

Elektrokinetische In-situ-Sanierung LCKW-kontaminierter gering durchlässiger Lockergesteine

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
DOKTORS DER NATURWISSENSCHAFTEN
von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Geol. Hagen Steger

aus Göppingen

Tag der mündlichen Prüfung: 15.12.2005

Hauptreferent: Prof. Dr. Dr. K. Czurda, Universität Karlsruhe (TH)

Korreferent: Dr. habil. R. Haus, Dorfner Anzaplan

Karlsruhe 2006

Kurzfassung

In den letzten zwei Jahrzehnten wurden im Altlastensektor mit innovativen Sanierungsmethoden große Fortschritte zur ökologischen und ökonomischen Bearbeitung erzielt. Trotz dieser Entwicklung stellen gering durchlässige Böden mit hohem Tonanteil sowie Wechsellagerungen auch heute noch nahezu unlösbare Anforderungen an diese Sanierungsverfahren. Die elektrokinetische Bodensanierung wird aufgrund ihrer speziellen Wirkungsweise den besonderen spezifischen Eigenschaften dieser Problemböden gerecht und schließt damit die bestehende Lücke bei der Sanierung organischer und anorganischer Kontaminationen in der gesättigten und ungesättigten Bodenzone. Dieses neuartige Sanierungsverfahren kann sowohl eigenständig als auch in Kombination mit anderen Sanierungsmethoden eingesetzt werden.

Ziel dieser Arbeit war die technische Umsetzung der elektrokinetischen In-situ-Bodensanierung im Hinblick auf bebaute Altlasten. Zur Lösung dieser Fragestellung wurde das Konzept der flexibel anwendbaren Horizontalfilterelektroden entwickelt. Hierzu wurden grundsätzliche Transportprozesse und ablaufende Reaktionen untersucht sowie rationelle Lösungen zur Errichtung einer funktionsfähigen, praktikablen Sanierungsanlage erarbeitet. Ein sukzessives Upscaling der elektrokinetischen Versuche gewährleistete eine maximale Planungssicherheit für den später durchgeführten Feldversuch. In vorbereitenden Laborversuchen wurden an drei unterschiedlichen Böden elektrokinetisch induzierte Veränderungen der Bodenstruktur sowie das Transportverhalten und der mögliche Abbau des Tetrachlorethens untersucht. In anschließenden Technikumsversuchen wurde die Funktionsweise der neu entwickelten Horizontalfiltervarianten mit innen- bzw. außenliegendem Elektrodenetz überprüft. Mit den gewonnenen, positiven Ergebnissen dieser Versuche und einer detaillierten Voruntersuchung auf dem Betriebsgelände der Firma Stahl GmbH in Birkenfeld, wo im Bereich einer Lagerhalle ein lokal begrenzter, kleinräumiger Monoschadensfall mit Tetrachlorethenkonzentrationen von bis zu 5.500 mg/kg vorlag, erfolgte die Planung und Umsetzung eines Testfeldversuchs, der 160 Tage betrieben wurde.

Zu Beginn der Untersuchungen stand die Charakterisierung aller wichtigen Bodenparameter der drei verwendeten natürlichen Böden im Mittelpunkt, die auf die elektrokinetische Bodensanierung einen Einfluss haben, bzw. durch die ablaufenden Prozesse während der Sanierung selbst einer Veränderung unterliegen und damit die ursprünglichen Bodenverhältnissen beeinflussen.

Aufbauend auf diesen Voruntersuchungen wurden erste Langzeitlaborversuche durchgeführt, mit der Zielsetzung, elektrokinetisch induzierte Struktur- und Gefügeveränderungen in einem natürlichen Modellboden (Lößlehm) mittels Röntgendiffraktometrie, Quecksilberporosimetrie und Rasterelektronenmikroskopie nachzuweisen. Durch diese Analysemethoden konnte eine zum Teil signifikant ausgeprägte Veränderung der Mineralogie und Bodenstruktur besonders in Kathodennähe aufgezeigt werden. Im nächsten Schritt wurde der Einfluss von Wechsellagerungen auf die elektrokinetischen Transportprozesse untersucht. Hierbei zeigte sich ein deutlicher Einfluss in Form von sich entwickelnden Eigenpotentialen und Influenzerscheinungen, die das angelegte elektrische Gleichspannungsfeld überlagern, wodurch sich teilweise lokale negative elektrische Gradienten ausbildeten.

Zur Untersuchung des Transport- und Abbauverhaltens von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen (LCKW) in elektrokinetischen Experimenten, wurden an zwei unterschiedlichen, natürlich kontaminierten Böden spezielle Laborversuche durchgeführt. Diese Experimente zeigten eine elektroosmotische Mobilisierung des Tetrachlorethens. Ferner wurde kein elektrokinetisch induzierter Abbau des Tetrachlorethens im Boden und Prozesswasser nachgewiesen. Aufgrund der Tatsache, dass die Transportprozesse Diffusion, Elektroosmose und Elektromigration temperaturab-

hängig sind, wurde zusätzlich in einem Versuch der Einfluss der Temperatur untersucht. Dabei zeigte sich, dass bei einem Temperaturanstieg von 10 K ein Anstieg der elektroosmotischen Durchlässigkeit um etwa den Faktor 2 zu beobachten war. Da durch die zugeführte elektrische Arbeit bei jeder elektrokinetischen Bodensanierung mit einem Anstieg der Bodentemperatur in Abhängigkeit der vorliegenden Stromdichte zu rechnen ist, spielt dieser Effekt eine maßgebliche Rolle bei der Anwendung dieses Sanierungsverfahrens.

Ein wesentlicher Schritt bei der Umsetzung des Projektvorhabens war die Entwicklung des Konzepts der Horizontalfilterelektroden, die besonders bei Kontaminationen unterhalb einer Bebauung eingesetzt werden können. Hierzu wurden unterschiedliche Elektrodenmaterialien auf ihre praktische Anwendbarkeit sowie chemische und physikalische Beständigkeit in Labor- und Technikumsversuchen getestet. Die dabei entwickelten zwei Elektrodenvarianten mit innenliegendem bzw. außenliegendem Elektrodennetz zeigen ein hohes Maß an Flexibilität, wodurch sie bei einer Vielzahl unterschiedlicher Kontaminationen und besonders unter bebauten Standorten sowie in größeren Tiefen eingesetzt werden können.

Zur Überprüfung der Funktionalität der Horizontalfilterelektroden wurden zwei unterschiedlich konzipierte Technikumsversuche durchgeführt. Im Hinblick auf das geplante Testfeld mit einer Kontamination unter einer bestehenden Bebauung wurde in einem ersten Versuch durch eine Kapillarsperre der Wasserzutritt in die Kathode unterbunden und somit der Einfluss des Wassergehalts auf die bodenphysikalischen Eigenschaften erforscht. Es zeigte sich, dass besonders im Bereich bebauter Altlasten eine Kontrolle und Steuerung des Wassergehaltes zwingend notwendig ist: Zum einen kann es bei Überschreitung der Fließgrenze in tonmineralhaltigen Böden zu Setzung von Bauwerken oder zum Grundbruch kommen. Zum andern können sich ausgeprägte Schrumpfungsrisse ausbilden, durch die ein möglicher hydraulischer Fluss von kontaminiertem Porenwasser aus dem Bereich des bestehenden Schadensherds in tieferliegende unkontaminierte Bodenzonen transportiert werden kann. Inwieweit ein elektroosmotischer Fluidtransport entgegen der Schwerkraft möglich ist, wurde in einem zweiten Technikumsversuch untersucht. Die ermittelten elektroosmotischen Durchlässigkeitsbeiwerte entsprachen den Werten, die in den Laborversuchen mit demselben Boden bestimmt wurden.

Ausgehend von den durchgeführten elektrokinetischen Experimenten und den detaillierten Voruntersuchungen auf dem Testfeldstandort wurde ein Sanierungskonzept für einen Feldversuch entwickelt und in die Praxis umgesetzt, in dem alle relevanten Parameter (Spannung, Stromstärke, Schadstoffkonzentration usw.) über eine Laufzeit von 160 Tagen aufgezeichnet wurden. Dabei zeigte sich ein elektroosmotischer Schadstoffaustrag von bis zu 10.000 µg/l in Abhängigkeit von der jeweiligen Kathodentemperatur. Insgesamt wurde durch elektrisch induzierte Transportprozesse die Schadstoffkonzentration im Bereich des Testfelds um 60 - 70 % reduziert, wobei weder im Prozesswasser noch im Boden ein Abbau des Tetrachlorethens in toxischere Substanzen beobachtet wurde. Ein signifikanter Anstieg der Bodentemperatur war zu verzeichnen, der jedoch bezüglich der ablaufenden Transportprozesse positiv zu bewerten ist. Wesentlich für die Beurteilung des Verfahrens ist die Tatsache, dass keine Verschleppung des Schadstoffs in tiefere Bodenhorizonte festzustellen war. Die reinen Stromkosten zum Betrieb des Netzgeräts während der gesamten Versuchszeit sind mit 1700 € (10 €/t) im Vergleich zu den Deponierungskosten eines konventionellen Bodenaushubs unerheblich.

Eine durchgeführte numerische Modellierung des Stofftransports basierend auf den theoretischen Grundlagen der ablaufenden Prozesse unter besonderer Berücksichtigung der Diffusionsprozesse bestätigte, dass aufgrund der signifikanten Bodenerwärmung die Diffusion in der Gasphase der Haupttransportprozess während des Testfeldbetriebs war.

Der durchgeführte Testfeldversuch hat gezeigt, dass die elektrokinetische Bodensanierung ein wirtschaftliches Verfahren zur Sanierung LCKW-kontaminierter Böden ist. Durch eine geeignete Kombination der elektrokinetischen Bodensanierung mit mikrobiologischen, pneumatischen oder hydraulischen Sanierungsverfahren ist eine optimierte Anpassung an entsprechende Standortbedingungen denkbar.

Vorwort

Die vorliegende Dissertation entstand am Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Arbeitsgruppe Ingenieurgeologie, der Universität Karlsruhe (TH) im Rahmen des durch die EnBW Energie Baden-Württemberg AG geförderten F & E-Projekts „Elektrokinetische Bodensanierung“. Für die stets gute Zusammenarbeit und finanzielle Unterstützung, die diese Arbeit ermöglichte, möchte ich mich namentlich bei Herrn Prof. Dr. Hartkopf (technischer Vorstand der EnBW) sowie bei Herrn Dr. Münch (Leiter des Bereichs Entwicklung, Forschung und Demonstration) herzlich bedanken.

Bei meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Kurt Czurda bedanke ich mich für die Vergabe des interessanten Themas und für das in mich gesetzte Vertrauen sowie für seine Unterstützung und die gewährte Freiheit bei dessen Bearbeitung. Herrn PD Dr. habil. Reiner Haus danke ich für die Übernahme des Korreferats und das Interesse an meiner Arbeit.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Roman Zorn für seine stete Hilfsbereitschaft sowie die zahlreichen angeregten Diskussionen, die maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Darüber hinaus gilt mein Dank allen Kollegen und Kolleginnen des Lehrstuhls für Angewandte Geologie, insbesondere Herrn Dr. Karl Ernst Roehl, Frau Dipl.-Geol. Gabriele Gregolec, Herrn Dipl.-Geol. Hendrik Krauß und Frau Dipl.-Geol. Carmen Kappeler.

Insbesondere möchte ich mich bei den Diplomanden, Herrn Dipl.-Geol. Rainer Niederberger, Frau Dipl.-Geol. Alexandra Halbach, Frau Dipl.-Geol. Sonja Novak, Frau Dipl.-Geoökol. Daniela Haller, Herrn Dipl.-Geol. Sebastian Harnisch und Herrn Dipl.-Geoökol. Dirk Feyerabend bedanken, ohne deren Mitwirkung die Umsetzung des Projektes nicht möglich gewesen wäre.

Bei den Projektpartnern Herrn Dipl.-Geol. Penz von der ELS Genius GmbH sowie bei Herrn Dipl.-Ing. Fader und Herrn Dr. Ludwig von Fader Umweltanalytik GmbH möchte ich mich für die gute Zusammenarbeit und die zahlreichen, angeregten Diskussionen bedanken, die besonders bei der Planung des Testfeldes hilfreich waren.

Für die Bewilligung des Testfeldbetriebs auf dem Betriebsgeländer der Firma Stahl GmbH sowie für ihre stetige Hilfsbereitschaft gilt mein herzlichster Dank Herrn Schroth und Herrn Grossmann. Frau Apel-Finkbeiner vom Umweltschutzamt Enzkreis danke ich für die Genehmigung des Testfeldes. Für sein reges Interesse am Fortgang der elektrokinetischen Bodensanierung danke ich Herrn Dr. Kohler von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Ferner möchte ich mich bei Herrn Dr. Tihm vom Technologiezentrum Wasser für die Durchführung der VC-Analytik bedanken.

Bei Herrn Scheuble und Herr Dr. Bayer von Tracto-Technik bedanke ich mich für die fachliche Begleitung bei der Vorplanung der Horizontalbohrungen. Für die vorbildliche Ausführung der Bauarbeiten auf dem Testfeld in Birkenfeld bedanke ich mich bei Herrn Kaltenbach von der Baufirma Konrad Schweikert KG, sowie bei Herrn Zintz von WMZ Bohrtechnik GmbH & CO.KG.

Ein besonderer Dank gilt meinen Freunden, die mich bei allen Hochs und Tiefs über die Jahre begleitet haben. Darüber hinaus möchte ich mich für das Korrekturlesen dieser Arbeit bei Frau Dipl. Biol. Heike Roesgen und Frau Dr. Karin Jehn herzlich bedanken. Abschließend gilt der größte Dank meiner Familie, die mich zu jedem Zeitpunkt unterstützt und mir damit die Durchführung dieser Arbeit ermöglicht hat.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	V
Vorwort	IX
Inhaltsverzeichnis.....	XI
Abbildungsverzeichnis.....	XVI
Tabellenverzeichnis	XXII
Verzeichnis des Anhangs.....	XXIV
Symbol- und Abkürzungsverzeichnis	XXV
1 Einleitung.....	1
1.1 Ausgangssituation	2
1.2 Zielsetzung.....	3
2 Theoretische Grundlagen der elektrokinetischen Bodensanierung.....	5
2.1 Elektrokinetisch relevante elektrische Größen.....	9
2.1.1 Influenz	11
2.1.2 Eigenpotential	11
2.2 Tonminerale	13
2.2.1 Aufbau der Tonminerale	13
2.2.2 Eigenschaften von Tonmineralen.....	14
2.2.3 Elektrische Doppelschicht.....	15
2.2.4 Strukturen in bindigen Böden	18
2.3 Elektrokinetische Transportprozesse.....	20
2.3.1 Elektrosmose.....	20
2.3.2 Elektroosmotische Leistungsfähigkeit und Arbeitsfähigkeit	24
2.3.3 Elektromigration	26
2.3.4 Elektrophorese	26
2.4 Elektrodenreaktionen	27
2.5 Elektrokorrosion.....	28
2.6 Einfluss der Elektrokinetik auf die Eigenschaften des Bodens.....	29
2.6.1 Einfluss auf die Mineralogie	29
2.6.2 Beeinflussende Faktoren auf das Zeta-Potential	30
3 Transportmodell.....	31
3.1 Einflussgrößen des Stofftransports	31
3.1.1 Elektrische Feldverteilung	31

3.1.2	Temperaturverteilung	32
3.1.3	Konvektion	32
3.1.4	Elektromigration.....	33
3.1.5	Diffusion.....	33
3.1.6	Chemisch-physikalischer Reaktionsterm	35
3.2	Transportgleichung.....	36
4	Grundlagen der leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (LCKW).....	37
4.1	Tetrachlorethen (PER).....	38
4.1.1	Verhalten und Wirkung in der Umwelt	38
4.1.2	Sorption	39
4.1.3	Biodegradation	40
4.2	Trichlorethen (TRI)	41
4.2.1	Verhalten und Wirkung in der Umwelt.....	41
4.2.2	Biodegradation	41
4.3	Dichlorethen (DCE) und Monochlorethen/Vinylchlorid (VC)	42
4.3.1	Verhalten und Wirkung in der Umwelt	42
4.3.2	Biodegradation	42
5	Material und Methoden	43
5.1	Untersuchte Böden	43
5.1.1	Umgelagerter Lößlehm.....	43
5.1.2	Talauensediment der Nagold.....	43
5.1.3	Rötmergel	45
5.2	Charakterisierung der verwendeten Wässer	45
5.2.1	Physikochemischen Parameter des Karlsruher Leitungswassers	45
5.2.2	Physikochemischen Parameter des Birkenfelder Leitungswassers	46
5.3	Chemische Untersuchungsmethoden.....	46
5.3.1	Bestimmung von LCKW mittels Gaschromatographie (GC).....	46
5.3.2	Kationenbestimmung mittels Atomabsorptions-Spektrometrie (AAS).....	47
5.3.3	Photometrische Bestimmung von Chlorid und Sulfat	47
5.3.4	Bestimmung des pH-Wertes.....	47
5.3.5	Bestimmung des Redoxpotentials (Eh-Wert).....	47
5.3.6	Leitfähigkeitsmessung.....	48
5.3.7	Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (KAK).....	48

5.3.8	Durchführung von Batch-Versuchen	48
5.3.9	Sequentielle Extraktion	48
5.4	Mineralogische Untersuchungsmethoden	49
5.4.1	Röntgendiffraktometrie	49
5.4.2	Bestimmung des Karbonatgehalts	49
5.5	Bodenmechanische und -physikalische Untersuchungsmethoden	50
5.5.1	Bestimmung des Glühverlustes durch Ofentrocknung	50
5.5.2	Bestimmung des pH-Werts des Bodens	50
5.5.3	Bestimmung des Wassergehalts	50
5.5.4	Bestimmung des Wasseraufnahmevermögens	50
5.5.5	Bestimmung der Korndichte und der Gesamtporosität	50
5.5.6	Bestimmung der Korngrößenverteilung	50
5.5.7	Bestimmung der Zustandsgrenzen	51
5.5.8	Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts	51
5.5.9	Bestimmung des In-situ-Wassergehalts mittels TRIME-Technik	51
5.5.10	Zeta-Potentialbestimmung	52
5.5.11	Viskositätsbestimmung	53
5.5.12	Wärmeleitfähigkeitsmessung	54
5.5.13	Bodentemperaturmessung	54
5.6	Gefügeuntersuchungen	54
5.6.1	Quecksilberporosimetrie	55
5.6.2	Rasterelektronenmikroskopie (REM)	55
5.6.3	Polarisationsmikroskopie	55
5.7	Untersuchung der Bodenluft	56
5.7.1	Bestimmung der LCKW-Konzentration in der Bodenluft	56
5.7.2	Bestimmung der CO ₂ -, CH ₄ -, O ₂ - und H ₂ S-Konzentration in der Bodenluft	56
5.8	Probennahme	56
5.8.1	Bodenluft	56
5.8.2	Eluat	56
5.8.3	Boden	57
5.8.4	Sonderproben	57
5.9	Elektrokinetische Laborversuche	57
5.9.1	Versuchsaufbau	58

5.9.2	Versuchsdurchführung	60
5.10	Elektrokinetische Technikumsversuche	60
5.10.1	Versuchsbeschreibung.....	61
5.10.2	Technikumsversuch V1 mit behindertem Kathodenzulauf	62
5.10.3	Technikumsversuch V4 mit Horizontalfilterelektroden	63
5.11	Elektrokinetischer Feldversuch (Testfeld Birkenfeld)	63
5.11.1	Standortwahl.....	63
5.11.2	Lage und Nutzung des Untersuchungsgebiets.....	64
5.11.3	Geologischer Rahmen	65
5.11.4	Standortbedingungen.....	68
5.11.4.1	Tiefenhorizontierte Bodenkennwerte	68
5.11.4.2	Schadstoffverteilung.....	71
5.11.5	Testfeldeinrichtung.....	72
5.11.6	Installation des Testfelds	77
5.11.7	Untersuchungsprogramm	81
6	Ergebnisse	82
6.1	Bodenkennwerte	82
6.1.1	Umgelagerter Lößlehm.....	82
6.1.2	Talauensedimente der Nagold	84
6.1.3	Rötmergel	86
6.2	Ergebnisse der Laborversuche.....	88
6.2.1	Vorbereitende Laborversuche	89
6.2.1.1	Langzeitversuch Lößlehm (LVL2).....	89
6.2.1.2	Langzeitversuch Lößlehm/Bentonit (LVLB2)	96
6.2.1.3	Langzeitversuche Lößlehm (gepuffert)	101
6.2.2	Elektrokinetischer Versuch zur Beurteilung verfahrensbedingter Gefügeänderungen.....	104
6.2.2.1	Langzeitversuch Lößlehm (LVL1).....	104
6.2.3	Elektrokinetische Versuche zum Transportverhalten von LCKW in bindigen Böden	108
6.2.3.1	Versuch BL4.....	108
6.2.3.2	Versuch B26	113
6.3	Ergebnisse der Technikumsversuche	118
6.3.1	Technikumsversuch 1 mit behindertem Kathodenzulauf	118

6.3.2	Technikumsversuch 4 mit Horizontalfilterelektroden.....	122
6.4	Ergebnisse des Feldversuchs.....	128
6.4.1	Entwicklung der elektrischen Parameter im Testfeldbetrieb	128
6.4.2	Wasserbilanz	132
6.4.3	Physikochemische Variationen des Prozesswassers	134
6.4.4	Temperaturentwicklung im Eluat.....	136
6.4.5	Schadstoff im Prozesswasser	138
6.4.6	Temperatur- und Schadstoffverteilung im Boden nach Testfeldbetrieb	139
6.4.7	Schadstoffverteilung in der Bodenluft	143
6.4.8	Bodenluftabsaugung.....	145
6.4.9	Kohlendioxidverteilung in der Bodenluft nach dem Testfeldbetrieb.....	146
6.4.10	Numerische Modellierung der Schadstoffverteilung auf dem Testfeldstandort.....	147
6.4.11	Tiefenhorizontierter Verlauf des Karbonatgehalts, des pH-Werts und des Wassergehalts des Bodens	149
7	Kostenanalyse	153
7.1	Kosten des Testfelds	153
8	Ausblick und Optimierungsansätze.....	156
9	Zusammenfassung.....	160
10	Literatur.....	164
11	Anhang.....	185

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1: Anwendungsbereiche der elektrokinetischen Bodensanierung (nach ZORN 2005).	1
Abb. 1-2: Schematische Skizze einer elektrokinetischen Bodensanierung	2
Abb. 2-1: Feldverteilung unterschiedlicher Ladungsträger (nach VOGEL 1999).	10
Abb. 2-2: Feldverteilung punktförmiger Ladungsträger im heterogenen Untergrund (nach KNÖDEL et al. 1997).	11
Abb. 2-3: Räumliche Darstellung einer 1:1- und einer 2:1-Basiseinheit von Tonmineralen. T steht für Tetraederschicht und O für Oktaederschicht (nach LAGALY & KÖSTER 1993).	14
Abb. 2-4: Protonierung und Deprotonierung der Kanten in Abhängigkeit vom pH-Wert der Porenlösung (nach LAGALY 1993).....	15
Abb. 2-5: Elektrische Doppelschicht und Potentialverlauf im Elektrolyt (nach PROBSTEIN 1994); ψ_0 Oberflächenpotential, ψ_δ Sternpotential, ζ Zeta-Potential und λ_d DEBYE-Länge.	16
Abb. 2-6: Mögliche Anordnung einzelner Elementarschichten innerhalb einer tonigen Suspension (nach VAN OLPHEN 1977).	20
Abb. 2-7: Elektrokinetische Transportprozesse (verändert nach PROBSTEIN 1994).	21
Abb. 2-8: Elektroosmotische Geschwindigkeitsprofile für unterschiedliche DEBYE-Längen berechnet nach Gleichung 2-14 und 2-18 (nach KRAUSS et al. 2001).	21
Abb. 2-9: Temperaturabhängiger Vergleich der k_e -Wertentwicklung der Versuche BLV1 bei 21°C und BLV2 bei 12°C des Talauensediments aus Bad Liebenzell.....	23
Abb. 2-10: Größenordnung der elektroosmotischen Permeabilität unterschiedlicher Böden, bestimmt in Laborversuchen bei 20 °C.....	24
Abb. 2-11: Charakteristische Werte der elektroosmotischen Leistungsfähigkeit verschiedener Böden, bestimmt in Laborversuchen bei 20 °C.	25
Abb. 2-12: Charakteristische Werte der elektroosmotischen Arbeitsfähigkeit verschiedener Böden, bestimmt in Laborversuchen bei 20 °C.	25
Abb. 2-13: Chlorspezies in Abhängigkeit des pH-Wertes (nach GILBERT 1980).	28
Abb. 2-14: Elektrokorrosion an elektrischen Leitern im elektrischen Feld.	29
Abb. 2-15: Zeta-Potentiale unterschiedlicher Tonminerale in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach FEYERABEND 2002).	30
Abb. 4-1: Temperaturabhängigkeit der HENRY-Konstanten von LCKW.	39
Abb. 4-2: Anaerober Abbau von PER (nach FREEDMAN & GOSSET 1989).	41
Abb. 4-3: Oxidativer Abbau von Trichlorethen (nach FEYERABEND 2002).	42
Abb. 5-1: Lageplan des Untersuchungsgebiets Regula-Werk King & Bauser, Bad Liebenzell (nach HALLER 2001).	44

Abb. 5-2: Tiefenhorizontiertem Bohrprofil und mineralogischer Zusammensetzung (nach HALLER 2001).	44
Abb. 5-3: Tetrachlorethenverteilung im Untersuchungsgebiet Regula-Werk King & Bauser (nach HALLER 2001).	45
Abb. 5-4: Abhängigkeit der Bodenfeuchte von der Temperatur (BLUME 2002).	52
Abb. 5-5: Schematischer Aufbau des MALVERN Zetasizer Nano ZS.	53
Abb. 5-6: Aufbau der Laborversuche.	59
Abb. 5-7: Versuchsaufbau Technikum (links Versuch V1, rechts Versuch V4).	62
Abb. 5-8: Geographische Lage des Testfelds, Birkenfeld.	64
Abb. 5-9: Geologische Karte Birkenfeld/Neuenbürg (nach HALBACH 2001 b).	66
Abb. 5-10: Links Baugrube (links, HARNISCH 2002) und rechts Bohrprofil (rechts) der Rammkernbohrung B 15 aus dem Bereich des Testfelds im Rötmergel.	67
Abb. 5-11: Sondierungspunkte im Bereich des Testfelds.	68
Abb. 5-12: Dünnschliffmikroskopische Aufnahme des Rötmergels aus einer Tiefe von 0,65 m (Cc Calcit, Fsp Feldspat, Hä Hämatit, It Illit, Qz Quarz). Links mit Polarisator, rechts im Durchlicht.	70
Abb. 5-13: Dünnschliffmikroskopische Aufnahme des Rötmergels aus einer Tiefe von 1,35 m (Do Dolomit, Fsp Feldspat, Hä Hämatit, It Illit, Qz Quarz). Links mit Polarisator, rechts im Durchlicht.	70
Abb. 5-14: Tiefenabhängige Verteilung des Glühverlusts der Sondierungsbohrungen B 28 und B 29 (links) und tiefenabhängige pH-Wert-Verteilung der Sondierungsbohrungen B 20 und B 22 (rechts).	71
Abb. 5-15: Tiefenhorizontierte Schadstoffverteilung der Sondierbohrung B 30.	72
Abb. 5-16: Tetrachlorethenverteilung in 2,5 m Tiefe auf dem Testfeld Birkenfeld.	72
Abb. 5-17: Elektrodenanordnung im Testfeld.	73
Abb. 5-18: Schematische Skizzen der Horizontalfilterelektroden im Querschnitt (links Kathodenvariante 1, Mitte Kathodenvariante 2, rechts Anode).	74
Abb. 5-19: Technische Einrichtung und Monitoringsystem des Testfelds.	75
Abb. 5-20: Steuerbarer Bohrkopf mit Sender (links) und Ortungsgerät Digi-Trak (rechts oben) zur Herstellung der Pilotbohrung und Aufweitbohrkopf (rechts unten) zur Erstellung der Sachlochbohrung.	78
Abb. 5-21: Durchbruch einer Kathoden-Pilotbohrung (links) und Installation einer Kathode mit Hüllrohr (rechts).	78
Abb. 5-22: Bauteile der Anoden (links) und installierte Anode (rechts).	79
Abb. 5-23: Bauteile der Kathoden (links oben), Installation (links unten) und fertig montierte Kathode (rechts).	80
Abb. 5-24: Installationseinrichtung im Elektrodenkontrollschacht.	80

Abb. 6-1: Dünnschliffmikroskopische Aufnahmen des Lößlehms (Cc Calcit, Chl Chlorit, Fsp Feldspat, Ka Kaolin, Qz Quarz). Oben links mit Polarisator, oben rechts im Durchlicht, unten mit Polarisator.....	83
Abb. 6-2: Quecksilberporosimetrisch bestimmte Porenverteilung von Matrix und Sandstein.	85
Abb. 6-3: Dünnschliffmikroskopische Aufnahme des Rötmergels aus einer Tiefe von 0,65 m (links) bzw. 1,35 m (rechts) mit Polarisator (Cc Calcit, Do Dolomit, Fsp Feldspat, Hä Hämatit, It Illit, Qz Quarz).	87
Abb. 6-4: Quecksilberporosimetrisch bestimmte Porenverteilung des Rötmergels.....	88
Abb. 6-5: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, Strom- und Spannungsverlauf im Versuch LVL2.	90
Abb. 6-6: Entwicklung der lokalen Spannungsverteilung im Probenkörper.....	90
Abb. 6-7: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration (links), des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials (rechts) im Anolyt.	91
Abb. 6-8: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration (links), des pH-werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials (rechts) im Eluat.....	92
Abb. 6-9: Verlauf von pH-Wert, Wasser- und Karbonatgehalt im Boden nach Versuchsende.	93
Abb. 6-10: Porenverteilung nach Versuchsende.	94
Abb. 6-11: Mineralogische Zusammensetzung nahe der Anode und Kathode nach Versuchsende.	94
Abb. 6-12: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen des Bodenkörpers nach Versuchsende. Aufnahme LVL2/1 direkt an der Anode und LVL2/10 direkt an der Kathode.....	95
Abb. 6-13: Entwicklung des k_e -, k_{eff} - und k_{effW} -Werts im Versuch LVL2 bei 20 °C.	96
Abb. 6-14: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, Strom- und Spannungsverlauf im Versuch LVLB2.....	97
Abb. 6-15: Entwicklung der lokalen Spannungsverteilung im Probenkörper.....	98
Abb. 6-16: Entwicklung des Spannungsgradienten im Probenkörper (rechts, Y-Achse vergrößert).....	98
Abb. 6-17: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration (links), des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials (rechts) im Eluat.....	99
Abb. 6-18: Verlauf von pH-Wert, Wasser- und Karbonatgehalt im Boden nach Versuchsende.	100
Abb. 6-19: Entwicklung des k_e -Werts im Versuch LVLB2 bei 20 °C.....	101
Abb. 6-20: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, Strom- und Spannungsverlauf im Versuch Lößlehm (gepuffert).....	102
Abb. 6-21: Entwicklung der lokalen Spannungsverteilung im Probenkörper.....	103
Abb. 6-22: Entwicklung des pH-Werts und der Temperatur im Prozesswasser.	103
Abb. 6-23: Verlauf von pH-Wert, Wasser- und Karbonatgehalt im Boden nach Versuchsende.	104

Abb. 6-24: Verlauf von pH-Wert, Wasser- und Karbonatgehalt im Boden nach Versuchsende.....	105
Abb. 6-25: Porenverteilung nach Versuchsende.....	106
Abb. 6-26: Mineralogische Zusammensetzung im Bodenkörper nach Versuchsende.....	106
Abb. 6-27: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen des Bodenkörpers nach Versuchsende. Aufnahme LVL1/1 direkt an der Anode, LVL1/5 in der Mitte und LVL1/10 direkt an der Kathode.....	107
Abb. 6-28: Entwicklung des k_e -, k_{effP} - und k_{effW} -Werts im Versuch LVL1 bei 20 °C.....	108
Abb. 6-29: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, der Spannung und der Stromstärke während des Versuchs BL4.....	109
Abb. 6-30: Wassergehalt, pH-Wert und Karbonatgehalt des Bodens nach Versuchsende.....	110
Abb. 6-31: Entwicklung der Leitfähigkeit, des pH-Werts und des Redoxpotentials im Eluat.....	111
Abb. 6-32: Schadstoffverteilung im Boden nach Versuchsende.....	112
Abb. 6-33: Schadstoffaustrag in Abhängigkeit zu durchströmten Porenvolumen.....	113
Abb. 6-34: Entwicklung des k_e -, k_{effW} und k_{effP} -Werts im Versuch B14 (10 °C in Kühlperiode, sonst 20 °C).....	113
Abb. 6-35: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, der Spannung und der Stromstärke während des Versuchs B26.....	114
Abb. 6-36: pH-Wert im Anolyt während des Versuchs B26.....	115
Abb. 6-37: Entwicklung der physikochemischen Parameter im Anolyt (links) und Eluat (rechts) während des Versuchs B26.....	116
Abb. 6-38: Wassergehalt und pH-Wert des Bodens nach Versuchsende.....	116
Abb. 6-39: Schadstoffkonzentration im Boden nach Versuchsende (Versuch B26).....	117
Abb. 6-40: Schadstoffaustrag in Abhängigkeit zum durchströmten Porenvolumen (Versuch B26).....	117
Abb. 6-41: Entwicklung des k_e -, k_{effP} - und k_{effW} -Werts im Versuch B26 bei 12 °C.....	118
Abb. 6-42: Entwicklung der Stromstärke und des spezifischen Widerstands im Versuch 1 bei einer angelegten Spannung von 28 V.....	119
Abb. 6-43: Entwicklung des Wassergehalts während des Technikumversuchs. Die roten Graphen zeigen die Entwicklung an der Anode, die blauen die an der Kathode.....	119
Abb. 6-44: Spannungsverteilung im Versuch 1.....	120
Abb. 6-45: Entwicklung des pH-Werts des Bodens im Technikumversuch 1.....	121
Abb. 6-46: Temperaturentwicklung im Technikumsversuch 1.....	121
Abb. 6-47: Elektroosmotisch bedingte Schrumpfungsriffe im Technikumsversuch 1.....	122
Abb. 6-48: Entwicklung der Stromstärke und des spezifischen Widerstands in Versuch 4 bei einer angelegten Spannung von 40 V.....	123
Abb. 6-49: Spannungsverteilung in Versuch 4.....	123

Abb. 6-50: Entwicklung des Wassergehalts während des Technikumversuchs. Die roten Graphen zeigen die Entwicklung an der Anode, die blauen die an der Kathode.....	124
Abb. 6-51: Entwicklung des pH-Werts des Bodens im Technikumversuch 4.....	124
Abb. 6-52: Temperaturentwicklung im Technikumversuch 4.....	125
Abb. 6-53: Entwicklung des elektroosmotischen Durchlässigkeitsbeiwerts im Technikumsversuch 4.....	125
Abb. 6-54: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration an den Elektroden (Anode oben links, Kathode 1 oben rechts, Kathode 2 unten links und Kathode 3 unten rechts).....	126
Abb. 6-55: Entwicklung des Redoxpotentials, der Leitfähigkeit und des pH-Werts im Perkolat und Eluat (Anode oben links, Kathode 1 oben rechts, Kathode 2 unten links und Kathode 3 unten rechts).....	127
Abb. 6-56: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, der Stromstärke und des Spannungsverlaufs während des Testfeldbetriebs.....	129
Abb. 6-57: Normierter passiver Spannungsverlauf des Messprofils SA 1-6 der Kathodenvariante 1 (links) und des Messprofils SB 1-5 der Kathodenvariante 2 (rechts).....	130
Abb. 6-58: Modellierung der normierten Potentialverteilung zu unterschiedlichen Zeitpunkten unter Berücksichtigung der Messwerte der passiven Spannungssonden SA 1-6 und SB 1-5.....	131
Abb. 6-59: Summenkurve des gesamten elektrischen Energieverbrauchs und Verlauf des täglichen Energiebedarfs.....	132
Abb. 6-60: Wasserbilanz des Testfelds.....	133
Abb. 6-61: Zeitlicher Verlauf der Perkolat- und Eluatmenge.....	133
Abb. 6-62: Chlorid- und Sulfatkonzentration im Vorratsfass, Perkolat, Eluat und Leitungswasser.....	134
Abb. 6-63: Konzentrationsverlauf der Hauptkationen (links), sowie die Entwicklung des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials im Perkolat (rechts).....	135
Abb. 6-64: Konzentrationsverlauf der Hauptkationen (links), sowie die Entwicklung des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials im Eluat (rechts).....	136
Abb. 6-65: Konzentrationsverlauf der Hauptkationen (links), sowie die Entwicklung des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials im Vorratsfass (rechts).....	136
Abb. 6-66: Temperaturentwicklung im Testfeld.....	137
Abb. 6-67: Tetrachlorethenkonzentration im Eluat.....	138
Abb. 6-68: Bohransatzpunkte im Bereich des Testfelds.....	139
Abb. 6-69: Tiefenhorizontierte Temperaturverteilung im Untergrund unmittelbar nach Ende des Testfeldbetriebs.....	140
Abb. 6-70: Schadstoffverteilung im Bereich des ehemaligen Tetrachlorethen-Lagers auf dem Testfeldstandort Birkenfeld in 2,5 m Tiefe; links vor und rechts nach dem Testfeldbetrieb.....	141

Abb. 6-71: Vergleich der tiefenabhängigen Tetrachlorethenverteilung einzelner Sondierungsbohrungen vor (rote Grafen) und nach (blaue Grafen) dem Testfeldbetrieb.	142
Abb. 6-72: Tiefenhorizontierte Tetrachlorethenkonzentrationsverläufe der Sondierungen B 7, B 11 (vor Testfeldbetrieb) B 32 und B 33 (nach Testfeldbetrieb).	144
Abb. 6-73: Tiefenhorizontierte Trichlorethenkonzentrationsverläufe der Sondierungen B32 und B33.	145
Abb. 6-74: Verlauf der Tetrachlorethenkonzentration während der Bodenluftabsaugung.	145
Abb. 6-75: Tiefenhorizontierte CO ₂ -Konzentrations	146
Abb. 6-76: Numerische Simulation der Tetrachlorethenverteilung im Boden unter Berücksichtigung des diffusiven Stofftransports in der wässrigen Phase.	148
Abb. 6-77: Numerische Simulation der Tetrachlorethenverteilung im Boden unter Berücksichtigung des diffusiven Stofftransports in der Gasphase.	149
Abb. 6-78: Vergleich des tiefenabhängigen Karbonatgehalts vor (B 28) und nach (B 32, B 33) dem Testfeldbetrieb.	150
Abb. 6-79: Vergleich der tiefenabhängigen pH-Werte vor (B 22) und nach (B 32, B 33, B 34, B 38) dem Testfeldbetrieb.	150
Abb. 6-80: Vergleich des tiefenabhängigen Wassergehalts vor (B 28) und nach (B 32, B 33) dem Testfeldbetrieb.	151
Abb. 6-81: Bodenfeuchteprofile der Reverenzmessstelle (links) und der Messstelle 1 (rechts).	152
Abb. 7-1: Kostenstellen für eine elektrokinetische Bodensanierung.	154
Abb. 8-1: Schematischer Aufbau einer elektrokinetischen Bodensanierungsanlage mit der Option zur Kombination mit herkömmlichen Sanierungsmethoden.	157

