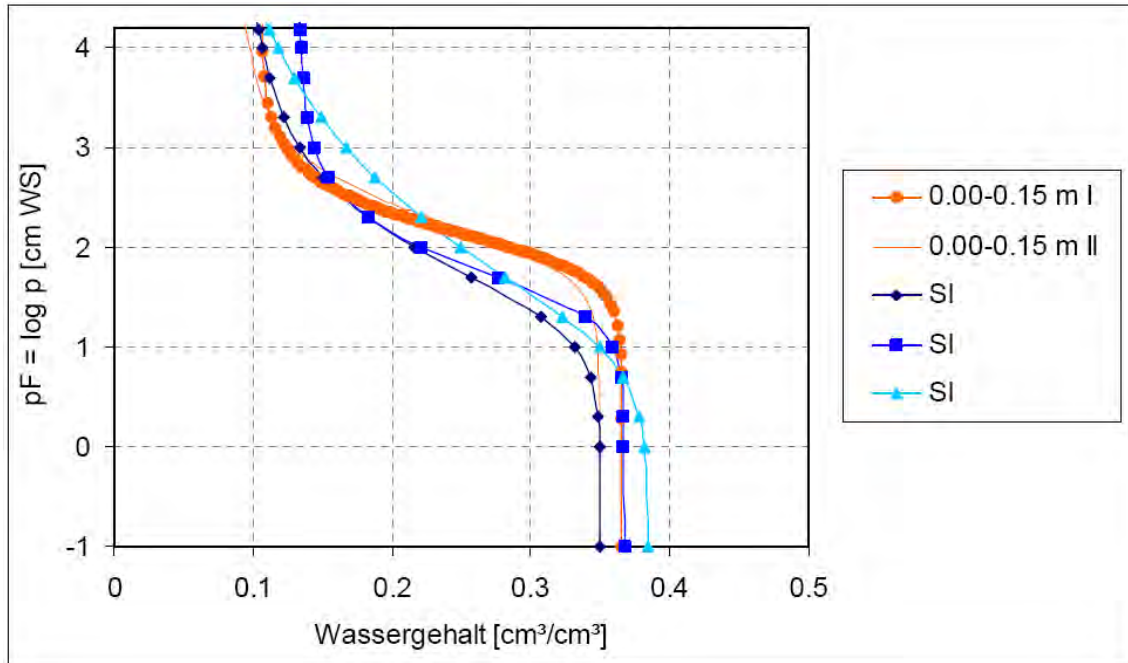


Abbildung 44: Vergleich der bodentypischen (3 lehmige Sande, „SI“) mit den laborativ ermittelten pF-Kurven der RKS2, Auffüllung/Mutterboden (2 Parallelproben „I“ und „II“).

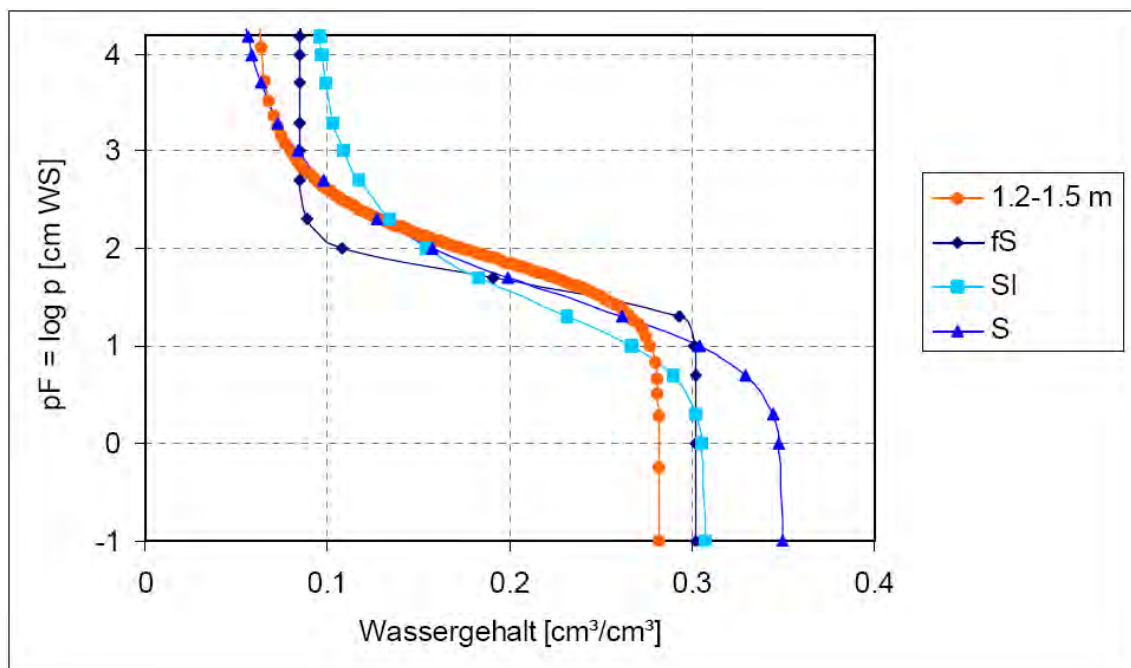


Abbildung 45: Vergleich der bodentypischen (fS, SI, S) mit der laborativ ermittelten pF-Kurve der RKS2, Mittelsand, 1,2 – 1,5 m.

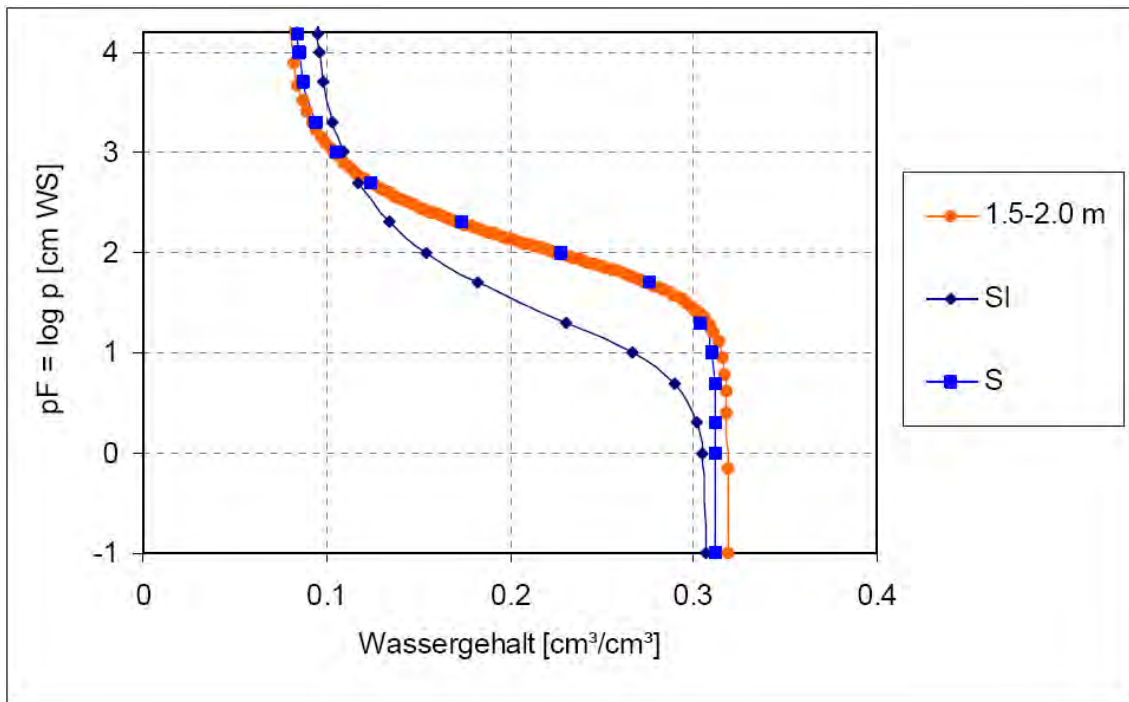


Abbildung 46: Vergleich der bodentypischen (SI, S) mit der laborativ ermittelten pF-Kurve der RKS2, Mittelsand, 1,5 – 2,0 m.

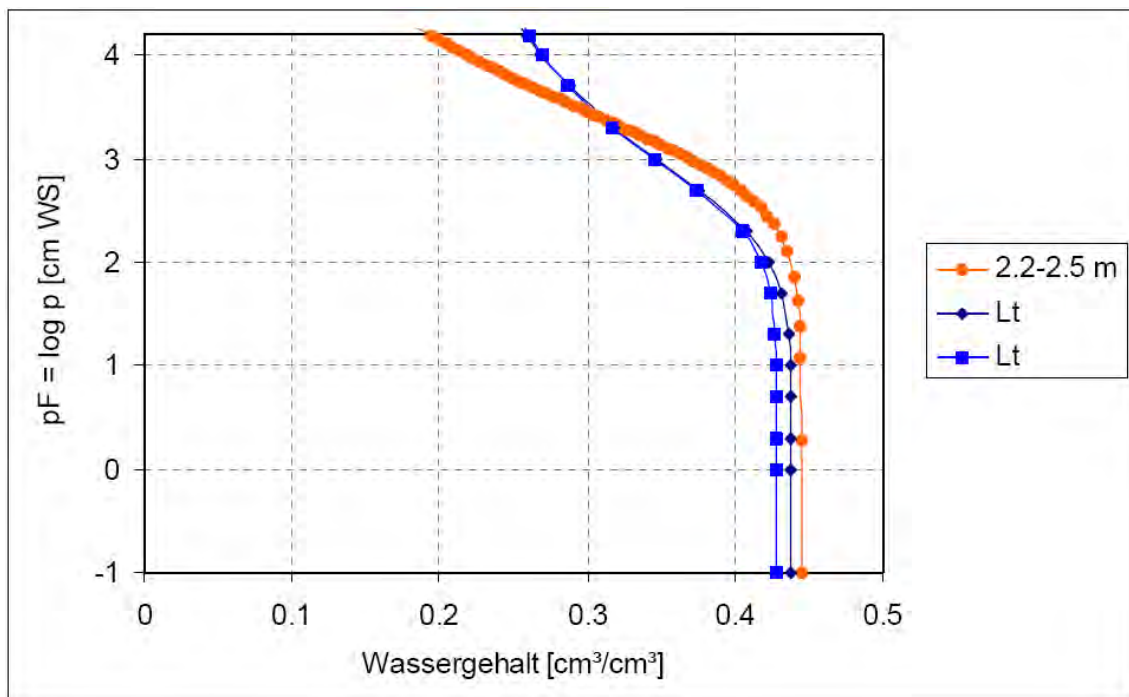


Abbildung 47: Vergleich der bodentypischen (2 tonige Lehme, Lt) mit der laborativ ermittelten pF-Kurve der RKS2, Schluffschicht, 2,2 – 2,5 m.

5.1.1.6 Quelltermuntersuchungen mittels IBSV

Die intermittierend betriebenen Säulenversuche wurden gemäß Materialienband des LfUG Sachsen zur Altlastenbehandlung: „Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung“ (LfUG Sachsen 2004) durchgeführt (s. Abschnitt 5.1.1). Die darin enthaltene Versuchsmethodik resultiert aus einer Betrachtung der natürlichen Strömungsbedingungen, die in der Bodenzone zu berücksichtigen sind. Im Gegensatz zur Grundwasserzone ist dabei zu beachten, dass die Bodenwasserströmung diskontinuierlich verläuft. Dies erfolgt in Abhängigkeit von Regenereignissen und der daran gekoppelten Sickerwasserneubildung. Dementsprechend sind bei den Untersuchungen zur Sickerwasserprognose folgende Randbedingungen zu beachten:

- Lange Kontakt- bzw. Reaktionszeiten zwischen den Phasen Boden, Bodenwasser und Bodenluft. Für die Verteilung und das Migrationsverhalten der Schadstoffe dominieren folglich Gleichgewichtsreaktionen, sowohl im Quellterm als auch im Transportterm.
- Durch den Wechsel zwischen Transport und Stagnation des infiltrierenden Regenwassers sind in Abhängigkeit von der hydraulischen Durchlässigkeit wechselnde aerobe und anaerobe Milieubedingungen zu berücksichtigen. Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass die versuchstechnische Lösung der intermittierend betriebenen Säulenversuche (IBSV) die realen Verhältnisse in der Bodenwasserzone optimal widerspiegelt.

Dementsprechend wird die Sickerwasserprognose auf der Grundlage von laborativen Untersuchungsergebnissen, deren Sickerwasserkonzentrationen unter Gleichgewichtsbedingungen und deren Grundwasserneubildungsraten als Mittelwerte ermittelt wurden, durchgeführt. Die daraus resultierenden mittleren Stofffrachten entsprechen auch den unter Feldbedingungen zu erwartenden Stoffeinträgen in das Grundwasser.

Grundsätzlich sind intermittierend betriebene Säulenversuche und Bodensättigungsextraktversuche (siehe BBodSchV) methodisch identisch. Beide Verfahren werden als statische Batchversuche bezeichnet.

Die Entscheidung darüber, ob ein Bodensättigungsextrakt (BSE) oder ein intermittierend betriebener Säulenversuch (IBSV) durchzuführen ist, erfolgt auf der Grundlage der hydraulischen Eigenschaften des zu untersuchenden Bodens. Bei einer hydraulischen Durchlässigkeit von über 10^{-7} m/s werden intermittierend betriebene Säulenversuche bevorzugt durchgeführt, im anderen Fall Bodensättigungsextrakte.

Die Zielstellung der IBSV zur Quelltermuntersuchung besteht somit in der realitätsnahen Nachbildung der Schadstoffelution aus den am Standort vorliegenden kontaminierten Substraten bei der Durchsickerung mit Regenwasser. Die Anzahl der auszutauschenden Porenvolumen wurde zunächst auf der Grundlage von Erfahrungen so festgelegt, dass dadurch eine signifikante Abnahme der zu betrachtenden Inhaltsstoffe erzielt wird, um entsprechende Elutionsraten für nicht in Phase vorliegende Stoffe ermitteln zu können.

5.1.1.6.1 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

Die Laborversuche wurden entsprechend der hydraulischen Durchlässigkeit als intermittierend betriebene Säulenversuche (IBSV) unter vollständig wassergesättigten Bedingungen durchgeführt und entsprechen somit statischen Batchversuchen. Für die Liner wurden spezielle Säulenanlagen aufgebaut und betrieben (s. Abb. 48). Der Edelstahl liner, in dem sich das ungestört entnommene, kontaminierte Substrat befand, wurde an den beiden Stirnseiten

mit Edelstahldeckeln verschlossen. An der unteren Seite wurde eine Schlauchpumpe angeschlossen, die über eine Schlauchleitung das synthetische Regenwasser in die Säule förderte. Am oberen Deckel wurde ein gasdichter Beutel über eine Edelstahlleitung angeschlossen. Dadurch wurde garantiert, dass weder leichtflüchtige Schadstoffe aus der zu analysierenden Probe im gasdichten Beutel entweichen noch Materialeffekte zur Verringerung der zu analysierenden Kontaminanten führen konnten. Während des Versuchsbetriebes wurde keine nennenswerte Gasphase in den Beuteln festgestellt. Die Versuche wurden bei 10°C durchgeführt, um möglichst naturnahe Bedingungen zu erreichen. Eine wesentliche Forderung bei derartigen Untersuchungen besteht in einer Anpassung der hydraulischen Bedingungen der IBSV an die natürlichen Prozesse. Dementsprechend wurden zur Erzielung von Versuchsbedingungen, die weitestgehend den in der Bodenwasserzone ablaufenden Prozessen entsprechen, die IBSV nach der in (LfUG Sachsen 2004) enthaltenen Methodik wie folgt durchgeführt:

- Entsprechend der natürlichen Strömung erfolgte der Einbau der Linerkerne in die Versuchsanlage so, dass sich der jeweilig obere Bereich im Zulauf der Säulenanlage befand.
- Einstau der Linerkerprobe mit synthetischem Regenwasser⁵ von unten nach oben mit einer Geschwindigkeit von ca. einem Porenvolumen/Tag (volle Wassersättigung).
- Stehenlassen der Säulenanlage bei 10°C über 24 Stunden.
- Austausch eines Porenvolumens der Probe, indem synthetisches Regenwasser von unten nach oben mit einer Geschwindigkeit von ca. einem Porenvolumen/Tag gepumpt wird.

Der Wechsel zwischen Austausch- und Stillstandsphase wurde so oft wiederholt, bis die vereinbarte Anzahl von Proben entnommen wurde.

In Tabelle 9 sind die wichtigsten Randbedingungen der IBSV zur Quelltermuntersuchung dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass alle Liner ohne Kernverlust angeliefert wurden. Daraus folgt, dass die angegebenen Linermaße denen der verwendeten Substratkerne entsprachen.

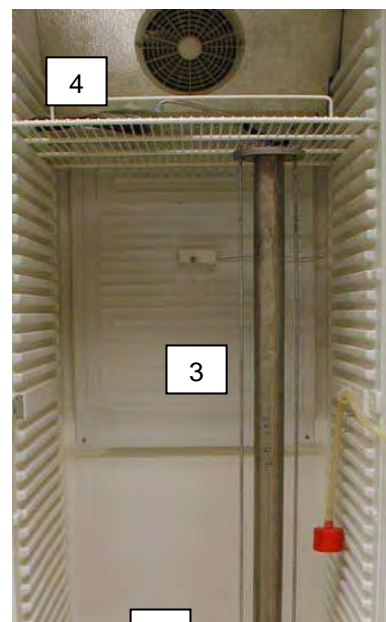


Abbildung 48: Säulenanlage mit Vorratsgefäß (1), Schlauchpumpe (2), Edelstahlliner (3) und gasdichtem Beutel (4).

⁵ Herstellung: je Liter dest. Wasser 6,86 mg NaNO₃, 1,64 mg KHCO₃, 26,96 mg CaSO₄

Tabelle 9: Randbedingungen der IBSV zur Quelltermuntersuchung an Linerkernproben.