Tabellenverzeichnis

Tab. 1-1: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile von Horizontalfilterelektroden und Brunnenelektroden.....	3
Tab. 2-1: Ausgewählte elektrokinetische Versuche unterteilt nach Schadstoff, Kontaminationsart, Bodenart und Methode.....	8
Tab. 2-2: Typische Kenngrößen im Vergleich Elektroosmose und Elektromigration (nach HAUS 2002).....	26
Tab. 4-1: Physikochemische Eigenschaften von Tetrachlorethen, Trichlorethen, 1,2-Dichlorethen und Vinylchlorid (FEYERABEND 2002).....	37
Tab. 5-1: Physikochemische Parameter des Karlsruher Leitungswassers.....	46
Tab. 5-2: Physikochemische Parameter des Birkenfelder Leitungswassers (FEYERABEND 2002).....	46
Tab. 5-3: Sequentielles Extraktionsschema (nach SHUMAN 1982, ZEIEN & BRÜMMER 1989, 1991).....	49
Tab. 5-4: In Labor- und Technikumsversuchen untersuchte Materialien.....	61
Tab. 5-5: Bewertung der geprüften Elektrodenwerkstoffe.....	61
Tab. 5-6: Semiquantitativer Mineralbestand der Erkundungs Sondierung B 28 (NOWAG 2001).....	69
Tab. 5-7: Tiefenhorizontierte Verteilung des Wassergehalts, des Wasseraufnahmevermögens und der Korndichte.....	71
Tab. 5-8: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der zwei Elektrodenvarianten.....	74
Tab. 5-9: Relevante Vorschriften zur Errichtung und zum Betrieb des elektrokinetischen Testfelds.....	76
Tab. 5-10: Untersuchungsprogramm während und nach dem Testfeldversuch.....	81
Tab. 6-1: Röntgendiffraktometrisch bestimmte mineralogische Zusammensetzung des umgelagerten Lößlehms.....	82
Tab. 6-2: Bodenkennwerte des umgelagerten Lößlehms.....	84
Tab. 6-3: Ergebnisse der Sieb-/Schlamm-analyse.....	84
Tab. 6-4: Semiquantitativer Mineralbestand des Talauensediments der Nagold.....	85
Tab. 6-5: Physikochemische Eigenschaften des Talauensediments der Nagold.....	86
Tab. 6-6: Physikochemische Bodenkennwerte des Rötmergels, Birkenfeld.....	87
Tab. 6-7: Versuchsbedingungen LVL2.....	89
Tab. 6-8: Versuchsbedingungen LVLB2.....	96
Tab. 6-9: Versuchsbedingungen LVLB2.....	101
Tab. 6-10: Versuchsbedingungen LVL1.....	105
Tab. 6-11: Versuchsbedingungen des Versuchs BL4.....	109
Tab. 6-12: Versuchsbedingungen des Versuchs B26.....	114

Tab. 6-13: Parameter der numerischen Simulation..... 148

Tab. 7-1: Kostenaufstellung für das Testfeld in Birkenfeld..... 154

Verzeichnis des Anhangs

Anhang 1: Lage der Sonden im Technikumsversuch H1 und H4.	185
Anhang 2: Tiefenhorizontierte Tetrachlorethenkonzentrationen der Rammkernsondierungen in mg/kg Trockengewicht.	187
Anhang 3: Schaltplan Testfeld.....	190
Anhang 4: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration (oben), des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials (unten) im Perkolat.....	194

Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

Großbuchstaben

Formelzeichen	Größe	Einheit
A	Querschnittsfläche	m^2
\dot{A}	elektrochemisches Äquivalent	g/C
B	Temperaturkorrekturfaktor	K
C	Kapazität	F
D_i	Diffusionskoeffizient der Spezies i	m^2/s
D'	molekularer Diffusionskoeffizient	m^2/s
D'_w	molekularer Diffusionskoeffizient in der wässrigen Phase	m^2/s
D'_g	molekularer Diffusionskoeffizient in der gasförmigen Phase	m^2/s
D_w^*	effektiver Diffusionskoeffizient in der wässrigen Phase	m^2/s
D_g^*	effektiver Diffusionskoeffizient in der gasförmigen Phase	m^2/s
E	elektrische Feldstärke	V/m
Eh	Redoxpotential	V
F	Kraft (Coulomb-Kraft)	N
G	Leitwert	S
G	Geometriefaktor	-
H	HENRY-Konstante	-
I	Stromstärke	A
K_d	Verteilungskoeffizient des Schadstoffs zw. fester und flüssiger Phase	m^3/g
K_h	hydraulische Permeabilität	m^2
K_{oc}	K_{oc} -Wert, Sorptionskoeffizient an organischem Kohlenstoff	m^3/g
L	Distanz zw. zwei Punkten	m
L	tatsächliche Distanz zw. zwei Punkten	m
M	Molekulargewicht	g/mol
M_m	Molekulargewicht der diffundierten Substanz	g/mol
M_g	Molekulargewicht der Luft	g/mol
Q	Ladung	C
\dot{Q}	Wärmeleistung,	W
Q_{eo}	elektroosmotischer Durchfluss	m^3/s
Q_h	hydraulischer Durchfluss	m^3/s
R	Widerstand	Ω

Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

R	Retardationsfaktor	-
T	Temperatur	K
U	Spannung	V
U_a	aktive Spannung	V
U_{aApA}	Spannungsabfall im Anolyt	V
U_{aKpK}	Spannungsabfall im Katholyt	V
U_j	Kontakt-(Diffusions-)Potential	V
U_k	Strömungs-Potential	V
U_m	Membran-(Nernst-)Potential	V
U_p	passive Spannung	V
V_{ca}	Karbonatgehalt	Gew. %
V_g	Molvolumen der Luft	m ³ /mol
V_{gl}	Glühverlust	Gew. %
V_m	Molvolumen der diffundierten Substanz	m ³ /mol
W	Arbeit	J
W	Leistungsdichte	W/m ³
W_i	elektrostatische Energie	J
W_{i0}	elektrostatische Energie in großer Entfernung zur geladenen Oberfläche	J

Kleinbuchstaben

a	Durchmesser der Pore	m
c	spezifische Wärmekapazität	J/(g·K)
c_i	Konzentration der Spezies	mol/m ³
c_g	Konzentration in der gasförmigen Phase	mol/m ³
c_{ges}	Gesamtkonzentration	mol/m ³
c_{i0}	Konzentration der Spezies in großer Entfernung zur geladenen Oberfläche	mol/m ³
c_w	Konzentration in der wässrigen Phase	mol/m ³
d	Porendurchmesser	m
d	Tiefe unter GOK	m
f	Frequenz	Hz
f_{oc}	Fraktion an organischem Kohlenstoff	-
i_h	hydraulischer Gradient	-
j	Stromdichte	A/m ²
j_d	diffusiver Stofffluss	g/(m ² ·s)

j_i^c	konvektiver Stofffluss	g/(m ² ·s)
j_i^m	migrativer Stofffluss	g/(m ² ·s)
k_e	elektroosmotischer Durchlässigkeitsbeiwert	m ² /(V·s)
k_{effP}	elektroosmotische Leistungsfähigkeit	m ³ /(s·W)
k_{effW}	elektroosmotische Arbeitsfähigkeit	m ³ /(s·J)
k_f	hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert	m/s
k_i	elektroosmotische Wassertransporteffizienz	m ³ /(s·A)
l	Länge	m
m	Stoffmasse	g
n	Porosität	-
n_w^*	effektive Porosität in der wässrigen Phase	-
n_g^*	effektive Porosität in der gasförmigen Phase	-
p	Druck	Pa
r	Radialabstand zur Symetrieachse einer Pore	m
s	Länge	m
t	Zeit	s
u	Mobilität der Kationen	m ² /(V·s)
v	Mobilität der Anionen	m ² /(V·s)
v	Geschwindigkeit	m/s
v_c	Fließgeschwindigkeit des Schadstoffs	m/s
v_c	konvektive Fließgeschwindigkeit	m/s
v_{eo}	elektroosmotische Fließgeschwindigkeit	m/s
v_{em}	elektromikrative Geschwindigkeit	m/s
v_h	hydraulische Fließgeschwindigkeit	
v_w	Fließgeschwindigkeit des Porenwassers	m/s
w	Wassergehalt	Gew. %
w_v	volumetrische Bodenfeucht	Vol. %
x	Abstand	m
x'	normierter Abstand	-
z	Valenz	-

Griechische Buchstaben

δ	Konstriktivität	-
ε	Permittivität	C/(V·m)

Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

ϵ_r	Permittivitätszahl	-
Φ	Heizleistung pro Längeneinheit	W/m
η	dynamische Viskosität	Ps·s
λ	Wellenlänge	m
λ	Wärmeleitfähigkeit	W/(m·K)
λ_D	Debye-Länge	m
μ_r	magnetische Permeabilität	-
Θ	Einfallswinkel	°
ρ	spezifischer Widerstand	$\Omega \cdot m$
ρ_d	Trockendichte	g/m ³
ρ_Q	Raumladungsdichte	C/m ³
ρ_s	Korndichte	g/m ³
σ	elektrische Leitfähigkeit	S/m
τ	Tortuosität	-
ω_w	Formationsfaktor in der wässrigen Phase	-
ω_g	Formationsfaktor in der gasförmigen Phase	-
ψ	inneres Potential	V
ψ_O	Oberflächenpotential	V
ψ_δ	Sternpotential	V
ζ	Zeta-Potential	V

Konstanten

c	Lichtgeschwindigkeit in Luft/Vakuum,	3,0E+5 km/s
e	elektrische Elementarladung (Elektron, Proton),	1,602E-19 C
F	FARADAY-Konstante,	96485 C/mol
k	BOLZMANN-Konstante,	1,380658E-23 J/K
R	ideale Gaskonstante,	8,314 J/(K·mol)
Å	Ångström	10E-10 m
ϵ_0	elektrische Feldkonstante	8,854E-12 C/(V·m)
π	Pi	3,1415927

Indizes

i	Referenz zur Spezies i
x	Abstand

Mathematische Symbole

∇	Nabla-Operator
\sim	cirka
\emptyset	Durchmesser

Vorsätze

G	Giga	10E+9
M	Mega	10E+6
k	Kilo	10E+3
d	Dezi	10E-1
c	Zenti	10E-2
m	Milli	10E-3
μ	Mikro	10E-6
n	Nano	10E-9

Abkürzungen

A	Anode
AAS	Atomabsorptions-Spektrometrie
Abb.	Abbildung
Bed.	Bedingung
BETX	Benzol, Ethylbenzol, Toluol, Xylol
bzw.	beziehungsweise
ca.	cirka
Cc	Calcit
Chl	Chlorit
d	Tag
DCE	Dichlorethen
DDL	diffuse Doppelschicht
d. h.	das heißt
DIN	Deutsche Industrie Norm
Do	Dolomit
E	Osten
EDTA	Ethylen-Diamin-Tetraessigsäure
El.	elektrisch
et al.	und andere

Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

Fsp	Feldspat
GC	Gaschromatographie
Ges.	gesamt
Gl.	Gleichung
GOK	Geländeoberkante
Hä	Hämatit
HDPE	Polyethylen, high density
i. d. R.	in der Regel
It	Illit
K	Kathode
k	künstlich
Ka	Kaolinit
KAK	Kationenaustauschkapazität
Kap.	Kapitel
LCKW	leicht flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe
M	Metallion
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
min	Minute
MKW	Mineralöl-Kohlenwasserstoffe
N	Norden
n	natürlich
n. v.	nicht vorhanden
oxid.	oxidierend
PAK	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PER	Tetrachlorethen
PTFE	Polytetrafluorethen (Teflon)
PVC	Polyvinylchlorid
Qz	Quarz
red.	reduzierend
S	Süden
sog.	so genannt
t	Tonne
Tab.	Tabelle

TCE	Trichlorethen
TDR	Time Domain Reflectometry
usw.	und so weiter
ü. NN.	über normal Null
VC	Vinylchlorid
W	Westen
z. B.	zum Beispiel

Chemische Symbole**Anionen**

Cl ⁻	Chlorid
CO ₃ ²⁻	Karbonat
HCO ₃ ⁻	Hydrogenkarbonat
OH ⁻	Hydroxid
SO ₄ ²⁻	Sulfat

Kationen

Al ³⁺	Aluminium
Ca ²⁺	Calcium
Fe ²⁺ /Fe ³⁺	Eisen
H ₃ O ⁺	Hydronium
K ⁺	Kalium
Li ⁺	Litium
Mg ²⁺	Magnesium
Mn ⁴⁺	Mangan
Na ⁺	Natrium
NH ₄ ⁺	Ammonium
Ti ⁴⁺	Titan

Elemente

Ag	Silber
As	Arsen
Cd	Cadmium
Ce	Cer
Cl	Chlor
Co	Kobald

Cr	Chrom
Cs	Caesium
Cu	Kupfer
H	Wasserstoff
Hg	Quecksilber
Mn	Mangan
Ni	Nickel
O	Sauerstoff
Pb	Blei
Si	Silizium
Sr	Strontium
Th	Thorium
U	Uran
Zn	Zink

Verbindungen

Al(OH)_3	Aluminiumhydroxid (Gibbsit)
CaCO_3	Calciumkarbonat (Calcit)
Ca(OH)_2	Calciumhydroxid (Portlandit)
C_2Cl_4	Tetrachlorethen
CH_4	Methan
CO_2	Kohlendioxid
HCl	Hydrogenchlorid
H_2CO_3	Kohlensäure
H_2O	Wasser
H_2S	Schwefelwasserstoff
Mg(OH)_2	Magnesiumhydroxid (Brucit)
NaOH	Natriumhydroxid

1 Einleitung

Kontaminationen in bindigen und wechselgelagerten Böden stellen auch für bereits etablierte Sanierungstechnologien eine große Herausforderung dar. Hydraulische, pneumatische und mikrobiologische Sanierungsverfahren, die in gut durchlässigen Kiesen und Sanden ökonomische Anwendung finden, zeigen aufgrund der spezifischen Eigenschaften toniger und schluffiger Lockergesteine ihre Unzulänglichkeit. Aus Mangel an alternativen Sanierungsverfahren, die diesen komplexen Böden gerecht werden, sieht die derzeitige Sanierungspraxis die Sicherung in Form der Einkapselung bzw. das Auskoffern der Schadensherde vor. Da diese Praxis nur eine Verlagerung des Problems darstellt und eine Emissionsbelastung in Form von Staub, Schadstoff und Lärm mit sich bringt sowie unter bebauten Altlasten sowohl technisch schwierig umsetzbar als auch unter monetären Gesichtspunkten fragwürdig ist, sind innovative In-situ-Sanierungssysteme gefragt. Die elektrokinetische In-situ-Bodensanierung zeigt ihre Vorzüge gerade in diesen Problemböden und bietet darüber hinaus aufgrund ihrer vielfältigen Adaptionmöglichkeiten an gegebene Standortbedingungen durch die Kombination mit bereits gängigen Methoden (Abb. 1-1) die Möglichkeit einer individuellen und effizienten Anpassung eines flexiblen, leistungsstarken und ökonomischen Sanierungskonzepts an bisher schwer zugängliche Kontaminationsbereiche.



Abb. 1-1: Anwendungsbereiche der elektrokinetischen Bodensanierung (nach ZORN 2005).

Das Wirkungsprinzip der elektrokinetischen Bodensanierung basiert auf den zwei Haupttransportprozessen Elektromigration und Elektroosmose, die durch ein äußeres elektrisches Gleichspannungsfeld in Böden mit oberflächenaktiven Mineralen induziert wird. Hierzu wird mindestens ein Elektrodenpaar wahlweise vertikal bzw. horizontal in den kontaminierten Untergrund installiert und an eine Gleichspannungsquelle angeschlossen (Abb. 1-2), wodurch ein elektrisches Feld in Abhängigkeit der geologischen Standortbedingungen und der Elektrodenkonfiguration im Untergrund erzeugt wird. Im Einflussbereich der elektrischen Feldlinien findet ein gezielter Schadstofftransport parallel der elektrischen Feldlinien statt. Hierbei werden wasserlösliche sowie ionische Schadstoffe (anorganische

Schadstoffe, Herbizide, Pestizide, Schwermetalle, chlorierte Kohlenwasserstoffe, Phenole, BTX-Aromate) in Abhängigkeit ihrer Spezies und Ladung in Richtung Elektroden (Anode bzw. Kathode) transportiert, wo sie i. d. R. gesammelt und einer nachgeschalteten Wasseraufbereitung zugeführt werden. In einzelnen Fällen ist bei einer schadstoffspezifischen Auslegung des elektrokinetischen Sanierungskonzepts eine gezielte Immobilisierung oder ein gesteuerter Abbau im Boden bzw. an den Elektroden möglich. Aufgrund der Komplexität mancher Standorte hinsichtlich Schadstoffzusammensetzung, Schadstoffverteilung, Aufbau des Untergrunds und bestehender Bebauung müssen bei der Sanierungskonzeptionisierung die mit der elektrokinetischen Bodensanierung einhergehenden Bodenveränderungen (Eh/pH-Bedingungen, der Mineralbestand, Zusammensetzung der Porenflüssigkeit, Elektrolytkonzentration, Wassergehalt, Scherfestigkeit und Erwärmung) Berücksichtigung finden. Besondere Beachtung im Hinblick auf organische Kontaminationen ist der Temperaturentwicklung zu schenken, die sowohl die HENRY-Konstante als auch den Dampfdruck erhöht und damit einen entscheidenden Einfluss insbesondere auf die parallel ablaufenden diffusiven Transportprozesse im Untergrund hat.

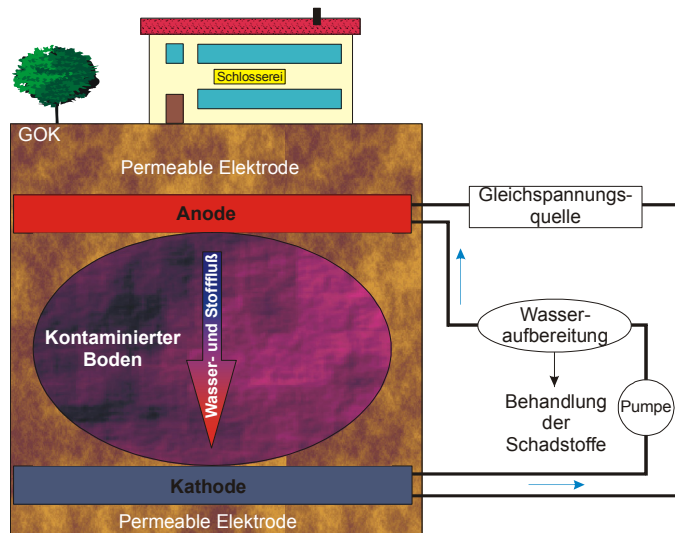


Abb. 1-2: Schematische Skizze einer elektrokinetischen Bodensanierung.

1.1 Ausgangssituation

Neben dem Gefährdungspotential für Mensch und Umwelt gewinnt die Rekultivierung von Altlasten vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Entwicklung unter ökologischen und ökonomischen Bedingungen zunehmend an Bedeutung. Allein in Baden-Württemberg sind 11.019 altlastenverdächtige Flächen (7.766 Altstandorte, 3.253 Altablagerungen mit einer Gesamtfläche von ca. 120 km², Stand 31.12.2002) erfasst (www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/). Die überwiegende Zahl der Kontaminationen wird hierbei durch leicht flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) und Mineralöl-Kohlenwasserstoffe (MKW) hervorgerufen (PITTMANN et al. 1999). Da besonders die unter sanierungstechnischen Gesichtspunkten schwer zu beherrschenden gering durchlässigen Böden mit hohem Ton- und Schluffanteil ein hohes Speicher- und Retardationsvermögen aufweisen, sind innovative In-situ-Sanierungskonzepte gefragt, die diesen komplexen Rahmenbedingungen gerecht werden. Daher wurde in den 80er Jahren des vergangenen Jahrhunderts begonnen, elektrokinetische Prozesse, die bereits in den 30er und 60er Jahren erfolgreich bei der Bodenverbesserung eingesetzt wurden (CASAGRANDE 1939, VEDER 1963, ENDELL 1935, GRAY & MITCHELL 1967), auf ihre Anwendbarkeit bei der Altlastensanierung zu untersuchen (RENAUD & PROBSTEIN 1987; VAN DOREN,

& BRUELL 1987, LAGEMANN et al. 1989; SHAPIRO et al. 1989). Am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe (AGK) wird seit 1996 in elektrokinetischen Labor-, Technikums- und Feldversuchen das Transportverhalten unterschiedlicher Schadstoffe untersucht (HAUS & WEILER 1997; ZORN et al. 2000; STEGER et al. 2001, GREGOLEC et al. 2001). Ferner werden die durch die ablaufenden elektrochemischen und physikalischen Prozesse induzierten Wechselwirkungen einzelner Spezies und die mit dem Verfahren einhergehenden möglichen Gefügeveränderungen im Boden erforscht (STEGER et al. 2005). Darüber hinaus sind weitere Forschungsschwerpunkte die Erarbeitung neuer, flexibel anwendbarer Elektrodenkonzepte sowie die Entwicklung praxisorientierter Sanierungsvarianten für eine ökologische und ökonomische Umsetzung der elektrokinetischen Bodensanierung an unterschiedliche Standortbedingungen.

1.2 Zielsetzung

Die Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit lag in der Entwicklung eines elektrokinetischen Sanierungskonzepts zur Dekontamination eines mit Tetrachlorethen belasteten, gering durchlässigen, bebauten Untergrunds. Vor diesem Hintergrund wurde das von der EnBW Energie Baden-Württemberg AG finanzierte F & E-Vorhaben „Elektrokinetische Bodensanierung“ initiiert, mit der Zielsetzung diese leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoff durch speziell hierfür entwickelte Horizontalfilterelektroden über elektrokinetische Transportprozesse zu mobilisieren. Die Vorteile einer horizontalen Elektrodenanordnung liegen dabei neben dem Fehlen der Schrittspannung in einer leichteren Anwendung des Verfahrens bei Kontaminationen unter Gebäuden (Tab. 1-1).

Tab. 1-1: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile von Horizontalfilterelektroden und Brunnenelektroden.

	Horizontalfilterelektroden	Brunnenelektroden
Bohrarbeiten	++ bis +	++
Montage Elektroden ⁽¹⁾	+ bis •	++ bis +
Verpressen der Hinterfüllung	+ bis •	++ bis +
Einsatz unter Bebauung	++ bis +	•
Einsatz ohne Bebauung	++	++ bis +
Schrittspannungsschutz	++ bis + ⁽²⁾	+ bis • ⁽³⁾
Steuerung Wasserhaltung	+	++
Anzahl befähigter Bohrunternehmen	gering	hoch
Preis ⁽⁴⁾	moderat	günstig

⁽¹⁾abhängig von Bebauung, ⁽²⁾elektrische Feldlinien verlaufen parallel zur GOK, ⁽³⁾elektrische Feldlinien verlaufen senkrecht zur GOK,

⁽⁴⁾Bohrung und Installation, ++ sehr gut, + gut, • befriedigend, - ausreichend, -- mangelhaft

Im Rahmen des Projekts wurde ein Themenkomplex bearbeitet, der vier getrennte Hauptaufgabenfelder beinhaltete, die eine Optimierung des elektrokinetischen Sanierungskonzepts ermöglichen. Diese Hauptaufgabenfelder sind Laborversuche, Technikumsversuche, eine detaillierte Voruntersuchung auf dem Testfeldstandort sowie die Planung, Einrichtung und der Betrieb eines Testfelds mittels Horizontalfilterelektroden. In diesen Aufgabenfeldern wurden insbesondere die folgenden Fragestellungen untersucht:

- Mobilisierung von Tetrachlorethen durch elektrokinetische Transportprozesse.
- Untersuchung eines möglichen Abbaus von Tetrachlorethen durch elektrokinetisch induzierte Prozesse im Boden und an den Elektroden (besonders im Bereich der Kathode).
- Einfluss der elektrokinetischen Prozesse auf die Struktur des Untergrunds (Gefügeveränderung, Veränderung des Mineralbestands durch Fällung und Lösung, Beeinflussung der

Tonminerale durch ablaufende elektrokinetische Prozesse wie z. B. pH-Wert-Effekte, Einfluss auf die Scherfestigkeit).

- Entwicklung spezieller, flexibel anwendbarer Horizontalfilterelektroden.
- Standortsuche für ein elektrokinetisches Testfeld mit detaillierter Voruntersuchung.
- Planung, Einrichtung und Betrieb eines elektrokinetischen Testfelds mit Horizontalfilterelektroden.
- Abschlusssondierung auf dem Testfeldstandort zur Schadstoffbilanzierung.
- Modellierung des Stofftransports.
- Evaluierung der Versuchsergebnisse.
- Kostenkalkulation auf der Datengrundlage des Testfelds.

Um der komplexen Zielsetzung eines umsetzbaren Sanierungskonzepts für bindige Böden besonders auf bebauten Altstandorten gerecht zu werden, wurden nach dem Prinzip des Upscaling zuerst Laborversuche und anschließend Technikumsversuche durchgeführt, deren Ergebnisse die Datengrundlage für die Planung und Durchführung des Testfelds darstellten.

2 Theoretische Grundlagen der elektrokinetischen Bodensanierung

Die elektrokinetische Bodensanierung ist eine innovative In-situ-Sanierungsmethode. Aufgrund der ablaufenden Prozesse bietet sie die Möglichkeit, sowohl schwer zugängliche Standorte als auch Kontaminationen in gering permeablen Böden sowie bei Wechsellagerungen effizient zu sanieren. Hierbei werden neben den Transportprozessen, Elektroosmose, Elektromigration und Diffusion auch die ablaufenden elektrochemischen Reaktionen genutzt, um eine höhere Mobilität der Schadstoffe zu erzielen (ZORN et al. 2001), bzw. in einzelnen Fällen eine gezielte Schadstoffimmobilisierung zu initiieren (HAUS 2002). Ein weiterer Vorteil ist die Kombinationsmöglichkeit mit gängigen Sanierungsverfahren, die eine effiziente Adaption an vielfältige Standortbedingungen ermöglicht. Ferner kann sich die mit dem Verfahren einhergehende Erwärmung des Untergrunds positiv auf die ablaufenden Diffusionsprozesse und die elektrokinetischen Transportprozesse als auch auf einen gezielt gesteuerten In-situ-Abbau organischer Kontaminanten auswirken.

Zur Umsetzung der elektrokinetischen Bodensanierung wird mindestens ein Elektrodenpaar wahlweise vertikal bzw. horizontal an den äußeren Grenzen der Kontamination installiert und mit einer Gleichspannung in Abhängigkeit vom Elektrodenabstand versorgt. Hierdurch wird ein elektrisches Gleichspannungsfeld entsprechend der geologischen Standortbedingungen und der Elektrodenkonfiguration im Untergrund erzeugt. Die Schadstoffe werden parallel zu den elektrischen Feldlinien je nach ihrer Ladung entweder zur Kathode oder zur Anode transportiert. Eine zugeschaltete Wasseraufbereitungsanlage und gegebenenfalls ein Pufferungssystem bzw. eine Dosiereinrichtungen zur Nährstoffzugabe für einen gezielten mikrobiologischen Abbau ergänzen die Sanierungsanlage.

Elektrokinetische Prozesse sind bereits seit dem frühen 19. Jahrhundert bekannt (PROBSTEIN 1994), und wurden durch WIEDEMANN (1852) physikalisch beschrieben. Anfang des 20. Jahrhunderts wurde basierend auf dem Kondensatormodell von HELMHOLTZ (1879) und STERN (1924) durch SMOLUCHOWSKI (1921) der mathematischen Zusammenhang zwischen elektrokinetischem Potential und der beobachteten elektroosmotischen Geschwindigkeit hergeleitet.

Erste praktische Anwendungen elektrokinetischer Verfahren wurden in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts im Bereich der Geotechnik zur Stabilisierung von Böschungen umgesetzt (ENDELL 1935). CASAGRANDE (1939) nutzte die Elektroosmose zur Entwässerung von Böden. In den folgenden Jahrzehnten wurden aufgrund der vielversprechenden Ergebnisse gezielte elektroosmotische Untersuchungen zur Bodenentwässerung, Böschungsstabilisierung und Erhöhung der Tragfähigkeit durchgeführt (VEDER 1963, ESRIG & GEMEINHARDT 1967, GRAY & MITCHELL 1967, MITCHELL & WAN 1977, LOCKHART 1983), die in den darauf folgenden Jahren verstärkt durch Experimente ergänzt wurden, bei denen durch die Zugabe von Ionen und deren Reaktion im Boden eine Scherfestigkeitserhöhung eingeleitet wurde (DITTMANN et al. 1985, AZZAM et al. 1997, OZKAN et al. 1999). Erste elektrokinetische Voruntersuchungen zur Sicherung des schiefen Turms von Pisa wurden von MITCHELL (1991) durchgeführt. EL NAGGAR & ROUTLEDGE (2004) untersuchten die axiale und laterale Tragfähigkeitsveränderung von Pfählen in Tonen im Zuge elektroosmotischer Versuche und stellten eine laterale Erhöhung von 36 % und eine axiale bis zu 45 % fest, während die Mantelreibung beim Ziehen der Pfähle durch Grenzflächenveränderungen im Bereich Boden/Pfahl abnahm. Zur Abdichtung von Leckagen in Geomembran-Linern nutzten DARILEK et al. (1996) den gezielten elektrophoretischen Transport von Bentonit in Labor- und Feldversuchen. YEUNG et al. (1997) führten ähnliche Labor- und Technikumsversuche mit Kaolin und Bentonit erfolgreich durch.

Ein weiteres Aufgabenfeld der Elektrokinetik stellen die Entwässerung und Sanierung von Industrieschlämmen (LARUE et al. 2001, DENTEL et al. 2000), Tonsuspensionen (RABIE et al. 1994, VIJH 1995, IWATA 2000), Hafensedimenten (NYSTRØM et al. 2005) und Flugaschen (FERREIRA 2005) hinsichtlich der geltenden Vorschriften für die Deponierung bzw. Weiterverwertung als Baustoff usw. dar. Darüber hinaus wurden von DAVIS (1999) erste Untersuchungen zum Abtrennen von Kohle und mineralischen Partikeln in Kohle-Sedimentationsbecken durchgeführt.

SHANG (1996) stellte in Laborversuchen das Problem von sauren Minenwässern nach, die durch die Reaktion von eisenhaltigen Sulfiden unter atmosphärischen Bedingungen auf Tailings entstehen, indem er durch elektrokinetische Entwässerung von Tonschlämmen, die zuvor auf diese Tailings ausgebracht wurden, eine Bodenabdeckung erzeugte, welche die reaktiven Minerale gegen die Atmosphäre abschirmte und somit eine Präventionsmaßnahme gegen die Bildung dieser sauren Minenwässer darstellte.

Unter sanierungstechnischen Aspekten wurden erste elektrokinetische Untersuchungen von SEGALL et al. 1980 durchgeführt. Zu Beginn der Forschungstätigkeit wurden kleinskalige Laborversuche (SEGALL et al. 1980, SHAPIRO et al. 1989, YEUNG et al. 1997) bewerkstelligt, die dann zunehmend durch Technikumsversuche ergänzt wurden (ACAR & ALSHAWABKEH 1996, ZORN et al. 2001, HAUS 2002). HO et al. (1997) untersuchten hierbei die Zusammenhänge zwischen Labor- und Technikumsversuchen beim Lasagna-Prozess und analysierten inwieweit Prognosen beim Upscaling möglich sind. Hinsichtlich der kommerziellen Nutzung des Verfahrens wurden aufbauend auf den Ergebnissen der Labor- und Technikumsversuche erste Feldversuche realisiert (LAGEMAN 1993, HO et al. 1997, 1999 a, b, CHEN & MURDOCH 1999, HAUS 2002, STEGER et al. 2004). Aufgrund der Dringlichkeit einer sinnvollen, ökonomischen Sanierungsmethode für gering durchlässige Böden und der Vielzahl unterschiedlicher Kontaminationen wurden von vielen Forschergruppen elektrokinetische Versuche durchgeführt. In Tabelle 2-1 sind davon ausgewählte Beispiele aufgelistet.

SAICHEK & REDDY (2005) diskutierten in einer ausführlichen Literaturstudie die Möglichkeit der elektrokinetischen Bodensanierung PAK-kontaminierter Böden mit Unterstützung von Lösungsmitteln und Tensiden. Einen Vergleich zwischen elektrokinetischen Versuchen mit kontinuierlicher und pulsierender Gleichspannung in mit Phenanthren kontaminierten Kaoliniten, die anodenseitig mit NaOH gepuffert wurden, führten REDDY & SAICHEK (2004) durch.

GODSCHALK & LAGEMAN (2005) setzten auf dem Gelände einer Wäscherei zur Unterstützung eines gezielten biologischen Abbaus von LCKW einen elektrokinetischen Biozaun ein, mit dessen Hilfe Nährstoffe in den kontaminierten Bereich eines Grundwasserleiters eingebracht wurden. In einem theoretischen Modell betrachten NARASIMHAN & SRI RANJAN (2000) das elektrokinetisch induzierte Rückhaltevermögen von Ionen im Grundwasser, das durch die senkrecht zur Grundwasserfließrichtung installierten elektrokinetischen Zäune verursacht wird.

Ein numerisches Modell zur Beschreibung des elektroosmotischen Transports in Tonen mit kleinen DEBYE-Längen wurde von SHAPIRO et al. (1989) entwickelt. ALSHAWABKEH & ACAR (1996) erarbeiteten ein Modell für einen Multikomponententransport unter Berücksichtigung des elektrischen und hydraulischen Potentials und dem chemischen Reaktionsterm. Die Veränderungen im Ionen-transport und electroosmotischen Durchfluss im Zuge der elektrokinetischen Bodensanierung wurden von DZENITIS (1996, 1997 a) modelliert und experimentell untermauert. Ferner zeigte DZENITIS (1997 b) den theoretischen Zusammenhang zwischen pH-Wert- und Ionenkonzentrationsverteilung im elektrischen Feld. Die durch elektrokinetische Prozesse initiierte Kationengeschwindigkeit wurde durch BARAUD et al. (1997) theoretisch formuliert und in einem Laborversuch mit Kaolinit als Modellboden bestätigt. ZORN (2005) entwickelte ein Modell zum elektrokinetischen Stofftransport

unter Berücksichtigung chemischer Prozesse. Darüber hinaus wurde in dieser Arbeit die Entwicklung des elektrischen Felds in Abhängigkeit von der Elektrodenanordnung und der Leitfähigkeit modelliert.

Weitere modellmäßige Betrachtungen des gekoppelten Massen- und Ladungstransports sowie der chemischen Spezifikation im Multikomponentensystem unter Berücksichtigung der Spannung, des pH-Werts, der Sorptionsprozesse, der chemischen Reaktionen in der Porenlösung, den elektrochemischen Prozessen an den Elektroden und der bodenspezifischen Kennwerte wurden unter anderem von SHAPIRO & PROBSTEIN (1993), JACOBS et al. (1994), JAKOBS (1995), JACOBS & PROBSTEIN (1996) und DZENITIS (1996) durchgeführt.

Den Einfluss der Mineralogie auf die elektrokinetische Bodensanierung untersuchten HAUS & WEILER (1997) sowie DARMAWAN & WADA (2002). Elektrokinetisch induzierte Strukturveränderungen wurden von STEGER et al. (2005) in Laborversuchen erforscht. Den generellen Einfluss der Bodenchemie berücksichtigten EYKHOLT & DANIEL (1994). Mit Hilfe von elektrokinetischen Versuchen bestimmten MAES et al. (2001) die Diffusionskoeffizienten von Radionukliden im Boom Clay.

Der Effekt der Temperaturerhöhung im Boden durch den fließenden Gleichstrom und die damit einhergehende Beeinflussung der elektrokinetischen Bodensanierung wurde von CARRIGAN & NITAO (2000), CHEN et al. (2002) und BARAUD et al. (1999) erforscht.

Zur Absonderung von Strahlenpilzen aus einer Bodensuspension nutzten BULINA et al. (1998) elektrische Impulse (3 ms) mit einer Feldstärke von 12 kV/cm.

Die Arbeiten von ADAMSON et al. (1963), ANBAH et al. (1965) und CHILINGAR et al. (1970) zeigten, dass durch den Einfluss von Gleichspannung die Fließrate von Wasser und Öl während der primären und sekundären Erschließung gesteigert werden kann. In diesem Zusammenhang führten AGGOUR et al. (1994) Untersuchungen an Sandsteinen durch. Ferner findet das Verfahren bei der geochemischen Prospektion und Exploration verbreitete Anwendung (SHMAKIN 1985).

In einzelnen Studien wurde die Kombination elektrokinetischer Prozesse mit herkömmlichen Sanierungstechnologien beschrieben. YANG & LIU (2001) führten in Laborversuchen die Kombination elektrokinetischer Prozesse mit reaktiven Wänden an Trichlorethen kontaminierten Böden erfolgreich durch. Um das Coating und Clogging von reaktivem Material in permeablen Wänden zu verhindern führten GREGOLEC et al. (2005) Laborversuche im Sand durch. Elektrokinetische Transportprozesse in Verbindung mit Mikrobiologie wurden durch JACKMAN et al. (1999, 2001), LEAR (2001) und DE FLAUN & CONDEE (1997) untersucht. MAINI et al. (2000 a) setzten schwefeloxidierende Bakterien in elektrokinetischen Laborversuchen mit Kupfer kontaminierten Böden ein.

Die wichtigsten Grundlagen und eine erste Übersicht zum Thema elektrokinetische Bodensanierung finden sich bei PROBSTEIN (1994), MITCHELL (1993), ACAR & ALSHAWABKEH (1993), ACAR et al. (1995), YEUNG et al. (1997), ALSHAWABKEH et al. (1999), HAUS (2002), HAUS et al. (2002), PAGE & PAGE (2002) und ZORN (2005).

2 Theoretische Grundlagen der elektrokinetischen Bodensanierung

Tab. 2-1: Ausgewählte elektrokinetische Versuche unterteilt nach Schadstoff, Kontaminationsart, Bodenart und Methode.

Schadstoff	Kontaminationsart ⁽¹⁾	Bodenart ⁽²⁾	Methode ⁽³⁾	Autor
Radionuklide				
¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, ¹⁴⁴ Ce	n	versch. Böden, n	gepuffert, A, K	VESHEV et al. 1996
U, Th	k	Kaolinit, n	gepuffert, K	UGAZ et al. 1994
Schwermetalle/Nährstoffe				
As, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn	k	Sand, sandiger Lehm	Membran, A, K	HANSEN et al. 1999
Cd	k	Kaolinit, n	-	ACAR et al. 1994, 1995
Cd, Cr, Cu, Pb, Zn	n	schluffiger Sand, n toniger Schluff, n	Tenside, A, K	FRITZE 2004
Cd, Co, Ni, Sr	k	Kaolinit, k Bentonit, k	gepuffert, K	Pamukcu & Wittle 1992
Cd, Cr, Cu, Ni, Pb	k	Schluff, k	gepuffert, K Nährstoffe, A	MAINI et al. 2000 a
Cd, Cr, Ni	k	Kaolinit, k, n Tillit, k, n	Mangan im Boden	CHINTHAMREDDY & REDDY 1999
Cr, Zn	k	Kaolinit, k	gepuffert, A, K	BONILLA et al. 2000
Hg	k	Kaolinit, k Tillit, n	EDTA, K KI, K	REDDY et al. 2003 a, b
Pb	k	Kaolinit, n	EDTA, K	YEUNG et al. 1996
Pb	k	Kaolinit, n	-	ACAR & ALSHAWABKEH 1996
Pb	k	Kaolinit, k	-	HAMED et al. 1991
Pb	k	Mariner Ton, n	gepuffert, A, K	CHUNG & KANG 1999
Zn	k	Kaolinit, k	gepuffert im Boden	HICKS & TONDORF 1994
Nitrat	k	Kaolinit, k	k	SEGALL & BRUELL 1992
Phosphat		Tillit, n Sand/Kaolinit, k		
Organische Schadstoffe				
Benzol, Hexan, Isooktan, TCE, Toluol	k	Kaolinit, k	-	BRUELL et al. 1992
Diesel	k	Sand, k	Tenside, A, K	KIM & LEE 1999
Hexachlorbutadien	n	Boden, n	AC/DC, hydraulischer Gradient	RÖHRS et al. 2001
p-Nitrophenol	k	Kaolinit, k	Lasagna-Prozess	HO et al. 1995
Phenanthren	k	Tillit, n	Lösungsmittel, A	LI et al. 2000
Phenanthren	k	Illit, n	Tenside, Mitte Versuchszelle	ELEKTOROWICZ & LIN 2001
Phenanthren	k	schluffiger Sand, k	Fenton	PARK et al. 2005
Phenanthren	k	Kaolinit, k	gepuffert, A Lösungsmittel, A Tenside, A	SAICHEK & REDDY 2003
Phenol, Essigsäure	k	Kaolinit, k	-	SHAPIRO et al. 1989
Phenol	n	schluffiger Ton, n	gepuffert, A	ZORN et al. 2001
Phenol	k	Kaolinit, n	-	ACAR et al. 1992
Phenol	k	sandiger Lehm, n	Fenton	YANG & LONG 1999
Tetrachlorethen	n	sandiger Schluff, n	-	STEGER et al. 2001
Tetrachlorethen, Toluol	k	Ton, n	-	MIDDELDROP & SINKE 2001
Mischkontaminationen				
As, Cu, Mn, Pb, BTEX, PAK	n	Boden, n	gepuffert, K Nährstoffe, A, Membran, K	MAINI et al. 2000 b

⁽¹⁾ n = natürlich, k = künstlich; ⁽²⁾ n = natürlich, k = künstlich; ⁽³⁾ A = Anode, K = Kathode

2.1 Elektrokinetisch relevante elektrische Größen

Elektrokinetische Transportprozesse, elektrochemische Elektrodenreaktionen sowie die Beurteilung der ökonomischen Rentabilität und ökologischen Auswirkungen der elektrokinetischen Bodensanierung (Kap. 2.3, Kap. 2.4, Kap. 7), besonders im Hinblick auf eine monetäre Kalkulation im direkten Vergleich mit herkömmlichen Sanierungsverfahren, hängen unmittelbar von unterschiedlichen elektrischen Größen ab, die hier vorgestellt werden sollen.