Parameter	IBSV RKS 3 1...2 m	IBSV RKS 4 1...2 m	IBSV RKS 3 3...4 m	IBSV RKS 4 3...4 m
Länge des Liners (cm)	100			
Innendurchmesser des Liners (cm)	5			
Volumen des Liners (ml)	1.963			
Porosität aus Linervolumen und Trockenmasse nach Versuch berechnet	0,33	0,33	0,30	0,30
Porenvolumen (ml), aus Porosität berechnet	648	648	589	589
Trockenmasse (kg)	3,51	3,52	3,64	3,64
k_f -Wert (m/s) nach DARCY während des Austauschs des Porenwassers bestimmt	$5,6 \cdot 10^{-5}$	$6,9 \cdot 10^{-5}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$
mittlerer Durchfluss(ml/h)	0,44	0,45	0,45	0,43
Probenanzahl	10	10	10	10
Durchfluss gesamt (ml)	6.344	6.436	6.427	6.236
Ausgetauschte Porenvolumen	9,8	9,9	10,9	10,6

5.1.1.6.2 Ergebnisse des IBSV RKS3 1 – 2 m

In den Perkolaten des IBSV wurden die Leitkennwerte (s. Abb. 49) sowie MKW- und BTEX-Konzentrationen bestimmt (s. Abb. 50).

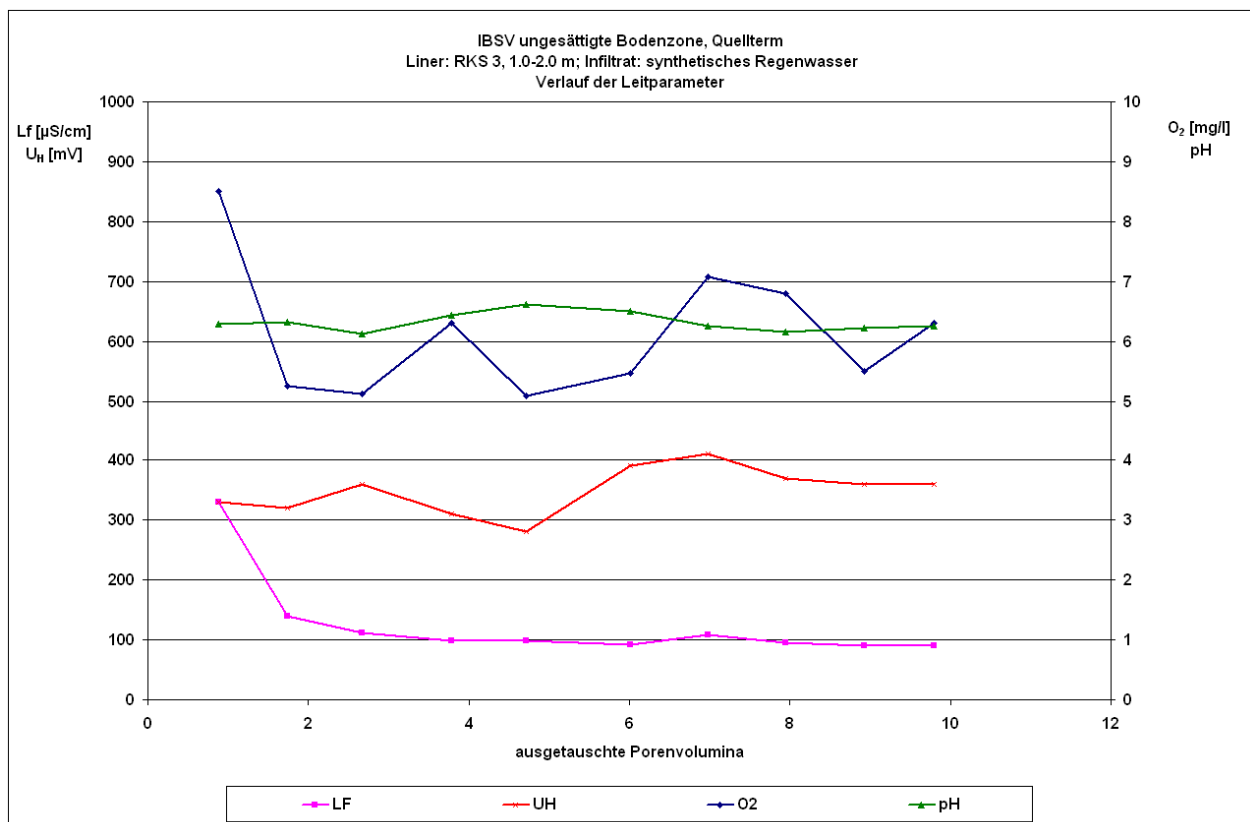


Abbildung 49: IBSV-RKS3 1 – 2 m: Verlauf der Leitkennwerte elektrische Leitfähigkeit (LF), Redoxspannung (UH), Sauerstoffgehalt (O₂) und pH-Wert (pH).

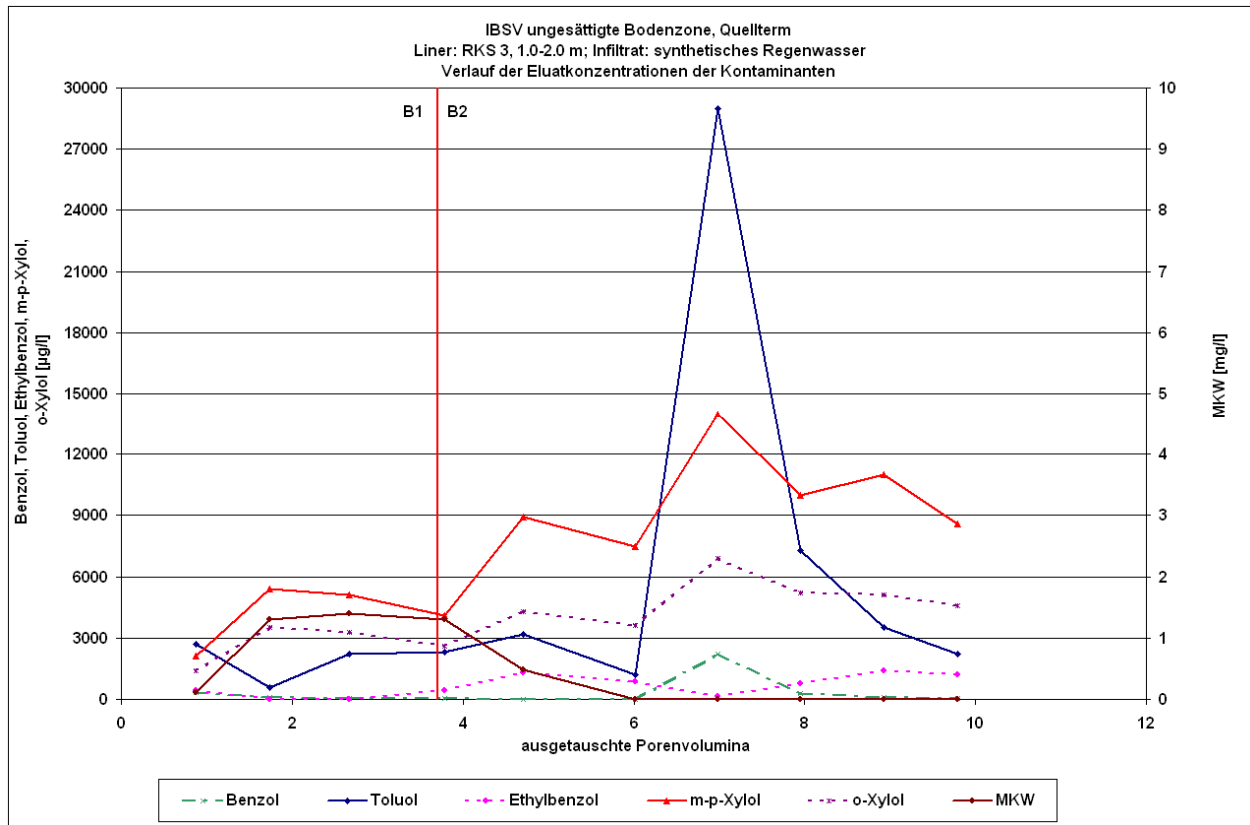


Abbildung 50: IBSV RKS3 1 – 2 m: Verlauf der Schadstoffkonzentrationen für BTEX und MKW.

Aus dem Verlauf der Leitkennwerte können folgende Schlussfolgerungen getroffen werden:

- Weder der Verlauf der Redoxspannung noch der des Sauerstoffgehaltes weisen auf einen signifikanten mikrobiellen Abbau der BTEX bzw. MKW während der Versuchszeit hin.
- Die Verringerung der elektrischen Leitfähigkeit von ca. 320 auf 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ verdeutlicht einen Auswaschungseffekt der anorganischen Inhaltsstoffe.

Unter Beachtung der in Abschnitt 5.1.1.1 dargestellten Prozessanalyse ($n_m < n_{im}$) werden folgende Hauptergebnisse abgeleitet:

- Alle untersuchten (wasserlöslichen) Schadstoffe werden aus dem kontaminierten Substrat des Liners eluiert,
- Für die BTEX ist nach einem anfänglichen Anstieg (Prozessanalyse II, Bereich 1) eine abnehmende Tendenz der Perkolatkonzentration feststellbar. (Der Toluolwert bei ca. 8,5 ausgetauschten Porenvolumen ist nicht plausibel, vgl. Abschnitt 0) Hauptbestandteile sind m,p-Xylol, o-Xylol und Toluol.
- Die gut bis sehr gut wasserlöslichen MKW werden aus dem kontaminierten Substrat sehr gut eluiert, wobei diese gemäß Aufgabenstellung nur an einem Teil der Perkolatproben zu untersuchen waren und demzufolge nach dem 5. Porenvolumen nicht mehr analysiert wurden.
- Die z.T. stark schwankenden Konzentrationsverläufe resultieren aus den im Abschnitt 5.1.1.2 erläuterten Ursachen.

Um die während des IBSV *eluierten Stoffmengenanteile (ESA)* in Bezug auf die im Liner enthaltenen Stoffmengen zu ermitteln, wurde der Liner nach Versuchsende geöffnet und in 2 *Probenentnahmebereichen (PEB)* die Feststoffkonzentrationen (C) der Schadstoffe be-

stimmt (s. Tab. 10). Aus den Konzentrationswerten wurden die im Liner nach Versuchsende enthaltenen Gesamtstoffmengen („Boden n.V.“) der o.g. Schadstoffe ermittelt (s. Tab. 10). Dabei wurde den Probenentnahmebereichen der jeweilige Anteil ($\frac{1}{2}$) an der Gesamttrockenmasse m_S der Säule zugewiesen (s. Tab. 10):

$$\text{Boden n.V.} = m_S \cdot (0,5 C_{PEB1} + 0,5 C_{PEB2})$$

Beispiel Ethylbenzol:

$$3,51 \text{ kg} \cdot (0,5 \cdot 0,15 \text{ mg/kg} + 0,5 \cdot 2,9 \text{ mg/kg}) = 0,26 \text{ mg} + 5,1 \text{ mg} = 5,4 \text{ mg}$$

Um die zu Versuchsbeginn in der Säule enthaltene Stoffmenge („Boden v.V.“) zu ermitteln, wurde die während des Versuches eluierte Stoffmenge („S Perkolat“) zu der nach Versuchsende am Substrat analysierten Stoffmenge („Boden n.V.“) addiert. Aus dem Verhältnis von eluierter Stoffmenge und der zu Versuchsbeginn in der Säule enthaltenen Stoffmenge lässt sich der eluierbare Stoffmengenanteil (ESA) ermitteln:

$$\text{Boden v.V.} = \text{S Perkolat} + \text{Boden n.V.}$$

$$\text{Beispiel Ethylbenzol: } 4,2 \text{ mg} + 5,4 \text{ mg} = 9,6 \text{ mg}$$

$$\text{ESA} = \text{S Perkolat} / \text{Boden v.V.}$$

$$\text{Beispiel Ethylbenzol: } 4,2 \text{ mg} / 9,6 \text{ mg} = 44\%$$

Diese Berechnungsschritte sind in Tabelle 11 zusammengefasst.

Zur Berechnung der Feststoffkonzentrationen vor Versuch (IBSV v.V.) wurde die aus dem IBSV eluierte Stoffmenge (Eluat) auf den Bereich des Liners bezogen, der hohe Feststoffkonzentrationen nach Versuch (hier: 1,5 – 2,0 m) aufwies. Entsprechend wurde nur der Trockenmasseanteil dieses Bereiches des Liners zur Berechnung der Feststoffkonzentration vor Versuch berücksichtigt, da nur aus diesem die vorrangige Schadstoffelution erfolgt sein kann. Die berechnete Feststoffkonzentration vor Versuch wurde mit den Ergebnissen der Istzustandsanalyse (Istzustand) der entsprechenden Probe verglichen.

Die aus der Tabelle 12 hervorgehenden Unterschiede zwischen berechneter Schadstoffkonzentration v.V. und der Istzustandskonzentration der Parallelproben sind auf die auch kleinräumig auftretenden Heterogenitäten in der Schadstoffverteilung sowie auf die zur Analyse verwendete Substratmenge von ca. 20 g für BTEX zurückzuführen (siehe Abschnitt 5.1.1.3).

Abbildung 51 zeigt das Substrat des IBSV RKS3 1 – 2 m nach dem Öffnen der Säule.

Tabelle 10: Nach Versuchsende im Liner RKS3 1 – 2 m enthaltene Schadstoffgehalte.

PEB	Benzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	m,p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)	Σ BTEX (mg/kg TS)	MKW (mg/kg TS)
1,0 – 1,5 m	<0,05	0,26	0,15	0,78	0,26	1,45	<50
1,5 – 2,0 m	<0,05	<0,05	2,90	27,00	7,90	37,80	410

Tabelle 11: Ermittlung der vor dem Versuch im Liner RKS3 1 – 2 m enthaltenen Stoffmengen und der eluierbaren Stoffmengenanteile (ESA).

PEB	Benzol (mg)	Toluol (mg)	Ethylbenzol (mg)	m,p-Xylol (mg)	o-Xylol (mg)	Σ BTEX (mg)	MKW (mg)
1,0 – 1,5 m	0,00	0,5	0,3	1,4	0,5	2,6	0,00
1,5 – 2,0 m	0,00	0,0	5,1	47,4	13,8	66,2	718,00
Boden n.V.	0,00	0,5	5,4	49,0	14,0	68,8	718,00
S Perkolat	1,98	34,0	4,2	49,0	26,0	114,5	2,87
Boden v.V.	1,98	34,0	9,6	97,0	40,0	183,3	721,00
ESA	100%	99%	44%	50%	64%	62%	0,4%

Tabelle 12: Vergleich der berechneten Feststoffgehalte des IBSV RKS3 1 – 2 m mit denen aus der Istzustandsanalyse (RKS2, Tabelle 7).

	Benzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	m,p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)	Σ BTEX (mg/kg TS)	MKW (mg/kg TS)
IBSV v.V. RKS3	1,13	19,7	5,5	55,6	22,8	105,00	412,0
Istzustand RKS2 (1,5 – 2 m)	0,65	53,0	78,0	310,0	150,0	591,65	340,0



Abbildung 51: Im Linerkern des IBSV RKS 3 1 – 2 m enthaltenes Substrat.

Wie aus Tabelle 11 ersichtlich ist, wurden innerhalb der Versuchslaufzeit hohe Anteile (nahezu 100%) von Benzol und Toluol durch das künstliche Regenwasser eluiert, die anderen BTEX in Anteilen zwischen 44% bis 62%. Die MKW werden aufgrund ihrer sehr geringen Wasserlöslichkeit erwartungsgemäß am schlechtesten eluiert.

Es ist eine deutliche Konzentrationszunahme mit der Tiefe festzustellen (außer Toluol). Aufgrund der nach dem Versuch noch vorhandenen Schadstoffe im Bereich 1,5 – 2,0 m ist da-

von auszugehen, dass die langfristige Schadstoffnachlieferung genau aus diesem Bereich (Schadstoffquelle) erfolgen wird.

Neben der modellgestützten Prognose besteht gemäß der Sächsischen Methodik die Möglichkeit einer Abschätzung des frachtbezogenen Stoffeintrages aus dem Quellbereich (Bodenwasserzone) in den Grundwasserbereich.

Der „Transportpfad“ vom kontaminierten Substrat bis zur Grundwasseroberfläche wird dabei *nicht* berücksichtigt, weil der gesamte Bodenwasserbereich bis zum Grundwasser bereits kontaminiert ist.

Da die Schadstofffrachten über den Sickerwassertransport maßgeblich von der Grundwasserneubildungsrate abhängig sind, ist es erforderlich, die Grundwasserneubildung (GWN) unterhalb der kontaminierten Flächen abzuschätzen.

Aufgrund der bei der Ermittlung der pF-Kurven gewonnenen Erkenntnis erfolgte die Abschätzung der GWN unter Verwendung des von Beims und Gutt entwickelten und nachfolgend dargestellten Ansatzes „EXPOSI“ (Beger u. a. o. J.)

$$GWN = a(N - b)^c \cdot d \tag{2}$$

- mit N mittlerer jährlicher Niederschlag (mm)
- a, b Bodenkennwerte
- c Vegetationskennwert
- d Versiegelungskennwert

Die Werte für die Modellparameter sind in Tabelle 13 zusammengefasst. Für die zu betrachtende Teilfläche wurden die in Tabelle 14 dargestellten Parameter unter Berücksichtigung der durch den AG übergebenen Schichtenverzeichnisse verwendet, als mittlerer jährlicher Niederschlag wurden 564 mm (Quelle: DWD, Reihe 1961 – 1990) angesetzt.

Tabelle 13: Werte der Eingangsparameter für den „EXPOSI“-Ansatz. Die für IBSV RKS3 1 – 2 m benutzten Werte sind fett markiert.

Boden	a	b
Grobsand	0,56	240
Mittelsand	0,56	250
Feinsand	0,55	260
lehmiger Schluff	0,52	300
sandiger Lehm	0,49	350
toniger Lehm	0,45	400

Vegetation	c
Ödland	1,03
Gras	1,00
landw. Nutzfläche	0,97
Wald	0,94

Versiegelungsgrad	d
0%	1,00
25%	0,85
50%	0,70
75%	0,50

Tabelle 14: Bestimmung der Grundwasserneubildung nach EXPOSI-Ansatz.

Probe/Liner	N (l m ⁻² a ⁻¹)	a	b	c	d	GWN (l m ⁻² a ⁻¹)
RKS3/4	564	0,56	240	1,00	1,00	181

Entsprechend des Standardprofils für den Schadensstandort (Bohrung B1 mit entsprechenden hydrogeologischen Interpretationen. (GUT 1998)) wurde als oberste Substratschicht (entscheidend für die Grundwasserneubildung) grobsandiger feinkiesiger Mittelsand angetroffen. Um diesen Einfluss zu berücksichtigen wurden die Grobsand-Parameter verwendet.