Die Spannung U ist die Ursache jedes elektrischen Stromes I und herrscht zwischen den Polen einer Spannungsquelle (z. B. Netzgerät). Am Minuspol besteht ein Elektronenüberschuss, am Pluspol ein Elektronenmangel. Der Elektronenfluss zwischen den Polen wird als elektrischer Strom bezeichnet, wobei die Elektronen außerhalb der Spannungsquelle vom Elektronenüberschuss zum Elektronenmangel fließen. Dabei übt der Strom je nach den gegebenen Bedingungen thermische, chemische und magnetische Wirkungen aus (KUCHLING 1991). Böden sind im Gegensatz zu Metallen keine Elektronenleiter. In ihnen findet das Ladungsausgleichsbestreben in Form einer Ionenwanderung im elektrischen Feld statt, die an den Elektroden mit elektrochemischen Reaktionen gekoppelt ist. Hierbei handelt es sich um Redox-Reaktionen, die durch Elektronenübergänge zu bzw. von den Ionen charakterisiert sind (KRAJEW 1957).

In ohmschen Materialien, zu denen Metalle und Elektrolytlösungen gehören, verhält sich der elektrische Strom direkt proportional zur angelegten Spannung ($I \sim U$; Ohmsches Gesetz). Der Proportionalitätsfaktor G heißt Leitwert [G] = $1/\Omega = S$, dessen Kehrwert $R = 1/G$ der Widerstand [R] = Ω ist:

$$U = R \cdot I \quad \text{Gl. 2-1}$$

Bei homogenen ohmschen Materialien ist der Widerstand proportional zur Länge l und umgekehrt proportional zur Querschnittsfläche A :

$$R = \rho \cdot \frac{l}{A} \quad \text{Gl. 2-2}$$

ρ ist hierbei der temperaturabhängige spezifische Widerstand [ρ] = $\Omega \cdot m$, dessen Kehrwert $\sigma = 1/\rho$ die elektrische Leitfähigkeit [σ] = $1/(\Omega \cdot m) = S/m$ ist (VOGEL 1999).

In der Umgebung eines elektrisch geladenen Körpers bzw. zwischen zwei elektrisch geladenen Körpern (z. B. Elektroden) besteht ein elektrisches Feld, das auf alle geladenen Teilchen in diesem Feld mit einer elektrischen Kraft (Coulomb-Kraft) wirkt. Die Stärke des elektrischen Feldes [E] = V/m wird durch die Kraft F ausgedrückt, die auf eine kleine Punktladung Q in diesem Feld wirkt, und wird als Feldstärke E bezeichnet. Sie ist das Verhältnis der auf eine Ladung im Feld wirkenden Kraft [F] = N zur Größe der Ladung [Q] = C :

$$\vec{E} = \frac{\vec{F}}{Q} \quad \text{Gl. 2-3}$$

In einem homogenen Feld wird zum Verschieben einer Ladung die Arbeit $W = U \cdot I \cdot t = U \cdot Q = F \cdot s$ benötigt, wodurch für die Gleichung 2-3 gilt:

$$\vec{E} = \frac{\vec{U}}{s} \quad \text{Gl. 2-4}$$

Mit t als Zeit [t] = s und s als Strecke [s] = m (KUCHLING 1995).

Das elektrische Feld wird durch Kraft- bzw. Feldlinien dargestellt, deren Verlauf sowohl durch die Art der Ladungsträger (Abb. 2-1) als auch durch den Aufbau des Untergrunds (Abb. 2-2) bestimmt wird.

Abbildung 2-1 a zeigt das homogene elektrische Feld zweier räumlich ausgedehnter, unterschiedlich geladener Ladungsträger. Die Feldlinien zwischen den Ladungen verlaufen parallel zueinander und die Äquipotentiallinien weisen im Homogenitätsbereich gleiche Abstände zueinander auf. Demgegenüber ist in Abbildung 2-1 b das Dipolfeld zweier punktförmiger unterschiedlich geladener Ladungen aufgezeigt, bei dem die Feldstärke von der Symmetrieebene zwischen den Ladungen nach außen hin abnimmt. Bei zwei punktförmigen Ladungsträgern gleicher Ladung tritt zwischen den Ladungen ein Bereich auf, an dem die Feldstärke den Wert Null annimmt (Abb. 2-1 c). In heterogenen Materialien ist die Feldverteilung durch den spezifischen Widerstand der einzelnen Homogenitätsbereiche gegeben. An den Grenzflächen kommt es analog zur Wellenausbreitung in unterschiedlichen Medien zur Brechung der Feldlinien (Abb. 2-2).

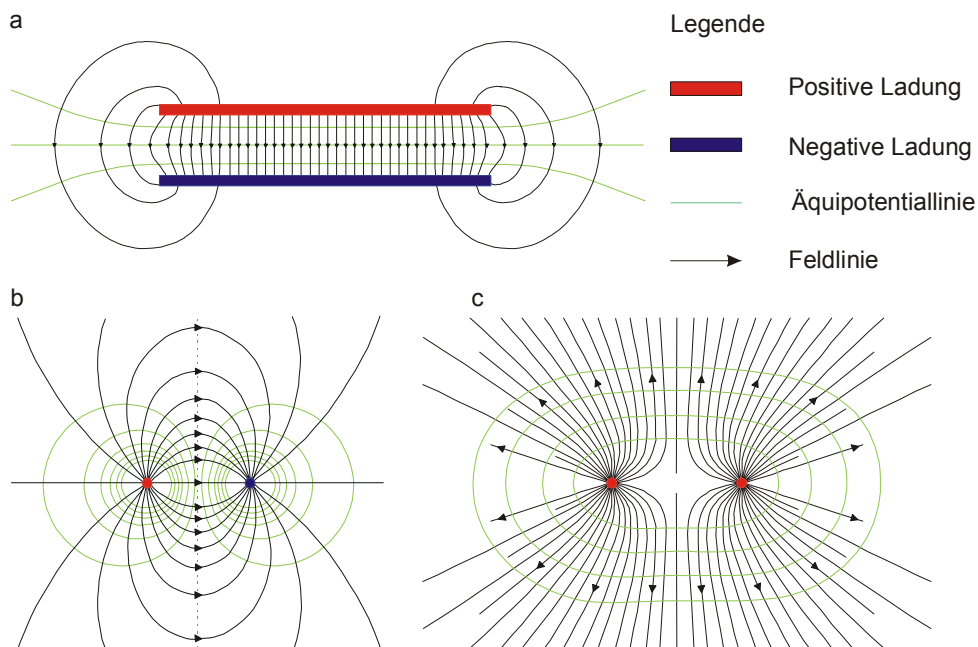


Abb. 2-1: Feldverteilung unterschiedlicher Ladungsträger (nach VOGEL 1999).

Für die Beurteilung der Belastbarkeit elektrischer Leiter und deren Wärmeentwicklung ist die vektorielle, elektrische Stromdichte j von Bedeutung. Sie ist der Quotient aus Stromstärke $[I] = \text{A}$ und Leiterquerschnitt $[A] = \text{m}^2$, unter der Voraussetzung einer konstanten Stromstärke über die betrachtete Querschnittsfläche (LINDNER 1992):

$$j = \frac{I}{A} = \sigma \cdot E \tag{Gl. 2-5}$$

Bei Arbeiten mit elektrischen Spannungen können für den Menschen gefährliche Fehlerströme bzw. Fehlerströme auftreten. Bei der elektrokinetischen Bodensanierung sind hierbei unter anderem die Berührungsspannung sowie die Schrittspannung entscheidend. Die Berührungsspannung ist die Spannung $[U] = \text{V}$, die zwischen gleichzeitig berührbaren Teilen während eines Isolationsfehlers auftreten kann. Sie hat bei Wechselspannung eine Höchstgrenze von 50 V im unbelasteten bzw. 42 V im belasteten Zustand, und bei Gleichspannung darf sie 120 V nicht

überschreiten. Bei für den Menschen zugänglichen elektrokinetischen Sanierungsbereichen ist die Schrittspannung von immenser Bedeutung. Sie ist der Teil der Erderspannung, der von einem Menschen mit einer Schrittweite von 1 m überbrückt werden kann, wobei der Stromweg über den menschlichen Körper von Fuß zu Fuß verläuft (KIEFER 2003). Da bei der Verwendung von Horizontalfilterelektroden die elektrischen Feldlinien parallel zur Oberfläche verlaufen, spielt die Schrittspannung gegenüber einer elektrokinetischen Bodensanierung mittels vertikaler Elektroden, bei der die Feldlinien senkrecht zur Geländeoberkante verlaufen und damit einen höheren Spannungsabfall bedingen, nur eine untergeordnete Rolle. Prinzipiell müssen bei allen Arbeiten an elektrischen Anlagen die geltenden VDE-Richtlinien sowie die Vorschriften der Berufsgenossenschaft beachtet werden (Kap. 5.11.5, Tab. 5-9).

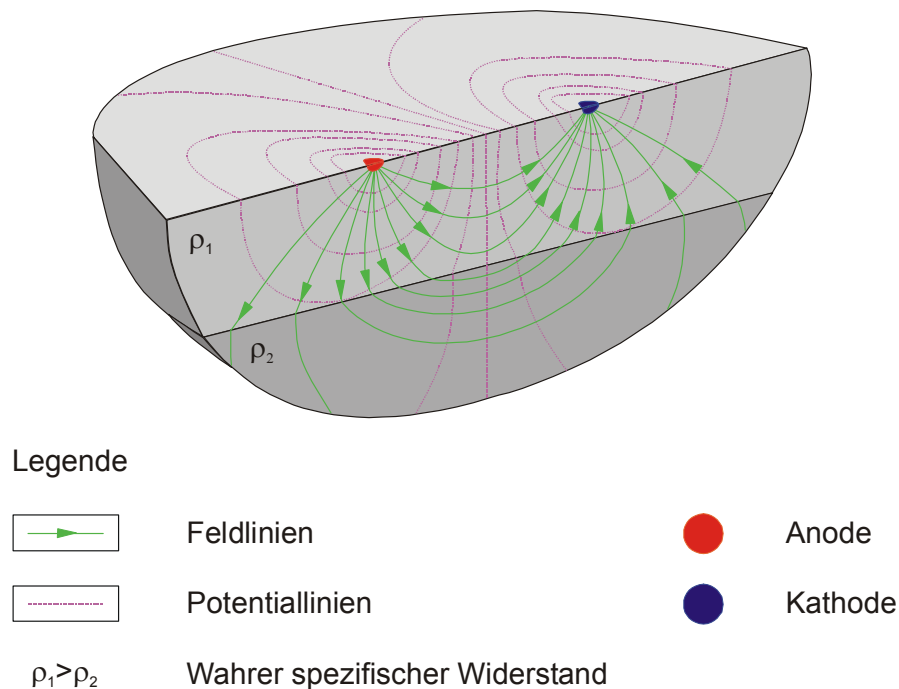


Abb. 2-2: Feldverteilung punktförmiger Ladungsträger im heterogenen Untergrund (nach KNÖDEL et al. 1997).

2.1.1 Influenz

Gelangt ein ungeladener Körper (elektrische Neutralität im Grundzustand) in den Wirkungsbereich eines elektrischen Felds, werden die beweglichen Ladungen in diesem Körper entsprechend ihres Vorzeichens getrennt. Diese Ladungstrennung wird als Influenz bezeichnet. Sie ist reversibel, wenn der Körper aus dem elektrischen Feld entfernt wird (LINDNER 1992). Bei der elektrokinetischen Bodensanierung äußert sich die Influenz neben einer Elektronenverschiebung in metallischen Mineralen und im Graphit in einer Ionenverschiebung innerhalb der Diffusen Doppelschicht (DDL) bei Mineralen mit geladener Oberfläche.

2.1.2 Eigenpotential

Durch elektrochemische Reaktionen an den Elektroden und im Boden, durch ablaufende Transportprozesse sowie durch mineralogische, geologische und hydrogeologische Rahmenbedingungen werden im Einflussbereich der elektrokinetischen Bodensanierung Eigenpotentiale induziert. Aufgrund der unterschiedlichen Entstehungsbedingungen von Eigenpotentialen weisen diese unterschiedliche

Beträge und Vorzeichen auf, die sich bei deren Überlagerung gegenseitig beeinflussen, wodurch eine Abgrenzung und Quantifizierung der einzelnen Teilpotentialkomponenten nur bedingt möglich ist.

Für die Entstehung der Eigenpotentiale sind hierbei folgende Mechanismen verantwortlich (FRICKE & SCHÖN 1999):

- Transport von Ionen infolge eines Konzentrationsgefälles (elektrochemische Komponente des Eigenpotentials; Diffusions- und Membranpotential).
- Chemische Reaktionen (Reduktions- und Oxidationsvorgänge, sog. Redoxpotential).
- Strömung von wässrigen Lösungen (elektrokinetische Komponente des Eigenpotentials, Strömungspotential).

Das Membran-(NERNST-)Potential U_m entsteht, wenn zwei Elektrolyte unterschiedlicher Konzentration eines bestimmten Ions aneinandergrenzen, was besonders im Kontaktbereich von gering durchlässigen Ton- und permeablen Sandlagen, aber auch bei der elektrokinetischen Bodensanierung an der Grenze Elektrodenfluid/Boden auftritt. Aufgrund der spezifischen Eigenschaften des Tons (Kap. 2.2) wirkt dieser als semipermeable Membran, die die Anionen hindert, das bestehende Konzentrationsgefälle auszugleichen, aber gleichzeitig dieses Ausgleichsbestreben den Kationen ermöglicht und damit einen positiven Ladungsüberschuss erzeugt. Quantitativ lässt sich das Membran-Potential $[U_m] = V$ durch die NERNST-Gleichung berechnen (MEINHOLD 1965):

$$U_m = -\frac{R \cdot T}{z \cdot F} \cdot \ln \frac{c_1}{c_2} \quad \text{Gl. 2-6}$$

wobei R die molekulare Gaskonstante $[R] = 8,314 \text{ J/(K} \cdot \text{mol)}$, T die Temperatur $[T] = \text{K}$, z die Valenz $[z] = -$, F die FARADAY-Konstante $[F] = 96487 \text{ C/mol}$ sowie c_i die Konzentration der Spezies $[c_i] = \text{mol/m}^3$ ist. Das Zustandekommen bioelektrischer Potentiale beruht auf den gleichen Wirkungsprinzipien (VOGEL 1999).

Das Kontakt-(Diffusions-)Potential U_j entsteht unter den gleichen Rahmenbedingungen wie das Membran-Potential. Hierbei wird jedoch in den permeablen Sandlagen (bzw. im Elektrodenfluid) aufgrund der unterschiedlichen Mobilität der Ionen im Verlauf des Konzentrationsausgleichs eine Ladungstrennung induziert (FRICKE & SCHÖN 1999):

$$U_j = -\frac{v-u}{v+u} \cdot \frac{R \cdot T}{z \cdot F} \cdot \ln \frac{c_1}{c_2} \quad \text{Gl. 2-7}$$

mit v als Mobilität der schnelleren Spezies $[v] = \text{m}^2/(\text{V} \cdot \text{s})$ und u als Mobilität der langsameren Spezies $[u] = \text{m}^2/(\text{V} \cdot \text{s})$.

Beim Mineralisationspotential handelt es sich vorrangig um ein Oxidations-Reduktions-Potential, dessen Zustandekommen an Wasser unterschiedlicher Zusammensetzung, Sauerstoffgehalt und pH-Wert gekoppelt ist, wobei diese chemische Asymmetrie Lösungs-(Oxidations-) und Zementations-(Reduktions-)Zonen bedingt und besonders in Erzkörpern ein elektrisches Potential induziert (AIGNER & MILITZER 1985).

Das Strömungs-(Elektrokinetisches-)Potential U_k entsteht durch die Bewegung geladener Teilchen relativ zu einer stationären, geladenen Oberfläche und ist damit der Umkehreffekt der Elektroosmose (Kap. 2.3.1). Es lässt sich mathematisch durch Gleichung 2-8 beschreiben:

$$U_k = \frac{\zeta \cdot \varepsilon \cdot \rho}{4 \cdot \pi \cdot \eta} \cdot \Delta p \quad \text{Gl. 2-8}$$

ζ ist hierbei das Zeta-Potential [ζ] = V, ε die Permittivität [ε] = C/(V·m), ρ der spezifische Widerstand [ρ] = Ω ·m, η die dynamische Viskosität [η] = Pa·s und Δp die Druckdifferenz [Δp] = Pa.

Elektrokapillare Erscheinungen treten besonders in morphologisch stark gegliederten, meist trockenen Gebieten mit deutlichen Verwitterungserscheinungen auf und rufen bei aszendenten Wasserbewegungen positive, bei deszendenten Wasserbewegungen negative Potentialgefälle hervor (AIGNER & MILITZER 1985).

Äußere Störpotentiale, die durch tellurische Ströme (BITTERLICH & WÖBKING 1972), vagabundierende Industrieströme bzw. bioelektrische Potentiale verursacht werden, können die Eigenpotentiale überlagern. Während tellurischen Ströme Potentialgradienten von 10 - 20 mV/km aufweisen und damit die Eigenpotentiale nur untergeordnet überlagern, können vagabundierende Ströme Werte von einigen Volt annehmen und damit eine Eigenpotentialmessung unmöglich machen. Die im Bereich der Vegetationszone auftretenden, stets negativen bioelektrischen Potentiale sind im Rahmen der elektrokinetischen Bodensanierung unerheblich. Diese bioelektrischen Potentiale sind besonders in Zonen mit räumlich wechselnder Vegetation messbar (AIGNER & MILITZER 1985).

Die messtechnische Erfassung von Eigenpotentialen erfolgt üblicherweise mit unpolarisierbaren Metall-Salzlösungs-Elektroden (Cu-CuSO₄-, Zn-ZnSO₄-, Ag-AgCl-Elektroden) (TIMM 2000). Bei der elektrokinetischen Bodensanierung können diese Elektroden jedoch nicht angewendet werden, da durch das angelegte elektrische Gleichspannungsfeld und den daraus resultierenden Transportprozessen in den Elektroden Konzentrationsänderungen auftreten, die wiederum Eigenpotentiale induzieren und damit die ursprünglichen Eigenpotentiale überlagern.

2.2 Tonminerale

Feinkörnige Böden mit geringen Durchlässigkeitsbeiwerten weisen neben einigen Gewichtsprozenten an Quarz, Feldspat, Glimmer, Karbonaten sowie Oxiden und Hydroxiden des Eisens, Aluminiums und Mangans vor allem einen hohen Anteil an Tonmineralen auf, welche die physikochemischen Eigenschaften des Untergrunds maßgeblich dominieren sowie das Ertragspotential des Bodens, die Bodennutzung und das Rückhaltevermögen von polaren, aber auch unpolaren anorganischen und organischen Schadstoffen bestimmen. Für die Bildung und Eigenschaften der Tonminerale sind neben dem Angebot an Primärmineralen bzw. Primärionen und deren Ionenpotential der pH-Wert und das Redoxpotential von entscheidender Bedeutung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2002).

2.2.1 Aufbau der Tonminerale

Tonminerale gehören zu den Alumosilikaten und werden aus Tetraederschichten und Oktaederschichten aufgebaut (Abb. 2-3), die je nach Art des Tonminerals (Zweischicht-, Dreischicht- bzw. Mixed-layer-Tonmineral) spezifisch gruppiert sind. Dabei werden die Tetraederschichten durch [SiO₄]-Tetraeder aufgebaut, bei denen um ein zentrales Siliziumion [Si⁴⁺] vier Sauerstoffionen [O²⁻] koordiniert sind. An drei dieser O²⁻-Ionen sind die einzelnen Tetraeder über drei Ecken in einer Ebene miteinander verknüpft und bilden damit ein hexagonales Netz, wobei ein jedes dieser O²⁻-Ionen zwei Tetraedern angehört. Die übrigen, nicht in der Ebene verknüpften O²⁻-Ionen weisen alle in die gleiche Richtung (Abb. 2-3). In den [M(O,OH)₆]-Oktaedern der Oktaederschicht ist i. d. R. das Aluminium [Al³⁺] das Zentralkation, das in sechsfacher Koordination von OH-Ionen umgeben wird, wobei aber

auch andere Kationen (Fe^{3+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} , Ti^{4+} , Mn^{4+} , Li^+ , Ni^{2+} , Cr^{3+}) die Stelle des Aluminiums einnehmen können. Aufgrund der bestehenden Ladungsneutralität ist in Abhängigkeit der Kationenvaleanz nicht jedes Oktaeder mit einem Zentralkation belegt, was zur Ausbildung von Dioktaederschichten (Belegung von $\frac{2}{3}$ der Oktaederplätze mit dreiwertigen Kationen) bzw. Trioktaederschichten (Belegung aller Oktaederplätze mit zweiwertigen Kationen) führt. Im Gegensatz zu den Tetraedern sind die Oktaeder nicht über die Ecken sondern über die Kanten zu einer Ebene verknüpft (LAGALY & KÖSTER 1993). Die Bildung eines Tonminerals vollzieht sich durch die Kondensation einer Tetraederschicht (Zweischichtmineralen mit 1:1-Basiseinheit) bzw. zweier Tetraederschichten (Dreischichtmineralen mit 2:1-Basiseinheit) an einer Oktaederschicht zu einer Basiseinheit, wobei die freien O^{2-} -Ionen der Tetraederspitzen $\frac{2}{3}$ der OH^- -Ionen der Oktaederschicht ersetzen (Abb. 2-3) und diese damit über eine Sauerstoffbrücke miteinander verbinden (SCHÄFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Dabei wird die Art des Tonminerals durch die jeweilige Anordnung der einzelnen Schichten, der Art der isomorphen Substitution (Austauschplatz und Austauschion), der vorhandenen Zwischenschichtionen (Ionen zw. den Basiseinheiten) sowie vom Vorkommen von Zwischenschichtwasser bestimmt und damit seine physikochemischen Eigenschaften, wie z. B. die Oberflächenladung, Kationenaustauschkapazität, Wasseraufnahmevermögen, spezifische Oberfläche, Plastizität usw. beeinflusst.

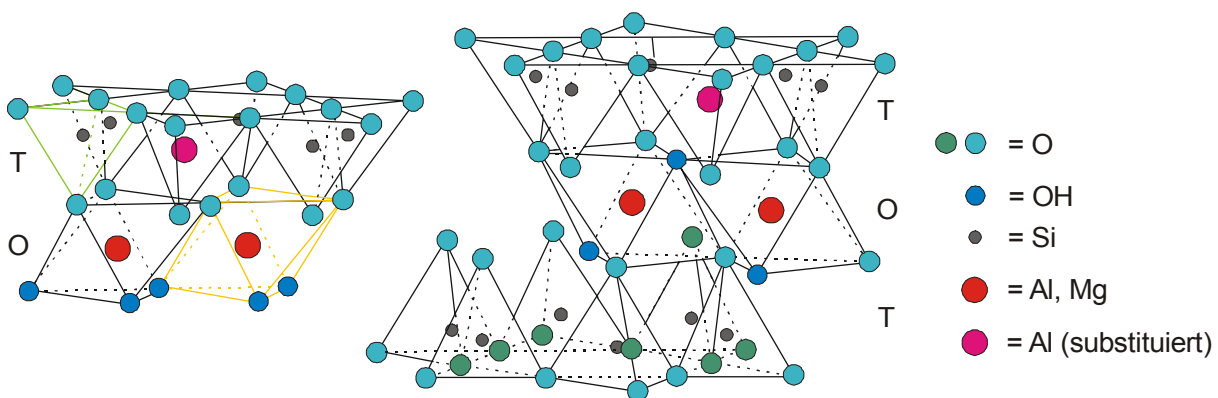


Abb. 2-3: Räumliche Darstellung einer 1:1- und einer 2:1-Basiseinheit von Tonmineralen. T steht für Tetraederschicht und O für Oktaederschicht (nach LAGALY & KÖSTER 1993).

2.2.2 Eigenschaften von Tonmineralen

Aufgrund ihrer physikochemischen Eigenschaften können Tonminerale als Sorbenten über VAN-DEER-WAALS-Kräfte, Wasserstoffbrückenbindungen, Elektronen-Donator-Akzeptor-Komplexe, elektrostatische Wechselwirkungen, hydrophobe Bindungen sowie über Atombindungen Sorbate, wie vor allem Kationen, aber auch Anionen und unpolare Teilchen, adsorbieren. Der Kationenaustausch ist hierbei die selektive Adsorption von Kationen an funktionellen Oberflächengruppen in Form von inner-sphere-Komplexen über eine Mischung aus ionischen und kovalenten Bindungen bzw. von outer-sphere-Komplexen über elektrostatische Bindungen und bezieht den Austausch in der diffusen Schicht nicht mit ein (SPOSITO 1984). Die Selektivität der Sorptionprozesse unterliegt der Kationenvaleanz, der Salzkonzentration, der Stereoselektivität (spezifische Adsorption von K^+ , NH_4^+ , usw.) sowie der Hydratationsenergie und der LEWIS-Basestärke (LAGALY 1993).

Hinsichtlich der elektrokinetischen Bodensanierung ist die Oberflächenladung eine entscheidende Einflussgröße, die entweder durch die Reaktion funktioneller Gruppen an den Teilchenoberflächen mit Ionen aus der Bodenlösung oder durch isomorphe Substitution zustande kommt (SPOSITO 1998). So wird durch die pH-Wert-abhängige Protonierung und Deprotonierung der O-, (OH)- und (OH₂)-

Gruppen an den Kanten der Tonminerale eine Milieu-abhängige variable Ladung der Tonminerale erzeugt (Abb. 2-4). Darüber hinaus tragen die Basisflächen der Tonminerale durch den isomorphen Ersatz niedrigvalenter Zentralkationen in den Tetraeder- und Oktaederschichten (Abb. 2-3) eine permanente negative Ladung unterschiedlicher Größe, die durch Kationen (Gegenionen) ausgeglichen wird.

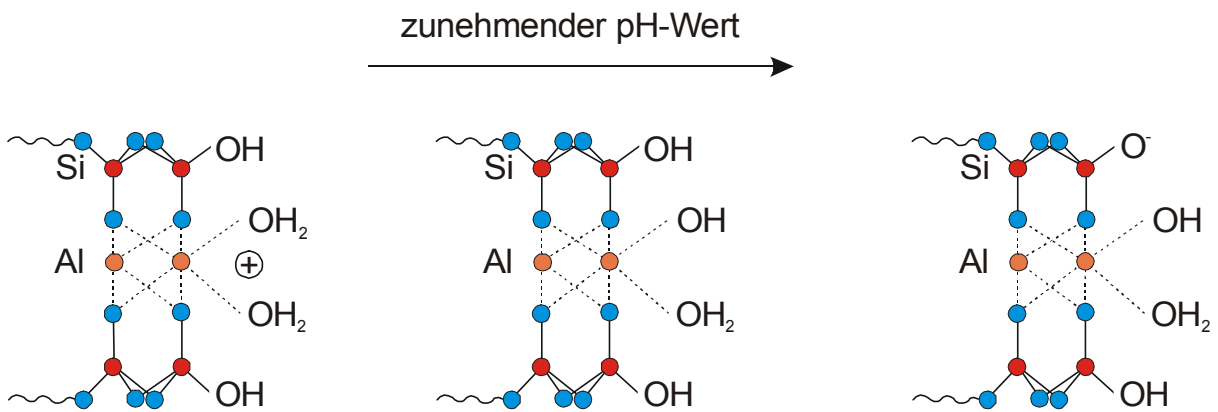


Abb. 2-4: Protonierung und Deprotonierung der Kanten in Abhängigkeit vom pH-Wert der Porenlösung (nach LAGALY 1993).

2.2.3 Elektrische Doppelschicht

In Anwesenheit einer kondensierten (i. d. R. wässrigen) Phase wird die negative Oberflächenladung von Tonmineralen durch positive Ladungen in der Nähe der Grenzfläche kompensiert. Die Schwerpunkte der jeweiligen Ladungen sind hierbei nicht in einer Ebene lokalisiert, sondern es kommt zur Ausbildung einer elektrischen Doppelschicht (BREZESINSKI & MÖGEL 1993). Zur Beschreibung dieser Erscheinung wurden mehrere Modelle entwickelt, denen unterschiedliche Ansätze mit einschränkenden Ausgangs- und Rahmenbedingungen zugrunde liegen und die damit unter anderem zur Erklärung der elektrokinetischen Prozesse essentiell sind.

Starre Doppelschicht (HELMHOLTZ'sche Doppelschicht)

Das HELMHOLTZ'sche Modell der starren Doppelschicht stellt aufgrund der vernachlässigten thermischen Bewegung der Ladungsträger innerhalb der fluiden Phase sowie der überschätzten Stabilität der Doppelschicht lediglich einen Grenzfall dar, bei dem das betrachtete System vereinfacht wie ein Plattenkondensator beschrieben wird. Hierbei bildet die feste Phasengrenze (z. B. Tonmineraloberfläche) eine Kondensatorplatte, während die zweite Kondensatorplatte innerhalb der Ladungsschwerpunkte der hydratisierten Gegenionen (z. B. Kationen) innerhalb der fluiden Phase liegt. Der Plattenabstand der zwei Kondensatorplatten entspricht dabei dem Radius der hydratisierten Ionen. Aufgrund dieser vorgegebenen Geometrie befindet sich zwischen den Kondensatorplatten ein ladungsfreier Raum, in dem eine lineare Abnahme im Potentialverlauf entsprechend der POISSON'schen Gleichung (Gl. 2-9) vorzufinden ist:

$$\frac{\partial^2 \psi}{\partial x^2} = \frac{\rho_Q}{\epsilon} \quad \text{Gl. 2-9}$$

mit ψ als inneres Potential [ψ] = V, x als Abstand [x] = m und ρ_Q als Raumladungsdichte [ρ_Q] = C/m³ (BREZESINSKI & MÖGEL 1993). Je nachdem, ob es sich um eine spezifische Adsorption mit Verlust der Solvathülle (z. B. Dehydratation von Kationen in wässriger Lösung) oder eine

unspezifische Adsorption ohne Verlust der Solvathülle handelt, wird zwischen innerer und äußerer HELMHOLTZ-Schicht unterschieden. Da sich beim Verlust der Solvathülle keine weitere Materie zwischen den Ladungsträgern befindet, nimmt in diesem Fall die Dielektrizitätskonstante den Wert 1 an, wohingegen bei vorhandener Flüssigkeit zwischen den Ladungsträgern die Dielektrizitätskonstante größer 1 ist und im Allgemeinen einen von der reinen Flüssigkeit abweichenden Wert (z. B. in 20 °C warmen Wasser von 80 auf Werte um 6) annimmt (HAEGEL & LEWANDOWSKI 1996).

Diffuse Doppelschicht nach GOUY-CHAPMAN

Bei höheren Wassergehalten oder niedrig valenten Ionen in der Ausgleichslösung beschreibt das GOUY-CHAPMAN-Modell die Ionenverteilung im Einflussbereich einer geladenen Oberfläche unter der Annahme des Wechselspiels zwischen den auf die Gegenionen wirkenden elektrostatischen Anziehungskräften und den hierzu entgegengesetzt wirkenden, durch die thermische Molekularbewegung hervorgerufenen Diffusionskräfte, die bewirken, dass sich ein Teil der Gegenionen von der Oberfläche entfernt und damit die diffuse Doppelschicht ausbildet (Abb. 2-5). Die Konzentration der Kationen innerhalb der diffusen Doppelschicht lässt sich mit Hilfe der BOLTZMANN-Gleichung (Gl. 2-10) beschreiben (MITCHELL 1993):

$$c_i = c_{i0} \cdot \exp\left(\frac{(W_{i0} - W_i)}{k \cdot T}\right) \tag{Gl. 2-10}$$

wobei c_i die Konzentration der Spezies i am Betrachtungspunkt [c_i] = mol/m³, c_{i0} die Konzentration in großer Entfernung zur geladenen Oberfläche [c_{i0}] = mol/m³, $W_i = z_i \cdot e \cdot \Psi$ die elektrostatische Energie am Betrachtungspunkt [W_i] = J, W_{i0} die elektrostatische Energie in großer Entfernung zur geladenen Oberfläche [W_{i0}] = J und k die BOLTZMANN-Konstante [k] = 1,380658E-23 J/K ist.

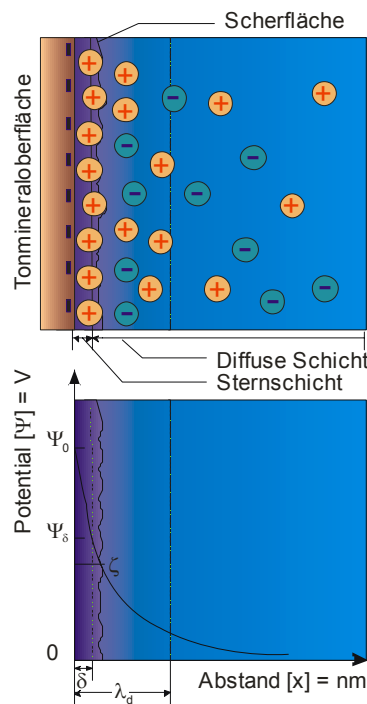


Abb. 2-5: Elektrische Doppelschicht und Potentialverlauf im Elektrolyt (nach PROBSTEIN 1994); ψ_0 Oberflächenpotential, ψ_δ Sternpotential, ζ Zeta-Potential und λ_d DEBYE-Länge.

Das Doppelschichtmodell von GOUY-CHAPMAN beinhaltet zahlreiche Vereinfachungen. So geht es von einer ortsunabhängigen Dielektrizitätskonstante, punktförmigen Ionen innerhalb der Doppelschicht, die sich gegenseitig nicht beeinflussen, und einer gleichmäßigen Ladungsverteilung auf der planen Partikeloberfläche mit einer relativ großen Ausdehnung im Vergleich zur Dicke der Doppelschicht aus (MITCHELL 1993).

Unter der Voraussetzung, dass in großer Distanz zur geladenen Oberfläche das Potential an dieser Stelle Null ist, ergibt sich aus Gleichung 2-9 und 2-10 die POISSON-BOLTZMANN-Gleichung:

$$\frac{\partial^2 \psi}{\partial x^2} = -\frac{F}{\varepsilon} \cdot \sum_i z_i \cdot c_i \cdot \exp\left(-\frac{z_i \cdot F \cdot \psi(x)}{R \cdot T}\right) \quad \text{Gl. 2-11}$$

Da bei stark verdünnten Lösungen die DEBYE-HÜCKEL-Näherung besagt, dass die elektrostatische Energie gegenüber der thermischen Energie klein ist, kann bei der McLAURISCHEN Reihenentwicklung zur Lösung der Differentialgleichung 2-11 nach dem linearen Glied abgebrochen werden und damit ergibt sich aufgrund der Elektroneutralitätsbedingung für die Dicke der diffusen Doppelschicht (BREZESINSKI & MÖGEL 1993):

$$\lambda_D = \left(\frac{\varepsilon \cdot R \cdot T}{2 \cdot F^2 \cdot z^2 \cdot c} \right)^{\frac{1}{2}} \quad \text{Gl. 2-12}$$

Gleichung 2-12 zeigt, dass die Dicke der diffusen Doppelschicht λ_D , die in der Größenordnung der DEBYE-HÜCKEL-Länge liegt, umgekehrt proportional zur Valenz und zur Quadratwurzel der Konzentration ist (PROBSTEIN 1994). Ferner hat die Temperaturentwicklung einen direkten Einfluss auf die Dicke der diffusen Doppelschicht sowie einen indirekten über die Temperaturabhängigkeit der Dielektrizitätskonstanten. BOLT & BRUGGENWERT (1976) geben DEBEYE-HÜCKEL-Längen für natriumreiche Tone von 4 - 40 nm und für calciumreiche Tone von 2 - 20 nm bei Elektrolytkonzentrationen von 10^{-3} - 10^{-1} an.

Doppelschichtmodell nach STERN

Da das GOUY-CHAPMAN-Modell Ionen als Punktladungen betrachtet, können sie sich bis auf einen infinitesimalen Abstand der negativ geladenen Tonmineraloberfläche nähern. Dies führt zu einer deutlich zu hoch berechneten Ionenkonzentration in der Nähe der Oberfläche bei großen Oberflächenpotentialen und/oder hohen Elektrolytkonzentrationen bzw. 2:1 Elektrolyten (EVANGELOU 1998). Um diesem Sachverhalt Rechnung zu tragen, erweiterte STERN (1924) das GOUY-CHAPMAN-Modell für Ionen mit einem definierten Ionenradius. Er unterteilte die diffuse Doppelschicht in eine STERN-Schicht, eine kompakte Schicht von spezifisch adsorbierten Kationen und eine GOUY- oder diffuse Schicht.

Die Dicke der STERN-Schicht liegt je nach Hydratationszustand und Valenz der adsorbierten Kationen im Bereich von etwa 0,5 nm. Das STERN-Potential ψ_s innerhalb der STERN-Schicht (Abb. 2-5) wird dabei kontrovers diskutiert. So nehmen GREENLAND & HAYES (1978) einen linearen, VAN OLPHEN (1977) einen exponentiellen und EVERETT (1992) einen konstanten Spannungsabfall an. Der Potentialverlauf in der GOUY-Schicht entspricht dann wieder einer BOLTZMANN-Verteilung. Eine zufrieden stellende Annäherung an das STERN-Modell erhält man unter der Annahme, dass die in der STERN-Schicht spezifisch adsorbierten Kationen das Oberflächenpotential des Tonminerals verringern und sich am Rand der STERN-Schicht eine neue "Quasioberfläche" ausbildet. Der diffuse Teil der Doppelschicht beginnt an dieser "Quasioberfläche" mit ihrem entsprechend geringeren Oberflächen-

potential. Je nach Hydratationsenergie der adsorbierten Kationen ist deren Verteilung zwischen STERN-Schicht und diffuser Schicht höchst unterschiedlich.

Wie das Modell von GOUY-CHAPMAN beschreibt auch das Modell von STERN die wahren Konzentrations- und Potentialverhältnisse in der Nähe von Tonmineraloberflächen nur unzureichend, da viele der verwendeten Parameter entweder experimentell bestimmt werden müssen oder nicht genau bekannt sind.

DVLO-Theorie

Die DLVO-Theorie wurde unabhängig voneinander durch DERJAGUIN & LANDAU (1941) sowie durch VERWEY & OVERBEEK (1948) entwickelt und beschreibt das Flockungsverhalten von Tonen, das durch die Beschaffenheit des Tonminerals und der Ausgleichslösung bestimmt wird. Sie bedient sich dabei des Doppelschichtmodells von GOUY-CHAPMAN. Bei dieser Theorie werden der elektrostatischen Abstoßung zweier Tonpartikel deren VAN-DER-WAALS'schen Anziehungskräfte gegenübergestellt (LAGALY 1993). Als Faustregel gilt, dass die zur Flockung erforderliche kritische Gegenionenkonzentration umgekehrt proportional zur sechsten Potenz der Ladungszahl des Elektrolyten ist, wodurch qualitativ die SCHULZE-HARDY-Regel beschrieben wird (BREZESINSKI & MÖGEL 1993).

Modell der konstanten Kapazität

Während das Modell von GOUY-CHAPMAN und das ursprüngliche Modell von STERN die Adsorption auf Basis von elektrostatischen Bindungen beschreiben, gehen das Modell der konstanten Kapazität und viele davon abgeleitete Modelle von einer spezifischen Adsorption durch inner-sphere-Komplexe bei Kationen und Ligandenaustauschreaktionen bei Anionen aus. Die Beziehung zwischen Oberflächenladung und Oberflächenpotential ist linear

$$\sigma = C \cdot \psi \quad \text{Gl. 2-13}$$

Wobei C die Kapazität [C] = F ist.

Das Modell der konstanten Kapazität ist nur für die spezifische Adsorption (z. B. von Spurenelementen) geeignet (BREZESINSKI & MÖGEL 1993).

2.2.4 Strukturen in bindigen Böden

Die Wahl einer geeigneten Sanierungsmethode wird maßgeblich von der Bodenstruktur mitbestimmt. Da die Struktur in bindigen Böden neben der Art der vorkommenden Tonminerale unter anderem auch von der Oberflächenladung (permanente und variable Ladung) aller aktiven Minerale und der Ausbildung der diffusen Doppelschicht abhängig ist, sind die Erfolgchancen jeder Sanierungstechnologie unmittelbar an diese strukturbestimmenden Bedingungen gekoppelt. Dies muss besonders im Hinblick auf Veränderungen dieser Bedingungen im Laufe der Sanierung, z. B. durch Veränderung des pH-Werts, Lösungs- und Fällungsreaktionen, Elektrolytkonzentrationsänderungen usw., berücksichtigt werden.

Entsprechend den Vorgaben von COLLINS & MCGOWN (1974) wird durch die Anordnung der einzelnen (Ton-)Mineralkristalle die Verteilung der Aggregate und die Porenverteilung innerhalb und zwischen den Gefüge bildenden Einheiten das Bodengefüge in seiner Gesamtheit beschrieben. Daraus ergibt sich, dass die strukturbestimmenden Einflussgrößen aus der Wechselwirkung aller Bodenteilchen (Minerale, Wasser, Ionen) im Mikromaßstab resultieren, wobei die zweidimensionale (laterale) und die dreidimensionale Ausdehnung getrennt zu betrachten sind.