Um die Realzeit der Versuche und die aus den Versuchsergebnissen resultierenden Stofffrachten abzuschätzen, ist der Sickerwasservolumenstrom in der Säule $Q_{SiWa,S}$ für die Fläche der Linerkernprobe/Säule A_S abzuschätzen und diese ins Verhältnis mit dem Porenvolumen des im Linerkern untersuchten Feststoffs zu setzen. Der Sickerwasservolumenstrom in der Säule wird folgendermaßen berechnet:

$$Q_{SiWa,S} = A_S \cdot GWN \quad (3)$$

mit $Q_{SiWa,S}$ mittlere jährliche GWN der Säule, bezogen auf deren Fläche (l/a)
 A_S Fläche der Säule (m²),
aus Innendurchmesser der Säule (s. Tab. 9): 0,00196 m²
 GWN mittlere jährliche Grundwasserneubildungsrate (l/(m² · a))

Für die Abschätzung der die Laborversuche repräsentierenden Realzeit t_R (für den zu betrachtenden Standort) wird das Porenvolumen des in dem Linerkern enthaltenen Substrates V_P durch $Q_{SiWa,S}$ dividiert und mit der Anzahl der ausgetauschten Porenvolumen APV multipliziert:

$$t_R = \frac{V_P \cdot APV}{Q_{SiWa,S}} \quad (4)$$

Tabelle 15: Abschätzung der Realzeit des IBSV RKS3 1 – 2 m

Probe/Liner	Porenvolumen V_P (l)	$Q_{SiWa,S}$ (l/a)	APV	abgeschätzte Realzeit der Laborversuche t_R (a)
IBSV RKS3: 1 – 2 m	0,648	0,356	9,8	17,8

Auf der Grundlage der in Anlage 3 und 4 (Prüfberichte) dargestellten Versuchsergebnisse, der abgeschätzten Grundwasserneubildung und der tatsächlichen Dauer der mit Hilfe der IBSV nachgebildeten Prozesse wurde die IBSV-spezifische zeitliche Entwicklung der aus dem Schadherd eluierten Schadstofffrachten in mg/(m² · a) für die einzelnen Kontaminanten abgeschätzt (Mittelwerte). Da im Rahmen des Projektes keine räumliche Abgrenzung der Kontamination vorgesehen war, werden die Emissionen auf *einen Quadratmeter kontaminierter Fläche bezogen*. Die Emissionen wurden wie folgt ermittelt:

$$E(SH) = \frac{c_{SiWa} Q_{SiWa,S}}{A_S} \quad (5)$$

mit $E(SH)$ mittlere Stofffracht (Emission) aus dem Schadherd (mg/(m² · a))
 c_{SiWa} Konzentration des Schadstoffes im Perkolat (mg/l)
 $Q_{SiWa,S}$ Sickerwasservolumenstrom der Säule bezogen auf deren Fläche (l/a), s.o.
 A_S Fläche der Säule (m²), siehe oben

Nach Ausgrenzung der Kontaminationsbereiche, die durch den untersuchten kontaminierten Liner (1,0 – 2,0 m) repräsentiert werden, ist eine Berechnung der aus diesem kontaminierten Bereich resultierenden Emissionen (Stofffracht) möglich. Dazu wird der Sickerwasservolumenstrom in Gleichung (3) nicht auf die Fläche der Säule, sondern auf die gesamte kontaminierte Fläche bezogen. Die Emission entspricht dann dem Volumenstrom des belasteten Sickerwassers mit der jeweiligen Konzentration c_{SiWa} . Die Stofffracht $E(SH)$ ist in g/a bzw. kg/a anzugeben.

Die oben genannten Aussagen bilden die Grundlage für den durch den IBSV abgeschätzten Zeitraum (hier 17,8 Jahre). Durch die Ermittlung von mittleren Elutionsraten über den gesamten Versuchszeitraum lässt sich unter bestimmten Annahmen (lineare Abnahme der im Substrat vorhandenen Stoffmenge im weiteren Elutionsverlauf, gesamte Stoffmenge im Substrat kann eluiert werden) die Dauer des zu erwartenden Schadstoffaustrages aus der Quelle berechnen.

Die Abschätzung der mittleren Elutionsraten für den gesamten Versuchszeitraum erfolgt unter Berücksichtigung der Sickerwasserneubildung in Bezug auf die ausgetauschten Porenvolumen. Die Elutionsraten werden wie folgt berechnet:

$$FE_S = \frac{SE_S \cdot Q_{SiWa,S}}{m_S \cdot APV \cdot V_P} \quad (6)$$

- mit FE_S Elutionsrate für den Schadstoff S ($\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{a})$)
 SE_S eluierte Stoffmenge an Schadstoff S (μg), entspricht S Perkolat in Tabelle 11
 $Q_{SiWa,S}$ auf die Fläche A der Säule bezogene jährliche Grundwasserneubildung (l/a)
 APV Anzahl ausgetauschter Porenvolumen, siehe Tabelle 9
 V_P Porenvolumen (l), siehe Tabelle 9
 m_S Feststofftrockenmasse in der Säule (kg), siehe Tabelle 9

Die Abschätzung der Dauer des Schadstoffaustrages (Emission) in Bezug auf den verwendeten Linerkern ergibt sich zu:

$$t_{E,S} = \frac{S_{S,E}}{m_S \cdot FE_S} \quad (7)$$

- mit $t_{E,S}$ Dauer der Schadstoffelution aus der Säule (a)
 FE_S Elutionsrate für den Schadstoff S ($\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{a})$)
 $S_{S,E}$ in Säule enthaltene Schadstoffmenge des Schadstoffs S vor dem Versuch (μg), entspricht Boden v.V. in Tabelle 11
 m_S Feststofftrockenmasse in der Säule (kg), siehe Tabelle 9

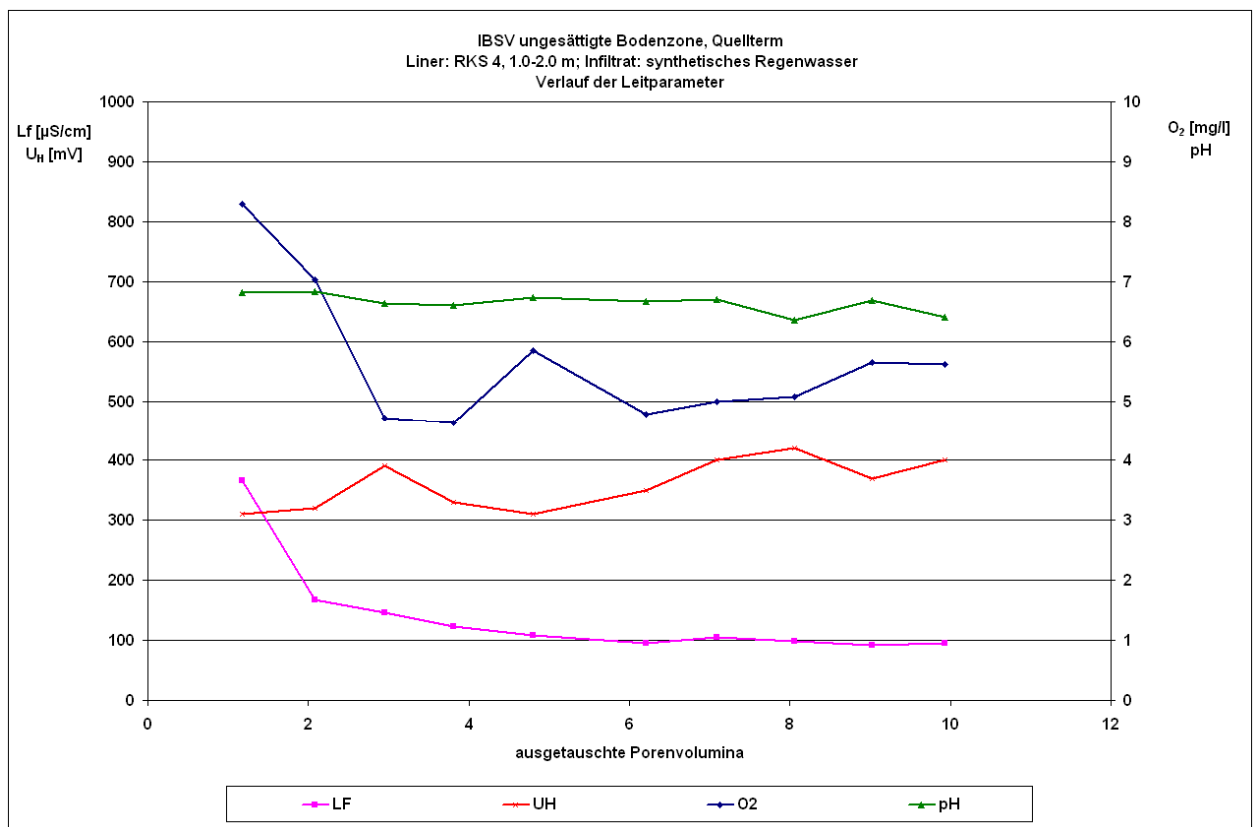
Entsprechend der erzielten Ergebnisse wurden mittlere Elutionsraten sowie der Zeitraum für die Schadstoffelution ermittelt (s. Tab. 16).

Tabelle 16: Mittlere Elutionsraten der untersuchten Schadstoffe sowie Dauer des Schadstoffaustrages für den IBSV RKS3 1 – 2 m. Nachgebildete Realzeit $t_R = 17,8$ a.

Parameter	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m,p-Xylol	o-Xylol	MKW
Elutionsrate FE_S (mg/(kg·a))	0,032	0,543	0,067	0,779	0,409	0,046
$S_{S,E}$ (mg)	1,978	34,444	9,550	97,395	39,921	721,000
Elutionszeit $t_{E,S}$ (a)	17,800	18,000	40,400	35,600	27,700	4.475,000

5.1.1.6.3 Ergebnisse des IBSV RKS4 1 – 2 m

In den nachfolgenden Abbildungen wurden die Ergebnisse der Perkolatanalysen (s. Abb. 53) und der Verlauf der in den Perkolaten ermittelten Leitkennwerte des IBSV RKS 4 1 – 2 m (s. Abb. 52) dargestellt.

Abbildung 52: IBSV RKS4 1 – 2 m: Verlauf der Leitkennwerte elektrische Leitfähigkeit (LF), Redoxspannung (UH), Sauerstoffgehalt (O₂) und pH-Wert (pH).

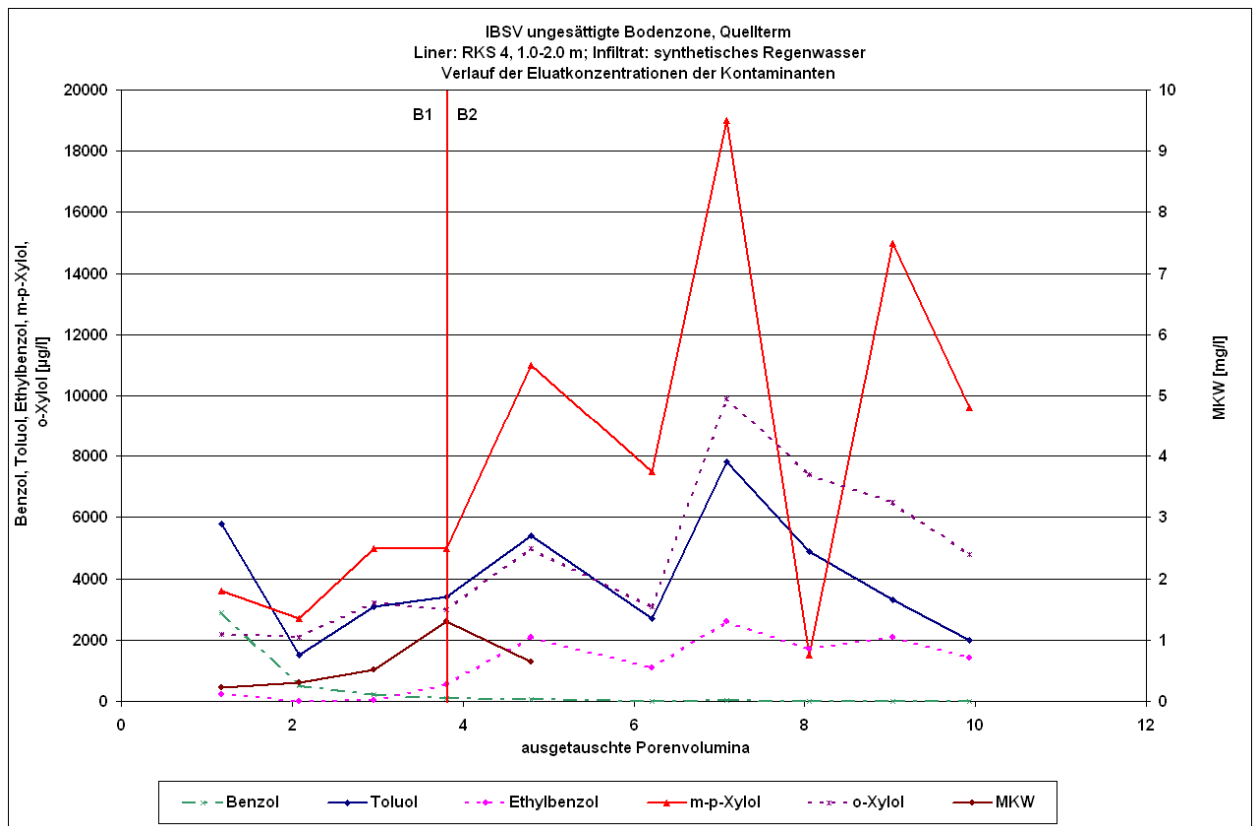


Abbildung 53: IBSV RKS4 1 – 2 m: Verlauf der Schadstoffkonzentrationen für BTEX und MKW.

Aus dem Verlauf der Leitkennwerte können folgende Schlussfolgerungen getroffen werden:

- Weder der Verlauf der Redoxspannung noch der des Sauerstoffgehaltes weisen auf einen signifikanten mikrobiellen Abbau der BTEX bzw. MKW während der Versuchszeit hin.
- Die Verringerung der elektrischen Leitfähigkeit von ca. 380 auf 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ verdeutlicht einen Auswaschungseffekt der anorganischen Inhaltsstoffe.

Unter Beachtung der in Abschnitt 5.1.1.1 dargestellten Prozessanalyse ($n_m < n_{im}$) werden folgende Hauptergebnisse abgeleitet:

- Alle untersuchten Schadstoffe werden aus dem kontaminierten Substrat des Liners eluiert.
- BTEX: Für die BTEX ist nach einem anfänglichen Anstieg (Prozessanalyse II, Bereich 1) eine abnehmende Tendenz der Perkolatkonzentration feststellbar. Durch den Vergleich des Verlaufes der Toluolkonzentration mit dem des IBSV RKS3 1 – 2 m wird deutlich, dass der Toluolwert jenes Versuchs bei ca. 8,5 ausgetauschten Porenvolumen nicht plausibel ist. Analog zum IBSV RKS3 1 – 2 m sind die Hauptbestandteile in den Perkolatproben m-,p-Xylol, o-Xylol und Toluol.
- MKW: Die gut bis sehr gut wasserlöslichen MKW werden aus dem kontaminierten Substrat sehr gut eluiert, ab dem 5. Porenvolumen wurden die MKW gemäß Aufgabenstellung nicht mehr analysiert.
- Die z.T. stark schwankenden Konzentrationsverläufe resultieren aus den im Abschnitt 5.1.1.2 erläuterten Ursachen.

Nachfolgend werden die weiteren Kennwerte analog der bei der Auswertung des IBSV RKS3 1 – 2 m näher erläuterten Methodik ermittelt (Abschnitt 5.1.1.6.2). Diese betreffen den eluierbaren Stoffmengenanteil als Plausibilitätskriterium, die Elutionsraten und die für die Linerkernprobe erforderliche Elutionszeit, die unter Verwendung der Elutionsraten ermittelt wurde. Mit den Elutionsraten ist eine standort- und kontaminationsspezifische Sickerwasserprognose möglich.

Abbildung 54 zeigt das Substrat nach dem Öffnen der Säule.

Wie aus Tabelle 18 ersichtlich ist, wurden wie im IBSV RKS3 1 – 2 m innerhalb der Versuchslaufzeit hohe ESA (95% bis 100 %) an Benzol und Toluol durch das künstliche Regenwasser eluiert. Die weiteren BTEX wurden deutlich schlechter eluiert. Die eluierbaren Stoffmengenanteile liegen zwischen 20% und 30 %. Dies ist auch auf die höheren Feststoffgehalte im Vergleich zum IBSV RKS3 1 – 2 m zurückzuführen. Höhere Ausgangskonzentrationen in den Linerkernproben führen bei der praktisch identischen Gleichgewichtskonzentrationen zwischen Feststoff und Porenwasser zu niedrigeren eluierbaren Stoffmengenanteilen bei gleicher Anzahl ausgetauschter Porenvolumen im Vergleich zu Linerkernproben mit geringeren Ausgangskonzentrationen. Dies gilt jedoch nur, wenn Gleichgewichtskonzentration nicht durch die Feststoffkonzentration limitiert wird.

Auch hier ist eine deutliche Konzentrationszunahme mit der Tiefe festzustellen. Aufgrund der nach dem Versuch noch vorhandenen Schadstoffe im Bereich 1,5-2,0 m ist davon auszugehen, dass die langfristige Schadstoffnachlieferung genau aus diesem Bereich erfolgen wird.

Tabelle 17: Nach Versuchsende im Liner RKS4 1 – 2 m enthaltene Stoffkonzentrationen.

PEB	Benzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	m,p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)	Σ BTEX (mg/kg TS)	MKW (mg/kg TS)
1,0 – 1,5 m	<0,05	0,13	0,064	0,27	0,1	0,564	<50
1,5 – 2,0 m	<0,05	0,56	18	97	39	154,56	1200

Tabelle 18: Ermittlung der vor dem Versuch im Liner RKS4 1 – 2 m enthaltenen Stoffmengen und der eluierbaren Stoffmengenanteile (ESA).