Zweidimensionale (laterale) Ausdehnung

Je nachdem, ob innerhalb der Elementarschichten ein vollständiger (1 oder 2) oder unvollständiger (<1) isomorpher Ersatz vorliegt, kommt es zu regulären oder irregulären Gitterdeformationen. Beim Talk, Serpentin und manchen Kaoliniten bilden sich Makrokristalle aufgrund der kristallochemischen Homogenitätsbereiche, die aus der vollständigen Substitution resultieren, während Smectite, die meisten Illite und manche Kaolinite bedingt durch die unregelmäßige Deformation innerhalb der Schichten lediglich Mikrokristalle bilden (NAHON 1991).

Dreidimensionale Ausdehnung

Fehlt der isomorphe Ersatz oder ist er vollständig, ist der Zwischenschichtraum nicht hydratisiert und so können sich Makrokristalle durch vertikale Anordnung mehrerer Elementarschichten entlang der kristallographischen c-Achse bilden. Bei unvollständiger Substitution wird die Ladung durch eine hydratisierte Zwischenschicht kompensiert und dadurch eine unvollkommene Stapelung der Schichten hervorgerufen, wobei hier der translationale Typ mit der Substitution in den Tetraederschichten (Vermiculite, Beidelite) und der turbostratische Typ mit der Substitution in der Oktaederschicht (Montmorillonite) unterschieden wird (NAHON 1991).

Durch Aggregation einzelner Kristallite entstehen Polykristallite, wobei die internen Bindungskräfte ladungsabhängig sind. Daher bilden Illite, Vermikulite und Glaukonite mit hoher Ladung Polykristallite aus 7 - 8 Kristalliten, die in kaum deformierbaren Linsen vergesellschaftet sind und als Mikrodomänen bezeichnet werden. Smectite mit ihrer niedrigen Ladung bilden dagegen leicht deformierbare planare Polikristallite, die sog. Tactoide.

Aufgrund des spezifischen Aufbaus der Tonminerale und der physikochemischen Eigenschaften des umgebenden Fluids sind Flächen/Flächen-, Kanten/Kanten- und Flächen/Kanten-Kontakte bei der Vergesellschaftung der einzelnen Tonminerale zu beobachten (Abb. 2-6) (LAGALY 1993). Diese Wechselbeziehung der Tonminerale bestimmt unter anderem die bodenmechanischen Eigenschaften des Gesamtsystems sowie Form und Größe des interkristallinen Porenraums (MITCHELL 1993). Aus der Vergesellschaftung aller Bodenteilchen ergibt sich das Bodengefüge, welches unter Kenntnis der Gesamtporenraumverteilung beschrieben werden kann, die sich aus:

- Intrakristallinporen (Poren zw. den Elementarschichten),
- Interkristallinporen (Poren zw. den Tonmineralkristallen),
- Intraaggregatporen (Poren innerhalb der Tonmineralaggregate) und
- Interaggregatporen (Poren zw. den Tonmineralaggregaten)

zusammensetzt (HAUS 1993). Je nach Größe dieser Poren werden Mikroporen ($d < 2$ nm), Mesoporen ($2 < d < 50$ nm) und Makroporen ($d > 50$ nm) unterschieden (INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY 1985). Diese Porendurchmesser bestimmen die Wirksamkeit der elektroosmotischen und hydraulischen Leitfähigkeit eines Bodens, wobei die untere Grenze der hydraulischen Leitfähigkeit bei $< 3 - 8$ μm liegt (BUSCH & LUCKNER 1973), die Elektroosmose hingegen erst bei Porengrößen im Mikrometerbereich effektiv wird (PROBSTEIN & HICKS 1993).

Eingehende Untersuchungen von Mikrostrukturen in natürlichen, konsolidierten feinkörnigen Sedimenten wurden durch BENNETT et al. (1977), MOON & HURST (1984) sowie BENNETT & HURLBERT (1986) mittels rasterelektronenmikroskopischen Aufnahmen vorgenommen. In Abhängigkeit vom Ablagerungsmilieu untersuchten KUEHL et al. (1991) tonige Sedimente des Kontinentalrands,

SHEPHARD & RUTLEDGE (1991) turbiditische Sequenzen und WARTEL et al. (1991) marine Sedimente sowie Sedimente aus Ästuaren.

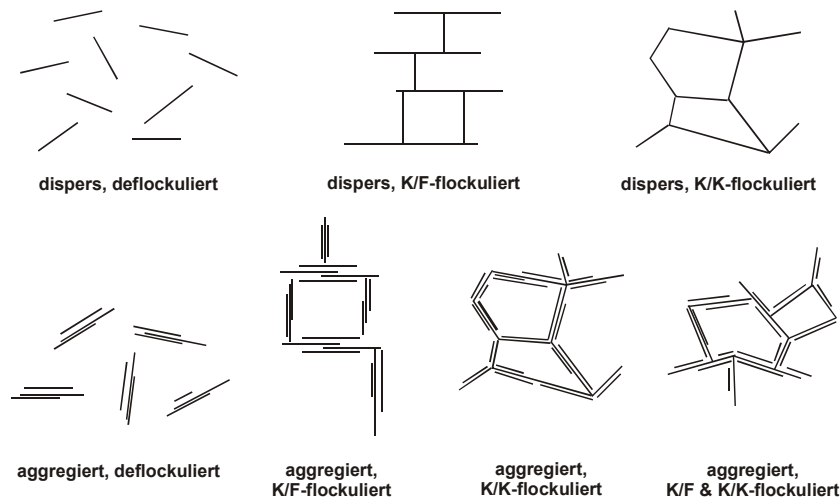


Abb. 2-6: Mögliche Anordnung einzelner Elementarschichten innerhalb einer tonigen Suspension (nach VAN OLPHEN 1977).

2.3 Elektrokinetische Transportprozesse

Nach SHAW (1980) existieren vier elektrokinetische Phänomene: die Elektroosmose, die Elektrophorese, das Strömungspotential sowie das Sedimentationspotential, wobei den beiden letztgenannten hinsichtlich der elektrokinetischen Bodensanierung keine tragende Rolle zukommt und sie daher nicht näher betrachtet werden. Unter dem Einfluss eines elektrischen Gleichspannungsfelds findet außerdem auch ein elektromigrativer Stofftransport statt, der nicht zu den elektrokinetischen Phänomenen zählt. Da bei der elektrokinetischen Bodensanierung neben der Elektroosmose die Elektromigration (Ionenmigration) der wichtigste Transportprozess ist, wird sie im Folgenden mit berücksichtigt. In Sanden, Kiesen, Schlämmen und kolloidalen Suspensionen ist die Elektrophorese der maßgebende elektrokinetische Transportprozess.

2.3.1 Elektroosmose

Die Elektroosmose wurde 1809 erstmals durch REUSS beschrieben (PROBSTEIN 1994). Sie resultiert aus der Kraft, die ein angelegtes elektrisches Feld auf die hydratisierten Ionen in der diffusen Doppelschicht eines oberflächengeladenen Partikels (z. B. Tonmineral; Abb. 2-7) ausübt. Bei den negativ geladenen Tonmineralen sorgt ein Überschuss an hydratisierten Kationen innerhalb der diffusen Doppelschicht für einen Ladungsausgleich und somit erfolgt bei angelegtem elektrischem Gleichspannungsfeld ein Nettotransport in Richtung Kathode. Die elektrisch neutrale Porenlösung wird ihrerseits über Reibungschluss mitbewegt (MITCHELL 1993).

Die elektroosmotische Geschwindigkeit $[v_{eo}] = \text{m/s}$ und der elektroosmotische Durchfluss $[Q_{eo}] = \text{m}^3/\text{s}$ sind dabei unmittelbar vom Verhältniss der Dicke der diffusen Doppelschicht λ_d zum Durchmesser der Poren a abhängig (Abb. 2-8), wodurch sich zwei Fälle zu deren Berechnung ergeben.

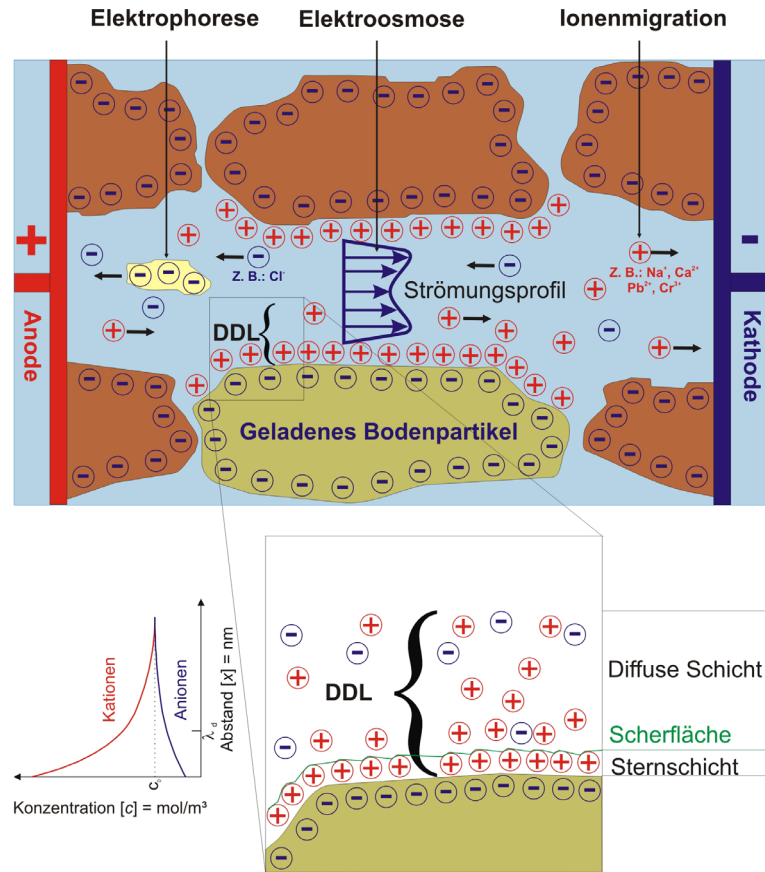


Abb. 2-7: Elektrokinetische Transportprozesse (verändert nach PROBSTEIN 1994).

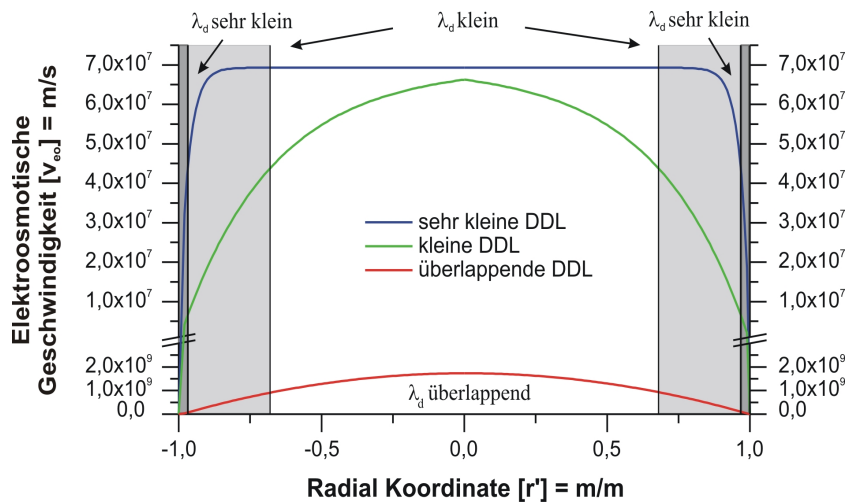


Abb. 2-8: Elektroosmotische Geschwindigkeitsprofile für unterschiedliche DEBYE-Längen berechnet nach Gleichung 2-14 und 2-18 (nach KRAUSS et al. 2001).

Ausgehend von einer langen, axial symmetrischen Kapillare, die mit einer binären, verdünnten Elektrolytlösung gefüllt ist, ergibt sich für den Fall $\lambda_d/a \ll 1$ für einen beliebigen Punkt mit dem Abstand r die elektroosmotische Geschwindigkeit v_{eo} von (PROBSTEIN 1994):

$$v_{eo} = \frac{\varepsilon \cdot \zeta \cdot E_x}{\eta} \cdot (1 - \exp^{-(a-r)/\lambda_d}) \tag{Gl. 2-14}$$

hierbei ist ε die Permittivität [ε] = C/(V·m), E_x die elektrische Feldstärke [E_x] = V/m in x-Richtung, η die dynamische Viskosität [η] = kg/(m·s) der Porenlösung und ζ das Zeta-Potential [ζ] = V. Letzteres ist das elektrische Potential zwischen der neutralen Porenlösung und der Gleitfläche (Abb. 2-5), die den Kontaktbereich zwischen fixierten und mobilen Ladungsträgern darstellt (MITCHELL 1993). Für den Gesamtquerschnitt ergibt sich der elektroosmotische Durchfluss Q_{eo} von (PROBSTEIN 1994):

$$Q_{eo} = \frac{\varepsilon \cdot \zeta \cdot E_x}{\eta} \cdot \pi \cdot a^2 \cdot \left(1 - 2 \frac{\lambda_d}{a}\right) \quad \text{Gl. 2-15}$$

Ist die diffuse Doppelschicht gegenüber dem Porenradius sehr klein, kann der elektroosmotische Fluidtransport vereinfacht durch die HELMHOLZ-SMOLUCHOWSKI-Gleichung beschrieben werden (SHAPIRO et al. 1989):

$$v_{eo} = \frac{\varepsilon \cdot \zeta \cdot E_x}{\eta} \quad \text{Gl. 2-16}$$

Zur Berücksichtigung der Bodenstruktur werden in Gleichung 2-16 die dimensionslosen Größen Tortuosität τ , die die Abweichung des tatsächlichen vom idealen Fließpfad berücksichtigt (Kap. 3.1.5), und Porosität n als beschreibende Faktoren eingeführt:

$$v_{eo} = \frac{n \cdot \tau \cdot \varepsilon \cdot \zeta \cdot E_x}{\eta} \quad \text{Gl. 2-17}$$

Für den Fall $\lambda_d/a \gg 1$ gelten die Beziehungen (PROBSTEIN 1994):

$$v_{eo} = \frac{E_x}{4 \cdot \eta} \cdot (a^2 - r^2) \cdot \left(2 \cdot z \cdot F \cdot c \cdot \sinh\left(\frac{z \cdot F \cdot \zeta}{R \cdot T}\right)\right) \quad \text{Gl. 2-18}$$

$$Q_{eo} = \frac{E_x}{8 \cdot \eta} \cdot \pi \cdot a^4 \cdot \left(2 \cdot z \cdot F \cdot c \cdot \sinh\left(\frac{z \cdot F \cdot \zeta}{R \cdot T}\right)\right) \quad \text{Gl. 2-19}$$

wobei z die Valenz [z] = -, F die FARADAY-Konstante [F] = 96487 C/mol, c die Konzentration [c] = mol/m³, R die molekulare Gaskonstante [R] = 8,314 J/(k·mol) und T die Temperatur [T] = K ist. Eine ausführliche Herleitung beider Fälle findet sich in PROBSTEIN (1994) und wird in ZORN (2005) diskutiert. Die Anwendbarkeit der Gleichungen auf ein poröses Medium zeigten LIANG (1976), JACAZIO et al. (1972) sowie SHAPIRO & PROBSTEIN (1993).

Die HELMHOLZ-SMOLUCHOWSKI-Gleichung (GL. 2-16) zeigt, dass in Experimenten mit konstantem Potential die elektroosmotische Geschwindigkeit nur vom Zeta-Potential abhängig ist (ACAR & ALSHAWABKEH 1993). Da im Verlauf der elektrokinetischen Bodensanierung eine Veränderung der physikochemischen Eigenschaften des Bodens erfolgt, verändert sich das Zeta-Potential entsprechend der ablaufenden Reaktionen.

Diese Reaktionen sind nach YEUNG et al. (1997): Ionendiffusion, Ionenaustausch, Entwicklung von osmotischen Gradienten, Entwicklung von pH-Gradienten, Austrocknung durch Wärmeentwicklung, Gasentwicklung an den Elektroden, Mineralverwitterung, Ausfällung von Salzen und sekundären Mineralen, Hydrolyse, Oxidation, Reduktion, physikalische und chemische Sorption und Strukturveränderungen. Einige dieser Reaktionen haben direkte Auswirkungen auf das Zeta-Potential bzw. die Mobilität der Schadstoffe während der elektrokinetischen Sanierung. Das Zeta-Potential ist dabei

abhängig von den Bodeneigenschaften sowie von der Ionenstärke und dem pH-Wert der Porenflüssigkeit und weist typischerweise Werte auf, die zwischen +10 und -100 mV liegen (HICKS & TONDORF 1994). Sinkt der pH-Wert im Verlauf der Sanierung deutlich ab, besteht die Möglichkeit, dass das Zeta-Potential positive Werte annimmt und es zur Umkehrosmose kommt, d. h. in diesem Fall erfolgt der Fluidtransport von der Kathode zur Anode (YEUNG et al. 1997; ACAR & ALSHAWABKEH 1993).

Der elektroosmotische Durchfluss kann durch die proportionale Beziehung zwischen der Feldstärke E , der Querschnittsfläche A und dem Durchfluss Q_{eo} wie folgt berechnet werden (ACAR et al. 1992):

$$Q_{eo} = k_e \cdot E \cdot A \tag{Gl. 2-20}$$

Die Proportionalitätskonstante k_e ist hierbei die temperaturabhängige, bodenspezifische elektroosmotische Permeabilität [k_e] = m²/(V·s). Die Temperaturabhängigkeit (Abb. 2-9) wird durch unterschiedliche Prozesse wie z. B. Veränderung der Ionenmobilität, Variation des pH-Werts, Dicke der DDL, Diffusion usw. hervorgerufen (KRISTENSEN 1999), die sich zum Teil verstärken aber auch aufheben. Eine quantitative Erfassung aller Prozesse gestaltet sich daher schwierig.

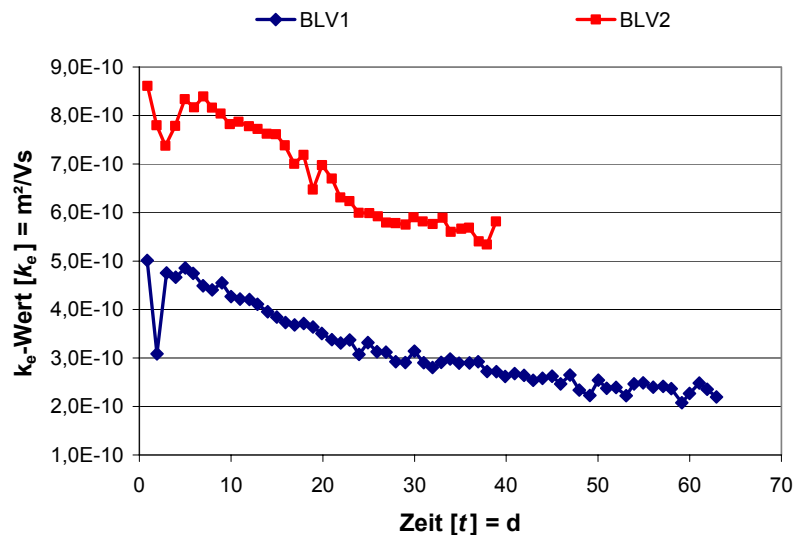


Abb. 2-9: Temperaturabhängiger Vergleich der k_e -Wertentwicklung der Versuche BLV1 bei 21°C und BLV2 bei 12°C des Talauensediments aus Bad Liebenzell.

Die k_e -Werte nehmen üblicherweise im Zuge einer elektrokinetischen Sanierung aufgrund der ablaufenden physykochemischen Prozesse ab. Typischerweise haben geringdurchlässige Tone (z. B. Bangkok Clay) mit einem k_e -Werte von 10E-8 m²/(V·s) höhere elektroosmotische Geschwindigkeiten als schluffige Böden (Lößlehm), deren k_e -Werte in der Größenordnung von 10E-10 m²/(V·s) liegen (Abb. 2-10).

Analog zum elektroosmotischen Durchfluss lässt sich der hydraulisch induzierte Wasserfluss mathematisch durch das Gesetz von DARCY beschreiben (HÖLTING 1992):

$$Q_h = k_f \cdot i_h \cdot A \tag{Gl. 2-21}$$

hier ist k_f die hydraulische Leitfähigkeit [k_f] = m/s und i_h der hydraulische Gradient [i_h] = m/m. Aus dem Vergleich der beiden Durchflussraten bei gleicher Fließlänge s und Querschnittsfläche A ergibt sich das Verhältnis zwischen Feldstärke E und hydraulischem Gradienten i_h (MITCHELL 1993):

$$i_h = \frac{k_e}{k_f} \cdot E \tag{Gl. 2-22}$$

Gleichung 2-22 zeigt, dass in einem Ton der elektroosmotische Durchfluss wesentlich effizienter ist als der hydraulisch induzierte Wassertransport. So muss in einem Ton mit einer hydraulischen Leitfähigkeit von 1,0E-11 m/s, einer elektroosmotischen Permeabilität von 1,0E-9 m²/Vs und bei einer Feldstärke von 100 V/m ein hydraulischer Gradient von 10.000 aufgebracht werden, um denselben hydraulischen Durchfluss erzeugen zu können.

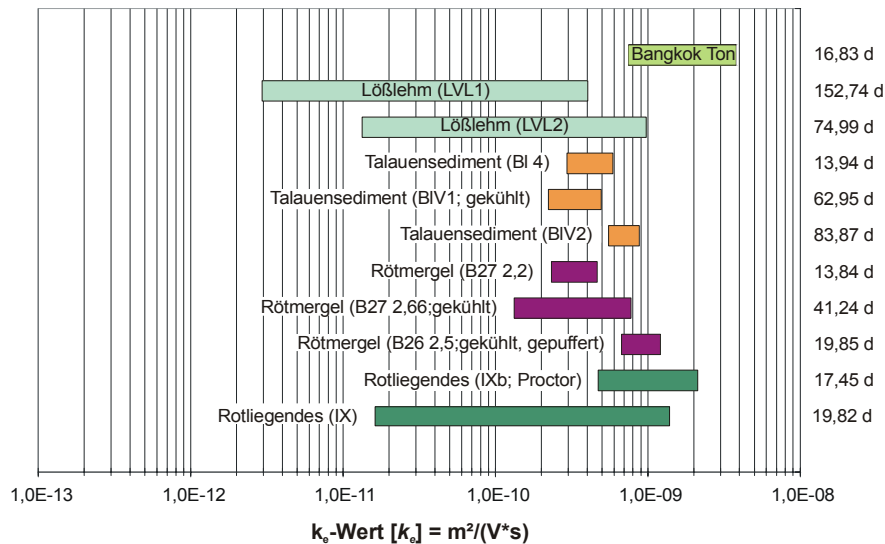


Abb. 2-10: Größenordnung der elektroosmotischen Permeabilität unterschiedlicher Böden, bestimmt in Laborversuchen bei 20 °C.

2.3.2 Elektroosmotische Leistungsfähigkeit und Arbeitsfähigkeit

Zur Beurteilung der Elektroosmose führten ACAR et al. (1992) in Anlehnung an Gleichung 2-20 die elektroosmotische Wassertransporteffizienz k_i ein:

$$Q_{eo} = k_i \cdot I = \frac{k_e \cdot I}{\sigma} \tag{Gl. 2-23}$$

Hierbei wird die elektroosmotische Permeabilität mit den elektrischen Kenngrößen Leitfähigkeit und Stromstärke gekoppelt. Aus planungstechnischen Gesichtspunkten ist der k_i -Wert [k_i] = m³/(s·A) jedoch wenig befriedigend, da mit ihm keine konkreten Aussagen über die erforderliche Leistung der Spannungsversorgung bzw. über die benötigte elektrische Energie im Zuge einer elektrokinetischen Bodensanierung möglich sind und damit eine monetäre Kalkulation erschwert ist. Daher wurden auf Grundlage mehrerer elektrokinetischer Laborversuche an unterschiedlichen Böden die elektroosmotische Leistungsfähigkeit k_{effP} und die elektroosmotische Arbeitsfähigkeit k_{effW} eingeführt.

$$Q_{eo} = k_e \cdot A \cdot E = k_{effP} \cdot P = k_{effP} \cdot U \cdot I \tag{Gl. 2-24}$$

$$Q_{eo} = k_e \cdot A \cdot E = k_{effW} \cdot W = k_{effW} \cdot U \cdot I \cdot t \tag{Gl. 2-25}$$

Diese beiden Faktoren beinhalten neben der bodenspezifischen, temperaturabhängigen elektroosmotischen Durchlässigkeit auch die zur elektrischen Leistungs- bzw. Arbeitsberechnung notwendigen Größen Spannung und Stromstärke. Durch diese mathematische Verknüpfung aller relevanten

Einflussgrößen können für einen festgelegten elektroosmotischen Durchfluss (abhängig von der Wasseraufbereitungsanlage am Sanierungsstandort) die notwendige Leistung des Netzgeräts sowie die daraus resultierenden Stromkosten ermittelt werden.

In Abbildung 2-11 sind charakteristische Werte der elektroosmotischen Leistungsfähigkeit $[k_{effp}] = \text{m}^3/(\text{h}\cdot\text{W})$ und in Abbildung 2-12 für die elektroosmotische Arbeitsfähigkeit $[k_{effw}] = \text{m}^3/(\text{h}\cdot\text{J})$ dargestellt, die in Laborversuchen mit unterschiedlichen Böden (Bangkok Clay, Lößlehm, Talauensediment Bad Liebenzell, Rötmergel, Rotliegendes Chemnitz) bei 20 °C Raumtemperatur bestimmt wurden. Die großen Schwankungsbreiten beim Lößlehm werden durch die Strukturveränderungen während der Versuche (Kap. 6.2.2) verursacht, die zum Großteil durch den hohen Karbonatanteil und die ablaufenden elektrochemischen Prozesse hervorgerufen werden.

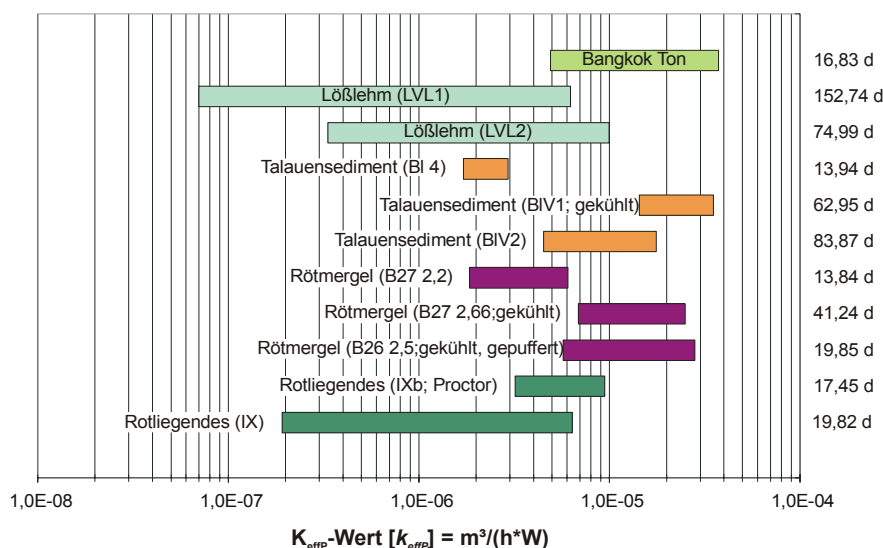


Abb. 2-11: Charakteristische Werte der elektroosmotischen Leistungsfähigkeit verschiedener Böden, bestimmt in Laborversuchen bei 20 °C.

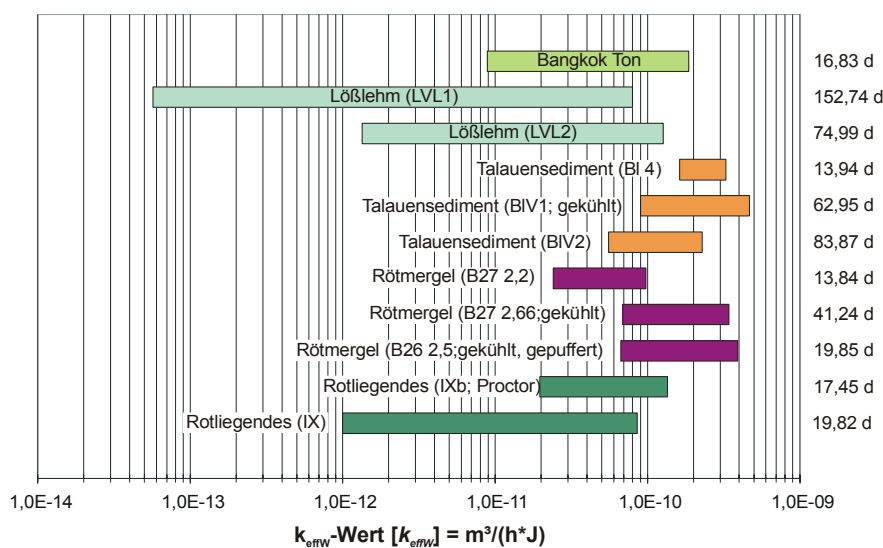


Abb. 2-12: Charakteristische Werte der elektroosmotischen Arbeitsfähigkeit verschiedener Böden, bestimmt in Laborversuchen bei 20 °C.

2.3.3 Elektromigration

Die Elektromigration resultiert aus der Kraft, die durch ein angelegtes elektrisches Gleichspannungsfeld auf ein geladenes Teilchen (Molekül, Ion) in der Porenlösung ausgeübt wird. Positiv geladene Ionen bewegen sich parallel zu den Feldlinien in Richtung Kathode, negativ geladene Ionen migrieren in Richtung Anode (Abb. 2-7). Aufgrund der direkten Krafteinwirkung auf die Ionen ist sie um etwa das 5 - 40-fache effizienter als die Elektroosmose (Tab. 2-2, ACAR & ALSHAWABKEH 1993). Die Migrationsgeschwindigkeit v_{em} ist proportional der Ladung der Ionen und dem lokalen elektrischen Feld:

$$v_{em} = -u_i \cdot z_i \cdot n \cdot \tau \cdot F \cdot E \tag{Gl. 2-26}$$

$u_i = D_i / (R \cdot T)$ ist die Mobilität [u_i] = m²/(V·s) der Ionen in einer freien, wässrigen Lösung (JACOBS & PROBSTEIN 1996).

Tab. 2-2: Typische Kenngrößen im Vergleich Elektroosmose und Elektromigration (nach HAUS 2002).

Parameter	Einheit	Wert
Feldstärke	V/m	20
Zeta-Potential	V	+0,05 bis -0,1
Elektroosmotische Geschwindigkeit	m/s	10 ⁻⁸ bis 10 ⁻⁷ (10 ⁻³ - 10 ⁻² m/d)
Elektromigrative Geschwindigkeit	m/s	10 ⁻⁷ (10 ⁻² m/d)
V_{ei}/V_{eo} (ACAR et al. 1993)	-	5 - 40

Bei gleichzeitigem Auftreten von Elektroosmose und Elektromigration in entgegengesetzter Richtung findet eine vektorielle Addition der Transportgeschwindigkeiten statt und es ist mit einer Reduktion der Ionenmigration zu rechnen (HAUS 2002).

2.3.4 Elektrophorese

Bei der Elektrophorese werden geladene suspendierte Teilchen (z. B. Tonminerale) bzw. Kolloide im elektrischen Gleichspannungsfeld entsprechend ihrer Ladung bewegt (MITCHELL 1993). Unter sanierungstechnischen Gesichtspunkten spielt die Elektrophorese lediglich bei der Behandlung von Schlämmen sowie beim Einsatz von Tensiden eine Rolle (ACER & ALSHAWABKEH 1993). Ferner kann in sandig-kiesigen Sedimenten ein elektrophoretischer Transport induziert werden. Die Wanderungsgeschwindigkeit v_p ist dabei proportional zur angelegten Feldstärke E , dem Zeta-Potential ζ der geladenen Partikel, der Permittivität ε und der Formfunktion f sowie umgekehrt proportional zur dynamische Viskosität η des Fluids:

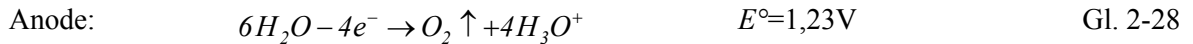
$$v_p = \frac{2 \cdot \varepsilon \cdot \zeta \cdot E}{3 \cdot \eta} \cdot f(\kappa a) \tag{Gl. 2-27}$$

Eine ausführliche mathematische Beschreibung des elektrophoretischen Transportprozesses wird bei PROBSTEIN (1994) abgehandelt.

Im Hinblick auf die vorliegende Arbeit ist die Elektrophorese irrelevant, da leicht flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe aufgrund ihrer Struktur ungeladene Moleküle sind und definitionsgemäß weder den Kolloiden zuzuordnen sind noch suspendierte Systeme darstellen. Darüber hinaus sind die geladenen Bodenteilchen in allen Versuchen fest im Gesteinsverband fixiert und die Porenöffnungsweiten der bindigen Böden so gering, dass ein elektrophoretischer Transport von Bodenteilchen unmöglich ist.

2.4 Elektrodenreaktionen

Aufgrund der angelegten Gleichspannung und dem dadurch bedingtem Stromfluss kommt es an den Elektroden zu elektrochemischen Reaktionen. Eine dieser Reaktionen ist die Elektrolyse des Wassers:



Diese Elektrodenreaktionen führen an der Anode zu sauren, oxidierenden Bedingungen, während sich an der Kathode ein basisches, reduzierendes Milieu einstellt. Allgemein gilt für die abgeschiedene bzw. freigesetzte Stoffmasse $[m] = g$ (gleichgültig welcher chemischen Art) an den Elektroden das FARADAY'SCHE Gesetz (VOGEL 1999):

$$m = \bar{A} \cdot I \cdot t \quad \text{Gl. 2-30}$$

das besagt, dass die abgeschiedene Masse m proportional der durchgegangenen Ladung Q ist. \bar{A} ist das elektrochemische Äquivalent $[\bar{A}] = g/C$ des abgeschiedenen Stoffes und gibt an, wieviele Gramm Ionen durch ein Coulomb abgeschieden werden (VOGEL 1999). Finden an den Elektroden mehrere unterschiedliche elektrochemische Reaktionen zeitgleich statt, z. B. durch die Verwendung unedler Elektrodenmaterialien, wie Eisen, Stahl oder Kupfer, wird ein Teil des Stroms an der Anode für die Oxidation der nullwertigen Metalle unter Freisetzung von Metallionen verbraucht, wodurch die einzelnen Produktionsraten geringer werden (ACAR et al. 1990).

Die an den Elektroden produzierten Hydroniumionen und Hydroxidionen migrieren entsprechend ihrer Ladung in den Boden und verändern dort in Abhängigkeit der Pufferkapazität des Bodens die pH-Wert-Bedingungen. Die effektive Ionenmobilität der Hydroniumionen ist dabei etwa 1,8-mal größer als die der Hydroxidionen, woraus eine Dominanz der Wasserstoffionen im System abzuleiten ist (ACAR & ALSHAWABKEH 1993). Da jedoch die meisten Böden einen Karbonatgehalt von einigen Prozent aufweisen und die Hydroniumionen gemäß Gleichung 2-31 mit diesen Karbonaten reagieren, wandert die Säurefront, in Abhängigkeit der Versuchslaufzeit und des Stromflusses, nur wenige Zentimeter in den Boden.



Das nach Gleichung 2-31 gebildete Kohlendioxid reagiert mit dem Porenwasser zu:



wobei das Gleichgewicht weitgehend auf der Seite des CO_2 liegt und damit 99,8 % des Kohlendioxids physikalisch gelöst ist und elektroosmotisch zur Kathode transportiert wird (RIDEL 1989).

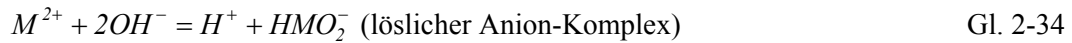
Im Kontaktbereich der Säure- und Basenfront reagieren die Hydronium- und Hydroxidionen zu Wasser. Mit der Abnahme an freien Ionen im Elektrolyt nimmt in diesem Bereich auch die Leitfähigkeit ab und es bildet sich eine Art Isolierschicht aus, in der ein signifikanter Anstieg des Spannungsabfalls zu beobachten ist (EYKOHLE & DANIEL 1994, WADA & UMEGAKI 2001).

Um die Ausbildung einer Säure- und/oder Basenfront zu vermeiden, können die Elektroden je nach Standortsituation durch Zugabe von Puffer- oder Neutralisationslösungen (DZENITIS 1997 a, WILSON et al. 1995 a, b, WILSON 1996, WONG et al. 1997), dem Gebrauch von Membranen (HANSEN et al. 1997) oder im Idealfall durch geschicktes Kombinieren des Anolyts und Katholyts (GOLDMANN 2000)

im pH-Wert stabilisiert werden. Wird keine dieser Maßnahmen berücksichtigt, können im Bereich der Kathode schwer lösliche Metallhydroxide ausfallen:



oder es bilden sich durch inverse Polarisierung Chloro- oder Hydroxo-Komplexe in der Porenlösung (HAUS 2002):



Da in natürlichen Bodenlösungen Calciumionen dominieren, fällt im Kathodenbereich vorwiegend $Ca(OH)_2$ aus, das mit dem elektroosmotisch transportierten CO_2 (Gl 2-31) wie folgt reagiert:



Bei chloridhaltigen Porenwässern kann sich bei den niedrigen pH-Werten an der Anode Chlorgas bilden (Gl. 2-36) (STUMM & MORGEN 1996).



Da Chlor sehr gut wasserlöslich ist (700 mg/l bei 25 °C), wird es elektroosmotisch in Richtung Kathode transportiert bzw. reagiert in Abhängigkeit des pH-Werts im wässrigen Milieu (Abb. 2-13) und liegt als unterchlorige Säure (HOCl) oder als Hypochloritanion (OCl^{-}) vor (GILBERT 1980), wodurch sich das Transportverhalten im elektrischen Feld je nach der Ladung der jeweiligen Spezies ändert.

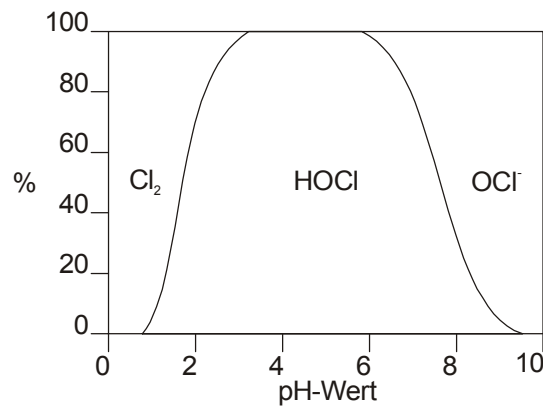


Abb. 2-13: Chlorspezies in Abhängigkeit des pH-Wertes (nach GILBERT 1980).

Die Veränderung des Redoxpotentials an den Elektroden spiegelt sich in der Porenlösung wider und kann dort die Oxidationsstufe der Ionen durch Redoxreaktionen ändern und damit deren Mobilität beeinflussen. Durch geschickte Kontrollmaßnahmen können die pH/Eh-Bedingungen so eingestellt werden, dass eine elektrokinetische Sanierung möglich bzw. ihre Effizienz gesteigert wird.

2.5 Elektrokorrosion

Im Boden vorhandene elektrische Leiter (z. B. Versorgungsleitungen, Fässer, aber auch Minerale wie Pyrit) werden im Einflussbereich eines elektrischen Felds in Abhängigkeit ihrer Dimension und der angelegten elektrischen Feldstärke polarisiert (RAHNER 2001). An den lokal induzierten, temporären Elektroden laufen in Abhängigkeit des Polarisationsgrads die gleichen elektrochemischen

Prozesse ab wie an den äußeren Elektroden (Abb. 2-14, Kap. 2.4) und bedingen damit die Elektrokorrosion.