PEB	Benzol (mg)	Toluol (mg)	Ethylbenzol (mg)	m,p-Xylol (mg)	o-Xylol (mg)	Σ BTEX (mg)	MKW (mg)
1,0 – 1,5 m	0,00	0,23	0,11	0,48	0,18	1,01	0,00
1,5 – 2,0 m	0,00	1,00	32,16	173,00	69,70	276,00	2.078,00
Boden n.V.	0,00	1,23	32,30	174,00	69,90	277,00	2.078,00
S Perkolat	2,78	25,70	7,54	50,70	29,60	116,00	1,78
Boden v.V.	2,78	26,90	39,80	225,00	99,50	393,00	2.080,00
ESA	100%	95%	19%	23%	30%	30%	0,1%

Tabelle 19: Vergleich der berechneten Feststoffkonzentrationen des IBSV RKS4 1 – 2 m mit denen aus der Istzustandsanalyse RKS2 (s. Tabelle 7).

	Benzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	m,p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)	Σ BTEX (mg/kg TS)	MKW (mg/kg TS)
IBSV v.V.	1,60	15,5	23,0	129,0	57,4	227,0	1.201,0
Istzustand RKS 2 (1,5 – 2 m)	0,65	53,0	78,0	310,0	150,0	592,0	340,0

Tabelle 20: Mittlere Elutionsraten der untersuchten Schadstoffe sowie Dauer des Schadstoffaustrages für den IBSV RKS4 1 – 2 m. Nachgebildete Realzeit $t_R = 18,1$ a.

Parameter	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m,p-Xylol	o-Xylol	MKW
Elutionsrate FE_S (mg/(kg·a))	0,044	0,404	0,119	0,798	0,466	0,028
$S_{S,E}$ (mg)	2,777	26,884	39,821	224,527	99,480	2.030,000
Elutionszeit $t_{E,S}$ (a)	18,1	18,9	95,4	80,0	60,7	21.143,0



Abbildung 54: Im Linerkern des IBSV RKS4 1 – 2 m enthaltenes Substrat.

5.1.1.6.4 Ergebnisse des IBSV RKS3 3 – 4 m

In den nachfolgenden Abbildungen wurden die Ergebnisse der Perkolatanalysen (s. Abb. 56) und der Verlauf der in den Perkolaten ermittelten Leitkennwerte (s. Abb. 55) des IBSV RKS3 3 – 4 m dargestellt.

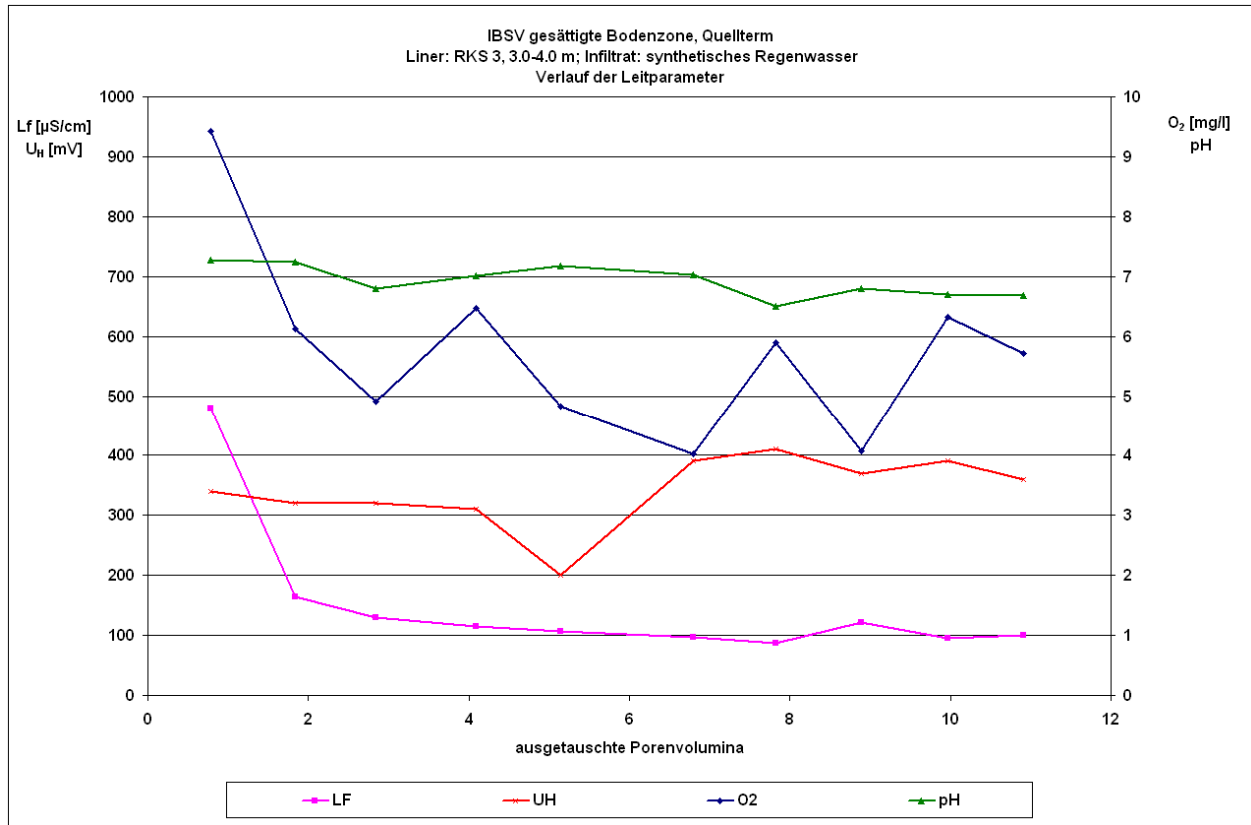


Abbildung 55: IBSV RKS3 3 – 4 m: Verlauf der Leitkennwerte elektrische Leitfähigkeit (LF), Redoxspannung (UH), Sauerstoffgehalt (O2) und pH-Wert (pH).

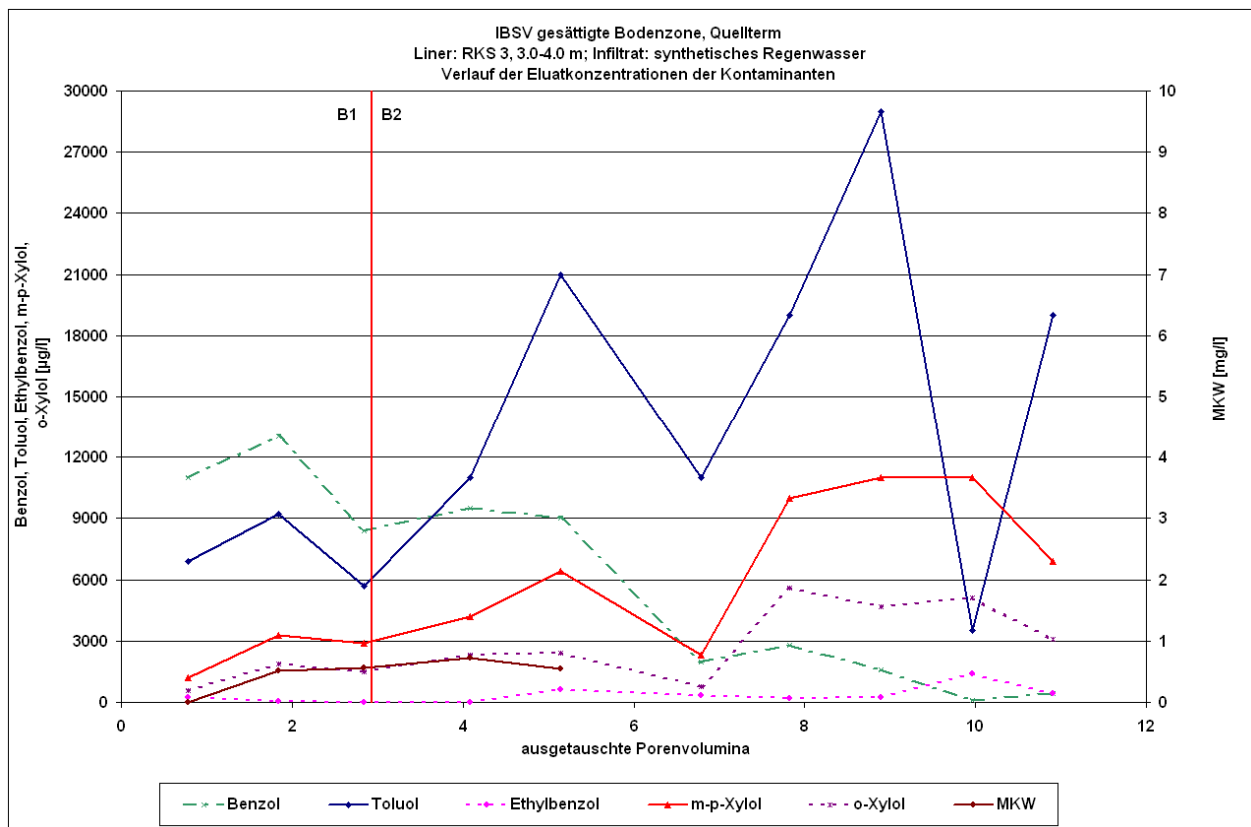


Abbildung 56: IBSV RKS3 3 – 4 m: Verlauf der Schadstoffkonzentrationen für BTEX und MKW.

Aus dem Verlauf der Leitkennwerte können folgende Schlussfolgerungen getroffen werden:

- Weder der Verlauf der Redoxspannung noch der des Sauerstoffgehaltes weisen auf einen signifikanten mikrobiellen Abbau der BTEX bzw. MKW während der Versuchszeit hin.
- Die Verringerung der elektrischen Leitfähigkeit von ca. 500 auf 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ verdeutlicht einen Auswaschungseffekt der anorganischen Inhaltsstoffe, wobei im Vergleich zu den IBSV oberhalb der Schluffschicht festzustellen ist, dass die Anfangsleitfähigkeit um ca. 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ höher ist. Das kann darauf hinweisen, dass die Porenwässer hinsichtlich ihrer anorganischen Inhaltsstoffe oberhalb und unterhalb der Schluffschicht nicht identisch sind.

Unter Beachtung der in Abschnitt 5.1.1.1 dargestellten Prozessanalyse ($n_m < n_{im}$) werden folgende Hauptergebnisse abgeleitet:

- Alle untersuchten Schadstoffe werden aus dem kontaminierten Substrat des Liners eluiert.
- BTEX: Für die BTEX ist nach einem anfänglichen Anstieg (vgl. Prozessanalyse II, Bereich 1) teilweise eine abnehmende Tendenz der Perkolatkonzentration feststellbar. Die Hauptbestandteile in den Perkolatproben sind vor allem Toluol sowie m-,p-Xylol und o-Xylol. Damit besteht ein wesentlicher Unterschied zu den oberhalb der Schluffschicht im Porenwasser analysierten Hauptbestandteil, der aus Xylol gebildet wurde.
- MKW: Die gut bis sehr gut wasserlöslichen MKW werden aus dem kontaminierten Substrat in hohen Konzentrationen gut eluiert, für die weiteren Analysen gilt das bereits Gesagte.
- Die z.T. stark schwankenden Konzentrationsverläufe resultieren aus den im Abschnitt 5.1.1.2 erläuterten Ursachen.

Nachfolgend werden die weiteren Kennwerte analog der bereits näher erläuterten Vorgehensweise ermittelt. Diese betreffen den eluierbaren Stoffmengenanteil als Plausibilitätskriterium, die Elutionsraten und die für die Linerkernprobe erforderliche Elutionszeit, die unter Verwendung der Elutionsraten ermittelt wurde. Mit den Elutionsraten ist eine standort- und kontaminationsspezifische Sickerwasserprognose möglich.

Abbildung 57 zeigt das Substrat nach dem Öffnen der Säule.

Wie aus Tabelle 22 ersichtlich ist, wurde wie im IBSV RKS3 1 – 2 m innerhalb der Versuchslaufzeit Benzol durch das künstliche Regenwasser vollständig eluiert. Toluol wird in deutlich geringerem Anteil (66 %) als in den bisher ausgewerteten IBSV (Teufenbereich 1 – 2 m) eluiert. Die weiteren BTEX werden ebenfalls deutlich schlechter eluiert; die eluierbaren Stoffmengenanteile liegen zwischen 5% und 26%. Die MKW werden wiederum nur in sehr geringen Stoffmengenanteilen eluiert.

Es sind z.T. höhere Konzentrationen im Bereich von 3,5 – 4,0 m festzustellen, daher wird dieser Bereich für die Ermittlung der Feststoffkonzentrationen vor Versuch berücksichtigt.

Tabelle 21: Nach Versuchsende im Liner RKS3 3 – 4 m enthaltene Stoffkonzentrationen.

PEB	Benzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	m,p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)	Σ BTEX (mg/kg TS)	MKW (mg/kg TS)
3,0 – 3,5 m	<0,05	1,6	7	35	12	55,6	240
3,5 – 4,0 m	<0,05	23,0	13	36	15	87,0	110

Tabelle 22: Ermittlung der vor dem Versuch im Liner RKS3 3 – 4 m enthaltenen Stoffmengen und der eluierbaren Stoffmengenanteile (ESA).

PEB	Benzol (mg)	Toluol (mg)	Ethylbenzol (mg)	m,p-Xylol (mg)	o-Xylol (mg)	Σ BTEX (mg)	MKW (mg)
3,0 – 3,5 m	0,00	2,9	12,80	64,0	22,0	101,7	439,00
3,5 – 4,0 m	0,00	42,1	24,00	66,0	27,0	159,2	199,00
Boden n.V.	0,00	45,0	36,60	130,0	49,4	261,0	639,00
S Perkolat	35,70	86,7	2,28	37,4	17,6	180,0	1,53
Boden v.V.	35,70	132,0	38,90	167,0	67,0	440,0	640,00
ESA	100%	65,8%	5,9%	22,4%	26,3%	41%	0,2%

Tabelle 23: Vergleich der berechneten Feststoffkonzentrationen des IBSV RKS3 3 – 4 m mit denen aus der Istzustandsanalyse (s. Tabelle 7).

	Benzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	m,p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)	Σ BTEX (mg/kg TS)	MKW (mg/kg TS)
IBSV v.V.	19,7	72,6	21,4	92,3	36,9	243,0	353,0
Istzustand (3,5–3,7m)	68,0	370,0	260,0	780,0	160,0	1.638,0	340,0

Tabelle 24: Mittlere Elutionsraten der untersuchten Schadstoffe sowie Dauer des Schadstoffaustrages für den IBSV RKS3 3 – 4 m. Nachgebildete Realzeit $t_R = 18,0$ a.

Parameter	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m,p-Xylol	o-Xylol	MKW
Elutionsrate FE_S (mg/(kg·a))	0,542	1,319	0,035	0,569	0,268	0,023
$S_{S,E}$ (mg)	35,650	131,684	38,871	167,300	66,986	640,000
Elutionszeit $t_{E,S}$ (a)	18,0	27,4	307,7	80,7	68,7	7.569



Abbildung 57: Im Linerkern des IBSV RKS3 3 – 4 m enthaltenes Substrat.

5.1.1.6.5 Ergebnisse des IBSV RKS4 3 – 4 m

In den nachfolgenden Abbildungen wurden die Ergebnisse der Perkolatanalysen (s. Abb. 59) und der Verlauf der in den Perkolaten ermittelten Leitkennwerte (s. Abb. 58) des IBSV RKS4 3 – 4 m dargestellt.

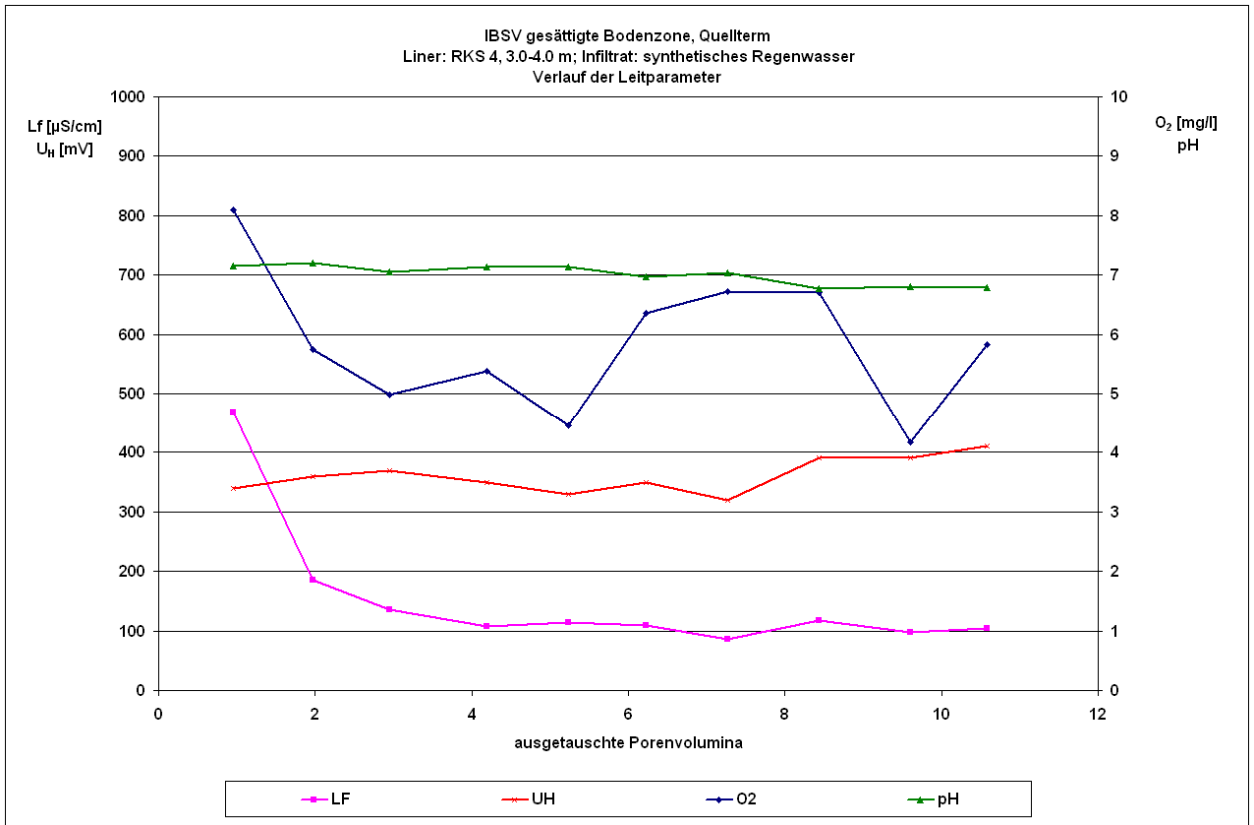


Abbildung 58: IBSV RKS4 3 – 4 m: Verlauf der Leitkenwerte elektrische Leitfähigkeit (LF), Redoxspannung (UH), Sauerstoffgehalt (O₂) und pH-Wert (pH).

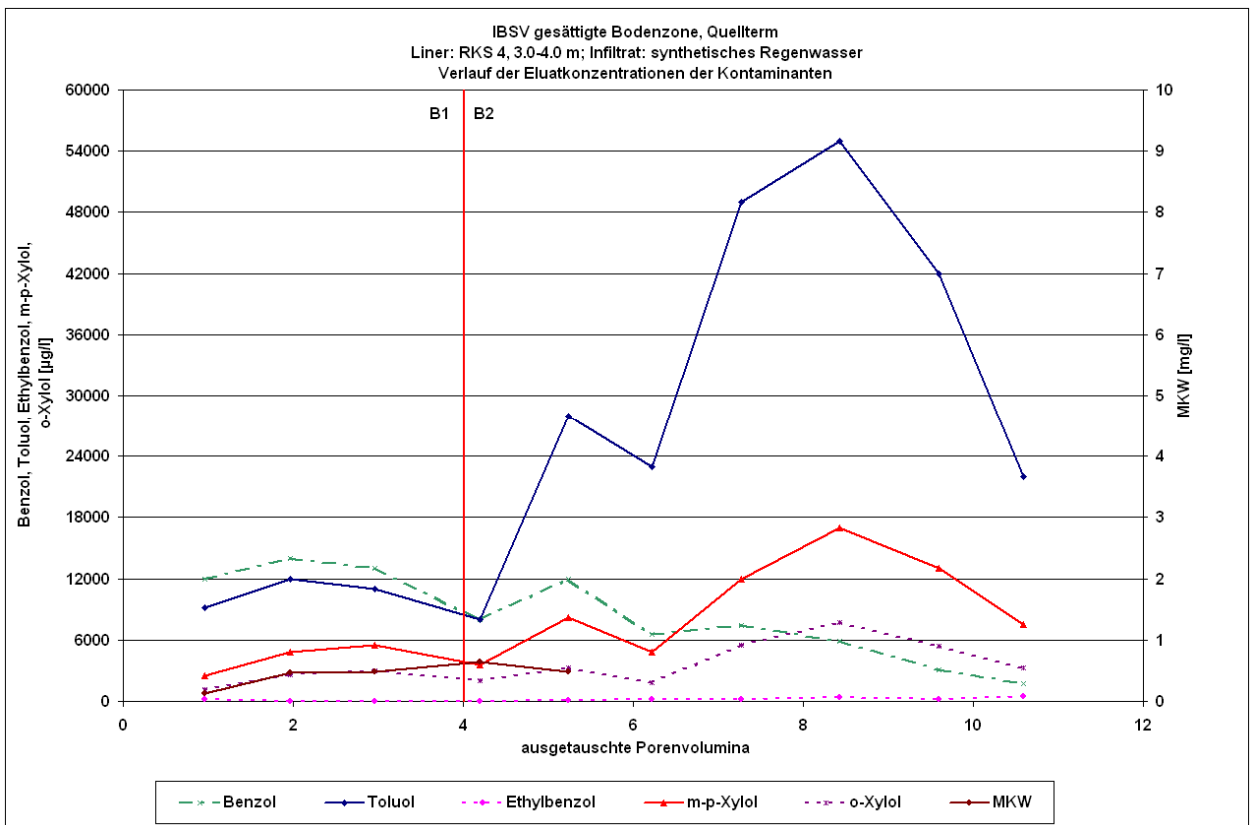


Abbildung 59: IBSV-RKS4 3 – 4 m: Verlauf der Schadstoffkonzentrationen für BTEX und MKW.

Aus dem Verlauf der Leitkennwerte können folgende Schlussfolgerungen getroffen werden:

- Weder der Verlauf der Redoxspannung noch der des Sauerstoffgehaltes weisen auf einen signifikanten mikrobiellen Abbau der BTEX bzw. MKW während der Versuchszeit hin.
- Die Verringerung der elektrischen Leitfähigkeit von ca. 500 auf 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ verdeutlicht einen Auswaschungseffekt der anorganischen Inhaltsstoffe (analog IBSV RKS3 3 – 4 m), wobei im Vergleich zu den IBSV oberhalb der Schluffschicht festzustellen ist, dass die Anfangsleitfähigkeit um ca. 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ höher ist. Die Ergebnisse der beiden IBSV aus diesem Teufenbereich weisen darauf hin, dass die Porenwässer hinsichtlich ihrer anorganischen Inhaltsstoffe oberhalb und unterhalb der Schluffschicht nicht identisch sind.

Unter Beachtung der in Abschnitt 5.1.1.1 dargestellten Prozessanalyse ($n_m < n_{im}$) werden folgende Hauptergebnisse abgeleitet:

- Alle untersuchten Schadstoffe werden aus dem kontaminierten Substrat des Liners eluiert.
- BTEX: Für die BTEX ist nach einem anfänglichen Anstieg (Prozessanalyse II, Bereich 1) ab dem 8. Porenvolumen eine abnehmende Tendenz der Perkolatkonzentration feststellbar. Die Hauptbestandteile in den Perkolatproben sind vor allem Toluol sowie m-,p-Xylol und o-Xylol. Damit besteht ein wesentlicher Unterschied zu dem oberhalb der Schluffschicht im Porenwasser analysierten Hauptbestandteil, der aus Xylol gebildet wurde.
- MKW: Die gut bis sehr gut wasserlöslichen MKW werden aus dem kontaminierten Substrat in hohen Konzentrationen gut eluiert, für die weiteren Analysen gilt das bereits Gesagte.
- Die z.T. stark schwankenden Konzentrationsverläufe resultieren aus den im Abschnitt 5.1.1.2 erläuterten Ursachen.

Nachfolgend werden die weiteren Kennwerte analog der bereits erläuterten Vorgehensweise ermittelt. Diese betreffen den eluierbaren Stoffmengenanteil als Plausibilitätskriterium, die Elutionsraten und die für die Linerkernprobe erforderliche Elutionszeit, die unter Verwendung der Elutionsraten ermittelt wurde. Mit den Elutionsraten ist eine standort- und kontaminationspezifische Sickerwasserprognose möglich.

Abbildung 60 zeigt das Substrat nach dem Öffnen der Säule.

Wie aus Tabelle 26 ersichtlich ist, wurden wie im IBSV RKS3 3 – 4 m innerhalb der Versuchslaufzeit Benzol durch das künstliche Regenwasser nahezu vollständig eluiert. Toluol wird in nochmals geringerem Anteil (54%) als im IBSV RKS3 3 – 4 m eluiert. Die weiteren BTEX werden wiederum deutlich schlechter eluiert, die eluierbaren Stoffmengenanteile liegen zwischen 0,4% und 5,6%. Die MKW werden erwartungsgemäß nur in sehr geringen Anteilen eluiert.

Es ist außer für Benzol (Konzentrationen im Spurenbereich) eine deutliche Konzentrationsabnahme mit der Tiefe festzustellen. Aufgrund der nach dem Versuch noch vorhandenen Schadstoffe im Bereich 3,0 – 3,5 m ist davon auszugehen, dass die langfristige Schadstoffnachlieferung genau aus diesem Bereich erfolgen wird.

Tabelle 25: Nach Versuchsende im Liner RKS4 3 – 4 m enthaltene Stoffkonzentrationen.

PEB	Benzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	m,p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)	Σ BTEX (mg/kg TS)	MKW (mg/kg TS)
3,0 – 3,5 m	<0,05	60,0	140,0	430,0	190,0	820,00	1.300,0
3,5 – 4,0 m	0,24	17,0	8,6	26,0	12,0	63,84	<50,0

Tabelle 26: Ermittlung der vor dem Versuch im Liner RKS4 3 – 4 m enthaltenen Stoffmengen und der eluierbaren Stoffmengenanteile (ESA).

PEB	Benzol (mg)	Toluol (mg)	Ethylbenzol (mg)	m,p-Xylol (mg)	o-Xylol (mg)	Σ BTEX (mg)	MKW (mg)
3,0 – 3,5 m	0,00	111,4	259,90	798,3	352,7	1.522,2	2.413,00
3,5 – 4,0 m	0,45	31,6	16,00	48,0	22,0	118,5	0,00
Boden n.V.	0,45	143,0	276,00	847,0	375,0	1.641,0	2.413,00
S Perkolat	51,40	165,0	1,07	50,2	22,8	290,0	1,40
Boden v.V.	51,80	308,0	277,00	897,0	398,0	1.931,0	2.415,00
ESA	99,1%	53,5%	0,4%	5,6%	5,7%	15,0%	0,1%

Tabelle 27: Vergleich der berechneten Feststoffkonzentrationen des IBSV RKS4 3 – 4 m mit denen aus der Istzustandsanalyse (RKS2, Tabelle 7).

	Benzol (mg/kg TS)	Toluol (mg/kg TS)	Ethylbenzol (mg/kg TS)	m,p-Xylol (mg/kg TS)	o-Xylol (mg/kg TS)	Σ BTEX (mg/kg TS)	MKW (mg/kg TS)
IBSV v.V.	27,9	166,0	149,0	483,0	214,0	1.040,0	1.301,0
Istzustand (3,0–3,5m)	18,0	160,0	87,0	250,0	100,0	615,0	150,0

Tabelle 28: Mittlere Elutionsraten der untersuchten Schadstoffe sowie Dauer des Schadstoffaustrages für den IBSV RKS3 3 – 4 m. Nachgebildete Realzeit $t_R = 17,5$ a.

Parameter	Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m,p-Xylol	o-Xylol	MKW
Elutionsrate FE_S (mg/(kg·a))	0,806	2,580	0,017	0,787	0,357	0,022
$S_{S,E}$ (mg)	51,849	307,506	276,928	896,739	397,774	2.415,000
Elutionszeit $t_{E,S}$ (a)	17,7	32,7	4.543,0	313,0	306,0	30.087,0



Abbildung 60: Im Linerkern des IBSV RKS4 3 – 4 m enthaltenes Substrat.

5.1.1.7 Quelltermuntersuchungen mittels BSE

Da auch für die Schluffschicht die für eine Sickerwasserprognose erforderlichen standort- und kontaminationsspezifischen Kennwerte, der eluierbaren Stoffmengenanteile, Elutionsraten und Elutionszeiten ermittelt werden sollten, musste bedingt durch deren geringe hydraulische Durchlässigkeit ein Bodensättigungsextraktion (BSE) gemäß Abbildung 27 durchgeführt werden.

5.1.1.7.1 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

Die Versuchsdurchführung erfolgt in Anlehnung an den in der BBodSchV beschriebenen Bodensättigungsextrakt.

Zur Herstellung der Feststoffpaste wird eine (kontaminierte) Feststoffprobe aus dem gekühlten Liner entnommen und in einem Glasgefäß mit so viel gekühltem synthetischen Regenwasser unter Rühren langsam aufgesättigt, bis die Fließgrenze erreicht ist (Bildung einer glänzenden Oberfläche und Zerfließen einer Spatelkerbe). Anschließend wird das Gefäß abgedeckt und in einem Kühlschrank bei ca. 10 °C ca. 15 min bis zum Abschluss der Quellung stehen gelassen. Fehlendes synthetisches Regenwasser wird nachdosiert. Die zugegebene Wassermenge wird gravimetrisch erfasst und notiert. Anschließend wird die Substratpaste in ein auf Dichtheit geprüftes und mit einem 0,45 µm-Filter ausgerüstetes Druckfiltrationsgerät überführt, mit dem Deckel verschlossen und 24 h bei ca. 10 °C stehen gelassen. Nachfolgend wird an der Druckseite der Druckfiltrationsanlage eine Druckgasleitung (Stickstoff) angeschlossen und das Porenwasser bei einem Gasdruck von maximal 2 bar über mindestens 24 Stunden extrahiert. Das extrahierte Wasser wird über eine an der Druckfiltrationszelle angeschlossene Edelstahlleitung in einem gasdichten Beutel gesammelt. Dieser

Vorgang wird mit der Substratprobe so oft wiederholt, bis die festgelegte Anzahl ausgetauschter Porenvolumen erreicht wurde.

5.1.1.7.2 Versuchsergebnisse

In Tabelle 29 sind die Analysenergebnisse des BSE zusammengefasst. Aufgrund des geringen gewinnbaren Perkolatvolumens war die Analyse auf MKW nicht möglich. Nach Vorliegen der ersten Analysenergebnisse wurde der Versuch nach der 4. gewonnenen Probe abgebrochen, da die analysierten Perkolatkonzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze lagen und somit keine weitere signifikante Schadstofffreisetzung aus dem Schluff zu erwarten war.

Die Leitparameter der Perkolatproben zeigen keine wesentlichen Veränderungen über die Versuchslaufzeit (8 Tage – 4 Tage Stagnation, 4 Tage Extraktion), allenfalls für die elektrische Leitfähigkeit kann eine leichte Abnahme aufgrund der Auswaschung von anorganischen Inhaltsstoffen verzeichnet werden.

BTEX werden nur in sehr geringen Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Nach dem Austausch von ca. einem Porenvolumen sind abnehmende Konzentrationen zu verzeichnen. Die geringen Perkolatkonzentrationen werden auch durch die Analyse des Substrates nach Versuchsende bestätigt, hier werden keine BTEX nachgewiesen.

Auf eine weitergehende Auswertung wurde nach Vorliegen der Ergebnisse verzichtet.

Tabelle 29: Ergebnisse der Perkolatanalysen der 4 durchgeführten sukzessiven Extraktionen des BSE RKS3 2,2 – 2,5 m. (APV = ausgetauschte Porenvolumina)

Probe / APV	pH	ELF (µS/cm)	O ₂ (mg/l)	UH (mV)	Benzol (µg/l)	Toluol (µg/l)	Ethylbenzol (µg/l)	m,p-Xylol (µg/l)	o-Xylol (µg/l)	Σ BTEX (µg/l)
1 / 0,5	7,11	247	7,8	370	2,3	2,6	< BG	< BG	< BG	4,9
2 / 1,1	7,07	242	8,1	420	3,4	3,9	< BG	0,7	0,6	8,7
3 / 1,6	7,10	224	7,5	390	2,3	1,5	< BG	< BG	< BG	3,8
4 / 2,1	7,14	213	7,2	400	1,6	< BG	< BG	< BG	< BG	1,6

5.1.1.8 Zusammenfassung und Empfehlungen

Zusammenfassend ist aus den Untersuchungen folgendes ableitbar:

- Die im Materialienband des LfUG zur Altlastenbehandlung „Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung“ (LfUG Sachsen 2004) enthaltenen Versuche sind praktikabel und eine wesentliche Grundlage für eine belastbare Sickerwasserprognose, einschließlich eines verbesserten Prozessverständnisses und der Plausibilitätsprüfung von Felddaten.
- Eine kontaminationsbedingte Korrektur der pF-Kurve ist von grundlegender Voraussetzung für eine belastbare Abschätzung der Sickerwasserneubildung und somit für die Prognose der Stofffrachten aus dem Bodenwasser- in den Grundwasserbereich, da bei

Anwendung von bodentypischen Literaturwerten das Saugspannungs-Sättigungsverhalten falsch eingeschätzt wird.

- Während oberhalb der Schluffschicht vor allem m-,p-Xylol und o-Xylol sowie Toluol dominieren, sind die im Bodenwasser analysierten Hauptkomponenten vor allem Toluol sowie m-,p-Xylol und o-Xylol. Folgende Elutionsraten wurden ermittelt:

– ungesättigter Bereich:

Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m-p-Xylol	o-Xylol	MKW
($\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{a})$)					($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{a})$)
32 – 44	404 - 543	67 – 119	779 – 798	409 – 466	0,028 – 0,046

– gesättigter Bereich:

Benzol	Toluol	Ethylbenzol	m-p-Xylol	o-Xylol	MKW
($\mu\text{g}/(\text{kg}\cdot\text{a})$)					($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{a})$)
542 – 806	1.319 – 2.580	17 – 35	569 – 787	268 – 357	0,022 – 0,023

- Die erzielten Ergebnisse ermöglichen erste Prognosen hinsichtlich gegenwärtiger und zukünftiger Stofffrachten aus dem Bodenwasserbereich in den Grundwasserbereich, einschließlich der Dauer. Dadurch sind Entscheidungen über eine weitere Sanierungsnotwendigkeit und Sanierungsumfang möglich.
- Aus der Schluffschicht sind keine signifikanten Schadstoffausträge zu erwarten.

Folgende Empfehlungen sind aus den Untersuchungsergebnissen ableitbar:

- Eine Sickerwasserprognose erfordert die Bereitstellung von Parametern für die modellgestützte Prognose der Sickerwasserströmung (Grundwasserneubildung) mit den daran gekoppelten Beschaffenheitsveränderungen des in den Bodenwasserbereich infiltrierenden Regenwassers. Diese Parameter betreffen den Stofftransport, den Quellterm (Elutionsraten) und den Transportterm (Retardationsfaktoren, Adsorptions-/Desorptionsisotherme, mikrobielle Transformationsraten, Komplexbildung, Ausfällung,...). Diese können auf Grund der Komplexität der im Bodenbereich ablaufenden hydraulischen, physikochemischen und biochemischen Teilprozesse nicht allein im Feldbereich quantifiziert werden. Die hierfür erforderlichen Zusatzinformationen bzw. Parameter können nur im Labor mittels naturnaher Versuche ermittelt werden. Die im o.g. Materialienband (LfUG Sachsen 2004) enthaltenen Versuche haben sich hierfür bereits mehrfach praktisch bewährt. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse in den Feldbereich konnte bereits mehrfach nachgewiesen werden.

5.1.2 Kombinierte Betrachtung von laborativen Quelltermuntersuchungen und Bodenwasseranalysen

Nachfolgend werden die auf der Grundlage der o.g. Bodenwasseranalysen unter Einbeziehung der unter Anwendung der Sächsischen Methodik erzielten Laborergebnisse prozessbezogen ableitbaren Ergebnisse und Schlussfolgerungen zusammengefasst.

5.1.2.1 Ein- und Zweikammersysteme

Werden nur die Ergebnisse der Bodenwasseranalysen beider Messfelder miteinander verglichen, so fällt auf, dass im Messfeld 2 wesentlich höhere BTEX-Konzentrationen in den ent-

nommenen Bodenwasserproben analysiert wurden (Faktor 10 bis 100) als im Messfeld 1. Dieser Sachverhalt könnte mit einer stark heterogenen BTEX-Verteilung begründet werden und wäre zunächst plausibel.