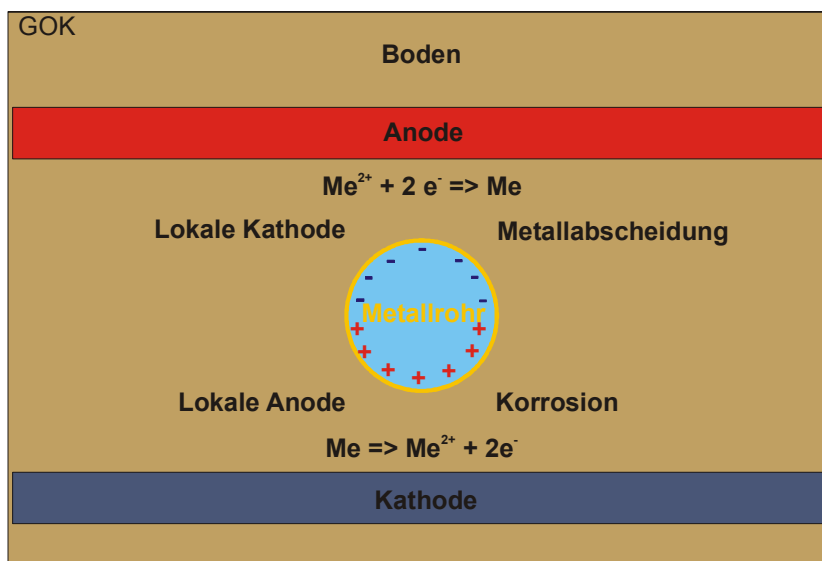


Abb. 2-14: Elektrokorrosion an elektrischen Leitern im elektrischen Feld.

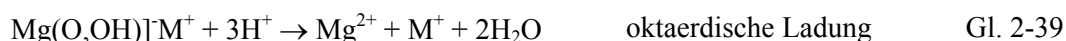
2.6 Einfluss der Elektrokinetik auf die Eigenschaften des Bodens

2.6.1 Einfluss auf die Mineralogie

Durch das angelegte elektrische Gleichspannungsfeld werden im Laufe der elektrokinetischen Bodensanierung aufgrund der ablaufenden Prozesse (Elektrodenreaktionen, Transportprozesse usw., Kap. 2.3, Kap. 2.4) chemische und physikalische Ungleichgewichte im Boden induziert, die unter anderem eine verstärkte Verwitterung der Bodenminerale mit sich bringen und dadurch die Bodenstruktur und die physikochemischen Eigenschaften des Untergrunds nachhaltig beeinflussen können (STEGER et al. 2005). In diesem dynamischen System laufen räumlich getrennte Lösungs- und Fällungsreaktionen zeitlich parallel zueinander ab und darüber hinaus werden Tonminerale unter den sauren Bedingungen (pH-Wert < 4,5), wie sie z. B. im Anodenbereich vorliegen, zerstört (SCHWERTMANN & NIEDERBUDE 1993). Dabei sprengen Protonen die Metall-Sauerstoffbindung der Tetraederschichten:



und Metallionen werden freigesetzt. Bei tetraedrisch oder oktaedrisch lokalisierter permanenter Ladung, die durch $\text{Si}^{4+}/\text{Al}^{3+}$ - oder $\text{Al}^{3+}/\text{Mg}^{2+}$ -Ersatz entsteht, werden die an diesen Positionen gebundenen Kationen freigesetzt:



Entsprechend der nach Gleichung 2-37 ablaufenden Reaktion können Silanolgruppen an der Oberfläche des Kristalls bzw. freie Kieselsäure gebildet werden. Währenddessen werden die freigesetzten Al-Ionen elektromigrativ in Richtung Kathode transportiert (WADA & UMEGAKI 2001), wo sie als $\text{Al}(\text{OH})_3$ ausgefällt werden bzw. in die Zwischenschichten von vorhandenen Smectiten und Vermiculiten eingelagert werden, partiell hydrolysieren und zu Polyhydroxoaluminiumkationen

polymerisieren und somit eine positiv geladene Al-Hydroxid-Schicht bilden, die die negative Schichtladung der 2:1-Schichten neutralisiert. Im Gegensatz zu den Al^{3+} -Ionen sind diese Polymere wie die fixierten Kaliumionen nicht austauschbar (SCHWERTMANN & NIEDERBUDE 1993). Weiter ablaufende Prozesse sind unter anderem bei SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002), SPOSITO (1998), MITCHELL (1993) und SCHWERTMANN & NIEDERBUDE (1993) näher erläutert sowie in Kapitel 2.4 aufgeführt.

2.6.2 Beeinflussende Faktoren auf das Zeta-Potential

Die pH-Wert-Abhängigkeit der Ladung von Tonmineralen hat unter anderem einen direkten Einfluss auf deren Zeta-Potential. Je nach Verhältnis zwischen permanenter und variabler Ladung zeigen die unterschiedlichen Tonminerale eine mehr oder weniger ausgeprägte Veränderung des Zeta-Potentials auf pH-Wert-Veränderungen. Bei Kaoliniten und Oxiden mit großen Verhältnissen zwischen permanenter und variabler Ladung ist der Einfluss des pH-Werts deutlicher ausgeprägt als bei Illiten und Smectiten (Abb. 2-15).

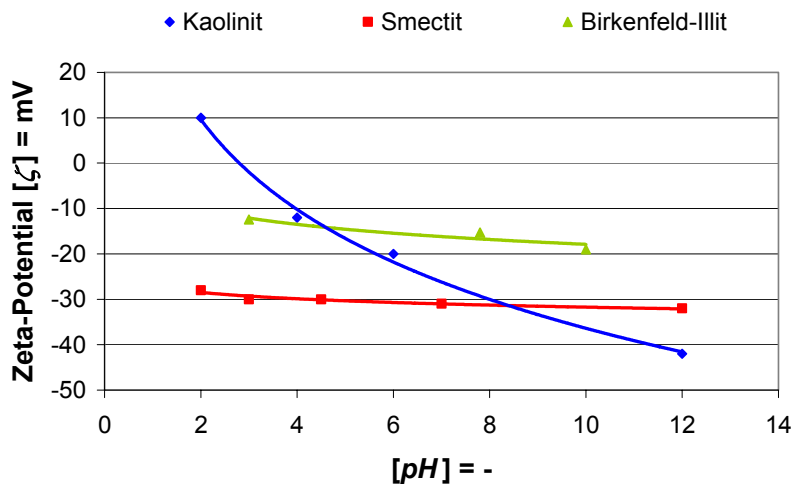


Abb. 2-15: Zeta-Potentiale unterschiedlicher Tonminerale in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach FEYERABEND 2002).

Neben dem pH-Wert wirken sich auch die Ionenstärke und die Zusammensetzung der Porenlösung auf das Zeta-Potential aus. So kommt es beispielsweise in Kalium- und Ammonium-dominierten Porenlösungen zur spezifischen Adsorption dieser Kationen unter Bildung von inner-sphere-Komplexen, die eine bessere Abschirmung der Oberflächenladung mit sich bringen und dadurch ein höheres Zeta-Potential bedingen (MITCHELL 1993).

3 Transportmodell

Für ein besseres Verständnis und eine theoretische Betrachtung der im elektrokinetischen Testfeld in Birkenfeld ablaufenden Transportprozesse wird in dieser Arbeit auf Grundlage eines numerischen Transportmodells unter Berücksichtigung der im Feld ermittelten Parameter eine Simulationsberechnung durchgeführt. Das Hauptaugenmerk wird hierbei auf die Diffusion gelegt, da sie aufgrund der Wärmeentwicklung im Untergrund den Stofffluss maßgeblich beeinflusst.

3.1 Einflussgrößen des Stofftransports

Aufgrund der Vielzahl an ablaufenden Prozessen und Reaktionen im Zuge einer elektrokinetischen Bodensanierung bestimmen mehrere Faktoren, die sich z. T. auch während der Laufzeit verändern, den Stofftransport. Prinzipiell kann in Rahmen einer elektrokinetischen Bodensanierung ein nicht unerheblicher Anteil am Fluid- und Stofftransport durch einen hydraulischen Fluss in Abhängigkeit der jeweiligen Untergrundbedingungen hervorgerufen werden. In der ungesättigten Zone kann dieser hydraulische Stofftransport zugunsten einer pneumatischen Bodenluftströmung ersetzt werden, die infolge eines entstehenden Druckunterschieds hervorgerufen wird, der bedingt durch eine zusätzlich zugeschaltete Bodenluftabsaugung entsteht und dabei leicht flüchtige Schadstoffe mit austrägt. Bedingt durch die gegebenen Standortbedingungen in Birkenfeld (Kap. 5.11) können diese beiden Prozesse jedoch vernachlässigt werden und finden daher im Folgenden keine nähere Betrachtung. Auch die chemische Reaktion des Tetrachlorethens mit der Bodenmatrix in Form von Sorptionsvorgängen kann auf der Grundlage durchgeführter Batchversuche (HALLBACH 2001, GRATHWOHL 1998 a) vernachlässigt werden. Dagegen sind sowohl die Elektroosmose als auch die Diffusion die entscheidenden Transportprozesse im Untersuchungsgebiet in Birkenfeld und sollen daher genauer betrachtet werden.

Die genannten, für den Standort entscheidenden Transportprozesse werden von mehreren Faktoren bestimmt. Dies ist zum einen die elektrische Leitfähigkeit, die die elektrische Feldverteilung im Wirkungsfeld der Elektroden bestimmt und in Abhängigkeit zur Wärmeleitfähigkeit des Untergrunds mit für die Temperaturentwicklung und -verteilung maßgeblich ist und zum andern spielen die Bodenparameter wie mineralogische Zusammensetzung, Porosität, Porenverteilung, Tortuosität, Sättigungsgrad, Elektrolytkonzentration, pH-Wert, Schadstoffart und -spezifikation, Dicke der diffusen Doppelschicht usw. eine wesentliche Rolle.

3.1.1 Elektrische Feldverteilung

Maßgeblich für die Effizienz der elektrokinetischen Transportprozesse ist die elektrische Feldverteilung innerhalb des Bodenkörpers, da diese proportional zu den jeweiligen elektrokinetischen Geschwindigkeiten ist. Die elektrische Leitfähigkeit $[\sigma] = \text{S/m}$ innerhalb eines gesättigten Bodens berechnet sich dabei nach DZENITIS (1996) entsprechend:

$$\sigma = F^2 \cdot \tau \cdot \sum z_i^2 \cdot u_i \cdot c_i + \sigma_s \quad \text{Gl. 3-1}$$

mit F als FARADAY-Konstante $[F] = 96487 \text{ C/mol}$, τ als Tortuosität $[\tau] = -$, u_i als Mobilität der Spezies i $[u_i] = \text{m}^2/(\text{V}\cdot\text{s})$, c_i als Konzentration der Spezies i $[c_i] = \text{mol/m}^3$ und σ_s als die Leitfähigkeit der Bodenmatrix $[\sigma_s] = \text{S/m}$. Unter den Annahmen, dass keine chemischen Reaktionen stattfinden und die Elektroneutralität gegeben ist, gilt für die elektrische Feldverteilung nach PROBSTEIN (1994):

$$-\nabla \cdot (\sigma \cdot \nabla U) = \nabla \cdot (F \cdot \tau \cdot \sum z_i \cdot D_i \cdot \nabla c_i) \quad \text{Gl. 3-2}$$

wobei U die Spannung $[U] = \text{V}$ und D_i der Diffusionskoeffizient $[D_i] = \text{m}^2/\text{s}$ ist.

3.1.2 Temperaturverteilung

Bedingt durch den Eintrag elektrischer Energie im Rahmen einer elektrokinetischen Boden-sanierung kommt es entsprechend dem zweiten Hauptsatz der Thermodynamik durch Wärmeleitung (Konduktion) zur Temperaturerhöhung im Einflussbereich der Elektroden sowie im angrenzenden Untergrund. Die durch die Wärmeleitung übertragene Wärmeleistung \dot{Q} wird durch das FOURIER'sche Gesetz beschrieben:

$$\dot{Q} = -\lambda \cdot \nabla T \quad \text{Gl. 3-3}$$

mit λ als Wärmeleitfähigkeit $[\lambda] = \text{W}/(\text{m}\cdot\text{K})$ und T als Temperatur $[T] = \text{K}$.

Für die instationäre Wärmeleitung mit einer Wärmequelle gilt hierbei die Differentialgleichung (CHEN et al. 2002):

$$\frac{\partial T}{\partial t} \cdot c \cdot \rho = W + \nabla(\nabla T \cdot \lambda) \quad \text{Gl. 3-4}$$

wobei W die Leistungsdichte $[W] = \text{W}/\text{m}^3$, c die temperaturabhängige spezifische Wärmekapazität $[c] = \text{J}/(\text{g}\cdot\text{K})$ und ρ die Dichte des Bodens $[\rho] = \text{g}/\text{m}^3$ ist. Die Leistungsdichte beschreibt in diesem Zusammenhang die Heizenergiequelle, die durch Widerstandsheizungen hervorgerufen wird und von der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens und dem angelegten elektrischen Feld gemäß folgender Beziehung abhängig ist (BUETTNER & DAILY 1995):

$$W = \sigma \cdot \|\nabla U\|^2 \quad \text{Gl. 3-5}$$

3.1.3 Konvektion

Der konvektive Massenfluss j_i^c resultiert aus der konvektiven v_c Geschwindigkeit, die sich aus der vektoriellen Addition der hydraulischen v_h und elektroosmotischen v_{eo} Geschwindigkeit ergibt:

$$j_i^c = (v_c) \cdot c_i = (v_{eo} + v_h) \cdot c_i \quad \text{Gl. 3-6}$$

In Kapitel 2.3.1 wurde die elektroosmotische Geschwindigkeit bereits diskutiert, so dass im Folgenden ausschließlich zusätzliche Rahmenbedingungen erörtert werden. Unter Berücksichtigung der räumlich variablen Verteilung des Zeta-Potentials und der elektrischen Feldstärke ergibt sich für die elektroosmotische Geschwindigkeit v_{eo} (DZENITIS 1996):

$$\langle v_{eo} \rangle = \frac{\varepsilon}{\mu} \cdot \left\langle \zeta \cdot \frac{dU}{dx} \right\rangle \quad \text{Gl. 3-7}$$

mit (EYKHOLT & DANIEL 1994):

$$\langle f \rangle = \frac{1}{L} \cdot \int_0^L f(x) \cdot dx \quad \text{Gl. 3-8}$$

hierbei ist ε die Permittivität $[\varepsilon] = \text{C}^2/\text{V}\cdot\text{m}$, η die dynamische Viskosität $[\eta] = \text{Pa}\cdot\text{s}$, ζ das Zeta-Potential $[\zeta] = \text{V}$ und U die Spannung $[U] = \text{V}$.

Aufgrund der Größe des Testfelds und des heterogenen Aufbaus des Untergrunds wird bei der durchgeführten Modellierung jedoch das räumliche Mittel im Anschauungsraum gebildet und die

HELMHOLTZ-SMOLUCHOWSKI Gleichung (Gl. 2-16) herangezogen. Dieses Vorgehen wurde bereits in mehreren Arbeiten umgesetzt (ALSHAWABKEH & ACAR1996, DZENITIS 1996, CHEN et al. 2002).

Die hydraulische Geschwindigkeit v_h des in einem isotropen Medium durch den Druckgradienten ∇p hervorgerufenen Anteils am konvektiven Fluidtransport kann auf der Grundlage nach dem Gesetz von DARCY wie folgt beschrieben werden (KINZELBACH & RAUSCH 1995):

$$v_h = -\frac{K_h}{n \cdot \eta} \cdot \nabla p \quad \text{Gl. 3-9}$$

wobei K_h die hydraulische Permeabilität [K_h] = m² und n die Porosität [n] = - ist.

Damit ergibt sich mit Gleichung 2-16 und 3-9 für die konvektive Geschwindigkeit die allgemeine Gleichung:

$$v_c = -\frac{K_e}{n \cdot \eta} \cdot \nabla E - \frac{K_h}{n \cdot \eta} \cdot \nabla p \quad \text{Gl. 3-10}$$

3.1.4 Elektromigration

Der Beitrag des Ionen transports der Spezies i zum Stofftransport ist proportional zur elektromigrativen Geschwindigkeit v_{em} (Kap. 2.3.3) und berechnet sich wie folgt (DZENITIS 1997):

$$j_i^m = (v_{em}) \cdot c_i \quad \text{Gl. 3-11}$$

Aus der Definition der elektrischen Feldstärke ergibt sich dabei für positiv geladene Ionen eine Migrationsbewegung in Richtung des Felds, also hin zur Kathode, während negativ geladene Ionen in Richtung Anode migrieren.

3.1.5 Diffusion

Die Diffusion ist in Böden mit geringer Wasserdurchlässigkeit der natürliche (im Gegensatz zu den erzwungenen elektrokinetischen Transportprozessen) Haupttransportprozess. Dabei finden verschiedene Diffusionsvorgänge (Film-, Oberflächen-, Intrapartikel- und Matrixdiffusion) statt, die eine unterschiedliche Gewichtung beim Stofftransport haben und z. T. nur schwer zu quantifizieren sind (GRATHWOHL 1998 a).

Die Diffusion beschreibt den Massentransport durch thermische Eigenbewegung (BROWN'sche Molekularbewegung) der Atome, Moleküle, Ionen, geladenen Komplexen sowie suspendierter Partikel oder Kolloide und führt zu einem Konzentrationsausgleich innerhalb des Mediums (Gas- bzw. Flüssigkeitsphase oder im Dreiphasensystem Boden/Porenwasser/Bodenluft) (FRICK 1993).

Mathematisch wird der diffusive Stofffluss j_d durch das erste FICK'sche Gesetz beschrieben, das für den eindimensionalen Fall im Einphasensystem lautet (FICK 1855):

$$\vec{j}_d = -D^f \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \quad \text{Gl. 3-12}$$

hierbei ist D^f der freie (molekulare) Diffusionskoeffizient [D^f] = m²/s und $\partial c / \partial x$ der Konzentrationsgradient in x-Richtung [$\partial c / \partial x$] = g/m⁴.

Der instationäre diffusive Stofftransport wird durch das zweite FICK'sche Gesetz beschrieben, das für den eindimensionalen Fall lautet:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D^f \cdot \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad \text{Gl. 3-13}$$

Der molekulare Diffusionskoeffizient ist keine stoffspezifische Konstante, sondern hängt von den thermodynamischen Parametern des Systems ab (FRICK 1993). Dabei entscheidend ist die Temperatur, die Zusammensetzung und die dynamische Viskosität der Flüssigkeit, die Konzentration der Lösung sowie die Teilchengröße, die Ladung und die Hydratisierungsenergie einzelner Ionen (GRATHWOHL 1998 a). Die molekulare Diffusion hängt von den interaktiven Kräften (COULOMB'sche und VAN DER WAAL'sche Kräfte) zwischen den Molekülen, Ionen usw. ab.

Die Temperaturabhängigkeit der Diffusionskoeffizienten ist gemäß der STOKES-EINSTEIN-Beziehung mit der absoluten Temperatur sowie der temperaturabhängigen dynamischen Viskosität der Lösung durch folgende Gleichung verknüpft (FRICK 1993):

$$\frac{D_{T_2}^f}{D_{T_1}^f} = \frac{\eta_{T_1} \cdot T_2}{\eta_{T_2} \cdot T_1} \quad \text{Gl. 3-14}$$

Für kleinere organische Moleküle lässt sich der freie aquatische Diffusionskoeffizient nach der empirischen Methode von HAYDUK & LAUDIE (1974) berechnen:

$$D_w^f = \frac{13,26 \cdot 10^{-5}}{\eta^{1,14} \cdot V_m^{0,589}} \quad \text{Gl. 3-15}$$

mit η als die dynamische Viskosität von Wasser [η] = Ps·s und V_m als das Molvolumen [V_m] = m³/mol der gelösten diffundierenden Substanz. Für die Berechnung des freien Diffusionskoeffizienten in der Gasphase D_g^f kann die empirische Gleichung nach FULLER et al. (1966) herangezogen werden:

$$D_g^f = \frac{1,01325E-5 \cdot T^{1,75} \cdot \sqrt{\frac{(M_m + M_g)}{M_m \cdot M_g}} \cdot 10^{-3}}{p \cdot \left(100 \cdot V_m^{1/3} + 100 \cdot V_g^{1/3}\right)^2} \quad \text{Gl. 3-16}$$

hierbei ist T die Temperatur [T] = K, M_m das Molekulargewicht der diffundierenden Substanz [M_m] = kg/mol, M_g das Molekulargewicht der Luft [M_g] = ~28,97E-3 g/mol, p der Druck [p] = N/m², V_m das Molvolumen der diffundierenden Substanz [V_m] = m³/mol und V_g das Molvolumen der Luft [V_g] = ~20,1E-6 m³/mol.

In natürlichen porösen Mehrphasensystemen wird die Diffusion durch Geometrieigenschaften des Porenraums beeinflusst. Zur Berücksichtigung der Porengeometrie werden die Tortuosität und die Konstriktivität als beschreibende Faktoren eingeführt (FRICK 1993).

Die Tortuosität τ beschreibt den Umstand, dass in einem porösen Medium die Diffusionspfade von der Richtung des Konzentrationsgradienten abweichen (VAN BRAKEL & HEERTJES 1974) und wird entsprechend Gleichung 3-17 berechnet:

$$\tau = \left(\frac{L}{L_e}\right)^2 < 1 \quad \text{Gl. 3-17}$$

wobei L_e die tatsächliche Wegstrecke des gekrümmten Flusses über eine Distanz L durch das Medium ist. SHACKELFORD & DANIEL (1991) geben für die Tortuosität in wassergesättigten Böden Werte zwischen 0,01 und 0,84 an.

Die Konstriktivität δ beschreibt die Querschnittsvariation der Porenkanäle und wird nach einem Ansatz von VAN BRAKEL & HEERTJES (1974) durch das Verhältnis des maximalen zum minimalen Porenquerschnitt erklärt.

Die dimensionslose Tortuosität und Konstriktivität lassen sich nur bedingt direkt messen bzw. unterscheiden, so dass sie in einer einzelnen empirischen dimensionslosen Größe, dem Geometriefaktor G , zusammengefasst werden (FRICK 1993):

$$G = \delta \cdot \tau^2 \quad \text{Gl. 3-18}$$

Die Berücksichtigung des Geometriefaktors und der transportwirksamen Porosität als Maß für das zur Verfügung stehende Porenvolumen der jeweiligen Phase liefert den effektiven Diffusionskoeffizienten für ein poröses Medium (BEAR 1997, FRICK 1993):

$$D_w^* = D_w^f \cdot G \cdot n_w^* = D_w^f \cdot \omega_w \quad \text{Gl. 3-19}$$

$$D_g^* = D_g^f \cdot G \cdot n_g^* = D_g^f \cdot \omega_g \quad \text{Gl. 3-20}$$

wobei D_w^* der effektive Diffusionskoeffizient [D_w^*] = m²/s, n_w^* die effektive Porosität [n_w^*] = - und ω_w der Formationsfaktor [ω_w] = - in der wässrigen Phase, sowie D_g^* der effektive Diffusionskoeffizient [D_g^*] = m²/s, n_g^* die effektive Porosität [n_g^*] = - und ω_g der Formationsfaktor [ω_g] = - in der gasförmigen Phase ist. Da in Dreiphasensystemen wie der ungesättigten Zone die durchflusswirksame Porosität durch das Vorhandensein einer zweiten Phase eingeschränkt wird, muss sie für beide Phasen unabhängig betrachtet werden. Zur Berechnung der Formationsfaktoren in wässriger (COLLIN & RASMUSON 1988) bzw. gasförmiger (MILLINGTON & QUIRK 1960, PENMAN 1940) Phase wurden verschiedene empirische Gleichungen aufgestellt.

Der diffusive Transportprozess in der ungesättigten Zone setzt sich aus der Diffusion in der Bodenluft und dem Porenwasser zusammen. Die eindimensionale Transportgleichung für die Diffusion in der ungesättigten Zone lautet (WEBER 2001):

$$\frac{\partial c_{ges}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[D_w^* \cdot \frac{\partial c_w}{\partial x} + D_g^* \cdot \frac{\partial c_g}{\partial x} \right] \quad \text{Gl. 3-21}$$

hierbei ist c_{ges} die Gesamtkonzentration [c_{ges}] = g/m³, ∂x der vertikale Abstand [∂x] = m, c_w die Konzentration in der wässrigen Phase [c_w] = g/m³ und c_g der Konzentration in der Gasphase [c_g] = g/m³.

3.1.6 Chemisch-physikalischer Reaktionsterm

Adsorptionsphänomene können einen entscheidenden Einfluss auf die Retardation von LCKW nehmen. Falls die Adsorption schnell und reversibel verläuft, kann der Retardationsfaktor R wie folgt berechnet werden (BRUELL et al. 1992):

$$R = 1 + \frac{\rho_d}{n} \cdot K_d \quad \text{Gl. 3-22}$$

wobei ρ_d die Trockendichte [ρ_d] = g/m³ und K_d der Verteilungskoeffizient [K_d] = m³/g ist, der die Sorption des Bodens berücksichtigt. Aufgrund ihres lipophilen Charakters ist die Sorption von unpolaren organischen Substanzen vom Gehalt an organischem Material im Boden abhängig (GRATHWOHL 1989). Der Verteilungs- bzw. Sorptionskoeffizient kann aus dem K_{oc} -Wert, einem Maß für die Sorption an den organischen Substanzen des Bodens, und aus der Fraktion an organischem Kohlenstoff f_{oc} berechnet werden (FETTER 1999):

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad \text{Gl. 3-23}$$

Neben den Sorptionsprozessen können Abbaureaktionen des Schadstoffs zu einer Konzentrationsveränderung innerhalb des Anschauungsraumes führen. Diese Vorgänge können jedoch für das Tetrachlorethen bei den auf dem Standort in Birkenfeld gegebenen Bedingungen ausgeschlossen werden (HALBACH 2001 a), wodurch eine weitere Berücksichtigung des Abbaus im Folgenden nicht notwendig ist.

3.2 Transportgleichung

Für den Einzelstoff ergibt sich die Gesamtmassenflussgleichung aus dem diffusiven, konvektiven und elektromigrativen Stofftransport zu:

$$j_i = (v_c + v_{em}) \cdot c_i - D_i^* \cdot \nabla c_i \quad \text{Gl. 3-24}$$

Nach JACOBS & PROBSTEIN (1996) kann die makroskopische Massenerhaltungsgleichung für den Stofftransport einer Spezies unter der Annahme einer konstanten Porosität im Medium wie folgt formuliert werden:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla j_i = R_i \quad \text{Gl. 3-25}$$

Unter Berücksichtigung der Gleichungen 3-6 und 3-24 ergibt sich aus Gleichung 3-25 die allgemeine elektrokinetische Konvektions-Diffusionsgleichung:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \underbrace{(v_{eo} + v_h) \cdot \nabla c_i}_{\text{Fluidtransport}} + \underbrace{v_{em} \cdot \nabla c_i}_{\text{Elektromigration}} - \underbrace{d_i^* \cdot \nabla c_i}_{\text{Diffusion}} - \underbrace{R_i}_{\text{Reaktionsterm}} = 0 \quad \text{Gl. 3-26}$$

4 Grundlagen der leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe (LCKW)

Leichtflüchtige Chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) sind niedermolekulare, gesättigte (Chloralkane) und ungesättigte (Chloralkene) aliphatische Verbindungen, die sich in ihren Eigenschaften aufgrund ihrer chemischen Struktur von den cyclischen aliphatischen und aromatischen Chlorkohlenwasserstoffen unterscheiden.

Die Wasserlöslichkeit der LCKW ist unterschiedlich (Tab. 4-1) und reicht je nach Polarität des Stoffes von 150 mg/l bei Tetrachlorethen bis 6.300 mg/l beim Trans-1,2-Dichlorethen. Unter Einfluss von UV-Strahlung, Sonnenlicht, Säuren oder Basen neigen LCKW zur Zersetzung. Ihre thermodynamische Stabilität nimmt vom hochsubstituierten Tetrachlorethen zum Vinylchlorid deutlich ab, wobei trans-Isomere (z. B. trans-1,2-Dichlorethen) stabiler als entsprechende cis-Isomere sind, da sich dort die Substituenten gegenseitig stören (VOLLHARDT & SHORE 2000).

Tab. 4-1: Physikochemische Eigenschaften von Tetrachlorethen, Trichlorethen, 1,2-Dichlorethen und Vinylchlorid (FEYERABEND 2002).

Eigenschaft	Einheit	Tetrachlorethen	Trichlorethen	1,2-Dichlorethen (cis/trans)	Vinylchlorid
Molekulargewicht	g/mol	165,8	131,39	96,94	62,45
Dichte (20 °C)	g/cm ³	1,6-1,62	1,47-1,5	1,26/1,28	0,911
Kinematische Viskosität (20 °C)	m ² /s	0,54	0,40	0,47/0,92	n.v.
Rel. Permeabilität $k_f(KW)/k_f(H_2O)$	-	1,86	2,54	2,73/1,37	n.v.
Oberflächenspannung	N/m	32E-3	32E-3	28E-3/26E-3	n.v.
Oktanol-Wasser- Verteilungskoeffizient [$\log K_{ow}$]	-	2,6-3,4	2,29-3,06	1,48-1,86/2,06	0,6-199
Wasser-Luft- Verteilungskoeffizient [K_{WL}]	-	1,22	2,74	n.v.	n.v.
Bodensorptionskoeffizient [K_{OC}]	-	210-238	87-150	49-59	8,2-56
Schmelzpunkt	K	250-254	200	192/232	119
Siedepunkt	K	394	360	212,7/225,0	259,1
Dampfdruck (20 °C)	mbar	14,0-19,0	57,8-77,0	234/348	2600-2650
Löslichkeit in Wasser (20 °C)	mg/l	100-160	1000-1100	800-3500/6300	1100-2700
HENRY-Konstante (25 °C)	-	0,723	0,392	0,167/0,383	1,14
Diffusionskoeffizient in Luft (25 °C)	m ² /d	0,66	n.v.	n.v.	n.v.
Diffusionskoeffizient in Wasser (25 °C)	m ² /d	8,8E-5	n.v.	n.v.	n.v.
Geruchsschwellenwert	ppm	5-50	0-400	17	3000
MAK-Wert	ppm	50	50	200	n.v.
Durchdringung von Haut	cm/h	0,049	n.v.	n.v.	n.v.
Halbwertszeit in Luft	d	14-51	2-5	5-12	1,5
Halbwertszeit in der Wurzelzone	d	590	n.v.	n.v.	n.v.
Halbwertszeit in der ungesättigten Zone	d	760	n.v.	n.v.	n.v.
Halbwertszeit in der gesättigten Zone	d	510	n.v.	90-336	n.v.
Halbwertszeit in Oberflächengewässern	d	90-300	~325	n.v.	5
TVO-Grenzwert (Σ LCKW)	µg/l	25			
Prüfwert Sickerwasser (Σ LCKW)	µg/l	10			

4.1 Tetrachlorethen (PER)

Tetrachlorethen (C_2Cl_4) ist eine farblose, leicht flüchtige und nur in geringen Anteilen wasserlösliche Flüssigkeit von ätherischem Geruch. Es zersetzt sich unter Einfluss von Licht, Sauerstoff, Wasser und Temperaturen über 150 °C. Ferner ist es nicht brennbar und bildet mit Luft keine explosionsfähigen Gemische (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1999).

4.1.1 Verhalten und Wirkung in der Umwelt

Aufgrund seiner hohen Flüchtigkeit und seiner hohen HENRY-Konstante entgast PER sehr schnell aus Oberflächengewässern, besonders wenn diese bewegt sind. Dabei ist weniger die Konzentration, sondern vielmehr das Verhältnis von Volumen zur Oberfläche entscheidend (ATSDR 2002 a). Der abiotische Abbau erfolgt in Gegenwart von Sauerstoff hydrolytisch oxidativ sehr langsam; die Halbwertszeiten liegen im Bereich von Monaten bis mehreren Jahren (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1999). Der abiotische Abbau mittels nukleophiler Substitution durch HS^- und OH^- wurde bisher nur bei Halogenalkanen beobachtet (PANKOW & CHERRY 1996).

Die physikalischen Eigenschaften der LCKW (Tab. 4-1), wie die sehr geringe dynamische Viskosität und die hohe Dichte, führen dazu, dass diese nahezu ungehindert in den Untergrund gelangen (NERGER 1990). Das Verhalten der LCKW im Untergrund selbst wird von deren physikochemischen Eigenschaften und den Bodeneigenschaften maßgeblich mit beeinflusst. Dies sind unter anderem (PANKOW & CHERRY 1996):

- Dampfdruck
- Wasserlöslichkeit
- Verteilungskoeffizient Luft/Wasser/Boden
- HENRY-Konstante
- Korngrößenverteilung, Porosität und k_f -Wert des Untergrunds
- Tongehalt
- org. Kohlenstoffgehalt
- Wassergehalt

Ein LCKW, der in den Untergrund gelangt, sickert in der ungesättigten Bodenzone unter dem Einfluss der Schwerkraft nahezu vertikal nach unten, wobei eine residuale Schadstoffsättigung in Folge von Oberflächenspannungseffekten im Porenraum zurückbleibt. Durch Untergrundsichtungen, Kapillardruckeffekte und Diffusion kann auch eine horizontale Ausbreitung erfolgen (SCHWILLE et al. 1984). Da LCKW (z. B. PER) im Allgemeinen schwerer als Wasser sind, sinken sie in der gesättigten Zone bis auf den Boden des Grundwasserleiters ab.

In der ungesättigten Zone findet durch Lösung ein Übergang aus der LCKW-Phase in die wässrige Phase statt. Durch Verdampfung aus der nicht wässrigen Phase und der wässrigen Phase wird Schadstoffmasse in die Gasphase übertragen. In der Gasphase wird der Schadstoff durch Diffusion richtungsunabhängig transportiert, wobei die Diffusionsgeschwindigkeit in der Bodenluft bis zu 10.000-mal schneller ist als im Wasser (GRATHWOHL 1998 b). Zusätzlich kann ein advektiver Transport durch Druck- oder Dichtegradienten erfolgen (SCHMIDT 2001). Im Gegensatz zur Entgasung von PER aus Oberflächengewässern ist die Volatilisation aus Böden stark konzentrationsabhängig und läuft mindestens 10- bis 100-mal langsamer ab (ATSDR 2002 a). In diesem Zusammenhang ist jedoch die Temperaturabhängigkeit der dimensionslosen HENRY-Konstante H zu berücksichtigen, die mit

steigender Temperatur T exponentiell entsprechend folgender Gleichung zunimmt (GRATHWOHL 1998 b):

$$H_{T_2} = H_{T_1} \exp \left[B \cdot \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right) \right] \quad \text{Gl. 4-1}$$

mit B als Temperaturkorrekturfaktor $[B] = \text{K}$. Für die wichtigsten LCKW wurden die HENRY-Konstanten für das Temperaturintervall 5 - 100 °C gemäß Gleichung 4-1 berechnet und in Abbildung 4-1 dargestellt.

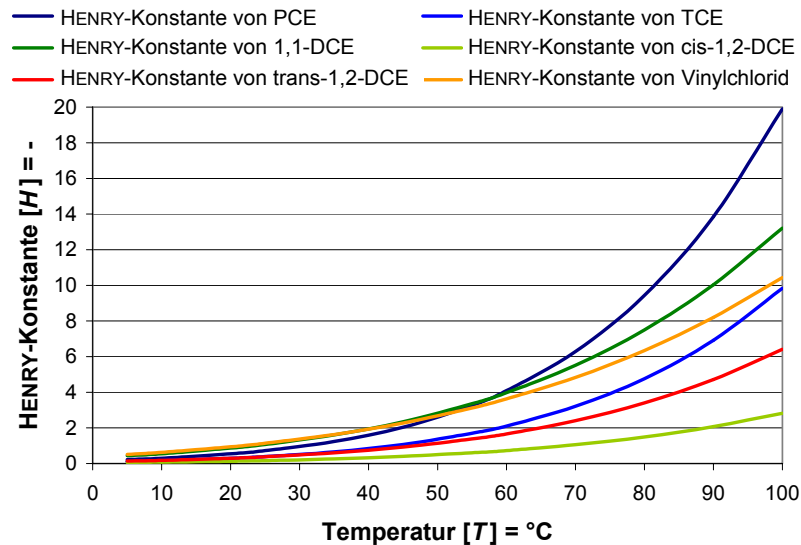


Abb. 4-1: Temperaturabhängigkeit der HENRY-Konstanten von LCKW.

4.1.2 Sorption

Eine Vielzahl von elektrokinetischen Laborversuchen (HALLER 2001, HALBACH 2001, HOFFMANN 1995, BRUELL & SEGALL 1992) haben gezeigt, dass sich im Porenwasser gelöstes Tetrachlorethen und Trichlorethen im Boden langsamer bewegen als das Porenwasser selbst. Es kommt zur Retardation der Schadstoffe, obwohl die kinematische Viskosität von PER mit $0,54\text{E-}6 \text{ m}^2/\text{s}$ nur halb so groß ist wie die von Wasser. Der dimensionslose Retardationsfaktor R berechnet sich nach:

$$R = \frac{v_w}{v_c} = 1 + \left(\frac{\rho_b}{n} \right) \cdot (K_d) \quad \text{Gl. 4-2}$$

v_w ist die Fließgeschwindigkeit des Bodenwassers $[v_w] = \text{m/s}$, v_c die Fließgeschwindigkeit des Schadstoffes $[v_c] = \text{m/s}$, ρ_b die Trockendichte des Bodens $[\rho_b] = \text{g/m}^3$, n die Porosität $[n] = -$ und K_d der Verteilungskoeffizient des Schadstoffs zwischen fester und flüssiger Phase $[K_d] = \text{m}^3/\text{g}$. K_d ist für die Retardation die entscheidende Größe und beruht auf dem NERNST'schen Verteilungsgesetz:

$$K_d = c_s / c_l \quad \text{Gl. 4-3}$$

wobei c_s und c_l jeweils die Konzentrationen in mg/kg bzw. mg/l in der festen bzw. flüssigen Phase darstellen (FETTER 1993). STUPP (2002) gibt Werte von R für PER zwischen 2 und 10 an. Bei Böden mit einem Organikgehalt von mehr als 0,1 % ist der Hauptgrund für die Retardation eine Adsorption

des Schadstoffs durch VAN-DER-WAALS-Kräfte, hydrophobe Bindungen und Elektronendonator-Akzeptor-Komplexe an die organischen Bestandteile des Bodens.

Bei Organikgehalten $< 0,1\%$ sind die Mechanismen der Retardation für PER noch nicht genau erforscht. Laut HOFFMANN (1995) sind die K_d -Werte für LCKW selbst in einem organikfreien Boden/Aquifer nur von den physikochemischen Eigenschaften der LCKW abhängig, nicht jedoch von der Korngröße und der mineralogischen Zusammensetzung des Bodenkörpers. Dies bedeutet, dass die Retardation nicht aufgrund von Adsorption erfolgen kann, da hier die spezifische Oberfläche die entscheidende Größe ist. Auch GRATHWOHL (1988) und ZIECHMANN & MÜLLER-WEGENER (1990) haben keine messbare Sorption von Tetrachlorethen an Tonmineralen (unabhängig vom Strukturtyp) feststellen können. Als Gründe für die Retardation nennt HOFFMANN (1995) Matrixdiffusion und die Diffusion in sog. dead-end-Poren.

4.1.3 Biodegradation

LCKW-Kontaminationen stellen ein besonderes Gefährdungspotential dar, da sie z. T. kaum biologisch abgebaut werden und aufgrund ihrer vergleichsweise guten Wasserlöslichkeit weiträumig im Grundwasser transportiert werden können. Konzentrationsabhängig wirkt Tetrachlorethen toxisch auf Mikroorganismen, so dass ab 50 mg/l kein mikrobiologischer Abbau mehr zu beobachten ist (STUPP 2002).

Das Haftwasser zwischen den Bodenpartikeln ist der Lebensraum für die Bakterien, die für den biologischen Abbau verantwortlich sind. Es müssen ausreichend organische Nährstoffe und Mineralsalze enthalten sein, um eine Stoffwechsellätigkeit zu ermöglichen. Der damit verbundene Gasaustausch erfolgt über die Grenzfläche zwischen wässriger Phase und Gasphase in den Porenräumen. Für einen effektiven Abbau von Tetrachlorethen im Untergrund sollten folgende Bedingungen erfüllt sein (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991):

- neutraler bis leicht alkalischer pH-Wert
- Temperaturbereich zwischen 20 und 40 °C
- Wassergehalt von 50 - 80 % der Feldkapazität

Der konzentrationsabhängige Abbau von Tetrachlorethen in Boden und Grundwasser erfolgt fast ausschließlich anaerob cometabolisch und deshalb entsprechend langsam. Die Mikroorganismen sind demnach zum Abbau des PER auf andere, organische Nährstoffe zwingend angewiesen. Den benötigten Wasserstoff (Abb. 4-2) liefern anaerob gut verwertbare Cosubstrate wie Acetat, Methanol, Glucose oder Benzoat (BÖCKLE 1999).

Neueste Forschungsergebnisse haben gezeigt, dass spezielle Bakterienstämme zur Halorespiration befähigt sind. Diese Bakterien nutzen chlorierte Ethene als terminale Elektronenakzeptoren in ihrem Energiemetabolismus (LCKW-Atmung) und sind in der Lage, PER vollständig zu Ethen abzubauen. Die Dechlorierungsraten derartiger Spezialisten liegen um Größenordnungen über denen von Mikroben, die auf cometabolische Prozesse angewiesen sind (STUPP & PAUS 2002).