Wird jedoch berücksichtigt, dass die Linerkernproben für die laborativen Quelltermuntersuchungen aus dem unmittelbar an das Messfeld 1 (Süd) angrenzenden Bereich entnommen wurden, so ergibt sich eine völlig andere Einschätzung hinsichtlich der Plausibilität der Bodenwasseranalysen. Aus den oberhalb der Schluffschicht entnommenen Linerkernproben wurden in den Laborversuchen für die Quelltermmittlung BTEX-Bodenwasserkonzentrationen im Bereich zwischen 7.000 µg/l und 40.000 µg/l ermittelt. Demnach wäre zu erwarten, dass die im Messfeld 1 (Süd) mit den Bodenwassersammlern entnommenen Bodenwasserproben ähnliche BTEX-Konzentrationen enthalten. Jedoch erreichen diese nur in einer Bodenwasserprobe Werte, die dem unteren Bereich der aus den Laborversuchen ermittelten Konzentrationen entsprechen (S-1-6 am 08.10.2007: 7.062 µg/l).

Demgegenüber liegen die mit den Zweikammerbodenwassersammlern (Messfeld 2) ermittelten BTEX-Konzentrationen im Bereich der Laborversuchsergebnisse. Demnach ist festzustellen, dass eine stark heterogene BTEX-Verteilung nicht der Grund für die zwischen Messfeld 1 und 2 festgestellten Unterschiede der Bodenwasserkonzentrationen sein kann. Da der eigentliche Unterschied zwischen Messfeld 1 und 2 in den installierten Bodenwassersammlertypen besteht, so ist davon auszugehen, dass *vertikal* installierte *Einkammerbodenwassersammler* zu drastischen Verlusten an BTEX und MKW führen.

5.1.2.2 Saugkerzenmaterial

Der bisher diskutierte Unterschied in dem Verhalten der Saugkerzenmaterialien gegenüber den zu analysierenden Stoffen konnte in dem hier vorliegenden Konzentrationsbereich praktisch nicht festgestellt werden (siehe Abschnitt 4.2). Aus der Sicht der Bearbeiter sind die aus den verwendeten Bodenwassersammlertypen resultierenden Einflüsse größer als die der Saugkerzenmaterialien.

5.1.2.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

Zusammenfassend sind somit folgende Empfehlungen fassbar:

- Saugkerzen sind hinsichtlich ihrer Nutzbarkeit für eine Sickerwasserprognose generell geeignet. Demnach sind diese für die Istzustandsermittlung und bei Vorliegen von Datenreihen für eine prozessbezogene Auswertung sowie eine Überprüfung von Prognosemodellen geeignet.
- Eine Plausibilitätsprüfung der durch Saugkerzen ermittelten Bodenwasserkonzentrationen sollte stets unter Einbeziehung von Laborversuchen erfolgen, die gemäß Materialienband des LfUG zur Altlastenbehandlung: „Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung“ (LfUG Sachsen 2004) durchgeführt wurden.
- Einkammerbodenwassersammler sind für den vertikalen Einbau ungeeignet, da durch die Wassersammlung im Bereich der Bodenoberfläche ein erheblicher Druckunterschied auf die Bodenwasserprobe wirkt, der zur Ausgasung führt. Dies betrifft neben dem Verlust an CO₂ und die damit verbundenen Veränderungen der Milieubedingungen (die zu Ausfällungen von gelösten Metallen führen können) vor allem die leichtflüchtigen Schadstoffe.

- Anhand der Standortuntersuchungen (BTEX/MKW-Schaden) sind Materialeffekte der Saugkerzenmaterialien im Vergleich zu den aus der Verwendung von vertikal eingebauten Einkammerbodenwassersammlern resultierenden Einflüssen auf den Analysenwert eher untergeordnet. Auch sind hierbei die langen Zeiträume für die Entnahme einer Bodenwasserprobe zu betrachten, die zu einer irreversiblen Veränderung der zur analysierenden Sickerwasserprobe führen können
- Vor der Installation von Bodenwassersammlern ist eine detaillierte bodenkundliche bzw. geologische Aufnahmen des zu betrachtenden Überwachungsraumes durchzuführen.
- Der Betrieb von Bodenwassersammlern ist kapillardruckgesteuert durchzuführen, um sicher zu stellen, dass stets die gleichen Probennahmebedingungen eingehalten werden.

5.1.3 Bodenluft

Der Ausbau der zwei Bodenluftmessstellen erfolgte teufenorientiert in den RKS3 und 4 im Messfeld 1 (s. Abschnitt 3.6 und Abb. 16).

5.1.3.1 Ergebnisse

Bedingt durch den anhaltenden Niederschlag kam es zu einer Wassersättigung des Bodens oberhalb der Schluffschicht (rückgestaute Infiltration). Dementsprechend konnten bisher aus der BL-1-2 keine Bodenluftproben entnommen werden.

In der am 28.11.2007 aus der BL-1-1 entnommenen Bodenluftprobe wurde eine BTEX-Gesamtbelastung von 220,1 mg/m³ analysiert. Diese setzt sich wie folgt zusammen:

Benzol:	28,2 mg/m ³
Toluol:	37,5 mg/m ³
Ethylbenzol:	28,2 mg/m ³
m,p-Xylol:	94,9 mg/m ³
o-Xylol:	31,3 mg/m ³

5.1.3.2 Zusammenfassung und Empfehlungen

Aus den Bodenluftanalysen ist folgendes ableitbar:

- Die Hauptkontamination oberhalb der Schluffschicht (bezogen auf Bodenluft ist hier die ungesättigte Bodenzone gemeint) wird durch m,p-Xylol gebildet (in Übereinstimmung mit den Quelltermuntersuchungen).
- Die sehr hohe BTEX-Belastung in der Bodenluft ist ein Indiz dafür, dass die mit dem Einkammerbodenwassersammlern ermittelten Bodenwasseranalysenwerte zu gering sind (vgl. Abschnitt 5.1.2.3)
- Bei der Bewertung von Bodenluftanalysen ist zu beachten, dass diese nicht direkt mit den Bodenwasseranalysen zu vergleichen sind, da der Überwachungsraum, der einer Bodenluftprobe zugeordnet wird, bedingt durch die wesentlich bessere Mobilität der Bodenluft, größer als der einer Bodenwasserprobe ist.

Folgende Empfehlungen sind ableitbar:

- Bei einer Überwachung der Bodenwasserzone sind stets alle darin befindlichen Phasen zu beproben. Dies betrifft die Feststoffphase (Boden) am Ort des Einbaus von Bodenwasser- und Bodenluftprobennahmestellen, das Bodenwasser und die Bodenluft. Weiterhin ist

auch der Wassergehalt in dem zu beprobenden Bodenwasserbereich zu messen und für die kapillardruckgesteuerte Bodenwasserprobennahme zu verwenden. Auch bei der Bodenluftprobennahme ist der Wassergehalt in dem zu beprobenden Bodenwasserbereich von grundlegender Bedeutung für die Vergleichbarkeit von Bodenluftanalysen, da bei einem höheren Wassergehalt ein wesentlich geringerer Bodenlufttraum beprobt wird als bei einem trockeneren Boden.

- Dementsprechend sollte eine Bodenwassermessstelle stets aus einem Tensiometer bzw. anderen Messsystem zur Bestimmung des aktuellen Wassergehaltes, einer Bodenluft- und einer Bodenwasserprobeneinheit bestehen.

5.2 Modellierung der Bodenfeuchte

Für den Standort Elsterwerda wurden Bodenfeuchtespeicherung und -transport mit einem Bodenfeuchtesimulationsmodell berechnet. Dabei wurden

- Berechnungen durchgeführt mit dem Ziel, die Modellierung des Wasserhaushaltes im Vergleich mit den Vor-Ort-Messungen der Saugspannung an den Standort anzupassen (Kalibrierung mit einer Optimierung der Modellparameter),
- Berechnungen zur Bodenfeuchtedynamik durchgeführt mit dem Ziel
 - der allgemeinen Beschreibung der Bodenfeuchtedynamik am Standort Elsterwerda,
 - der Charakteristik wesentlicher wasserhaushaltlicher Größen des Standortes einschließlich von Kennwerten der Wasserversickerung.

5.2.1 Grundlagen

5.2.1.1 Verwendetes Modell

Die Berechnungen erfolgten mit dem Wasserspeicher- und Transportmodell für die Aerationzone SIPFLANZ (Michel 1991). Das Modell SIPFLANZ berechnet auf der Basis der eindimensionalen RICHARDS-Gleichung die Feuchtdynamik in der Bodenzone bzw. der Aerationzone (Infiltration, Verdunstung, Versickerung, Wasseraufstieg). Die Richards-Gleichung lautet

$$C \frac{\partial h_{\psi_m}}{\partial t} = \frac{\partial \left(k \left(\frac{\partial h_{\psi_m}}{\partial z} \right) - 1 \right)}{\partial z} - S_w$$

mit	h_{ψ_m}	Saugspannung (cm bzw. hPa)
	t	Zeit (s)
	z	Tiefe (cm)
	k	hydraulische Leitfähigkeit als Funktion von h_{ψ_m} (cm/s)
	C	spezifische Wasserkapazität des Bodens als $d\Theta/dh_{\psi_m}$ mit Θ = volumetrischer Wassergehalt in cm^3/cm^3
	S_w	Quellen- und Senkenterm (Wasserentzug durch Pflanzen, auch laterale Zu-/Abflüsse und Wasserbewegung in bevorzugten Sickerwegen)

Die numerische Lösung der Wassertransportgleichung erfolgt über ein voll implizites Differenzenverfahren.

Wesentliche *Grundlage der Berechnungen* sind die Funktionen

- $\Theta = f(h_\psi)$ als Saugspannungs-/Sättigungsfunktion und
- $k = f(h_\psi)$ als Funktion der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit des Boden in Abhängigkeit von der Saugspannung.

Eingehender sind die Grundlagen der Berechnung der Bodenfeuchtedynamik u.a. beschrieben in Scheffer & Schachtschabel (2002), Campbell (1985).

Weitere wesentliche Modellparameter sind:

- Niederschlag und potentielle Verdunstung (i.d.R. Tageswerte)
- Festlegung der unteren Randbedingung (für Elsterwerda: gemessener Grundwasserstand, möglichst Tageswerte)
- Kennwerte zum zeitlichen Entwicklungsverlauf des Pflanzenbestandes am Standort (Bedeckungsgrad, Durchwurzelung, Bestandeshöhe, Faktor k_c zur Charakteristik des Blattflächenindex), die Implementierung der Parameter in SIPFLANZ erfolgt nach Koitzsch & Gunther (1990)

Wesentliche *Ergebnisse der Berechnungen* sind (i.d.R. Tageswerte, jedoch auch kürzere Zeitintervalle bis 5 s):

- zeit- und tiefenbezogene Verläufe des Bodenwassergehaltes
- zeit- und tiefenbezogene Verläufe der Saugspannung
- Zeitverlauf der realen Verdunstung
- Zeitverlauf der Versickerung
- Zeitverlauf der Speicherinhaltsänderung Boden

5.2.1.2 Standort und Modellaufbau

Die Bodenschichtung des Standortes ist über die erbohrten Schichtenverzeichnisse (RKS1, Bohrungen für Saugkerzen, Bodenprobenahme und Bodenluftprobennahmesysteme, siehe Abschnitt 3) bekannt. Zu besonderen Bedingungen des Oberbodens (z.B. Humusgehalt) liegen keine Informationen vor; es kann aber aufgrund des vor nur wenigen Jahren erfolgten Bodenaustausches von einer nur geringen Bodenentwicklung ausgegangen werden. Anhand von ungestörten Proben erfolgten bodenphysikalische Untersuchungen (siehe Abschnitt 5.1.1.5). Für das Modell wurde anhand dieser Grundlagen folgender Schichtaufbau gewählt.

Schicht 1:	0 – 20 cm	Schluff, mittelsandig, feinsandig (U, ms, fs)
Schicht 2:	20 – 160 cm	Feinkies, mittelsandig, feinsandig (fG, ms, fs)
Schicht 3:	160 – 210 cm	Mittelsand, feinsandig, grobgsandig (mS, fs, gs)

Schicht 4: 210 – 260 cm Schluff (U)

Schicht 5: 260 – 320 cm Mittelsand, feinsandig, grobsandig (mS, fs, gs)

mittlerer Grundwasserflurabstand 280 cm (ungespannt)

Unterer Modellrand: 320 cm.

5.2.1.3 Pflanzenbestand

Auf dem Standort ist nur eine schwach entwickelte Ruderalvegetation vorhanden. Eine Kartierung von für die Berechnungen notwendigen Pflanzenparametern existiert nicht. Somit mussten die Parameter des Pflanzenbestandes geschätzt werden.

- Bedeckungsgrad: 5 bis 10 %
- Bestandshöhe: 20 cm
- Durchwurzelungstiefe: 20 cm
- k_c -Faktor (charakterisiert Blattflächenindex): 0,5 bis 1,5

5.2.1.4 Witterungsverlauf am Standort

Es stehen am Standort gemessene Niederschlagswerte zur Verfügung, die als Tageswerte Modellparameter sind. Bei Datenlücken mussten Ergänzungen vorgenommen werden; hierfür wurden Niederschläge der DWD-Station Lindenberg herangezogen. Angesichts der relativ geringen Datenlücken war dies trotz der räumlichen Entfernung vertretbar.

Für die zur Berechnung der potentiellen Verdunstung PET notwendigen meteorologischen Parameter (Tageswerte Lufttemperatur, Sonnenscheindauer, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit) standen zunächst nur Daten der Station Lindenberg zur Verfügung. Diese liegt relativ weit entfernt vom Standort. Es wurde jedoch bereits vorab eingeschätzt, dass entstehende Fehler angesichts der Standort- und Vegetationsbedingungen gering sein dürften. Von erheblicher Bedeutung bei der Einschätzung der PET sind jedoch die veränderten Strahlungsabsorptionsbedingungen am Standort in Vergleich zu Gras, auf das sich die Standardmethode (PET nach Penman) bezieht. Dieser Umstand wurde bei den Modellrechnungen berücksichtigt (siehe auch Abschnitt 5.2.2, Kalibrierung).

5.2.1.5 Grundwasser (Randbedingung am unteren Modellrand)

Der zeitliche Verlauf des Grundwasserstandes (Datenloggeraufzeichnungen, zur Verfügung gestellt von Ingenieurbüro GEO-Dittmann) stellt eine wesentliche Randbedingung (unterer Rand) für die Modellrechnungen dar. Dies wird in Abbildung 20 deutlich, wo der Zusammenhang zwischen dem Grundwasserstand und der Saugspannung der Schichten oberhalb des Grundwassers klar erkennbar ist. Die Saugspannung wurde kontinuierlich in unterschiedlichen Tiefen gemessen (s.o.). Die Zuordnung der gemessenen Saugspannungsverläufe zu bestimmten Tiefen ist in der Abbildung nicht dargestellt, jedoch in weiter unten folgenden Abbildungen erkennbar.

In den Modellrechnungen wird der jeweilige Tageswert des Grundwasserflurabstandes als untere Randbedingung eingesetzt.

5.2.1.6 Bodenphysikalische Kennwerte

Den Modellschichten wurden bodenphysikalische Kennwerte zugewiesen. Diese wurden durch BGD GmbH an Bodenproben der RKS2 bestimmt (Abschnitt 5.1.1.5).

Hierbei handelt es sich um Saugspannungs-Sättigungskurven (pF-Kurven). An die gemessenen pF-Kurven wurden nach van Genuchten (1980) Funktionen angepasst. Tabelle 30 zeigt die entsprechenden Modellparameter, welche den Verlauf der Funktionen bestimmen. Diese Funktionen sind als Saugspannungs-Sättigungsfunktion ($\Theta = f(h_\psi)$, siehe Abschnitt 5.2.1.1) Grundlage der Modellrechnungen.

Die Werte der gesättigten Leitfähigkeit k_f und die Funktion der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit $k = f(h_\psi)$ nach van Genuchten (1980) lagen nicht als Messwerte vor. Sie wurden aus der Bodenart geschätzt nach Bohne, Horn & Baumgartl (1993), Vetterlein (1986) und Schindler u. a. (2004). Die k_f -Werte der sandigen Schichten lagen dabei zwischen $2 \cdot 10^{-4}$ und $5 \cdot 10^{-4}$ cm/s, der k_f -Wert der Schluffschicht wurde mit $1 \cdot 10^{-5}$ cm/s abgeschätzt.

Tabelle 30: Anpassung der van-Genuchten-Modellparameter für die untersuchten Bodenproben der RKS2.

Teufe m uGOK	Bodenart	van-Genuchten-Parameter			
		Θ_s	Θ_r	α	n
0,00...0,15	U, ms, fs	0,365	0,105	0,0099	2,166
0,00...0,15	U, ms, fs	0,350	0,092	0,0091	1,857
1,2...1,5	fg, gs, ms	0,281	0,061	0,0188	1,847
1,5...2,0	ms, fs, gs	0,318	0,077	0,0144	1,827
2,2...2,5	U	0,444	0,001	0,0013	1,275

5.2.2 Anpassung der Modellrechnung an den Standort (Kalibrierung)

5.2.2.1 Ziel und Methode der Anpassung

Die Berechnungen zur Kalibrierung des Modells dienten dazu, die Modellparameter soweit zu optimieren, dass die Ergebnisse der Berechnungen die realen Verhältnisse am Standort gut widerspiegeln. Als Kriterium der Beurteilung der Qualität der Anpassung diente der Verlauf der Saugspannung in verschiedenen Bodenschichten, welcher sowohl als Messverlauf wie als berechneter Verlauf vorlag.

Die Parameter

- Niederschlag
- Bodenschichtung und pF-Kurven
- Grundwasserstand

wurden als feststehend angesehen, da es sich um vorliegende Messwerte handelt (siehe entsprechende Punkte im Abschnitt 5.2.1).