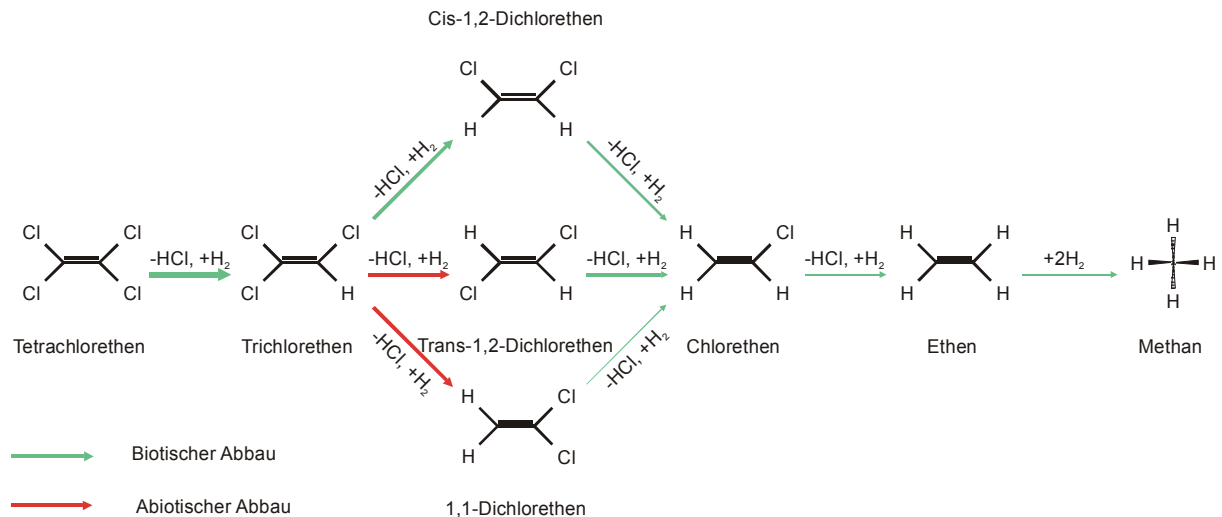


Abb. 4-2: Anaerober Abbau von PER (nach FREEDMAN & GOSSET 1989).

4.2 Trichlorethen (TRI)

Trichlorethen ist eine farblose, aufgrund seiner hohen HENRY-Konstante leicht flüchtige und nur in geringen Anteilen wasserlösliche Flüssigkeit (Tab. 4-1) von chloroformartigem Geruch. In Anwesenheit von Licht, Sauerstoff, Wasser und bei Temperaturen über 120 °C zersetzt es sich. Seine Dämpfe sind nicht sichtbar, schwerer als Luft, breiten sich am Boden aus und sind bei Konzentrationen zwischen 7,9 und 43 Vol.-% explosiv (MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG 1990).

4.2.1 Verhalten und Wirkung in der Umwelt

Trichlorethen zeigt in Boden und Grundwasser ein ähnliches Verhalten wie Tetrachlorethen. Mit einer HENRY-Konstanten von 0,392 bei 25 °C ist es etwas weniger flüchtig wie PER, entgast aber trotzdem sehr schnell aus Oberflächengewässern. Aufgrund seiner größeren Wasserlöslichkeit und geringeren Viskosität ist es im Untergrund deutlich mobiler als PER. Ferner ist sein Bodensorptionskoeffizient deutlich geringer (Tab. 4-1). In Säulenversuchen wurde keine Adsorption von TRI an Calciummontmorillonit und eine Adsorption von 17 % an Al-gesättigten Montmorillonit festgestellt (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY 2002). Der abiotische Abbau von TRI im Untergrund dauert sehr lange und ist von untergeordneter Bedeutung.

4.2.2 Biodegradation

Trichlorethen nimmt beim biologischen Abbau eine Zwischenstellung ein. Es wird anaerob effizient, aber langsam dechloriert. Aerob kann es wie die niedrig chlorierten LCKW oxidativ abgebaut werden.

Die Toxizität steigt von PER, TCE (Konzentrationen ab 10 mg/l für Bakterien) über die Dichlorethene bis hin zum Vinylchlorid an. Daher unterliegt TCE oft keinem bzw. nur geringem biologischem Abbau. Neben der in Abbildung 4-2 dargestellten reduktiven Dechlorierung von TCE ist auch ein oxidativer, cometabolischer Abbau durch obligat methanotrophe Bakterien über ein Epoxid möglich (Abb. 4-3). Die Produkte dieser Reaktion sind Kohlenmonoxid, Ameisensäure und Dichloressigsäure, die weiter oxidiert bzw. mineralisiert werden können (FEYERABEND 2002).

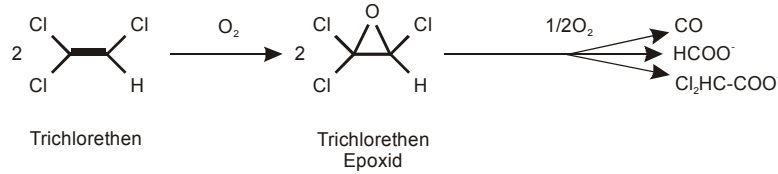


Abb. 4-3: Oxidativer Abbau von Trichlorethen (nach FEYERABEND 2002).

4.3 Dichlorethen (DCE) und Monochlorethen/Vinylchlorid (VC)

Die Dichlorethene sind farblose, leicht entzündliche Flüssigkeiten mit stechendem Geruch. Vinylchlorid ist unter Standardbedingungen gasförmig, ebenfalls leicht brennbar und riecht süßlich (ATSDR 2002 b).

4.3.1 Verhalten und Wirkung in der Umwelt

DCEs und VC zeichnen sich gegenüber den höher chlorierten Alkenen durch eine deutlich bessere Wasserlöslichkeit aus und werden daher in Boden und Aquifer weniger stark retardiert. Dichlorethene sind ebenfalls sehr flüchtig und entgasen relativ schnell aus Oberflächengewässern, wobei PER und VC flüchtiger als TCE und die DCEs sind (Tab. 4-1).

Wegen seines hohen Dampfdrucks und seines geringen K_{OC} -Werts volatilisiert Vinylchlorid innerhalb von Minuten aus Böden oder Gewässern und ist aufgrund seiner hohen HENRY-Konstante das mobilste LCKW.

4.3.2 Biodegradation

Im Gegensatz zu Tetrachlorethen und Trichlorethen werden die Dichlorethene und Vinylchlorid im oxischen Milieu analog zu dem in Abbildung 4-3 dargestellten Schema schneller und effektiver abgebaut, da die entsprechenden Bakterien diese LCKW sowohl als Kohlenstoffquelle als auch als terminalen Elektronenakzeptor verwenden (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). Deshalb kommt es oft vor, dass bei reduzierenden Bedingungen der Abbau von PER beim cis-1,2-Dichlorethen abbricht. Cis-1,2-Dichlorethen wird beim Abbau von TCE als Endprodukt aufgrund eines größeren Energiegewinnes bevorzugt gebildet (Abb. 4-2); die Verhältnisse von cis-DCE zu trans-DCE liegen meist bei 10:1 - 20:1.

5 Material und Methoden

5.1 Untersuchte Böden

In den durchgeführten Versuchen wurden je nach Fragestellung unterschiedliche Böden verwendet. Das Transportverhalten und ein möglicher elektrokinetisch induzierter Abbau wurden an zwei ungestörten kontaminierten Böden (Rötmergel, Talauensediment der Nagold) untersucht. Allgemeine Transportprozesse, Gefügeuntersuchungen sowie Versuche zur Elektrodenoptimierung wurden an einem homogenen „Modellboden“, einem umgelagerten Lößlehm aus dem Pfinztal, durchgeführt.

5.1.1 Umgelagerter Lößlehm

Um reproduzierbare Experimente durchführen zu können, wurde in den elektrokinetischen Technikumsversuchen und zur Untersuchung struktureller Veränderungen bedingt durch elektrokinetische Prozesse ein umgelagerter Lößlehm vom Altstandort „Hammerwerk Pfinztal“ verwendet. Dieser Boden eignet sich aufgrund seiner homogenen Eigenschaften und eines erfolgreich durchgeführten Feldversuchs (HAUS 2002) im besonderen Maße für diese Art von Versuchen. Der Altstandort „Hammerwerk Pfinztal“ liegt am Mittellauf der Pfinz, etwa 15 km östlich von Karlsruhe.

Der Untergrund wird von triassischen Gesteinen des Oberen Buntsandsteins bis Unteren Muschelkalks gebildet, welche die paläozoischen Sedimente der saxothuringischen Zone des variszischen Orogens überlagern (GEYER & GWINNER 1991). Über dem mesozoischen Deckgebirge erreichen quartäre Lößlehm- und Schwemmlößablagerungen Mächtigkeiten zwischen 2 und 10 m. Hierbei handelt es sich um Verwitterungsprodukte des Lösses, einem äolischen Sediment, das während der Kaltzeiten des Pleistozäns von Westen in Landsenken eingeweht wurde. Der aus den ausgedehnten vegetationsarmen Tundrengebieten ausgeblasene feinkörnige (Schluff bis Feinsand) Gesteinsstaub wird durch Verwitterungsprozesse entkalkt und die silikatischen Anteile (Feldspäte) in Tonminerale umgewandelt.

Der verwendete umgelagerte Lößlehm war unkontaminiert und wurde in Versuchen zur Untersuchung der Funktionsweise der Horizontalfilterelektroden sowie von Strukturveränderungen während der elektrokinetischen Bodensanierung verwendet. Ablaufende elektrokinetische Transportprozesse von Schadstoffen waren für diese Fragestellung unerheblich.

5.1.2 Talauensediment der Nagold

Um die Übertragbarkeit der Ergebnisse, die an Proben aus Birkenfeld erzielt wurden, auf andere Standorte zu überprüfen, wurden auf dem Gelände einer ehemaligen Industrieanlage (Regula-Werk King & Bauser) in Bad Liebenzell LCKW-kontaminierte, ungestörte Bodenproben gewonnen und untersucht (Abb. 5-1). Der Untersuchungsstandort befindet sich in 11 - 15 m mächtigen quartären Talablagerungen der Nagold, die über weite Bereiche von einer Oberflächenbefestigung und anthropogenen Auffüllung bedeckt sind. Die Talablagerungen zeigen eine sehr heterogene Abfolge und bestehen aus Schluff, Sand, Kies und Stein in wechselnden Anteilen (Abb. 5-2). Lagerungsabfolgen lassen sich nur sehr begrenzt über mehrere Aufschlüsse verfolgen. Die über weite Bereiche der Aufschlüsse angetroffenen kies- und teilweise steinreichen Sande wechseln mit stein- und kiesfreien schluffigen Feinsandlagen ab. Die Steine und Kiese sind überwiegend Buntsandsteine aus dem Einzugsgebiet der Nagold, die gesamten Proben weisen dessen typisch rotbraune Färbung auf. Die Sedimente keilen unmittelbar östlich des Betriebsgeländes rasch gegen die Schichten des Mittleren Buntsandsteins aus.

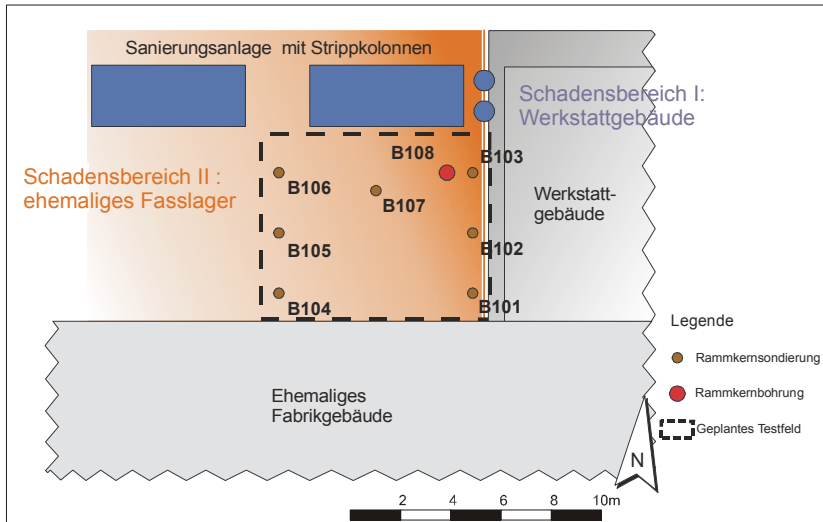


Abb. 5-1: Lageplan des Untersuchungsgebiets Regula-Werk King & Bauser, Bad Liebenzell (nach HALLER 2001).

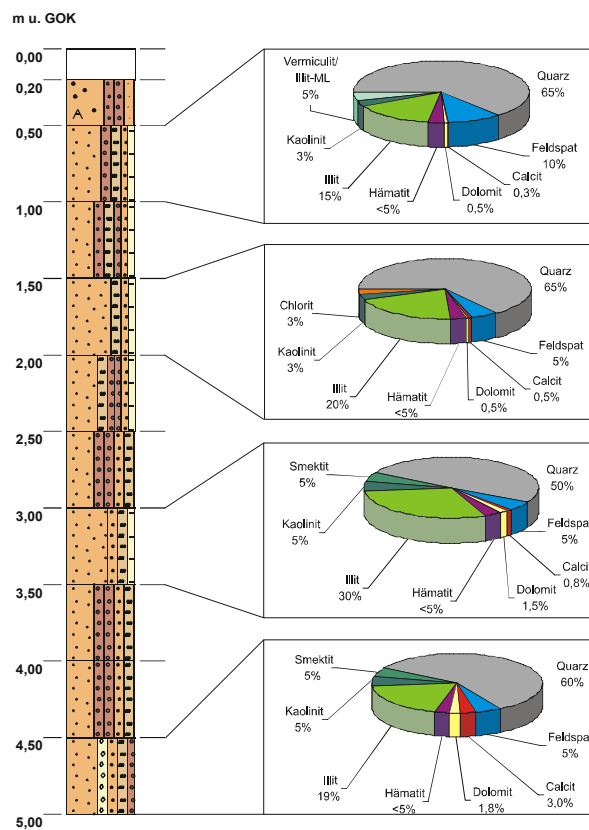


Abb. 5-2: Tiefenhorizontiertem Bohrprofil und mineralogischer Zusammensetzung (nach HALLER 2001).

Unter den Talablagerungen folgen die anstehenden Festgesteinseinheiten des Mittleren Buntsandsteins (ECK'SCHES Konglomerat). Hierbei handelt es sich um gebänderte, rötliche, z. T. grünlich-graue, fein- bis mittelkörnige Sandsteine, die von einzelnen Tonlagen unterbrochen werden und von den Gesteinen des Unteren Buntsandsteins unterlagert werden. Diese Sedimentgesteine überlagern das Grundgebirge des Schwarzwalds, das aus Granit und Gneis aufgebaut ist (GEYER & GWINNER 1991).

Auf dem Standort wurden punktuell erhöhte Schadstoffgehalte durch Mineralöl und Schwermetalle in der Bausubstanz nachgewiesen. Von ihnen geht keine Gefährdung für den unterlagernden Boden und das Grundwasser aus. Dagegen liegen erhebliche Verunreinigungen des Untergrundes mit leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen vor. Die geringsten angetroffenen Konzentrationen liegen etwa im Bereich des Prüfwertes von 0,2 mg/kg. Der Schwerpunkt der Kontamination liegt in 2,5 - 3 m Tiefe mit Gehalten von 8.800 mg/kg Tetrachlorethen (Abb. 5-3). Der Schadstoff liegt damit in Phase vor. In den äußeren Bereichen des Untersuchungsgebiets wurden dagegen nur noch Werte im Bereich von wenigen mg/kg vorgefunden.

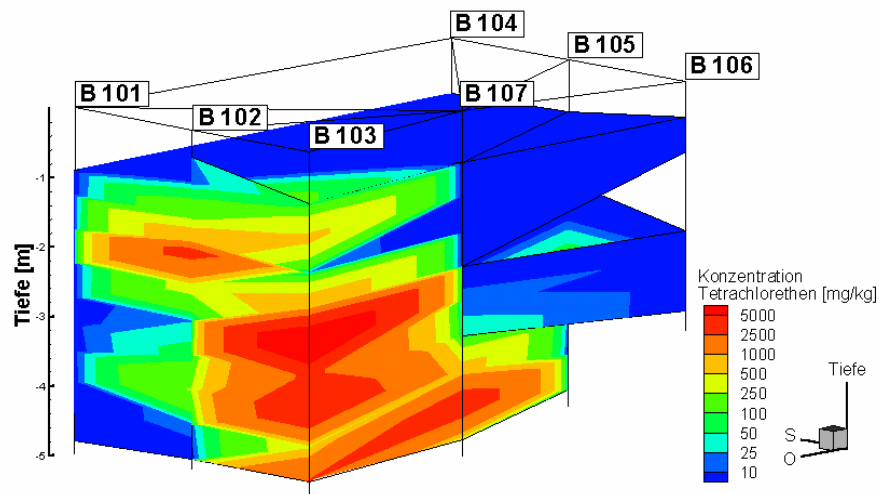


Abb. 5-3: Tetrachlorethenverteilung im Untersuchungsgebiet Regula-Werk King & Bauser (nach HALLER 2001).

Die Trichlorethenkonzentrationen sind am Untersuchungsstandort etwa um den Faktor 100 geringeren als die Tetrachlorethenkonzentrationen. Der Maximalwert liegt dabei bei 55 mg/kg.

5.1.3 Rötmergel

Der Rötmergel ist die stratigraphisch jüngste Einheit des Buntsandsteins und spiegelt faziell den Übergang zwischen terrestrischen zu marinen Sedimentationsbedingungen wider. Die rotbraunen, tonigen, schwach sandigen und bereichsweise schwach kiesigen Schluffe beinhalten Lagen mit Tonsteinbruchstücken (Kiesfraktion) sowie helle, dolomitische Horizonte (schluffige Feinsande) mit unterschiedlicher Mächtigkeit im Dezimeterbereich. Der vertikal heterogene Aufbau des Rötmergels zeigt sich zudem in der mineralogischen Zusammensetzung. Da das Testfeld auf dem Gelände der Firma Stahl GmbH & Co. KG in Birkenfeld den Schwerpunkt der durchgeführten Untersuchungen darstellt, erfolgt eine genaue Charakterisierung des Rötmergels sowie eine detaillierte Standortbeschreibung in Kapitel 5.11.

5.2 Charakterisierung der verwendeten Wässer

5.2.1 Physikochemischen Parameter des Karlsruher Leitungswassers

Da alle Technikumsversuche und viele Laborversuche mit Karlsruher Leitungswasser durchgeführt wurden, werden in Tabelle 5-1 die wichtigsten physikochemischen Parameter aufgelistet.

Tab. 5-1: Physikochemische Parameter des Karlsruher Leitungswassers.

Parameter	Einheit	Messwert
pH-Wert	-	7,51
Redoxpotential	mV	288
Leitfähigkeit	$\mu\text{S/cm}$	679
Natrium	mg/l	11,1
Kalium	mg/l	2,0
Magnesium	mg/l	10,9
Calcium	mg/l	116,7
Nitrat*	mg/l	16,9
Sulfat*	mg/l	76
Chlorid*	mg/l	25
Hydrogenkarbonat*	mg/l	316

*Werte nach SCHNELL (2001)

5.2.2 Physikochemischen Parameter des Birkenfelder Leitungswassers

Zur Perkolation der Anoden wurde auf dem Testfeld in Birkenfeld Leitungswasser verwendet, dessen chemische Zusammensetzung in Tabelle 5-2 dargestellt ist und sich als Calcium- Magnesium-Chlorid-Hydrogenkarbonatwasser charakterisieren lässt. Die Gesamtmineralisation ist mit 92,7 mg/l relativ gering und ergibt eine Leitfähigkeit von 112 $\mu\text{S/cm}$. Der pH-Wert liegt bei 7,53 und das Redoxpotential bei 358 mV.

Tab. 5-2: Physikochemische Parameter des Birkenfelder Leitungswassers (FEYERABEND 2002).

Parameter	Einheit	Messwert
pH-Wert	-	7,53
Redoxpotential	mV	358
Leitfähigkeit	$\mu\text{S/cm}$	112
Natrium	mg/l	4,33
Kalium	mg/l	2,96
Magnesium	mg/l	2,83
Calcium	mg/l	14,4
Chlorid	mg/l	8,28
Hydrogenkarbonat	mg/l	59,89

5.3 Chemische Untersuchungsmethoden

5.3.1 Bestimmung von LCKW mittels Gaschromatographie (GC)

Die Gaschromatographie ist heute die am weitesten verbreitete Methode zur Trennung chemisch sehr ähnlicher Substanzen wie z. B. verschiedener MKW, Alkohole oder LCKW. Sie kann sowohl zur qualitativen Identifizierung als auch zur quantitativen Bestimmung getrennter Substanzen herangezogen werden (SKOOG & LEARY 1996).

In der Gaschromatographie stellt ein inertes Gas, z. B. Helium, die mobile Phase dar, welche eine Säule, in der sich die stationäre Phase befindet, durchströmt. Die zu analysierenden Stoffe im gas- oder dampfförmigen Zustand lassen sich sowohl adsorptions- als auch verteilungschromatographisch trennen (SCHWEDT 1995). Je nachdem, wie stark die zu analysierende Substanz mit der stationären Phase in Wechselwirkung tritt, wird sie in der Trennsäule unterschiedlich lange zurückgehalten. Die sog. Retentionszeit ist substanzspezifisch und abhängig von der Substanz selbst, der Beschaffenheit der Säule und dem verwendeten Temperaturprogramm.

Bei der Gaschromatographie wird die Probe am Anfang der Trennsäule verdampft, oder durch spezielle Einlasssysteme (Head-Space-Technik) in die Säule geleitet. In der Säule findet der chromatographische Trennvorgang statt. Die getrennten Substanzen passieren dann nach Verlassen der Säule in der Gasphase einen Detektor, der die Bestandteile des aufgetrennten Probengemisches quantifiziert (SCHWEDT 1995).

Um sowohl Boden- als auch Wasser- und Luftproben unter denselben Bedingungen messen zu können, wurde zur Probeninjektion die Head-Space-Technik eingesetzt. Diese dient dazu, flüchtige Bestandteile von einer nicht oder nur schwer flüchtigen Matrix abzutrennen. Nach den Gesetzen von HENRY und RAOULT ist der Dampfdruck proportional dem Molenbruch, dem Aktivitätskoeffizienten und dem Dampfdruck der reinen Substanz (SCHWEDT 1995). Wird nun eine Wasserprobe oder eine Bodensuspension auf eine bestimmte Temperatur (hier 90 °C) erwärmt, so stellt sich ein definiertes Gleichgewicht zwischen flüssiger und gasförmiger Phase ein. Damit kann der Autosampler ein definiertes Volumen aus dem Dampfraum des Probengefäßes ohne eine störende Matrix entnehmen.

Die durchgeführten GC-Messungen von Boden-, Wasser- und Luftproben wurden alle mit einem Gaschromatographen vom Typ HP 5890 II mit Head-Space-Autosampler (HP 19395 A) der Firma HEWLETT PACKARD entsprechend der DIN 38407, Teil 5 (1991) durchgeführt. Als Trennsäule wurde eine 60 m lange Dünnschicht-Kapillarsäule vom Typ RTX-5 der Firma RESTEK CORPORATION eingesetzt.

5.3.2 Kationenbestimmung mittels Atomabsorptions-Spektrometrie (AAS)

Den jeweiligen DIN-Normen entsprechend erfolgte die Analyse der Alkali-, Erdalkali- und Schwermetallkationen in den Lösungen mit einem Atomabsorptionsspektrometer 3030B der Firma PERKIN-ELMER.

5.3.3 Photometrische Bestimmung von Chlorid und Sulfat

Die Bestimmung von Chlorid (Cl⁻) und Sulfat (SO₄²⁻) erfolgte mit einem Photometer MPM3000 der Firma WTW.

Chloridbestimmung

Die quantitative Bestimmung der Chloridkonzentrationen in Wasserproben erfolgte photometrisch bei 445 nm Wellenlänge mittels des Schnelltests Spectroquant Chlorid-Test der Firma MERCK.

Sulfatbestimmung

Die quantitative Bestimmung der Sulfatkonzentrationen in Wasserproben erfolgte durch Streulichtmessung (turbimetrisch) des als BaSO₄ gefällten Sulfats bei 445 nm Wellenlänge.

5.3.4 Bestimmung des pH-Wertes

Die Bestimmung der pH-Werte von Wasserproben erfolgte nach DIN 38404, Teil 1 (1984) mit einem Messgerät vom Typ pH197 der Firma WTW. Als Sonde wurde eine InLab 417-pH der Firma METTLER TOLEDO verwendet.

5.3.5 Bestimmung des Redoxpotentials (Eh-Wert)

Die Bestimmung des Redoxpotentials (Eh-Werts) der Wasserproben erfolgte nach DIN 38404, Teil 6 (1984) mit dem Messgerät pH197 der Firma WTW. Als Sonde kam eine InLab 501-Redox der Firma METTLER TOLEDO zum Einsatz.

5.3.6 Leitfähigkeitsmessung

Zur Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit in Wasserproben wurde ein temperaturkompensiertes Konduktometer-Salinometer mit Standard-Leitfähigkeitsmeßzelle (WTW, LF197) und dazugehöriger Elektrode aus aktivierter Kunstkohle (Tetra-Con) verwendet.

5.3.7 Bestimmung der Kationenaustauschkapazität (KAK)

Zur Bestimmung der KAK diverser Bodenproben wurden die Ammoniumthiocyanat-Methode nach MÜLLER-VONMOOS & KAHR (1982) sowie die calcitgesättigte Thioharnstoff-Methode nach DOHRMANN & ECHLE (1994) verwendet.

5.3.8 Durchführung von Batch-Versuchen

Zielsetzung der Batch-Versuche war die Ermittlung der Sorptionskapazität verschiedener Kunststoffe gegenüber Tetrachlorethen unterschiedlicher Konzentrationen und das Aufstellen von Sorptionsisothermen. Die Batch-Versuche wurden mit vier verschiedenen Kunststoffen HDPE, Teflon, PVC-C und PVC-U durchgeführt. Hierfür wurden Stammlösungen mit Tetrachlorethenkonzentrationen von 3,4; 6,7; 17,9; 34,5 und 57,2 mg/l mit entgastem destilliertem Wasser angesetzt.

Die Kunststoffproben wurden von größeren Blöcken abgefeilt. Vom Probenmaterial wurde je 1 g in 20 ml Headspace-Glasampullen eingewogen, mit 10 ml Stammlösung versetzt, mit einem Teflondeckel gasdicht verschlossen und über einen Zeitraum von 1 - 3 Tagen bei konstanter Raumtemperatur unter Lichtabschluss auf einem Schütteltisch mit einer Geschwindigkeit von mindestens 130 Horizontalbewegungen pro Minute geschüttelt. Nach Erreichen der vorgesehenen Schüttelzeit wurden die Proben bei 2400 U/min 30 Minuten zentrifugiert. Aus der überstehenden Lösung wurden mit einer gasdichten Spritze 5 ml entnommen und in 10 ml Head-Space-Glasampullen überführt, ohne den Teflondeckel der 20 ml Headspace-Glasampullen zu öffnen. Neben einer Parallelprobe wurden Blindproben mitgemessen.

5.3.9 Sequentielle Extraktion

Eisen- und Manganoxide sind röntgendiffraktometrisch nur nachweisbar, wenn sie in höheren Konzentrationen vorliegen (ROEHL 1997). Um den Eisen- und Manganoxidgehalt an Bodenproben zu bestimmen, wird daher das Verfahren der sequentiellen Extraktion angewendet, das darüber hinaus auch für Untersuchungen des Einbindungsgrads organischer Bestandteile in die Bodenmatrix (WILHELMS et al. 1996), zur Klärung von Prozessen der Frühdiagenese von Metallen in Sedimenten (BALCI & MUZZINOGLU 1995) und zur Bestimmung der Mobilisierbarkeit von Schwermetallen aus der Festkörpermatrix geeignet ist (HIRNER et al. 2000). Die sequentielle Extraktion ist damit ein potentes Hilfsmittel bei der Ableitung speziesrelevanter Informationen. Speziation durch sequentielle Extraktion kann aber nicht mit der Quantifizierung eines Elements in einer spezifischen Phase im Boden gleichgesetzt werden, da einerseits die zu den einzelnen Extraktionsschritten gehörigen Phasen schlecht definiert sind und andererseits die Prozedur ungenügend spezifisch ist, was sich aus der mangelnden Selektivität der eingesetzten Reagenzien begründen lässt (HIRNER et al. 2000).

Bei sequentiellen Extraktionsverfahren folgen verschiedene Behandlungsschritte aufeinander, bei denen zunehmend aggressivere Reagenzien eingesetzt werden (GREGOLEC 1999). In weiten Teilen folgt dieses Verfahren den Vorschlägen von SHUMAN (1982) und ZELEN & BRÜMMER (1989, 1991).

Die feuchten Bodenproben wurden mit Ausnahme des ersten Extraktionsschritts (40 ml) mit 25 ml der jeweiligen Extraktionslösung versetzt (Tab. 5-3). Um die analytischen Ergebnisse einheitlich auf

1 g Trockengewicht des Bodens zu beziehen, erfolgte eine Wassergehaltsbestimmung an Parallelproben nach DIN 18121, Teil 1 (1976). Nach der erforderlichen Schüttelzeit wurden die Proben 15 min mit 5000 U/min zentrifugiert und die überstehende Lösung abdekantiert. Der verbleibende Rückstand wurde dem nächsten Extraktionsschritt zugeführt, während die Konzentration der Eisen- und Manganionen in der Extraktionslösung mittels AAS (Kapitel. 5.3.2) bestimmt wurde.

Tab. 5-3: Sequentielles Extraktionsschema (nach SHUMAN 1982, ZELEN & BRÜMMER 1989, 1991).

Extraktionsschritt	Fraktion	Extraktionslösung	Schüttelzeit
1	Karbonatfraktion	1 M Natriumacetatlösung bei pH-Wert 5	Max. 2 Std.
2	Manganoxidfraktion	0,1 M Hydroxylammoniumhydrochlorid/ Ammoniumacetatlösung, bei pH-Wert 6	Max 30 min.
3	Amorphe pedogene Eisenoxide	0,2 M Ammoniumoxalat/Oxalsäurelösung bei pH-Wert 3,25	4 Std. unter Lichtabschluss
4	Kristalline pedogene Eisenoxide	0,1 M Ascorbinsäure in 0,2 M Ammoniumoxalat/Oxalsäurelösung	Einwirkzeit bei 96°C: 30 min.
5	Residualfraktion	Königswasseraufschluß (DIN 38414, T7; 1983)	

5.4 Mineralogische Untersuchungsmethoden

5.4.1 Röntgendiffraktometrie

Die Bestimmung des semiquantitativen Mineralbestands erfolgte mittels Röntgendiffraktometrie, die auf der Beugung von Röntgenstrahlen an den Gitterebenen der Minerale in Abhängigkeit vom Netzebenenabstand basiert. Das Verfahren wird ausführlich bei SKOOG & LEARY (1996) beschrieben.

Die mineralogische Zusammensetzung wurde qualitativ aus den Röntgendiffraktogrammen ermittelt, die Gehalte wurden semiquantitativ aus den Peakhöhen bzw. Peakflächen abgeschätzt. Dabei wurden die Gehalte an Quarz und Feldspat ergänzend nach der Additionsmethode und nach der Methode des inneren Standards bestimmt (HARDY 1992).

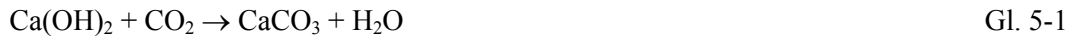
Zunächst wurden von den Bodenproben Pulverpräparate hergestellt. Hierzu wurde die Probe bei 60°C getrocknet, schonend in einer Achatmühle gemahlen und auf Probenträger aufgetragen. Zusätzlich wurden Texturpräparate der Fraktion < 2 µm hergestellt. Alle Präparate wurden mit einem Röntgendiffraktometer (SIEMENS D-500, Cu-K α -Röhre, 40 kV, 30 mA, $\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$) im Winkelbereich von $2\Theta = 1^\circ - 65^\circ$ (Pulver) bzw. $1^\circ - 15^\circ$ (Textur) aufgenommen und unter Verwendung der JCPDS-Datei (Joint Committee of Powder Diffraction Standards) sowie den Angaben von THOREZ (1976) und TRIBUTH & LAGALY (1991) ausgewertet.

Zur Quantifizierung der Tonminerale wurden die Peaks der einzelnen Tonminerale anhand der Ethylenglykol-Texturdiffraktogramme mit einem Fit-Programm (Diffrac-AT-Software) modelliert. Die Prozentanteile der Tonminerale wurden dann aus dem Verhältnis der integrierten Peakflächenintensitäten ermittelt (JONES 1989). Dabei wurde von der vereinfachenden Annahme ausgegangen, dass die bevorzugte Orientierung im Texturpräparat für alle untersuchten Tonminerale gleich ist (REYNOLDS 1989). Weiterhin wurde berücksichtigt, dass die einzelnen Tonminerale bei gleichen Anteilen unterschiedliche Reflexintensitäten aufweisen können. Zur Korrektur dieses Effektes wurden die bei SCHWERTMANN & NIEDERBUDDE (1993) angegebenen Faktoren verwendet.

5.4.2 Bestimmung des Karbonatgehalts

Die Bestimmung des Karbonatgehalts erfolgte gasvolumetrisch mit Hilfe eines SCHEIBLER-Gasometers nach DIN 18129 (1990). Im Hinblick auf die höheren Gehalte an Calcium- und Magnesium-

hydroxiden, wie sie beispielsweise in Proben auftreten, die nahe der Kathode gewonnen wurden, muss aufgrund der Wärmeentwicklung im Verlauf der ablaufenden exothermen Reaktion der Hydroxide mit der verdünnten Salzsäure besonderes Augenmerk gelegt werden. Da keine Temperaturmessung innerhalb des Reaktionsgefäßes möglich war, wurden alle Proben solange beobachtet, bis sich die Temperatur im Reaktionsgefäß an die Raumtemperatur angeglichen hat. Ferner mussten alle Proben unmittelbar nach der Probennahme gemessen werden, da sonst die Hydroxide mit dem Kohlendioxid der Luft entsprechend folgender Gleichung reagiert (RIEDEL 1990):



und damit einen zu hohen Karbonatgehalt vorgetäuscht hätten.

5.5 Bodenmechanische und -physikalische Untersuchungsmethoden

5.5.1 Bestimmung des Glühverlustes durch Ofentrocknung

Der Glühverlust wurde durch Aufheizen der vorgetrockneten Proben auf 550 °C im Muffelofen nach DIN 18128 (1990) durchgeführt. Durch diese Methode kann der Anteil der organischen Bestandteile eines Bodens abgeschätzt werden. Da Tonminerale (z. B. Kaolin) bei diesen hohen Temperaturen ebenfalls zerstört werden, erfolgten zusätzliche Messungen bei 400 °C.

5.5.2 Bestimmung des pH-Werts des Bodens

Die Bestimmung des pH-Werts des Bodens erfolgte nach DIN 19684, Teil 1 (1990) mit einem pH-Messgerät pH197 der Firma WTW und einer Suspensionssonde NEUKUM pH120.

5.5.3 Bestimmung des Wassergehalts

Die Bestimmung des Wassergehalts der Bodenproben wurde durch Trocknung bei 105 °C nach DIN 18121, Teil 1 (1976) durchgeführt.

5.5.4 Bestimmung des Wasseraufnahmevermögens

Das Wasseraufnahmevermögen der Bodenproben wurde nach DIN 18132 (1993) mit dem Wasseraufnahmegesetz nach ENSLIN/NEFF durchgeführt.

5.5.5 Bestimmung der Korndichte und der Gesamtporosität

Die Bestimmung der Korndichte mit Kapillarpiknometern erfolgte nach DIN 18124 (1989). Bei bekannter Trockendichte ρ_d und Korndichte ρ_s lässt sich daraus die Gesamtporosität n berechnen (PRINZ 1997):

$$n = 1 - \left(\frac{\rho_d}{\rho_s} \right) \quad \text{Gl. 5-2}$$

5.5.6 Bestimmung der Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilung wurde je nach Bodenprobe durch Siebung bzw. Sedimentation nach DIN 18123 (1983) bestimmt.

5.5.7 Bestimmung der Zustandsgrenzen

Die Bestimmung der Fließ-, Ausroll- und Schrumpfgrenze wurde nach DIN 18122, Teil 1 und Teil 2 (1997) durchgeführt.

5.5.8 Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts

Die Bestimmung der Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f -Werte) wurde an ungestörten Bodenproben, die aus Linerbohrungen ($\varnothing = 10$ cm) bzw. durch Stechzylinder gewonnen wurden, gemäß DIN 18130, Teil 1 (1989) durchgeführt. Ferner wurden proctorverdichtete Probenkörper untersucht, um den Vergleich der elektroosmotischen Durchlässigkeit mit der hydraulischen Durchlässigkeit künstlich kontaminierter Bodenproben zu ermöglichen.

5.5.9 Bestimmung des In-situ-Wassergehalts mittels TRIME-Technik

Wie bereits in Kapitel 2.3 erwähnt, hat der Wassergehalt einen maßgeblichen Einfluss auf den k_e -Wert des Bodens und somit auf die Effizienz der elektrokinetischen Bodensanierung. Darüber hinaus wirken sich Wassergehaltsschwankungen auf die bodenmechanischen Eigenschaften aus, da besonders Tone ihre Zustandsgrenze und damit ihre Scherfestigkeit in Abhängigkeit des Wassergehalts stark verändern. Vor diesem Hintergrund muss besonders unter bebauten Altlasten, die ein hohes Anwendungspotential für die elektrokinetische Bodensanierung bieten, die Entwicklung des Wassergehalts im Untergrund in-situ erfasst und gegebenenfalls ein limitierender Grenzwert vorgegeben werden.

Neben Tensiometern, die innerhalb des elektrischen Felds nicht anwendbar sind, und der Neutronenprobe, die aufgrund ihrer radioaktiven Quelle schwierig zu handhaben ist, bietet die TRIME-Technik (Time Domain Reflectometry with Intelligent Micromodule-Elements), eine Weiterentwicklung der TDR-Technik, die Möglichkeit der In-situ-Wassergehaltsmessung (STACHERDER 1996).

Grundlage aller TDR-Messverfahren ist die Messung der Laufzeit eines hochfrequenten elektromagnetischen Impulses (Spannungsimpuls) entlang einer in den Boden eingebrachten Messsonde mit definierter Länge (SCHLICHTING et al. 1995). Dieser Impuls induziert ein elliptisches, elektromagnetisches Feld um die Sonde, dessen Laufzeit in erster Linie von der relativen Dielektrizitätskonstante ϵ_r des die Sonde umgebenden Mediums abhängig ist (81 für Wasser und 3 - 5 für trockene Mineralböden) und wie folgt beschrieben werden kann (STACHERDER 1996):

$$v = \frac{c}{\sqrt{\epsilon_r \cdot \mu_r}} \quad \text{Gl. 5-3}$$

wobei v die Ausbreitungsgeschwindigkeit [v] = m/s, c die Lichtgeschwindigkeit [c] = m/s und μ_r die magnetische Permeabilität [μ_r] = - (für nicht magnetische Materialien annähernd 1) ist.

Nach TOPP et al. (1980) ist die Dielektrizitätskonstante im Frequenzbereich zwischen 1 MHz bis 1 GHz weitgehend unabhängig von der Bodenart, der Dichte, dem Salzgehalt sowie dem Gefüge des Bodens und ist somit in erster Näherung proportional zu dessen volumetrischem Wassergehalt. Für mineralische Böden berechnet sich die volumetrische Bodenfeuchte w_V nach TOPP et al. (1980):

$$w_V = -0,053 + 0,029 \cdot \epsilon_r - 5,5 \cdot 10^{-4} \cdot \epsilon_r^2 + 4,3 \cdot 10^{-6} \cdot \epsilon_r^3 \quad \text{Gl. 5-4}$$

Die TRIME-Technik unterscheidet sich von der konventionellen TDR-Technik vor allem durch die Art der Messwerterfassung: Bei der klassischen TDR wird jeweils die Spannung des ausgesandten Impulses zu bestimmten Zeiten gemessen (voltage sampling), bei der TRIME-Technik wird gemessen,

zu welcher Zeit definierte Spannungswerte über- bzw. unterschritten werden (time sampling) (STACHEDER 1996).

Die auf dem Testfeld in Birkenfeld eingesetzte TRIME-Rohrsonde „T3“ der Firma IMKO MICROMODULTECHNIK GMBH besteht aus einem zylindrischen PVC-Körper, der auf beiden Seiten mit je zwei beschichteten, auf Federn gelagerten Aluminiumplatten bestückt ist. Zur eigentlichen Messung wird die Sonde in ein TECANAT-Rohr (stabiles, schlagzähes Polycarbonat) mit 42 mm Innendurchmesser geschoben, welches vorher in den zu untersuchenden Untergrund gerammt wurde.

Bei der Installation der TECANAT-Rohre ist darauf zu achten, dass sich keine Hohlräume (air gaps) zwischen Rohr und Untergrund bilden, die in Abhängigkeit vom jeweiligen Wassergehalt des Bodens zu Fehlmessungen von bis zu 10 Vol. % führen können (IMKO). Ein weiterer, weitaus bedeutenderer Einfluss auf die Messwerte resultiert aus der Temperaturabhängigkeit der relativen Dielektrizitätskonstante. Von Standardbedingungen ausgehend, führt eine Temperaturerhöhung um 40 °C zu einem um ca. +20 Vol. % abweichenden Bodenfeuchtwert (Abb. 5-4, 20 % Sand).

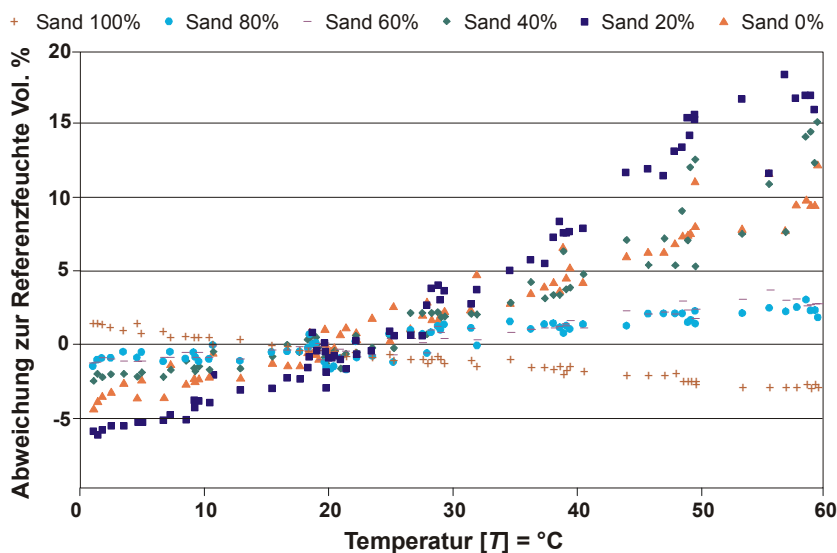


Abb. 5-4: Abhängigkeit der Bodenfeuchte von der Temperatur (BLUME 2002).

Aufgrund der elliptischen Form des sich ausbildenden, elektromagnetischen Felds wurden im Testfeld an jedem Messpunkt mehrere Feuchtemessungen mit unterschiedlich orientierter Rohrsonde durchgeführt und aus den ermittelten Messwerten das arithmetische Mittel berechnet. Die tiefenhorizontierten Messungen erfolgten in vierwöchigen Intervallen in zwei Messstellen innerhalb des Sanierungsbereichs sowie in einer Referenzmessstelle, die sich außerhalb des Einflussbereichs des elektrischen Felds befand.

Im Technikumsversuch wurden TRIME-FM2 P2D Stabsonden der Firma IMKO fest im Boden installiert und über ein zeitgesteuertes Monitoringsystem gesteuert und ausgelesen.

5.5.10 Zeta-Potentialbestimmung

Das Zeta-Potential von Bodenpartikeln ist nur indirekt über deren elektrophoretische Mobilität und eine Näherungsgleichung bestimmbar. Bei der Messung wird ein monochromatischer Laserstrahl in zwei gleichstarke Teilstrahlen aufgeteilt, die über ein Spiegelsystem so abgelenkt werden, dass sie sich in der Mitte der Messküvette kreuzen (Abb. 5-5). Im Kreuzungspunkt der beiden Laserstrahlen entsteht ein streifenartiges Interferenzmuster (Abb. 5-5, rechts oben), dessen Streifenbreite vom

Kreuzungswinkel und der Wellenlänge der Laserstrahlen abhängt. An die zylindrische Glasmessküvette wird eine Gleichspannung angelegt, wodurch die suspendierten Bodenpartikel sich entsprechend ihrer Ladung entweder mit oder entgegen der Bewegungsrichtung des Interferenzmusters fortbewegen. Die Geschwindigkeit der Teilchen wird anhand der Anzahl der Interferenzstreifen ermittelt, die das Teilchen in einem bestimmten Zeitintervall durchläuft. Die bei dieser Passage entstehenden Streulichter werden hierzu mittels eines Photomultipliers detektiert. Aus der Teilchengeschwindigkeit errechnet sich die elektrophoretische Beweglichkeit U_{ep} gemäß Gleichung 5-5 (FRIMMEL 1980):

$$U_{ep} = \frac{v_{\text{Teilchen}}}{E} \quad \text{Gl. 5-5}$$

Da die zylindrische Messkapillare eine geladene Oberfläche aufweist, wird in ihr durch die angelegte Gleichspannung eine elektroosmotische Strömung induziert. Aufgrund der an beiden Enden geschlossenen Kapillare entsteht in ihrer Mitte eine entsprechende Rückströmung. Im Wandabstand von 14,7 % des Kapillardurchmessers heben sich die beiden gegenläufigen Strömungen gerade auf und bilden die sog. stationäre Schicht (FRIMMEL 1980), in der ausschließlich die elektrophoretische Beweglichkeit der Teilchen wirksam ist, weshalb dort die Messung erfolgt.

Der für die Messungen verwendete Zetasizer der Firma MALVERN (Zetasizer Nano ZS) ist in der Lage, die Größe von Partikeln zwischen 0,6 nm und 6 μm sowie das Zeta-Potential von Partikeln zwischen 3 nm und 10 μm zu bestimmen.

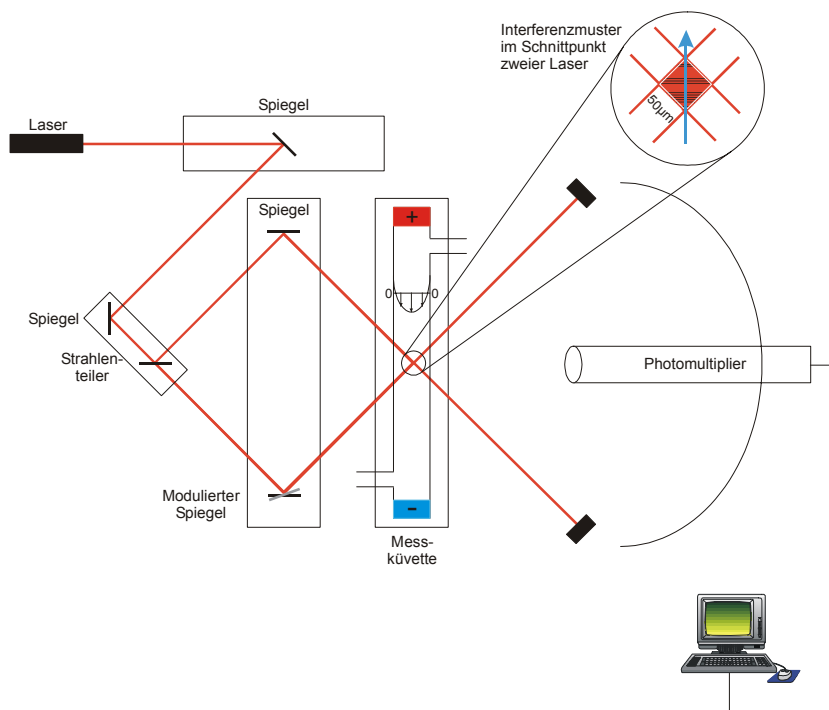


Abb. 5-5: Schematischer Aufbau des MALVERN Zetasizer Nano ZS.

5.5.11 Viskositätsbestimmung

Die dynamischen Viskositäten wurden mit dem Viskosimeter LVDV-II+ der Firma BROOKFIELD bestimmt. Zur Messung wird eine Messspindel mit bestimmter Drehzahl in der zu messenden Flüssigkeit um ihre Längsachse gedreht. Je nach dynamischer Viskosität des untersuchten Mediums wird der Bewegung ein Widerstand entgegengesetzt, der über die Auslenkung einer Feder quantifiziert wird. Diese Auslenkung ist bei vorgegebener Federkonstante proportional zur Kraft, die der

Bewegung der Messspindel entgegenwirkt. Bei vorgegebener Spindelgeometrie und Drehzahl berechnet das vorkalibrierte Gerät die dynamische Viskosität $[\eta] = \text{mPas}$ (BROOKFIELD 1997). Es stehen vier verschiedene Spindelgeometrien (LV 1 - 4) zur Verfügung.

Die Messungen sind in einem Bereich von 10 - 100 % des maximal von der Feder aufnehmbaren Drehmoments möglich. Die Genauigkeit wächst dabei mit zunehmendem Drehmoment. Die Firma BROOKFIELD empfiehlt die Bestimmung bei einem Drehmoment im Bereich von 70 - 90 % (mündl. Mitteilung BROOKFIELD 2003). Durch die entsprechende Kombination von Spindelgeometrie und Drehzahl wird versucht diese Vorgabe zu erfüllen. Bei längerer Messzeit und höherer Drehzahl kommt es im Nahbereich der Spindel zur Entmischung in Form eines Wasserfilms, der die Reibung zwischen Messkörper und Suspension verringert und damit eine zu niedrige dynamische Viskosität vortäuscht. Darüber hinaus setzen sich bei der Entmischung z. T. Feststoffpartikel an der Spindel fest, die ebenfalls die dynamische Viskosität beeinflussen.

5.5.12 Wärmeleitfähigkeitsmessung

Die Wärmeleitfähigkeit wurde mit dem Wärmeleitfähigkeitsmessgerät Isomet 2104 der Firma APPLIED PRECISION bestimmt, das sich des Prinzips des instationären Messverfahrens bedient. Hierbei wird der Messkörper durch eine Linienquelle erhitzt und die Temperaturänderung in unmittelbarer Nähe der Heizquelle in Abhängigkeit zur Zeit aufgezeichnet. Bei sehr geringem Abstand zwischen Wärmequelle und Ort der Temperaturmessung sowie größeren Zeitintervallen gilt:

$$\Delta T = \frac{\Phi}{4 \cdot \pi \cdot \lambda} \cdot \ln \frac{t_2}{t_1} \quad (\text{Gl. 5-6})$$

wobei λ die Wärmeleitfähigkeit $[\lambda] = \text{W}/(\text{m} \cdot \text{K})$, ΔT der Temperaturunterschied $[\Delta T] = \text{K}$ zwischen den Zeiten t_1 und t_2 sowie Φ die Heizleistung pro Längeneinheit $[\Phi] = \text{W}/\text{m}$ ist.

Aus der Steigung der Geraden von Temperatur gegen den natürlichen Logarithmus der Zeit kann die Wärmeleitfähigkeit ermittelt werden (PARROTT & STUCKES 1975).

Die Messungen wurden in Suspensionen mittels Nadelsonde und an festen Probenkörpern mittels Oberflächensonde durchgeführt. Zur Messung mit der Oberflächensonde waren Probenkörper von mindestens 15 mm Höhe und 60 mm Durchmesser erforderlich, damit die Messung nicht durch Randeffekte beeinflusst wurde. Des Weiteren war es wichtig, eine ebene Fläche von ausreichender Größe zu haben, auf der die Messsonde vollständig auflag, um die Wärmeübertragung zwischen Sonde und Probenmaterial nicht durch Hohlräume zu behindern.

5.5.13 Bodentemperaturmessung

Die Temperaturmessung erfolgte mittels eines Digitalthermometers mit Messfühler (DT150, CONRAD ELECTRONIC), welcher unmittelbar nach Ziehen der Rammkernsonde alle 20 - 30 cm in den Bohrkern hineingesteckt wurde. Aufgrund der relativ hohen spezifischen Wärmekapazität des Rötmergels sind die Messwerte trotz Abkühlung der Bodenprobe an der Luft als hinreichend genau anzusehen.

5.6 Gefügeuntersuchungen

Für eine erste Abschätzung bezüglich der Eignung eines Untergrunds für eine elektrokinetische Bodensanierung lassen sich Gefügeuntersuchungen, und hierbei besonders die Quecksilberporosime-

trie, heranziehen. Darüber hinaus eignet sich die Rasterelektronenmikroskopie zur Beurteilung von Strukturveränderungen, die durch elektrokinetische Prozesse initiiert werden.

5.6.1 Quecksilberporosimetrie

Die Quecksilberporosimetrie ist eine etablierte, bequeme und schnelle Methode, um die Porengröße und die Porengrößenverteilung von trockenen Proben vor allem im Makro- und Mesoporenbereich zu ermitteln. Der Vorteil dieser Methode im Vergleich zur Gasadsorption (HAUS 1993) ist die relativ unkomplizierte und schnelle Durchführung der Messung über ein weites Porenspektrum.

Das Grundprinzip der Quecksilberporosimetrie beruht auf der Tatsache, dass der Druck, der nötig ist, um Quecksilber in eine runde Pore hineinzupressen, proportional zu deren Porendurchmesser ist. Bei der Porosimetriemessung wird daher der Druck stufenweise erhöht, und das Quecksilbervolumen ermittelt, das bei der jeweiligen Druckstufe in die Bodenprobe gepresst wird. Anhand des Quecksilbervolumens der einzelnen Druckstufen lässt sich mit Hilfe mathematischer Berechnungen die Porengrößenverteilung, die Porenflächenverteilung und das Porenvolumen bestimmen (KRAUSS 2000). Eine ausführliche Beschreibung der Grundlagen sowie die Diskussion über limitierende Faktoren der Methode finden sich in DULLIEN (1992), HAUS (1993) und WEBB & ORR (1997). Die Vorgehensweise zur Bestimmung der Porosität von Feststoffen mittels Quecksilberintrusion ist in der DIN 66133 (1993) festgelegt.

Da die Proben zur Messung wasserfrei sein müssen und bei der Trocknung keine Gefügeveränderung erfahren dürfen (HAUS 1993), gilt es bei der Probenvorbereitung, größte Sorgfalt einzuhalten. Hierzu wurden die Bodenproben in Würfel mit einer Kantenlänge von ca. 5 mm unterteilt und gefriergetrocknet. Die Messungen der so vorbereiteten Proben wurde mit einem Quecksilberporosimeter vom Typ Autopore III Analyzer der Firma MICROMERITICS INSTRUMENTS CORPORATION durchgeführt, mit dem sich Porendurchmesser zwischen 360 μm und 3 nm bestimmen lassen.

5.6.2 Rasterelektronenmikroskopie (REM)

Bei der Rasterelektronenmikroskopie wird die Oberfläche eines leitfähigen Festkörpers von einem scharf fokussiertem Elektronenstrahl in Form eines Rasters überstrichen, wobei unterschiedliche Signale wie rückgestreute, Sekundär- und Auger-Elektronen, Röntgenfluoreszenz sowie Photonen unterschiedlicher Energie zu beobachten sind. Bei der hier verwendeten Methode wurde mittels eines Elektronendetektors das Signal der Sekundär-Elektronen erfasst und in ein Bild der Probenoberfläche umgewandelt. Der genaue Aufbau und die Funktionsweise der einzelnen Bauteile eines Rasterelektronenmikroskops sind bei SKOOG & LEARY (1992) abgehandelt.

Da Bodenproben elektrisch nicht leitfähig sind, wurden die gefriergetrockneten Proben mittels Leitsilber auf einem Probenträger befestigt und unter einem Vakuum von ca. $10\text{E-}3$ bar in einer Argonatmosphäre mit einem 50 nm dicken Goldfilm bedampft.

5.6.3 Polarisationsmikroskopie

Zur Bestimmung der mineralogischen Zusammensetzung, des Gefüges und der kristalloptischen Eigenschaften einer Probe kann die Polarisationsmikroskopie herangezogen werden. Hierbei wird ein Dünnschliff mit einer Dicke von 20 - 30 μm hergestellt und im Durchlicht unter einem Polarisationsmikroskop betrachtet, das neben dem für Mikroskope üblichen Objektiv, Tubus und Okular über verschiedene polarisationsoptische Einrichtungen verfügt (KLEBER et al. 1990). Anhand von Interferenzfarben, optischem Charakter (isotrop oder anisotrop; ein-, zweiachsig; positiv oder negativ), Winkel, Farbe und Pleochroismus, undulöse Auslöschung, Habitus und Spaltbarkeit sowie Relief und

Doppelbrechung kann eine Klassifizierung der einzelnen Mineralphasen erfolgen. Darüber hinaus kann die Struktur, Mineralwachstumsphasen, Umwandlungen von Mineralen usw. beurteilt werden.

Zur Herstellung der Dünnschliffe wurden die Lockergesteinsproben gefriergetrocknet und anschließend unter Vakuum mit Kunstharz getränkt, auf einen Probenträger geklebt und auf 30 µm Dicke geschliffen.

5.7 Untersuchung der Bodenluft

Im Rahmen der Bodenluftabsaugung und der Endsondierung wurden an einem Bypass des Seitenkanalverdichters bzw. im Boden tiefenhorizontiert Bodenluftproben entnommen und auf LCKW, Kohlendioxid, Methan, Sauerstoff und Schwefelwasserstoff untersucht.

5.7.1 Bestimmung der LCKW-Konzentration in der Bodenluft

Die LCKW-Konzentration in der Bodenluft wurde entsprechend der in Kapitel 5.3.1 beschriebenen Head-Space-Technik mit dem Gaschromatographen vom Typ HP 5890 II mit Head-Space-Auto-sampler (HP 19395 A) der Firma HEWLETT PACKARD gemessen.

5.7.2 Bestimmung der CO₂-, CH₄-, O₂- und H₂S-Konzentration in der Bodenluft

Die Konzentration von Kohlendioxid, Methan, Sauerstoff und Schwefelwasserstoff in der Bodenluft wurde mit dem Air-Tox-Gasmesssystem der Firma FRESENIUS UMWELTTECHNIK GMBH bestimmt. Das Messsystem misst die über eine geräteinterne Elektropumpe angesaugten Gase gleichzeitig. Die Pumpleistung, die von der Beschaffenheit des Untergrunds abhängt, beträgt max. 3,5 l/s. Das Air-Tox-Gasmesssystem ist ein klassisches Einküvetten-Infrarotspektrometer. Die über einen Strahler erzeugte breitbandige Infrarotstrahlung wird über ein zeitgesteuertes Blendrad durch eine mit Messgas gefüllte Küvette geführt. Die Messkomponenten absorbieren dabei substanzspezifisch bestimmte Wellenlängenbereiche der Strahlung. Das Ausmaß der Absorption ist ein Maß für die Konzentration der jeweiligen Komponente. Die am Ende der Küvette verbleibende Intensität wird nach Durchgang durch einen schmalbandigen Filter mit einem Detektor gemessen. Bei der gleichzeitigen Messung von mehreren Komponenten kommt eine entsprechend große Anzahl von Filter/Detektorkombinationen zum Einsatz (FRESENIUS UMWELTTECHNIK GMBH 1995).

In Rammkernbohrungen wurde zur tiefenhorizontierten Bodenluftanalyse eine Messsonde mit Doppelpacker verwendet. Vor dem eigentlichen Messzyklus wurde an jeder Messstelle 1 Minute vorgepumpt, um die Bodenluft im Nahbereich der Sondierung zu erfassen (STEGE 1998).

5.8 Probennahme

5.8.1 Bodenluft

Die Bodenluftproben wurden an einem Bypass des air-Tox-Gasmesssystem der FIRMA FRESENIUS UMWELTTECHNIK GMBH bzw. des Seitenkanalverdichters direkt in 20 bzw. 50 ml Head-Space-Gläser überführt, gasdicht verschlossen und unter Lichtabschluss bei Zimmertemperatur bis zur Messung gelagert.

5.8.2 Eluat

Die Probennahme und Bestimmung der Feldparameter erfolgten auf Grundlage der DVWK-REGELN 128 (1992). Im Feldversuch wurden Proben direkt aus den Elektroden mittels einer Peristaltikpumpe im Abstand von 2,5 m zum Elektrodenkontrollschacht genommen und auf die

Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential und Ionenkonzentration (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-}) untersucht.

Zur Bestimmung der Konzentration an LCKW im Eluat wurden 5 ml Probenflüssigkeit in 2,5 m Abstand zum Elektrodenkontrollschacht aus den Kathoden mittels einer gasdichten Spritze entnommen und direkt in ein 10 ml Head-Space-Glas überführt, mit einem Teflonseptum gasdicht verschlossen und bis zur Messung unter Lichtabschluss gekühlt gelagert.

Die Probennahme in Labor- und Technikumsversuchen wird in den Kapiteln 5.9 und 5.10 abgehandelt.

5.8.3 Boden

Die Entnahme von Bodenproben wurde gemäß den Angaben zur Probennahme von Boden und Abfall im Rahmen der Altlastenbearbeitung (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG 1997) durchgeführt.

Zur Bestimmung der LCKW-Konzentration im Boden wurden, je 8 g Boden in ein 20 ml Head-Space Glas eingewogen und mit 10 ml destilliertem Wasser bzw. vollständig mit 1-Hydroxy-2-Methoxyethan versetzt, gasdicht verschlossen und bis zur Messung unter Lichtabschluss gekühlt gelagert.

Proben für die elektrokinetischen Laborversuche und die Ermittlung des Durchlässigkeitsbeiwerts wurden mittels Stechzylinder oder Linerbohrung gewonnen. Um Strukturveränderungen während des Transports und der Lagerung zu minimieren, wurden die Proben in Folie gepackt, mit einem Gemisch aus $\frac{1}{3}$ Parafin und $\frac{2}{3}$ Bienenwachs versiegelt und bei 5 °C konserviert.

5.8.4 Sonderproben

Zur Untersuchung des Gefüges (Rasterelektronenmikroskopie, Dünnschliffe, Hg-Porosimetrie) von Bodenproben wurden in Labor- und Technikumsversuchen Sonderproben gewonnen. Hierzu wurden in Abhängigkeit vom Tonmineralgehalt und Art der Tonminerale Würfel mit einer Kantenlänge von 0,5 - 1,0 cm entnommen und gefriergetrocknet.

5.9 Elektrokinetische Laborversuche

Ein wesentlicher Untersuchungsschwerpunkt im Rahmen der vorliegenden Arbeit war der Nachweis der elektrokinetischen Mobilisierbarkeit von Tetrachlorethen sowie die Begutachtung des Abbauverhaltens dieses Stoffs. Hierzu wurden Versuche in elektrokinetischen Laborversuchszellen durchgeführt, die eine qualitative und quantitative Bestimmung des Stofftransports ermöglichen und darüber hinaus elektrokinetisch relevante Bodenparameter liefern (k_e -Wert, elektrische Leitfähigkeit usw.). Ferner wurde hinsichtlich der Anwendbarkeit des Verfahrens der Einfluss der ablaufenden Prozesse auf die Bodenstruktur untersucht.

Derzeit liegen keine standardisierten Methoden für den Aufbau und Ablauf elektrokinetischer Laborversuche vor. Entsprechend der Vielzahl von Fragestellungen, Bodenarten, Art der Kontaminationen und Sanierungszielen finden mannigfache Anlagenkonzepte ihre Anwendung, die sich in Art und Anzahl der Elektroden, Pufferungssystem, Steuerung und Automatisierung, Suffusionsschutz, Elektrode/Boden-Kontakt sowie der Probennahme z. T. erheblich unterscheiden (U.S. EPA 1997).

Während elektrokinetische Laborversuche i. d. R. in geschlossenen Kunststoffröhren durchgeführt werden (AGGOUR et al 1994, DZENITIS 1997), finden z. T. auch offene elektrokinetische Aquariums-

zellen im Labormaßstab ihre Anwendung (WADA & UMEGAKI 2001, DARMAWAN & WABA 2002, GREGOLEC et al. 2005). Hierbei kommen Elektroden unterschiedlichen Materials, wie Graphit (YANG & LONG 1999), Platin (KIM & LEE 1999), Edelstahl (NIQUI-ARROYO & ORTEGA-CALVO 2003) und mit Mischoxid beschichtetes Titan (HAUS 2002) zum Einsatz. Die Mehrzahl der Versuchsanlagen ist dabei auch heute noch mit der Zweipunkt-Elektrodenanordnung ausgestattet (MIDDELDROP & SINKE 2001, OEY & AZZAM 1999), obwohl das aktiv/passiv Elektrodensystem, wie es schon von SHAPIRO et al. (1989) vorgeschlagen wurde, deutliche Vorteile aufweist (Kap. 5.8.1). Zur Aufzeichnung des Spannungsverlaufs innerhalb der Bodenprobe nutzte GRAY (1970) dünne Platindrähte als Spannungs-sonden.

Die Wasserhaltung während der Versuche wird wahlweise mit Mariottflaschen (ACAR & GALE 1992) oder Peristaltik-Pumpen (DZENITIS 1997, MAES et al. 2001) gesteuert. AGGOUR et al 1994 statteten ihre Versuchseinrichtung mit einem hydraulischen Drucksystem aus, um auch hydraulisch induzierte Fluidströmungen simulieren zu können. Zur pH-Wert- und Ionenkontrolle wurden teilweise Laborzellen mit Membranen eingesetzt (OTTOSEN et al. 1995, SCHMID & MARB 2001). Pufferungssysteme zur Steuerung und Kontrolle der physikochemischen Eigenschaften des Bodens wurden von BARAUD et al (1999), EYKHOLT & DANIEL (1994) verwendet. Ferner fand eine gesteuerte Nährstoffzugabe zur Stimulation mikrobiologischer Abbauprozesse bei JACKMAN et al. (1999) ihre Anwendung. Die Simulation von In-situ-Temperaturbedingungen wurde mit einem speziellen Kühlsystem von STEGER et al. (2001) nachgestellt. Um bei Konsolidationsversuchen verschiedene Laststufen zu simulieren, setzten BERGADO et al. (2003) Gummiballone im Kontakt zum Boden ein, die über einen Kompressor angesteuert wurden.

5.9.1 Versuchsaufbau

Die elektrokinetischen Laborversuche wurden in Versuchszellen gemäß Abbildung 5-6 durchgeführt. Diese Versuchseinrichtungen sind aus inerten Werkstoffen hergestellt und bieten die Möglichkeit der vollständigen Bilanzierung des eingesetzten Schadstoffs. Bei Arbeiten mit LCKW kann aufgrund ihrer Flüchtigkeit eine zusätzliche Kühlung zugeschaltet werden, um eine weitere Verbesserung der Bilanzierung zu erzielen.

In die Laboranlage können Proben mit einem Durchmesser von 10 cm und einer Länge von 10 bzw. 20 cm in Glas- bzw. Plexiglaszylinder eingebaut werden, die zwischen zwei PVC-(C)-Blöcke (Kantenlänge 200 mm, Dicke 50 mm) mit einer kreisrunden Fräsung eingepasst, mit Teflonband abgedichtet und mit vier Gewindestangen (M 12) fixiert werden. Zur Spannungsversorgung dient ein Netzgerät der Firma HEWLETT-PACKARD (6645A; 120 V/1,5 A) mit einer Sense-Schaltung. Bei dieser Schaltung werden zwei aktive Elektroden (\varnothing 100 mm, Dicke 0,5 mm) verwendet, die im Elektrodenblock installiert sind und zur Spannungsversorgung dienen. Hinzu kommen zwei passive Elektroden (80 mm x 50 mm, Dicke 0,5 mm), die im unmittelbaren Kontakt zur Bodenprobe angebracht sind und die am Boden anliegende Spannung messen, um konstante, definierte Bedingungen an der Bodenprobe zu gewährleisten. Hierbei wird die aktive Spannung entsprechend der vorgegebenen passiven Spannung nachgeregelt, damit bei einer Veränderung der Leitfähigkeit im Anolyt bzw. Katholyt ein konstantes elektrisches Feld an der zu untersuchenden Probe anliegt. Die Elektroden bestehen aus einem mit Iridium-Mischoxid beschichteten Titannetz (der Firma DE NORA), das eine große Oberfläche besitzt und damit eine geringere Stromdichte im Bereich der Elektroden verursacht sowie den Zu- und Abfluss von Prozesswasser ermöglicht. Als Suffusionsschutz liegen zu beiden Seiten der Bodenprobe, unmittelbar an die passive Elektrode anschließend, 5 mm starke Filterplatten aus Boro-silikat (\varnothing 100 mm) an.

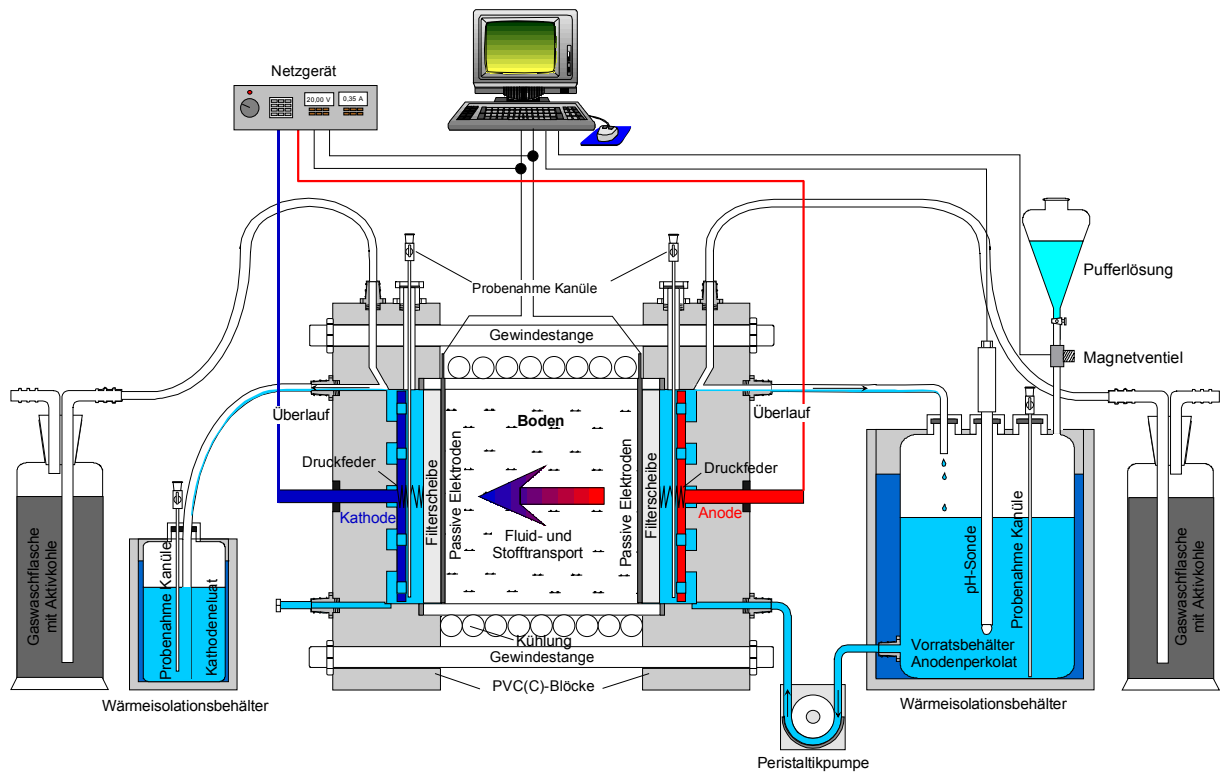


Abb. 5-6: Aufbau der Laborversuche.

Um stets einen konstanten Anpressdruck der Filter und Elektroden an die Bodenprobe sicherzustellen, wurden in den Elektrodenräumen gekapselte Druckfedern installiert, die bei auftretenden Quell- oder Schrumpfbewegungen des Bodens Filter und Elektroden mit der Probe nachführen.

Zur Regelung der Wasserstände in den Elektrodenkammern ist auf der Anodenseite im unteren Bereich ein über eine Peristaltikpumpe gesteuerter Zulauf und an beiden Seiten im oberen Bereich ein Überlauf angebracht. Durch diese Anordnung entsteht kein hydraulischer Druckgradient zwischen den beiden Elektrodenkammern und darüber hinaus werden die durch die Elektrodenreaktionen entstehenden Gase durch die nach oben gerichtete Wasserbewegung entlang der aktiven Elektroden abtransportiert. Über den Überlauf am Kathodenblock wird das elektroosmotisch transportierte Wasser in einen gekühlten, geschlossenen Sammelbehälter überführt, der mit einer Probennahmestelle versehen ist. Die an den Elektroden entstehenden Gase entweichen über die an der Oberseite der PVC-Blöcke befindlichen Bohrungen und werden über Gaswaschflaschen geleitet, die je nach Fragestellung mit Aktivkohle, Wasser oder 1-Hydroxy-2-Methoxyethan gefüllt werden können.

Probennahmestellen am Kathodensammelbehälter, an den Gaswaschflaschen und im Anodenvorratsbehälter ermöglichen eine vollständige Erfassung der Schadstoffverteilung im gesamten System.

Um Aussagen über im Boden ablaufende Prozesse durchführen zu können, besteht die Möglichkeit, inerte Spannungssonden (US_i) im Zentimeterabstand im Boden einzubringen und den Spannungsabfall im jeweiligen Messintervall aufzuzeichnen. Eine vollautomatische, computergesteuerte pH-Wert-Kontrolle (Firma AHLBORN) kann je nach Fragestellung des Versuchs eingesetzt werden. Die Datenaufzeichnung und die Steuerung der Spannungsversorgung und der pH-Wert-Kontrolle erfolgen mit einem von ZORN in HP-VEE (Version 5.01) entwickelten Programm.

5.9.2 Versuchsdurchführung

Vor dem Einbau der Bohrkerne bzw. Proctorkerne wurden Proben entnommen, um die initialen Schadstoffkonzentrationen, die Wassergehalte, pH-Werte, Porositäten, Karbonatgehalte sowie die mineralogische Zusammensetzungen zu bestimmen. Zusätzlich wurden für Gefügeuntersuchungen Proben unmittelbar nach den Probennahmen gefriergetrocknet. Nach der initialen Probennahme wurde der verbleibende Bohrkern eingebaut und mit destilliertem Wasser bzw. Leitungswasser aus Birkenfeld aufgesättigt. Nach einer Aufsättigungszeit von 12 - 24 h wurde eine konstante passive Spannung angelegt. Damit keine Austrocknung der Probe eintritt, wurde auf der Anodenseite (je nach Fragestellung z. T. auch auf der Kathodenseite) mit einer Peristaltikpumpe destilliertes Wasser bzw. Leitungswasser perkoliert, ohne einen hydraulischen Gradienten aufzubauen. Auf der Kathodenseite wurde je nach elektroosmotischem Fluss das Eluatsammelgefäß gewechselt und das Eluat auf seine Schadstoffkonzentration, pH-Wert, Redoxpotential, Leitfähigkeit und Hauptkationen (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) untersucht. Zusätzliche Probennahmestellen an den Gaswaschflaschen und im Anodenvorratsbehälter ermöglichten eine vollständige Erfassung der Schadstoffverteilung im gesamten System.

Nach Versuchsende wurden die Proben in zehn gleich große Scheiben zerteilt und die gleichen Parameter wie an den Initialproben bestimmt.

5.10 Elektrokinetische Technikumsversuche

Technikumsversuche wurden in der Historie der elektrokinetischen Bodensanierung aufgrund der schwierigeren Umsetzung seltener durchgeführt als Laborversuche. ACAR & ALSHAWABKEH (1996) untersuchten im künstlich kontaminierten Kaolinit das Verhalten von Blei im elektrischen Spannungsfeld. Die elektrokinetische Mobilisierung von Chrom und Cadmium unter brackischen Bedingungen wurde von GENT et al. (2003) im Technikumsversuch nachgestellt. Um chemisch behandelte Hölzer aufzuarbeiten und Erkenntnisse für ein späteres Upscaling zu erlangen, nutzten PEDERSEN et al. (2005) ebenfalls elektrokinetische Technikumsversuche. Die Funktionsfähigkeit von Brunnenelektroden und Opferelektroden, wie sie später im Feldmaßstab eingesetzt werden sollten, wurde von HAUS (2002) in großmaßstäblichen Technikumsversuchen bewiesen.

In Birkenfeld wurde ein elektrokinetisches Testfeld mit speziell hierfür entwickelten Horizontalfilterelektroden in einem mit Tetrachlorethen kontaminierten, bindigen Boden eingerichtet. Zur Bewerkstelligung dieses Vorhabens mussten im Vorfeld geeignete Horizontalfilterelektroden entwickelt werden, die in der Technikumseinrichtung des Lehrstuhls für Angewandten Geologie der Universität Karlsruhe auf ihre Funktionsfähigkeit hin geprüft, weiterentwickelt und optimiert wurden.

Die zentralen Fragestellungen der durchgeführten Untersuchungen waren:

- Suche nach geeigneten Elektrodenmaterialien
- Anbindung Elektroden/Boden
- Wasserbilanz

Hierzu wurden die Sorptionseigenschaften, die chemische Beständigkeit (saure/basische sowie oxidierende/reduzierende Bedingungen) und die elektrische Leitfähigkeit (Elektrodenetz, Stützrohr) unterschiedlicher Materialien (Tab. 5-4) in Technikumsversuchen und Laborversuchen untersucht, sowie durch Literaturwerte untermauert (z. B. mechanische Beständigkeit; Druck, Zug, Torsion).

Tab. 5-4: In Labor- und Technikumsversuchen untersuchte Materialien.

Elektrodenkomponente	Material
Elektrodengitternetz	Eisen, Edelstahl, Molybdän, Tantal, Wolfram, Kupfer, Nickel, Titan, Iridium beschichtetes Titan
Stützrohr, Perkolationsrohr, Abflußrinne	PVC, PVC-U, HDPE, gesintertes HDPE, PTFE, gesinterte Keramik (Schumasorb, Carbo)
Suffusionsschutz	Geotextil
Suspension	Ca-Bentonit, Na-aktivierter Bentonit, Na-Bentonit

Die Sorptionseigenschaften der einzelnen Kunststoffe wurden in Batch-Versuchen untersucht. Dabei zeigte sich, dass HDPE die höchsten k_d -Werte mit 0,1702 - 0,1782 l/g aufweisen, gefolgt von Teflon (0,0423 - 0,0500 l/g) und PVC-U (0,0268 - 0,0498 l/g). Die kleinsten k_d -Werte (0,0047 - 0,0123 l/g) wurden jedoch für das PVC-C bestimmt (HALBACH 2001 a), das in sämtlichen Laborversuchen zum Einsatz kam. Diese Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungen von PARKER & RANNEY (1994).

Eine qualitative Bewertung der untersuchten Elektrodenwerkstoffe ist in Tabelle 5-5 zusammengestellt. Da die elektrische Leitfähigkeit des Bodens um 6 - 9 Potenzen geringer als die aller untersuchten Werkstoffe ist, kann jedes dieser Materialien eingesetzt werden. Die Wahl ist daher anhand der jeweiligen Standortsituation und Kontaminationsart zu treffen.

Tab. 5-5: Bewertung der geprüften Elektrodenwerkstoffe.

Elektrodenmaterial	Geeignet als Anode	Geeignet als Kathode	Chemische Beständigkeit	Verarbeitbarkeit	Umwelt-Verträglichkeit		Preis
					Oxid. Bed.	Red. Bed.	
Platin	++	++	++	++	++	++	sehr teuer
Mischoxid beschichtetes Titan	++	++	++	++	++	++	sehr teuer
Titan	bed.	++	++	++	+ bis -	++	teuer
Graphit	+	+ (++)	- bis +	- bis +	+	++	teuer
Eisen	bed.	+	- bis +	++	+	++	sehr preiswert
Edelstahl	--	+	- bis +	++	--	+	preiswert
Nickel	--	++	- bis +	++	--	+	preiswert
Wolfram	--	-	- bis +	++	--	+	teuer
Molibdän	--	-	- bis +	++	--	+	teuer
Tantal	--	--	- bis +	++	--	+	teuer
Kupfer	--	+	- bis +	++	--	+	preiswert

++ sehr gut, + gut, • befriedigend, - ausreichend, -- mangelhaft, bed. bedingt

5.10.1 Versuchsbeschreibung

Alle Technikumsversuche wurden in einem Eisencontainer (161 cm x 96 cm x 96 cm) durchgeführt, der zur Wärmeisolation innen mit 3,0 cm dicken Styroporplatten ausgekleidet und zur elektrischen Isolation mit einem Inliner aus 1,5 cm starken PVC-Platten versehen war. Aus Sicherheitsgründen (Berührungsschutz elektrisch aktiver Bauteile, Gasentwicklung aufgrund der Elektrodenreaktionen) war der Versuchscontainer mit einem belüftbaren PVC-Deckel verschlossen, der darüber hinaus mit zwei Sicherheitskontaktschaltern zum Freischalten aller elektrisch aktiven Bauteile ausgestattet war. Zur Spannungsversorgung diente ein Netzgerät der Firma EMS (40-125).