Als zur Anpassung der Berechnungen an Messungen der Saugspannung geeignet wurden folgende Parameter (nähere Charakteristiken im Abschnitt 5.2.1) angesehen:

- Kennwerte des Pflanzenbestandes (Bedeckungsgrad usw.)
- *PET* (es wird von einer eher verringerten *PET* aufgrund des geringentwickelten Pflanzenbestandes und des geringen Humusgehaltes, d.h. eher helle Oberfläche, ausgegangen. Die *PET* verringert sich in Vergleich mit Referenzverdunstung nach PENMAN, die von einem kurzen Grasbestand ausgeht, der den Boden voll bedeckt)
- Parameter der hydraulischen Leitfähigkeit der Schichten (k_f)

Grundsatz war, die Parameter immer in einem physikalisch sinnvollen Wertebereich zu halten. Das bedeutet z.B., dass die Anpassung der k_f -Werte nur innerhalb eines Bereiches erfolgen kann, der, bezogen auf die Bodenart, plausibel ist.

5.2.2.2 Ergebnisse der Anpassung

In ersten Berechnungen zeigte sich, daß die k_f -Werte der Bodenschichten zunächst eher zu hoch eingeschätzt worden waren. Ebenso war die Bedeutung der Verdunstung des Standortes überschätzt worden.

Abbildung 61 zeigt die Ergebnisse der Berechnung nach Anpassung der Parameter. Insgesamt zeigt sich eine recht gute, aber noch nicht voll befriedigende Anpassung der berechneten an gemessene Saugspannungsverläufe. So wird der *Verlauf* der Saugspannungen in den Berechnungen gut dargestellt, bzgl. der *absoluten Wertunterschiede* besteht jedoch Klärungsbedarf. Der Vergleich in der Abbildung zeigt nämlich, dass die berechneten Saugspannungsverläufe etwa 20 bis 40 hPa von den gemessenen abweichen. Dieser vertretbare Unterschied konnte durch Anpassung der Parameter erreicht werden.

Eine weitere Anpassung ist ohne Verlassen von Wertebereichen, die mit den bestehenden Standortbedingungen in plausiblen Zusammenhang stehen, problematisch. Neben den Berechnungsergebnissen erscheinen jedoch auch die Messwerte teilweise diskussionswürdig. So wurden z.B. in 100 cm Tiefe (also 180 cm über dem GW und 110 cm über der Schluffschicht) Saugspannungen von im Mittel 30 hPa gemessen. Dies ist angesichts der Standortbedingungen nicht nachvollziehbar, da derart geringe Saugspannungen in diesem Bereich des Untergrundes nicht möglich erscheinen (im relevanten Tiefenbereich der Sickerwasserzone herrscht eindeutig Versickerung vor und der Einfluss des Grundwassers und von Stauchichten kann nicht mehr wirksam sein). Es wird vermutet, dass die eingebauten Tensiometer den Verlauf der Saugspannung korrekt erfassen, bzgl. der Höhe der Werte jedoch einen systematischen Fehler aufweisen.

Eine mögliche Erklärung für den systematischen Fehler könnte eine Veränderung des Grenzwinkels der organisch kontaminierten Bodenlösung sein. (persönl. Mitteilung UP GmbH, nach Rückfrage beim Hersteller)

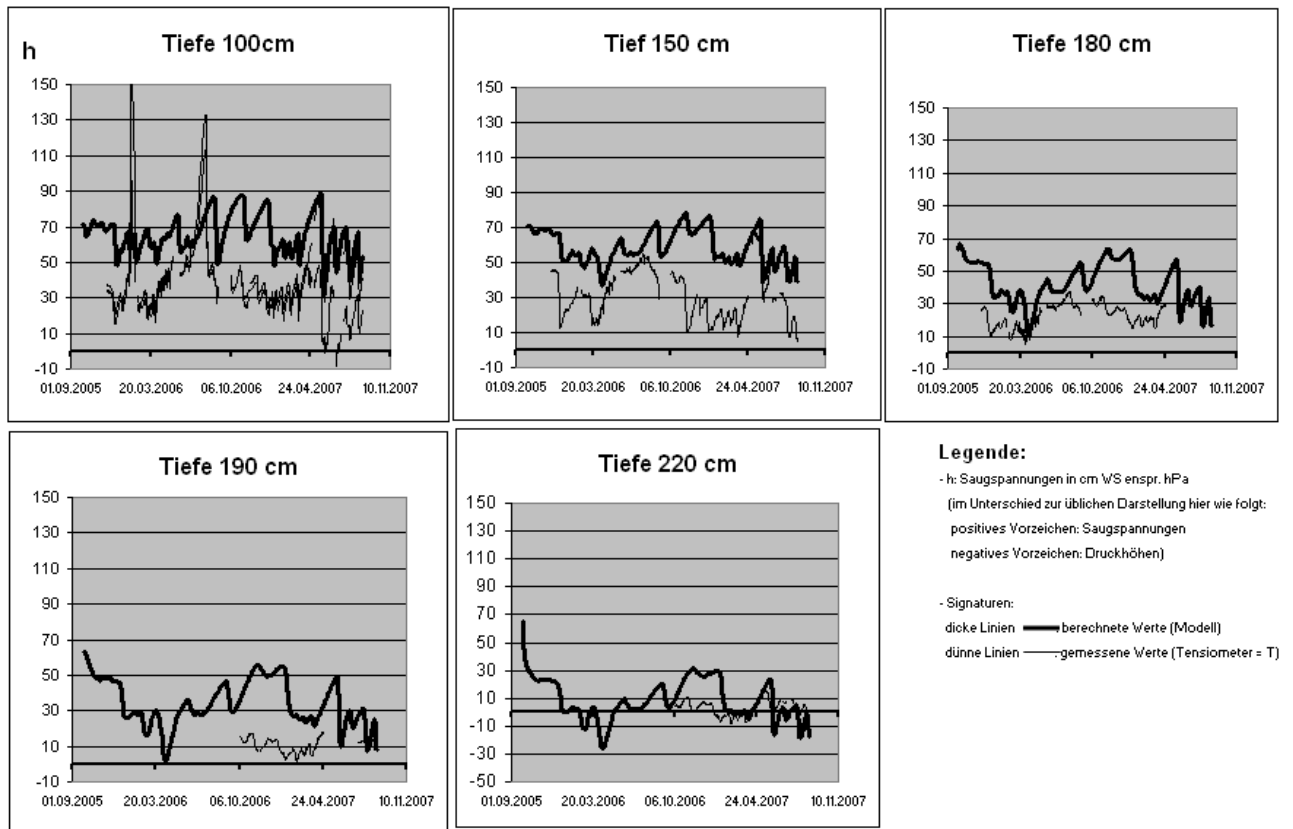


Abbildung 61: Vergleich gemessener Wasserspannungen (dünne Linien) mit berechneten Modellwerten (dicke Linien).

5.2.2.3 Schlussfolgerungen

Die Berechnungsergebnisse bilden nach Anpassung der Parameter die Feuchtdynamik des Standortes in den wesentlichen Zügen gut wieder. Der Vergleich von Berechnungs- und Messwerten zeigt jedoch noch bestimmte Differenzen, so dass die Ergebnisse nicht voll befriedigen. Hierfür sind die Ursachen zu klären, welche auf Seiten der Messung vermutet werden (s.o.).

Hinsichtlich der Erfassung der Standortbedingungen als Grundlage der Modellierung der Bodenfeuchte lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Als Grundlage der Modellierung waren folgende am Standort gemessene Parameter verwendet worden: Niederschlag, Schichtaufbau am Messpunkt, gemessene schichtbezogene VAN-GENUCHTEN-Parameter, Verlauf Grundwasserstand.
- Zur Kalibrierung des Modells konnten folgende Messwerte herangezogen werden: Verlauf der Saugspannung in unterschiedlichen Tiefen.

In den Berechnungen zur standortbezogenen Kalibrierung des Modells zeigte sich, dass die Erfassung der genannten Parameter und Messungen wesentlich für die Qualität der Modellrechnungen ist.

Es zeigte sich jedoch auch, dass für künftige Berechnungen die Erfassung weiterer Parameter zu empfehlen ist:

- Bzgl. der Bodenparameter: Messung mindestens der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit k_f , möglichst jedoch auch der Funktion der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit $k = f(h_\psi)$
- Bzgl. der Verdunstungseigenschaften des Standortes: die Parameter zur Berechnung der realen Verdunstung durch Pflanzen und Boden wurden für den Standort anhand grober Erfahrungswerte geschätzt und im Verlauf der Modellkalibrierung präzisiert; es ist jedoch festzustellen, dass (im Unterschied z.B. zu landwirtschaftlich genutzten Standorten) für Ruderalstandorte wie Elsterwerda zu wenig Erfahrungen für eine hinreichend sichere Schätzung der Parameter vorliegen. Da jedoch die Prozesse in den oberen Bereichen des Bodens mit entscheidend für den Wasserhaushalt des Standortes sind (insbesondere für Menge und Verlauf der Sickerung), muss dieser Bereich stärker untersucht werden (z.B. durch Einbau von Tensiometern, Bodenfeuchtesonden oder Kleinlysimeter).

5.2.3 Wasserhaushalt der Sickerwasserzone am Standort Elsterwerda

5.2.3.1 Allgemeine Charakteristik

In Abbildung 62 werden wesentliche Charakteristika des Wasserhaushaltes am Standort Elsterwerda für den Simulationszeitraum 1. Okt. 2005 bis 1. Sept. 2007 deutlich. Neben dem Einfluss des Witterungsverlaufes (z.B. trockener Sommer 2006, trockener April 2007, feuchter Sommer 2007) wird der Bodenfeuchtehaushalt des Standortes vor allem geprägt durch den Schichtaufbau der Sickerwasserzone und den Verlauf der Grundwasseroberfläche:

- Der in der Abbildung erkennbare Verlauf der Grundwasseroberfläche ist deutlich gekoppelt an die Zusickerung aus dem Sickerwasserbereich und damit an das Wasserdargebot aus dem Niederschlag.
- Bei starker Zusickerung konnte sich temporär oberhalb des Grundwasserspiegels ein Stauwasserspiegel im Bereich der Schluffschicht (Tiefe 210 – 250 cm) ausbilden (s. Abbildung 62, z.B. im Januar 2006, Juni, Juli 2007).

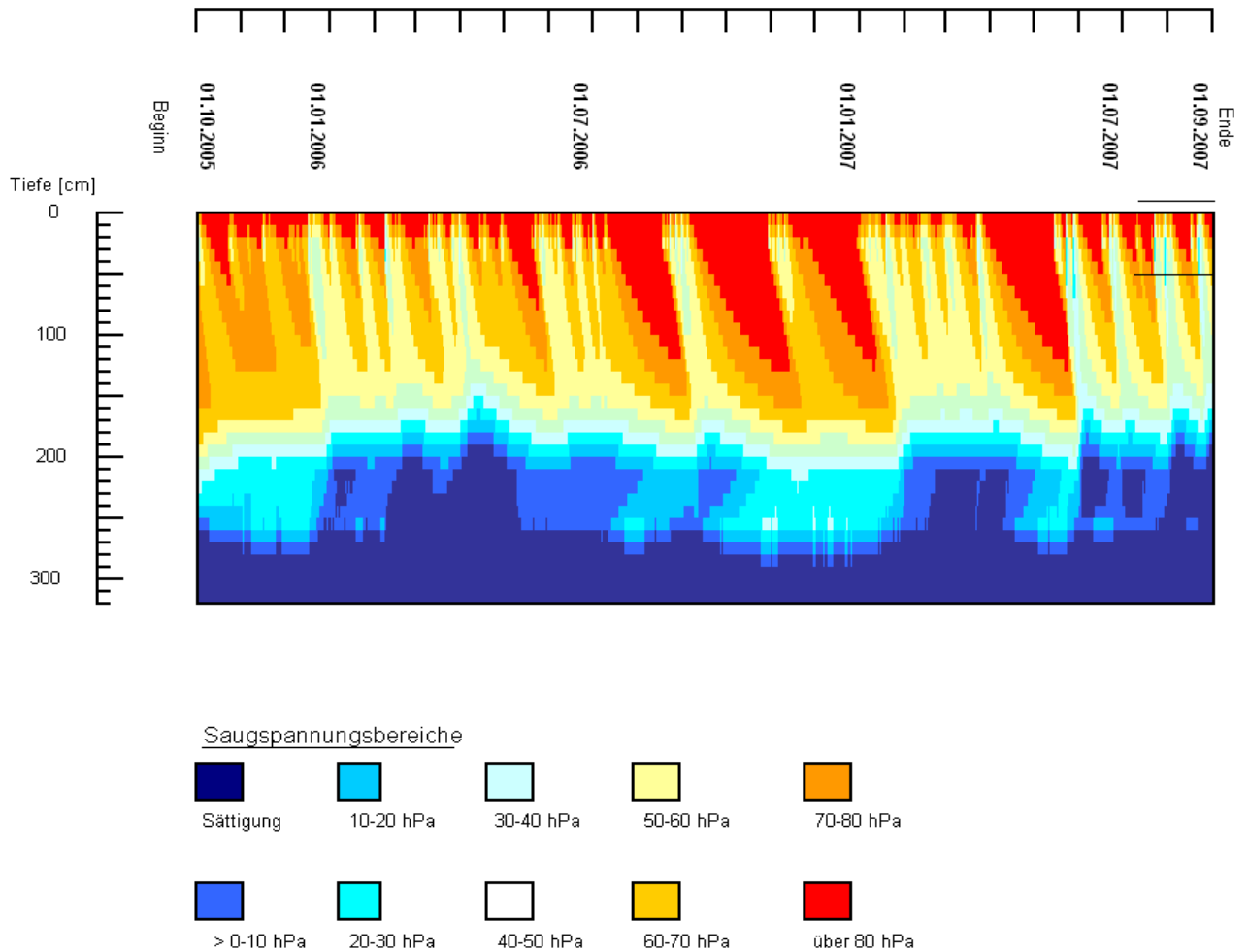


Abbildung 62: Zeitliche und tiefenbezogene Entwicklung der Saugspannung im Simulationszeitraum.

5.2.3.2 Spezifische Charakteristik des Wasserhaushaltes anhand von Kennwerten

Abbildung 63 zeigt den zeitlichen Verlauf wesentlicher Wasserhaushaltskenngrößen am Standort Elsterwerda.

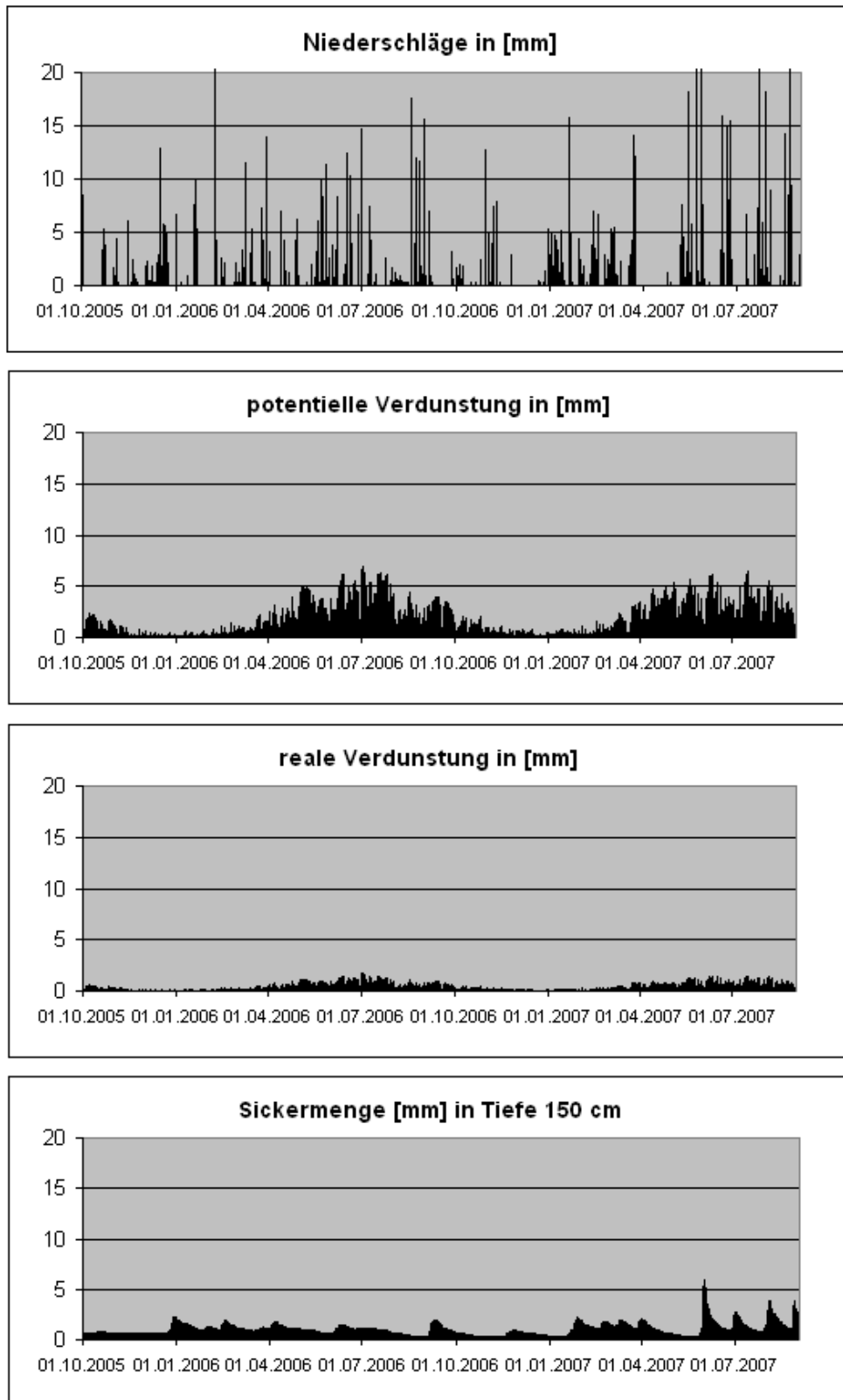


Abbildung 63: Verlauf charakteristischer Wasserhaushaltsgrößen (Tageswerte) als Ergebnis der Bodenfeuchtesimulation.

Werden diese Ergebnisse für den Simulationszeitraum zusammengefasst (s. Tab. 31), so werden typische Charakteristika des Standortes deutlich:

Am Standort fielen über 23 Monate 1.096 mm Niederschlag (entspr. ≈ 572 mm/a). Vergleicht man dies mit dem langjährigen Durchschnitt von 564 mm/a (Beobachtungszeitraum 1961 – 1990), so wird eingeschätzt, dass der in den Simulationsrechnungen erfasste Zeitraum die typischen Verhältnisse hinsichtlich des Klimas recht gut wiedergibt.

Trotz der hohen potentiellen Verdunstung *PET* von 1.368 mm (Summe der Tageswerte der *PET* nach PENMAN) ist die reale Standortverdunstung nur gering (317 mm). Dies ist auf die geringe Pflanzenbedeckung in Kombination mit den sandigen Bodenverhältnissen (schnelle Sickerung, helle Bodenoberfläche) zurückzuführen. Wie in Abschnitt 5.2.2.3 ausgeführt, können die Grundlagen zur Berechnung der realen Verdunstung des Standortes jedoch nicht voll befriedigen, so dass Unsicherheiten verbleiben. Unter der Voraussetzung der errechneten geringen realen Verdunstung ergibt sich eine entsprechend hohe Versickerungsmenge von 757 mm in 23 Monaten (Simulationszeitraum).

Tabelle 31: Zusammenfassung der standortbezogenen Wasserhaushaltsgrößen über den modellierten Zeitraum (701 Tage).

	Einheit	Niederschlag	potentielle Verdunstung (PENMAN)	reale Verdunstung	Sickerwassermenge
Summe	mm	1096	1368	317	757
Mittelwert	mm/Tag	1.6	2.0	0.5	1.1
Minimalwert	mm/Tag	0	0.1	0.0	0.3
Maximalwert	mm/Tag	36.9	6.9	1.7	5.9

Legt man die ermittelte Sickerwasserrate zugrunde, lässt sich hieraus unter Berücksichtigung der Schichtung der Sickerwasserzone die Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers berechnen. Die Verlagerungsgeschwindigkeit des Sickerwassers ergibt sich zunächst für jede Bodenschicht nach

$$\text{Verlagerungsgeschwindigkeit} = \frac{\text{Sickerwasserrate}}{\text{mittl. Wassergehalt der Schicht}}$$

Die mittleren Wassergehalte (Bodenfeuchte) sind hierbei ein Ergebnis der Bodenfeuchtesimulation. Tabelle 32 zeigt das Ergebnis der Berechnung.

Aus den schichtbezogenen Verlagerungsgeschwindigkeiten ergibt sich die Dauer der Versickerung des Wassers am Standort bis zur Grundwasseroberfläche. Betrachtet wird hierbei der Bereich ab Untergrenze des von der Verdunstung besonders beeinflussten Bodens (etwa 30 cm uGOK am Standort Elsterwerda) bis zur mittleren Tiefe der Grundwasseroberfläche in 270 cm u. GOK. Zur Passage dieses Bereiches benötigt das Sickerwasser 620 Tage.

Tabelle 32: Charakteristik der zeitlichen und tiefenbezogenen Versickerung im Bereich unterhalb der Hauptdurchwurzelungszone (30 cm) bis zur mittleren Tiefe der Grundwasseroberfläche (270 cm).

Schicht	Tiefenbereich [cm]	mittlere Bodenfeuchte [cm ³ /cm ³]	Sickerstrecke je Dekade [mm / 10 Tage]	Passagedauer [Dekaden]
sandige Deckschicht	30 - 210	0.23	47	39
Schluffschicht	210 - 260	0.44	25	20
folgende Sandschicht	260 - 270	0.32	34	3
Profil insgesamt	30 - 270			62 Dekaden (entspr. 620 Tage)

(„Dekade“: im Bodenfeuchtemodell ein Zeitraum von 10 Tagen.)

6 Zusammenfassung und Empfehlungen

Wie im Kapitel 1 erwähnt, besteht nach der Beurteilung in der Sachstandsrecherche des Landesumweltamtes Brandenburg „Praxiserprobte und innovative Direkt/in-situ-Probennahmeverfahren für Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphase und Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung (Sickerwasserprognose)“ (Fachinformation des Landesumweltamtes Nr. 4, 2004) Handlungsbedarf hinsichtlich der Beurteilung folgender Kriterien bzgl. des Einsatzes von Saugkerzen im Rahmen der Altlastenbearbeitung insbesondere bei BTEX/MKW kontaminierten Standorten:

- Repräsentativität,
- Praktikabilität,
- Effizienz und
- Wirtschaftlichkeit

Hieraus ergaben sich für die Projektbearbeitung folgende thematischen Schwerpunkte:

- Überprüfung des Einsatzes von Saugkerzen hinsichtlich der Beprobung des Sickerwassers am sogenannten Ort der Probennahme (speziell im Hinblick auf MKW/BTEX-Kontaminationen). Weiterhin sollten anhand der gewonnenen Untersuchungsergebnisse die notwendigen Voraussetzungen und Randbedingungen zur Durchführung einer fachlich fundierten Schadstoff-Frachtaberschätzung bzw. -Bilanzierung abgeleitet und aufgezeigt werden.
- Überprüfung der Repräsentativität der mittels Saugkerzen entnommenen Bodenwasserproben vor allem unter praktischen Bedingungen – inwieweit beeinträchtigt das Saugkerzenmaterial die Qualität der Sickerwasserprobe. Weiterhin war zu untersuchen, welchen Einfluss die konkreten Randbedingungen der Probengewinnung (angelegter Unterdruck, Einkammer-/Zweikammersysteme, usw.) auf die Qualität der Sickerwasserprobe haben.
- Welche zusätzlichen Untersuchungen sind erforderlich, um die mittels Saugkerzen entnommenen Sickerwasserproben hinsichtlich einer Sickerwasserprognose auswerten zu können.

Folgende Ergebnisse wurden mit der vorliegenden Arbeit erzielt.

6.1 Anforderungen an die Repräsentativität der Untersuchungsergebnisse:

Eine repräsentative Sickerwasserprobe wird erzielt, wenn die zu einem definierten Zeitpunkt aus einem definierten Volumenelement des Untersuchungsraumes entnommene Sickerwasserprobe die in situ Verhältnisse des Entnahmeraumes hinsichtlich:

- seiner Milieukennwerte,
- der Konzentration sowie der Verteilung von Inhaltsstoffen und
- der physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften widerspiegelt.

Um dies erzielen zu können, sind folgende Anforderungen zu erfüllen:

1. Analog zur Untersuchung und Bewertung der Schadstoffausbreitung im Grundwasser müssen eine Sickerwasserprobenahme bzw. Sickerwasserprognose und die dazu notwendigen Erkundungs- und Überwachungsmaßnahmen auf einem konzeptionellen hydrogeologischen Modell basieren.
2. Dies bedeutet eine detaillierte Standorterkundung des Aufbaus der Versickerungszone, der lithologischen, petrophysikalischen und geochemischen Eigenschaften der Bodenhorizonte und Schichtfolgen, ihrer Ausbreitung und Oberflächenmorphologie. Erkundungsmethodisch hat sich dafür u.a. die Drucksondiertechnologie als eine effiziente Methode erwiesen.
3. Insbesondere die Neigung der Schichtenfolgen hat dabei einen entscheidenden Einfluss auf die Sickerwasserausbreitung im Untergrund, wie andere nationale und internationale Untersuchungen beispielsweise im Rahmen des EU COST 629 Projektes bestätigen.
4. Auf dieser Grundlage erfolgt eine erste modellgestützte Prognose im Sinne von Erwartungswerten, auf deren Ergebnisgrundlage die *Planung* der Lage der Saugkerzen, einschließlich deren Abstand zueinander festzulegen ist. Dabei sind die Abstände so zu wählen, dass in der zur Verfügung stehenden Zeit belastbare Analysen- und Messwerte erhalten werden, die eine prozessbezogene Auswertung ermöglichen. Für die oben genannte Ermittlung von Erwartungswerten sollten einfache Modelle, wie z.B. EXPOSI mit den darin integrierten Parametersätzen (Literaturwerte) verwendet werden.
5. Für eine *standortkonkrete Sickerwasserprognose* sind jedoch laborative Bestimmungen der pF-Kurven der angetroffenen Schichten unabdingbar. Das gilt insbesondere für die kontaminierten Bodenbereiche, da – wie die Untersuchungsergebnisse zeigen – erhebliche Veränderungen ihrer hydraulischen Eigenschaften zu beobachten sind. Dies gilt auch für die Parameter des Quell- und Transportterms.
6. Niederschlagsmenge und Verteilung sowie die Temperatur- und Strahlungsverhältnisse am Standort sind wichtige Randbedingungen für die Infiltrationsraten und sollten deshalb nach Möglichkeit vor Ort kontinuierlich gemessen werden. Insbesondere gilt dies für den Niederschlag, dessen oft kleinräumige Variabilität eine Übertragung von entfernter liegenden Stationen kaum ermöglicht.
7. Neben den genannten oberen Randbedingungen bildet die Grundwasserganglinie die untere Randbedingung für den Feuchtetransport in der Versickerungszone, wie im Kapitel 5 gezeigt wurde. Die Schwankungen der Grundwasseroberfläche sind gleichzeitig ein entscheidender Faktor für die Mobilisierung der in Restsättigung am Substrat fixierten Schadstoffe. In mindestens einer Grundwassermessstelle ist deshalb der Grundwasserstand kontinuierlich zu messen.
8. Bei einer Überwachung der Versickerungszone sind stets alle darin befindlichen Phasen zu beproben. Dies betrifft die Feststoffphase (Boden) am Ort des Einbaus von Bodenwasser- und Bodenluftprobennahmestellen, das Bodenwasser und die Bodenluft (Abschnitt 5.1.3).
9. Die Überwachung sollte alle wesentlichen (d.h. in Zusammensetzung und Eigenschaften unterschiedlichen) Horizonte bzw. Schichten der Versickerungszone umfassen.
10. Von grundlegender Bedeutung für das Prozessverständnis, eine Plausibilitätsprüfung der Sickerwasseranalysen und vor allem als Voraussetzung für eine Sickerwasserprognose

sind laborative Elutionsversuche unabdingbar. Die im Materialienband des LfUG zur Altlastenbehandlung „Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung“ (LfUG Sachsen 2004) vorgeschlagenen Versuche haben sich als praktikabel erwiesen. Sie sind gleichzeitig wichtig für die Plausibilitätsprüfung von Felddaten. Die Übertragbarkeit der Laborergebnisse in den Feldbereich konnte über die mittels Zweikammerbodenwassersammler erzielten Bodenwasseranalysen am Versuchstandort Elsterwerda nachgewiesen werden.

11. Saugkerzen sind hinsichtlich ihrer Nutzbarkeit für eine Sickerwasserprognose für die Istzustandsermittlung und bei Vorliegen von Datenreihen für eine prozessbezogene Auswertung sowie eine Überprüfung von Prognosemodellen geeignet (Luckner & Nitsche 1984; Luckner & Schestakow 1986). Bei ihrer Anwendung sind jedoch sehr hohe Qualitätsanforderungen einzuhalten und ein nicht zu unterschätzender technischer Aufwand notwendig (Niederschlagsmesser, Tensiometer, kapillardruckgesteuerte Sickerwasserprobennahme, Sonderlösungen zur Minimierung von Stoffverlusten bei der Sickerwasserprobennahme).
12. Obwohl die Laborversuche, die zur Eignung verschiedener Saugkerzenmaterialien für die Entnahme von Bodenwasserproben an der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) einige methodische Unzulänglichkeiten bezüglich der Versuchsdurchführung aufwiesen (fehlende Abdunkelung, keine Temperaturkonstanz, fehlende Erfassung der Gasphase), lassen sich aus den Untersuchungen (Kapitel 2) einige wichtige Schlussfolgerungen für den Feldeinsatz der Saugkerzen ableiten:
 - Siliziumkarbid ist im Vergleich mit anderen untersuchten Saugkerzenmaterialien, unter Berücksichtigung des analysierten Schadstoffspektrums des Grundwassers vom Standort Elsterwerda und der vorliegenden Ergebnisse der Laborversuche, ein für den Einsatz zur Sickerwasserprobennahme an MKW-kontaminierten Standorten geeignetes Material. Das ist auch begründet durch die vergleichsweise hohe Stabilität, den Luftdurchtrittspunkt von weit über 1 bar, der niedrigen spezifischen Oberfläche, der sehr homogenen Porenstruktur und das beschriebene Rückhalte- und Durchlassverhalten.
 - Die Angaben der Hersteller zu den maximalen Porengrößen von Saugkerzen beruhen zumeist auf der Berechnung aus ermittelten Luftdurchtrittspunkten und stellen daher eine nur ungenaue Abschätzung der tatsächlichen Verhältnisse dar. Für die genaue Ermittlung dieses Parameters sind porosimetrische Untersuchungen vor Einsatz der Kerzen im Feld unabdingbar.
 - Vor Einbau der Kerzen sind diese mit kontaminiertem Bodenwasser den Untergrundverhältnissen anzupassen, um den Einfluss von sorptiv bedingten Minderbefunden einzuengen.
13. Der Vergleich der im Versuchsfeld eingesetzten Bodenwassersammlersysteme ergab, dass Zweikammerbodenwassersammlern an Standorten mit BTEX und MKW plausible und mit den Laboruntersuchungen (IBSV gemäß Sächsischer Methodik) vergleichbare Ergebnisse liefern. Dagegen sind bei vertikal installierte Einkammerbodenwassersammlern drastische Verluste an BTEX und MKW zu verzeichnen.
14. Der Betrieb von Bodenwassersammlern ist kapillardruckgesteuert durchzuführen, um sicher zu stellen, dass stets die gleichen Probennahmebedingungen eingehalten werden. Das steuernde Tensiometer sollte sich in der gleichen Teufe befinden wie die Saugkerze.

6.2 Praktikabilität, Effizienz und Wirtschaftlichkeit

Hinsichtlich der Praktikabilität ist festzustellen, dass Sickerwasserprobennahmen zwar technisch aufwendig, jedoch einen technisch robusten Stand erreicht haben. Der Betrieb von Saugkerzenanlagen setzt keine erhöhten Anforderungen an das Personal.

Die Effizienz und Wirtschaftlichkeit von Sickerwasserprobennahmen kann nicht allgemein bewertet werden, sondern ist im Zusammenhang mit den aus einer belastbaren Sickerwasserprognose resultierenden Entscheidungen zu bewerten. So können Bodensanierungen nicht erforderlich bzw. Sanierungsmaßnahmen optimiert werden. Die dabei erzielbaren Kostenreduzierungen sind wesentlich höher als die Kosten für die gesamte Sickerwasserprognose.

Planung, Installation und Betrieb von Sickerwasserprobennahmesystemen sowie die prozessbezogene Auswertung der dabei erzielten Daten sind keine Routine- sondern Spezialleistungen, die den oben dargestellten umfangreichen Kenntnisstand erfordern.

7 Literaturverzeichnis

- Beger, E. u. a., *EXPOSI – Verfahren zur rationellen Bewertung von Bodenkontaminationen*, Rossendorf: IBB Ingenieurbüro Beger für Umweltanalyse und Forschung. Available at: <http://www.ibbeger.de/>.
- Bohne, K., Horn, R. & Baumgartl, T., 1993. Bereitstellung von van-Genuchten-Parametern zur Charakterisierung der hydraulischen Bodeneigenschaften. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk*, 156, 229-233.
- Campbell, G.S., 1985. *Soil Physics with BASIC*, Elsevier Science Ltd.
- van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*, 44(5), 892-898.
- Giese, R., Swaboda, D. & Schmalz, L., 2003. Überwachung der Migration von PAK und MKW in der ungesättigten Bodenzone mit Saugkerzen. In *Sickerwasserprognose – Forschung und Praxis*. Oldenbourg, S. 213-224.
- GUT, 1998. *Sanierung des Bahnhofes Elsterwerda, Erläuterungsbericht zur Pumpversuchsauswertung*, GUT Gesellschaft für Umwelttechnik und Unternehmensberatung mbH.
- Kalbe, U. & Berger, W., 2004. Saugkerzen zur Untersuchung der Bodenwasserbeschaffenheit – Ein Überblick der Einsatzmöglichkeiten. *wlb Wasser, Luft und Boden*, 48(11/12), TT8-TT12.
- Kalbe, U. u. a., 2003. Probleme bei Bodenwasseruntersuchungen mit organischen Schadstoffen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 102(1), 91-92.
- Koitzsch, R. & Gunther, R., 1990. Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, 34(12), 803-810.
- LfUG Sachsen, 2004. *Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung*, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Luckner, L. & Nitsche, C., 1984. Beitrag zur laborativen Ermittlung von Porositätsparametern. *Wiss. Zeitschrift der TU Dresden*, 33(1), 201-203.
- Luckner, L. & Schestakow, W.M., 1986. *Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich*, Leipzig: VEB Verlag für Grundstoffindustrie.

- LUA Brandenburg 2004. *Fachinformation des Landesumweltamtes Nr. 4 Sachstandsrecherche „Praxiserprobte und innovative Direkt/in-situ-Probennahmeverfahren für Grund-, Sickerwasser, Schadstoffphase und Bodenluft im Rahmen der Altlastenbearbeitung“*
- Michel, R., 1991. Entwicklung eines Modells zur zeitlichen und örtlichen Verfolgung von Sickerwasserfronten in der Aerationzone und Anwendung zur Beurteilung der vertikalen Wasserbewegung unterschiedlicher Böden im Winterhalbjahr. *TU Dresden*, 15.
- Nitsche, C., 1981. Beitrag zur mathematischen Modellbildung und digitalen Simulation von Stofftransport-, Stoffaustausch-, Stoffspeicher- und Stoffumwandlungsprozessen in der Aerationzone.
- Nitsche, C., Luckner, L. & van Genuchten, M.T., 1989. An expert system for planning, controlling, and analyzing laboratory measurements of the soil hydraulic properties. In *Proc. Int. Workshop, Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils*. Riverside, California, USA, S. 621-632.
- Scheffer, F. & Schachtschabel, P., 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde* 15. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag.
- Schindler, U. u. a., 2004. Bodenhydrologische Kennwerte heterogener Flächeneinheiten. *Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg*, 87.
- UMEG FG 34, 2002. *Sickerwasserprobenahme: Messstellenausbau (U31-M105-SE)*, UMEG Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg. Available at: <http://www.umweltbeobachtung.de/journal/U2421-DBW01-de.pdf>.
- Vetterlein, E., 1986. Bodenphysikalische Parameter auf der Grundlage von Substrat-Horizont-Gruppen. *Tag.-Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. DDR*, 245, 241-247.
- Würck, S., 2007. Laboruntersuchungen zur Praxistauglichkeit von Saugkerzen für Sickerwasserprobenahmen (Diplomarbeit).
- Zeisberger, V. & Swaboda, D., 2005. Sind Saugkerzen bei den altlastrelevanten Stoffen PAK und MKW einsetzbar?