Zur Beurteilung der elektrokinetisch induzierten Prozesse wurde ein computergestütztes Monitoringsystem bestehend aus fünf TDR-Sonden (IMKO; TRIME-IT P2) zur Bestimmung der Bodenfeuchte, drei pH-Wert-Sonden (IMKO; SM-PHMeas), zwei Temperatursonden (AHLBORN) sowie 22 Spannungssonden installiert. Die Lage der einzelnen Sonden ist im Anhang 1 aufgezeigt. Zur Messwertaufzeichnung standen ein Multimeter (FLUKE 89/V), ein HEWLETT PACKARD Datenlogger (HP 34970A), sowie Messdatenerfassungssoftware INMEWA (IMKO) zur Verfügung.

Das Kathodeneluat und das Perkolat an den Anoden konnten an Probennahmestellen entnommen und auf ihre physikochemischen Eigenschaften untersucht werden.

Da die Technikumsversuche lediglich zur Beurteilung der Funktionsfähigkeit der Horizontalfilterelektroden durchgeführt wurden, erfolgten alle Versuchsläufe mit unkontaminiertem „Modellboden“; dem umgelagerten Lößlehm (Kap. 5.1.1).

Um den elektroosmotischen Transportprozess richtungsunabhängig zu untersuchen, wurden zwei unterschiedliche Versuchsanordnungen gewählt (Abb. 5-7), die im Folgenden diskutiert werden.

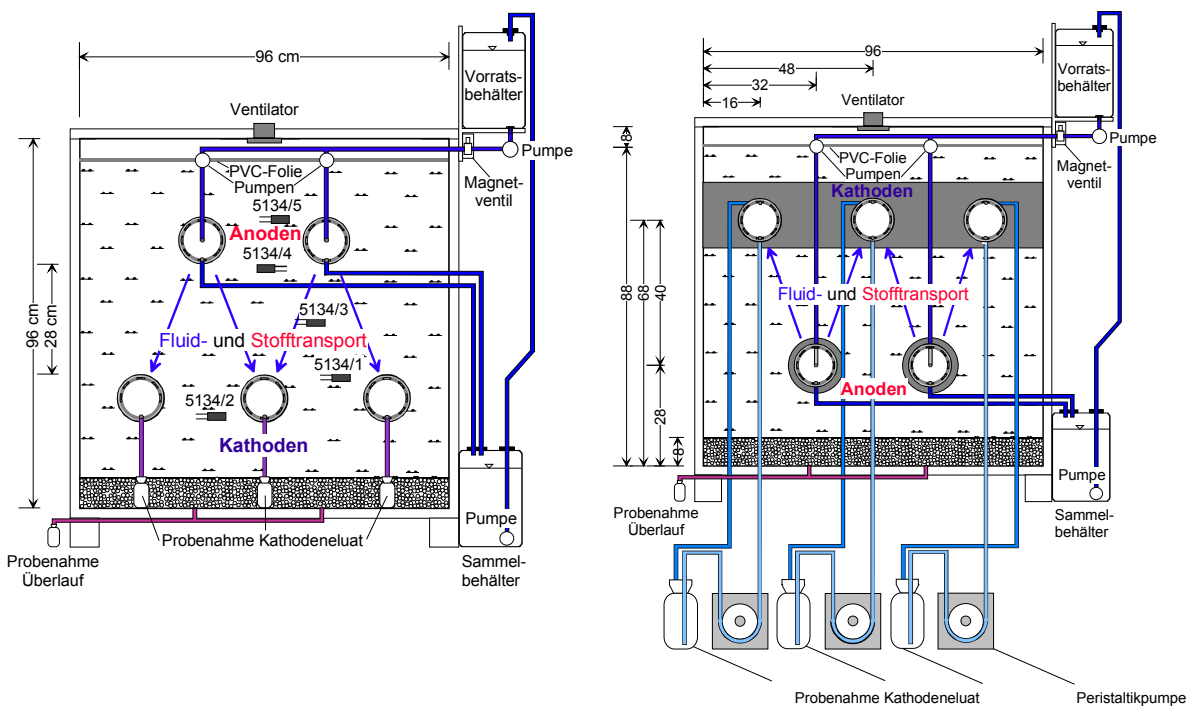


Abb. 5-7: Versuchsaufbau Technikum (links Versuch V1, rechts Versuch V4).

5.10.2 Technikumsversuch V1 mit behindertem Kathodenzulauf

Im Versuch V1 wurden die durch elektrokinetische Prozesse verursachten Effekte im Boden bei behindertem Zulauf in die Kathode untersucht. Hierzu wurden zwei horizontale Anoden und drei horizontale Kathoden gemäß Abbildung 5-7 (links) in einen Bodenkörper aus Lößlehm installiert. Um das Porenwasser, das bedingt durch den hydraulischen Gradienten den Boden durchfließt, sowie umläufiges Wasser zu erfassen, wurde unterhalb des Bodenkörpers eine 8 cm starke Kiesschicht eingebracht, die durch ein zwischengeschaltetes Geoflies (Sekutex 201® GRK 13), das als Suffusionsschutz diente, räumlich getrennt war. Um die Auswirkung der Verdunstung gering zu halten, wurde der Bodenkörper mit einer PVC-Folie abgedeckt. Auf der Anodenseite wurde über ein Zeitprogramm gesteuert Leitungswasser perkoliert, während auf der Kathodenseite der Zufluss mittels einer

Kapillarsperre behindert wurde. Mit einem computergestützten Monitoringsystem wurden alle relevanten Parameter aufgezeichnet (Anlage 1).

5.10.3 Technikumsversuch V4 mit Horizontalfilterelektroden

Die Anordnung des Versuchs V4 ist in Abbildung 5-7 (rechts) skizziert. Zur Simulation des elektroosmotischen Transports entgegen der Schwerkraft wurden zwei Anoden, die von einer Bentonitsuspension (Calcigel) umgeben waren, im Abstand von 28 cm unterhalb dreier Kathoden, die in einer Bentonitschicht (Calcigel) installiert waren, eingebaut. Die Perkolation der Anode erfolgte analog zu Versuch V1. Die Kathoden waren dagegen über den gesamten Versuchsablauf vollständig mit Wasser gefüllt, um die Kapillarsperrewirkung des Geoflises aufzuheben. Um die Wasserhaltung in den Kathoden zu bewerkstelligen, wurde im unteren Bereich der Elektrode ein Zulauf, der über eine Peristaltikpumpe gespeist wurde, und im oberen Bereich ein Ablauf installiert. Diese Anordnung war notwendig, um dem zusätzlich anfallenden Wasser, das elektroosmotisch durch den Boden transportiert wurde, den Zufluss in die Kathoden zu ermöglichen. Die aufgezeichneten Versuchsparameter entsprachen denen aus Versuch V1.

5.11 Elektrokinetischer Feldversuch (Testfeld Birkenfeld)

Erste elektrokinetische Versuche im Feldmaßstab wurden in den Niederlanden von LAGEMAN et al. (1989) und LAGEMAN (1993) durchgeführt. CHEN et al. (1999) und CHEN & MURDOCH (1999) untersuchten die Elektroosmose sowie die Entwicklung des pH-Werts des Bodens, Mineralogie und Kationenaustauschkapazität eines schluffigen Tons in einem Testfeld mit horizontalen Flächenelektroden. HO et al. (1999 a, b) entwickelten eine spezielle Elektrodenanordnung mit integrierter Behandlungszone (Lasagna-Prozess). Die praktischen Aspekte, Aufbaukriterien und eine Kostenanalyse von elektrokinetischen Feldexperimenten werden in ALSHAWABKEH et al. (1999) abgehandelt. ZORN et al. (2003) verwendeten eine hexagonale Anordnung von Brunnenelektroden zur Sanierung eines mit Phenol kontaminierten gering durchlässigen Bodens.

5.11.1 Standortwahl

Zu Beginn der Untersuchungen standen die beiden Standorte, Berghausen im Pfinztal und Birkenfeld im Enztal zur Errichtung des elektrokinetischen Testfelds zur Auswahl. Im Zuge der Standortauswahl wurde auf beiden Gebieten eine nähere Erkundung nach Folgenden Bewertungskriterien durchgeführt, mit der Zielsetzung einer räumlichen Eingrenzung eines Monoschadensfalls mit gut bekannten Randbedingungen:

- Schadstoffspektrum (Monoschadensfall mit Tetrachlorethen, keine nennenswerten Abbauprodukte des Tetrachlorethens im Untergrund)
- Schadstoffkonzentration
- Laterale und tiefenhorizontierte Begrenzung des Schadensherds
- Bebauung
- Zugänglichkeit des Schadensherds durch Horizontalbohrtechnik
- Versorgungsleitungen im Untergrund (Elektrokorrosion, Beeinflussung des elektrischen Felds)
- Infrastruktur (Strom, Wasser, Unterstellmöglichkeiten für Netzgerät, Monitoringsystem)

Aufgrund der örtlichen Gegebenheiten und der durchgeführten Voruntersuchungen wurde Birkenfeld als Testfeldstandort ausgewählt. Auf der Datengrundlage der ersten Sondierungskampagne erfolgte auf dem Gelände der Firma Stahl GmbH in Birkenfeld eine Detailerkundung zur genaueren Erkundung des Untergrundaufbaus sowie der genauen Schadstoffverteilung. Darüber hinaus diente diese Detailerkundung als Grundlage zur Festlegung zweier Bohransatzpunkte für Rammkernbohrungen, die ungestörte, natürlich kontaminierte Bodenproben für elektrokinetische Laboruntersuchungen lieferten.

5.11.2 Lage und Nutzung des Untersuchungsgebiets

Das Testfeld liegt auf dem Gelände der Firma Stahl GmbH & Co. KG in Birkenfeld (Enzkreis, Nordschwarzwald), einem für die Region typischen schmuckverarbeitenden Industriebetrieb. Birkenfeld ist eine kleine Ortschaft ca. 5 km südwestlich von Pforzheim. Die mittlere Höhenlage des Standorts liegt bei 339 m ü. NN. Das Firmengelände wird auf der topographischen Karte 1:25.000 Blatt 7117 Birkenfeld durch die Gauss-Krüger-Koordinaten R: ³⁶73575, H: ⁵⁴15237 festgelegt. Mit einer Fläche von 49 m² befindet sich das Testfeld im Norden des Firmengeländes unmittelbar an der Siemensstraße im Bereich des ehemaligen Tetrachlorethen-Lagers (Abb. 5-8).

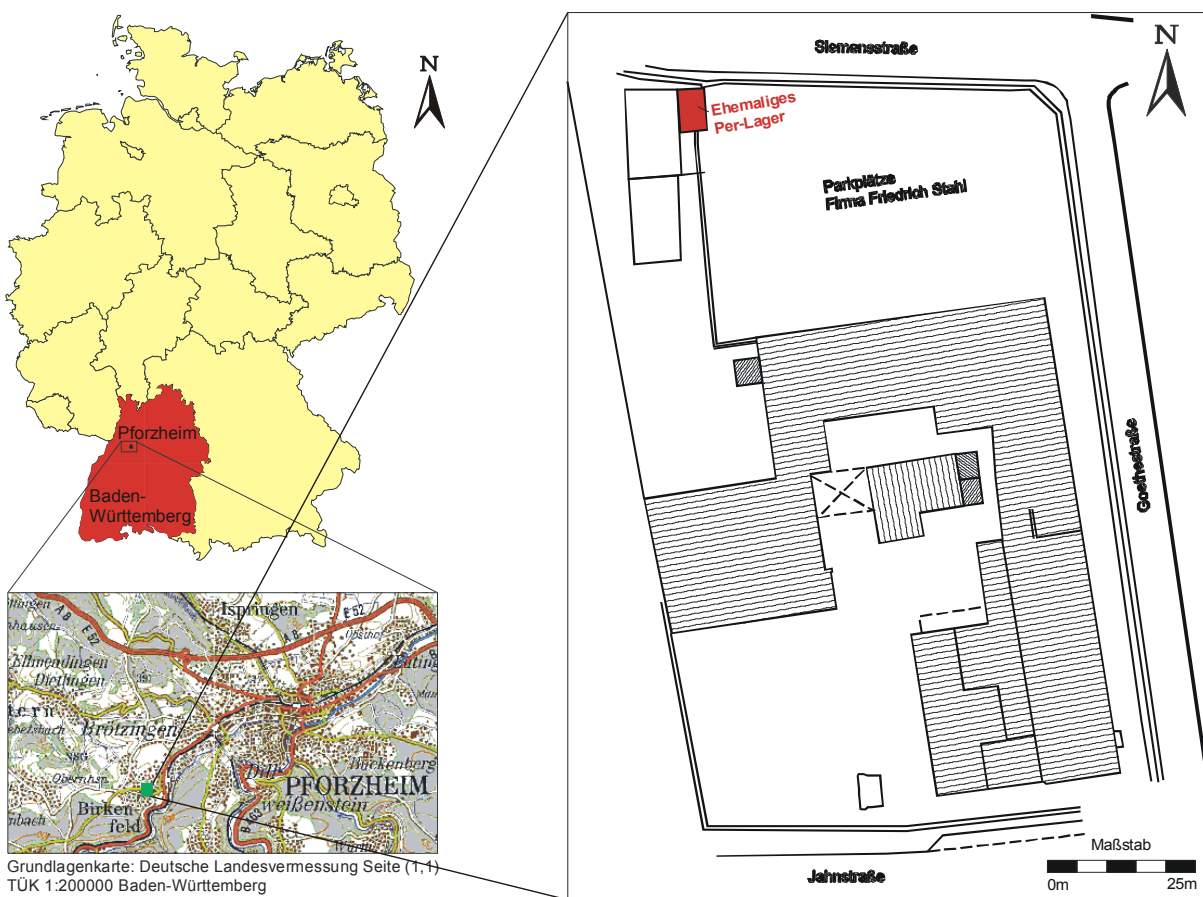


Abb. 5-8: Geographische Lage des Testfelds, Birkenfeld.

Bei der Schmuckverarbeitung wurde von der Firma Stahl über Jahrzehnte hinweg Tetrachlorethen (PER) zur Metallentfettung eingesetzt. Die Lagerung des PER erfolgte in Gebinden, welche sich in einer betonierte Wanne befanden. Seinerzeit war nicht bekannt, dass Beton keinen wirksamen Schutz gegen das Eindringen von PER in den Untergrund darstellt. Aus diesem Grund gelangten durch

Tropfverluste und durch Unachtsamkeit beim Umfüllen in kleinere Gefäße erhebliche Mengen des Schadstoffs in den Untergrund. 1986 wurde das Tetrachlorethenlager geschlossen.

5.11.3 Geologischer Rahmen

Das Testfeld wird regionalgeologisch der Süddeutschen Großscholle zugerechnet, die im Westen von der östlichen Randstörung des Oberrheingrabens, im Norden vom Rheinischen Schiefergebirge, im Nordosten von der böhmischen Masse und im Süden durch die Alpen begrenzt wird. Ihr Schichtaufbau lässt sich in zwei Hauptstockwerke gliedern. Dies sind zum einen das kristalline Grundgebirge und zum anderen das jüngere Deckgebirge. Das kristalline Grundgebirgsstockwerk der süddeutschen Großscholle gehört der saxothuringischen und moldanubischen Zone des mitteleuropäischen Variszikums an (WALTER 1995), das überwiegend aus paläozoischen Metamorphiten und Magmatiten besteht. Das meist sedimentäre Deckgebirge wurde seit dem Perm zunächst in einzelnen voneinander getrennten Senken und ab der Trias zunehmend bis fast zum Ende des Jura auf geschlossener Fläche unter Meeresbedeckung abgelagert (GEYER & GWINNER 1991).

Im Rotliegenden wurde das variszische Gebirge teilweise abgetragen und das erodierte Gesteinsmaterial in vorhandenen Becken und Trögen konkordant auf oberkarbonischen Schichten abgelagert. Die Sedimente des Zechsteins sind von marinem bis salinarem Charakter, wobei der südlichste Vorstoß des Zechsteinmeers bei Pforzheim liegt und damit der Großteil von Baden-Württemberg im Oberperm Festland war (GEYER & GWINNER 1991).

Im Buntsandstein (Abb. 5-9) wurden leuchtend rote Sandsteinformationen mit einer Gesamtmächtigkeit von über 1000 m in einem riesigen flachen Ablagerungsraum sedimentiert, der von mäandrierenden Flussläufen durchzogen war (TRUNKÓ 1984). Hierbei bildeten sich klastische, oft feldspatführende Sandsteine, die neben der für terrestrische und relativ trockene Ablagerungsbedingungen üblichen Rotfärbung, die durch das Auftreten von Hämatit (Fe_2O_3) hervorgerufen wird, auch die typische Schrägschichtung, Gerölle und fossile Böden zeigen (FRANK 1934).

In der Übergangsphase vom oberen Buntsandstein zum Muschelkalk wurde das Germanische Becken immer häufiger überflutet. Zu dieser Zeit wurden die Rötmergel (sor) in einem ruhigen, brackischen bis flach-marinen Milieu abgelagert. Das wiederholte Trockenfallen des Ablagerungsraums dokumentiert sich in nur wenige Dezimeter mächtigen Schichten und dem Auftreten fossiler Böden (GEYER & GWINNER 1991). Diese Meeresvorstöße gegen Ende des Buntsandsteins waren die Vorläufer des Einbruchs des Muschelkalkmeers (FRANK 1934). Mit dem Eindringen des Meerwassers der Tethys über die Schlesisch-Mährische Pforte und die Ostkarpaten-Pforte wurden im Unteren Muschelkalk im Germanischen Becken vor allem chemische Sedimente wie Kalke und Dolomite über dem terrigenen Rötmergel abgelagert (BEUTLER & SZULC 1999), die im Mittleren Muschelkalk (Abb. 5-9) durch Dolomite, Sulfate (Gips, Anhydrit) und Steinsalz abgelöst werden, da eine globale Regression zur Abschnürung und Verflachung des Muschelkalkmeers führte. Mit der Entwicklung der Burgundischen Pforte im Oberen Muschelkalk erfolgte die Meerestransgression ins Germanische Becken über alle drei Pforten (BEUTLER & SZULC 1999) und es kam zur Sedimentation von Kalksteinbänken, die in unregelmäßiger Wechsellagerung mit bioklastischen Kalken und gelbbraunen Dolomiten stehen (GEYER & GWINNER 1991).

Die überwiegend klastischen, oft bunt gefärbten Gesteine des Keupers sowie die marinen Sedimente der Jurazeit bilden die abschließende Schichtenfolge des Deckgebirges (GEYER & GWINNER 1991).

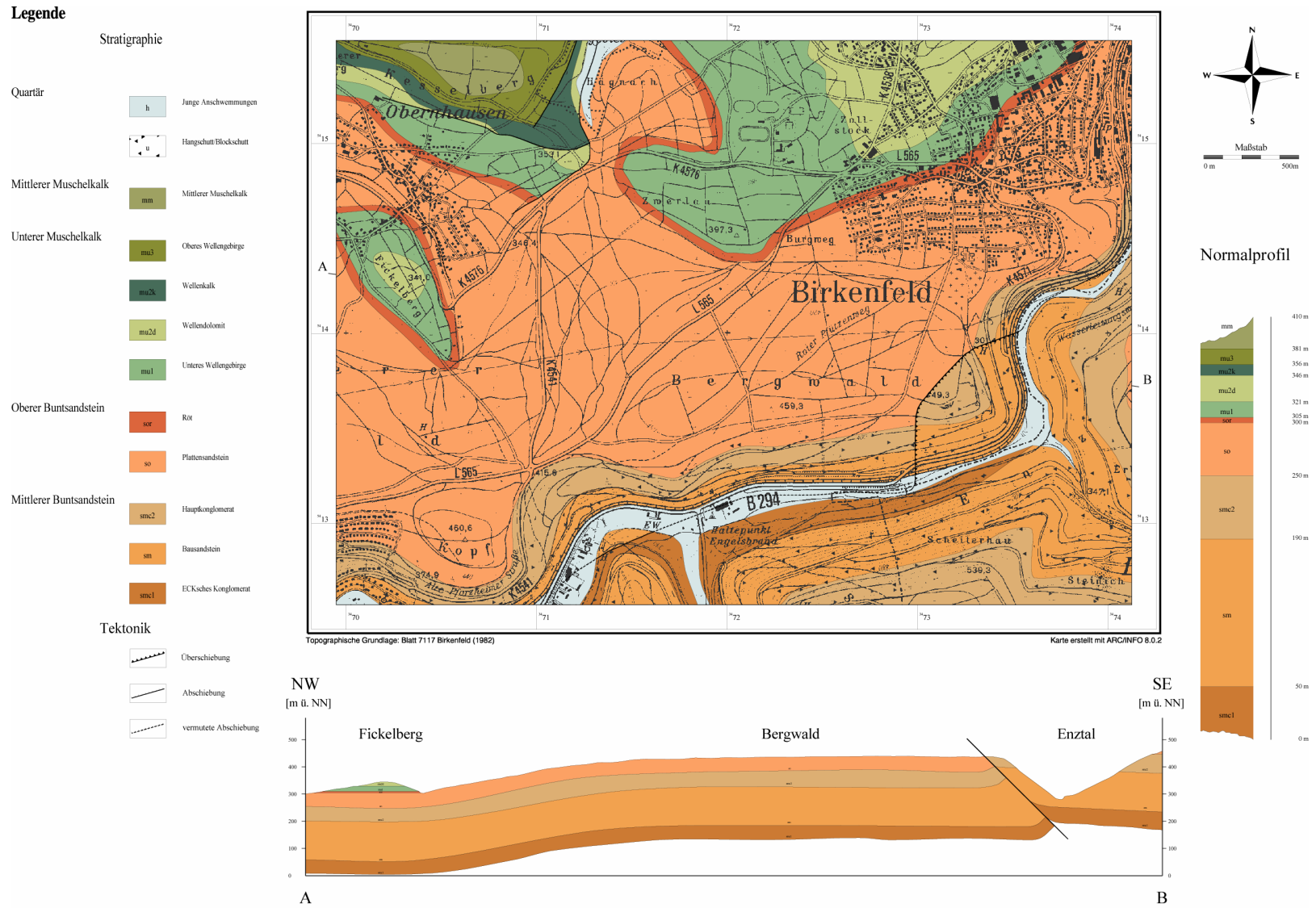


Abb. 5-9: Geologische Karte Birkenfeld/Neuenbürg (nach HALBACH 2001 b).

Stratigraphisch befindet sich das Testfeld im Grenzbereich Muschelkalk/Buntsandstein (Beginn Mittlere Trias) im so genannten Rötmergel (Abb. 5-9). Hierbei handelt es sich um einen roten, teilweise bräunlichen, tonigen, schwach sandigen, z. T. schwach kiesigen Schluff, in den Tonsteinlagen eingeschaltet sind (Abb. 5-10), die keine großräumige laterale Ausdehnung zeigen. Ferner sind bräunliche bis gelbe, schluffige Feinsandlagen aus Dolomit mit einer Mächtigkeit von einigen Zentimetern eingeschaltet. Durch die Sondierungsbohrungen im Bereich des geplanten Testfelds konnte ein Einfallen der Schichten mit 2 - 5° nach NE ermittelt werden. Diese Einfallrichtung fügt sich gut in den regionalgeologischen Rahmen des Übergangs Nordschwarzwald/Kraichgau ein (FRANK 1934).

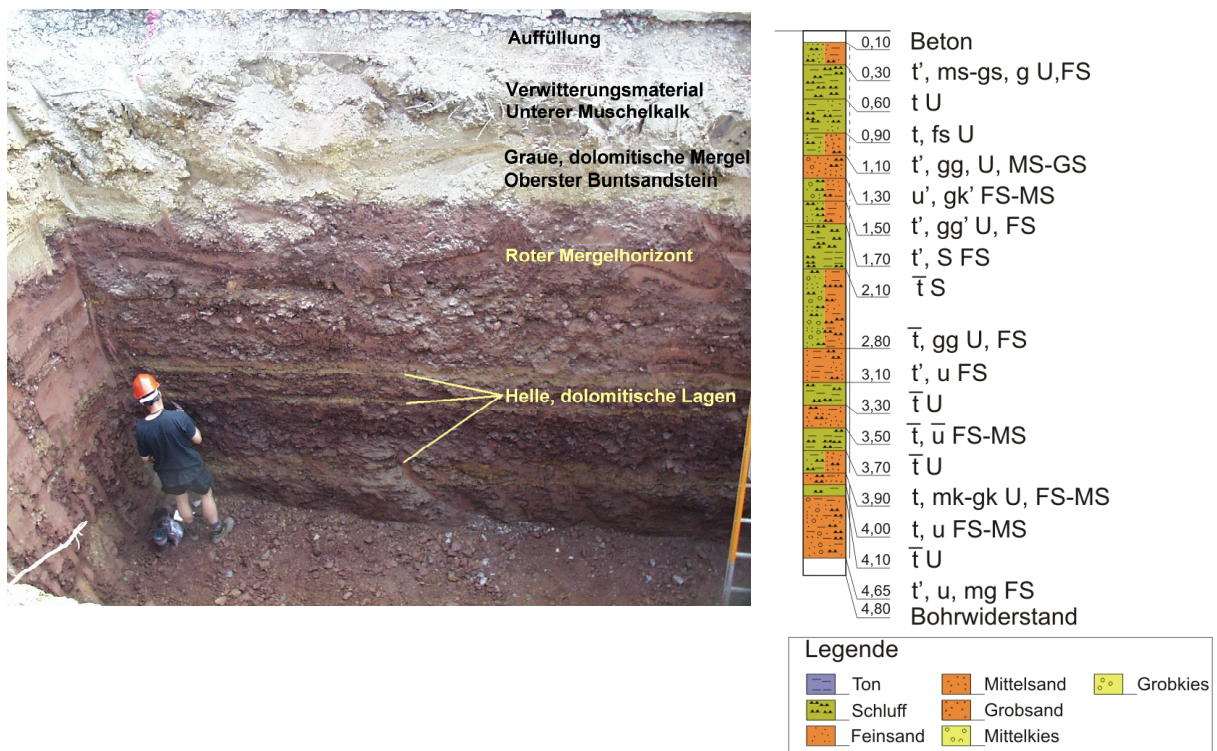


Abb. 5-10: Links Baugrube (links, HARNISCH 2002) und rechts Bohrprofil (rechts) der Rammkernbohrung B 15 aus dem Bereich des Testfelds im Rötmergel.

Aufgrund seines heterogenen Aufbaus lässt sich der Rötmergel in drei Bereiche untergliedern. Die untere, an den Plattensandstein angrenzende Einheit weist einen relativ hohen Feinsandanteil auf. Dieser rot gefärbte Mergel zeigt eine schiefrige Ausbildung und ist schwach glimmerführend. Über diesem etwa 1,4 m mächtigen unteren Bereich folgt eine rote bis violette Einheit, die mehrere helle, dolomitische Horizonte unterschiedlicher Mächtigkeit beinhaltet (Abb. 5-10). Dieser mittlere Bereich ist knapp zwei Meter mächtig. Der obere Bereich beginnt mit einem etwa 0,6 m mächtigen roten Mergelhorizont und geht dann, im scharfen farblichen Kontrast, in graue bis blaugraue dolomitische Mergel über. Diese gräulichen Mergel sind etwa einen halben Meter mächtig und werden stratigraphisch jünger von den ebenfalls gräulichen Mosbacher Grenzschiefern des Unteren Muschelkalks (mu1) abgelöst. Die Graufärbung dieser ehemals roten Mergel ist nach FRANK (1934) den reduzierenden Bedingungen des vorstoßenden Muschelkalkmeers zuzuschreiben. Dabei wurde das für die Rotfärbung verantwortliche dreiwertige Eisen in Form von Eisenoxyd und Eisenoxyhydrat in zweiwertiges Eisen umgewandelt. Da sich die Gesteine ober- und unterhalb des Farbumschlags lediglich durch ihre Farbe unterscheiden, handelt es sich hierbei um keine echte Schichtgrenze (TRUNKÓ 1984). Durch die Ausbleichung des obersten Rötmergels ist der Farbumschlag nicht mit der

Buntsandstein/Muschelkalk-Grenze gleichzusetzen. Die lithologische Grenze liegt etwa 50 cm höher. Weiterhin waren innerhalb des Rötmergels zum stratigraphisch Jüngeren eine Zunahme des Karbonatgehalts (HCl-Test) und eine Abnahme des Feinsandanteils festzustellen, wobei die Zunahme bzw. Abnahme nicht kontinuierlich erfolgt. Zum stratigraphisch Jüngeren sind Lagen mit einem geringerem Kalkgehalt bzw. höheren Feinsandanteil zwischengeschaltet, die diese Tendenz unterbrechen. Die Dreigliederung des Rötmergels lässt sich auch in der Baugrube beobachten, die zur Errichtung des Elektrodenkontrollschachts auf dem Testfeld angelegt wurde (Abb. 5-10).

Der heterogene geologische Aufbau des Untergrunds zeigt sich auch in der mineralogischen Zusammensetzung mit wechselnden Anteilen der Hauptbestandteile Quarz, Calcit und Dolomit, sowie der Nebenbestandteile Feldspat, Illit und Kaolinit (Kap. 5.11.4.1). Die Porengrößenverteilung spiegelt ebenfalls den heterogen aufgebauten Untergrund wider (Kap. 6.1.3). So sind die dominierenden Porenradialen in den Tonsteinen mit < 10 nm um zwei Zehnerpotenzen geringer, als in den Schluff- und Feinsandhorizonten.

5.11.4 Standortbedingungen

5.11.4.1 Tiefenhorizontierte Bodenkennwerte

Im Hinblick auf das Testfeld wurde das Hauptaugenmerk bei der Bodencharakterisierung auf den Rötmergel gelegt. Aufgrund seiner Heterogenität (Kap. 5.11.3) mussten einige Proben entsprechend der geologischen Gegebenheiten tiefenhorizontiert genommen werden, wobei die Schadstoffverteilung gesondert im Kapitel 5.11.4.2 abgehandelt wird. In Abbildung 5-11 sind alle Sondierungs- und Bohransatzpunkte der Vorerkundung eingezeichnet. Hierbei ist zu beachten, dass die oberen Bodenhorizonte der Sondierungen im und in unmittelbarer Nähe des Gebäudes durch die Baumaßnahmen der Lagerhalle gestört wurden.

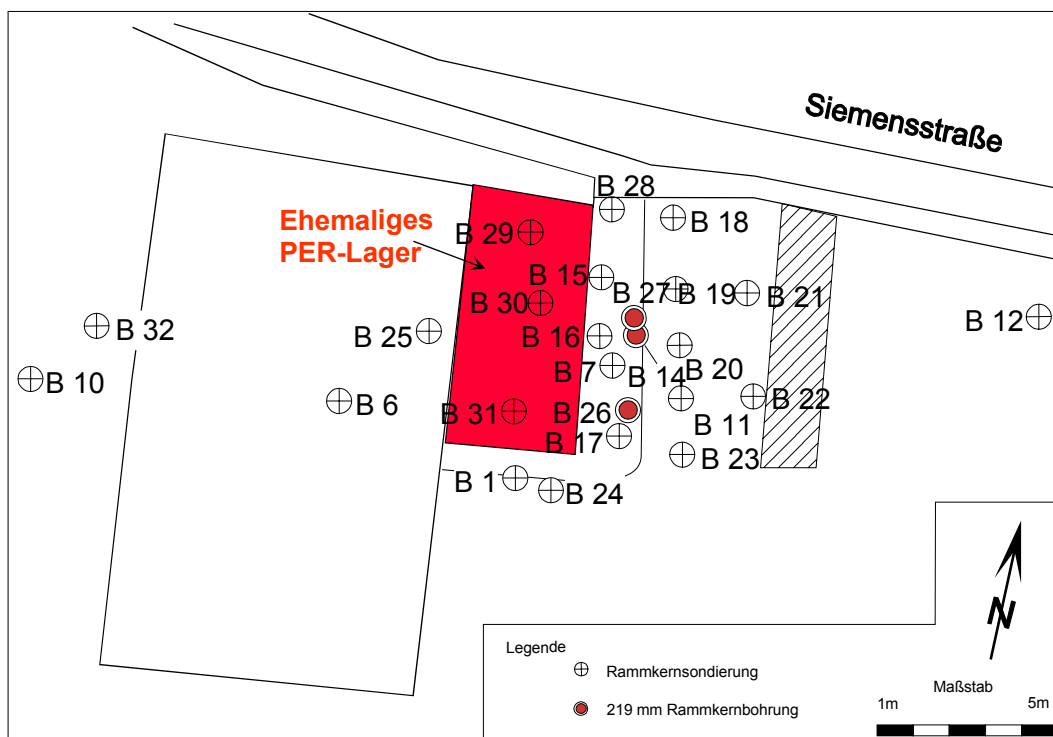


Abb. 5-11: Sondierungspunkte im Bereich des Testfelds.

Der Mineralbestand zeigt die wechselnden Ablagerungsbedingungen am Ende des Oberen Buntsandsteins. In Tabelle 5-6 ist der semiquantitative Mineralbestand der Erkundungssondierung B 28 aufgeführt. Es zeigt sich, dass der Quarz- und Feldspatgehalt mit zunehmender Tiefe abnimmt, wobei der Anteil des Feldspats in allen Proben um eine Zehnerpotenz geringer ist als der des Quarzes. Als Tonminerale treten neben dem Illit untergeordnet Kaolinit und Chlorit auf. Der Illit ist besonders in den mittleren und tieferen Lagen mit bis zu 75 % vertreten und ersetzt dort die in den anderen Tiefenbereichen dominierenden Karbonatminerale Calcit und Dolomit. Die charakteristische Rotfärbung des Bodens wird durch die Anwesenheit von Hämatit verursacht (Abb. 5-13).

Tab. 5-6: Semiquantitativer Mineralbestand der Erkundungssondierung B 28 (NOWAG 2001).

Probertiefe m	0,05-0,95	0,95-1,2	1,2-1,5	1,5-1,65	1,65-2,0	2,0-2,3	2,3-2,85	2,85-3,0
Mineral %								
Quarz	35	35	12	16	16	16	8	5
Feldspat	3	3	5	2	3	2	<0,1	1
Illit	35	25	45	75	75	70	65	50
Kaolinit	3	1	<0,1	<0,1	<0,1	1	<0,1	0
Chlorit	3	0	0	<0,1	0	0	0	0
Quellbare Phasen	0	<0,1	0	0	0	0	0	0
Calcit	15,7	11,4	<0,1	<0,1	0	2,3	10,2	5,6
Dolomit	4,4	22	35,4	2,9	0	4,2	12,8	31,8
Fe/Mn-Oxide	0,68	1,04	2,07	1,85	3,36	3,63	3,21	3,01
Organik	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

In Abbildung 5-12 und 5-13 sind Dünnschliffaufnahmen von Bodenproben dargestellt, die aus einer Tiefe von 0,65 m bzw. 1,35 m entnommen wurden. Es zeigt sich deutlich, dass die Minerale xenomorph ausgebildet sind, wobei die geringe Korngröße des Hauptanteils eine mineralogische Zuordnung mittels Dünnschliffmikroskopie unmöglich macht. Auffällig ist jedoch in Abhängigkeit zur Lage des Mikroskopdrehellers eine deutliche Einregelung der einzelnen Minerale, die die sedimentären Ablagerungsbedingungen widerspiegeln. In Abbildung 5-12 ist der Dreheller um $\sim 35^\circ$ gegenüber der Horizontalen gedreht, in Abbildung 5-13 um $\sim 110^\circ$. Aufgrund der optischen Eigenschaften lassen sich Quarz, Feldspat, Calcit bzw. Dolomit, Illit und Hämatit identifizieren. Dabei sind die Karbonate vorwiegend als runde Kristalle ausgebildet. Ferner weist die Probe Rötmergel 1 einen deutlich geringeren Hämatitgehalt auf, was sich auch makroskopisch an der bräunlichen Farbgebung zeigt (Abb. 5-10).

Neben der Mineralzusammensetzung des Bodens sind die sich aus der Mineral- und Korngrößenzusammensetzung des Bodens ergebenden physikalischen und chemischen Parameter für den Sanierungserfolg entscheidend. Daher wurde an den Sondierungsbohrungen B 20, B 22, B 28 und B 29 eine tiefenhorizontierte Bestimmung des In-situ-Wassergehalts, des Wasseraufnahmevermögens, der Korndichte, des Glühverlusts, des Karbonatgehalts und des In-situ-pH-Werts des Bodens durchgeführt. Die übrigen relevanten Bodenkennwerte werden in Kapitel 6.1.3 abgehandelt.

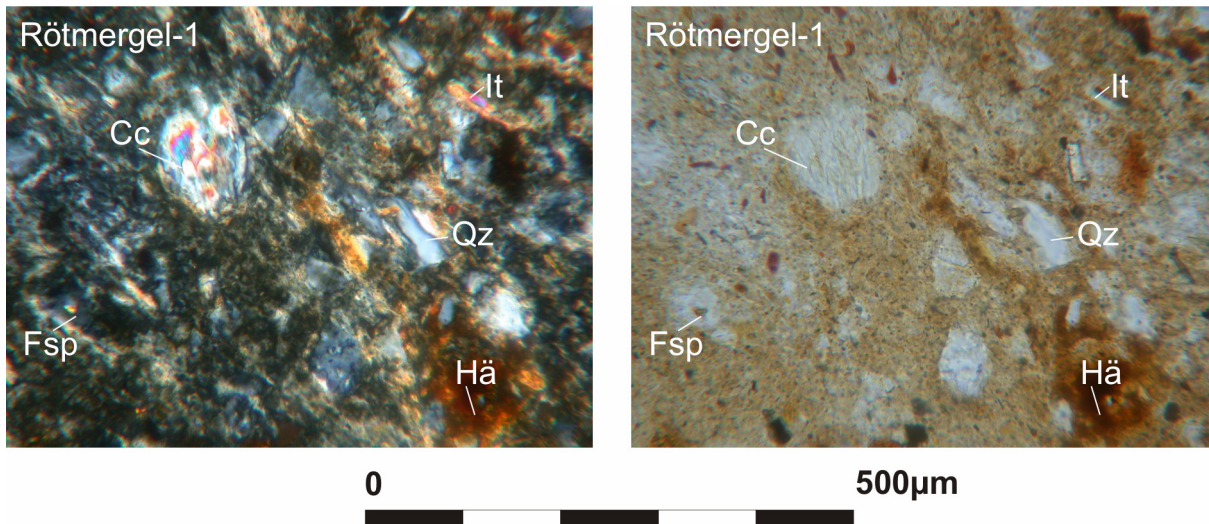


Abb. 5-12: Dünnschliffmikroskopische Aufnahme des Rötmergels aus einer Tiefe von 0,65 m (Cc Calcit, Fsp Feldspat, Hä Hämatit, It Illit, Qz Quarz). Links mit Polarisator, rechts im Durchlicht.

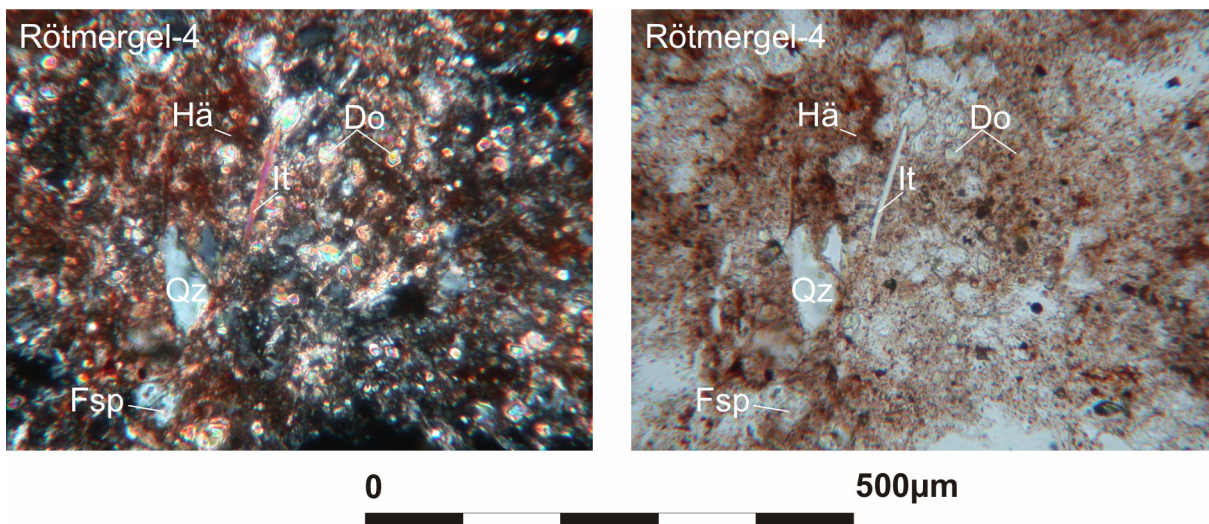


Abb. 5-13: Dünnschliffmikroskopische Aufnahme des Rötmergels aus einer Tiefe von 1,35 m (Do Dolomit, Fsp Feldspat, Hä Hämatit, It Illit, Qz Quarz). Links mit Polarisator, rechts im Durchlicht.

Der Wassergehalt und die Korndichte (Tab. 5-7) korrelieren mit der tiefenhorizontierten mineralogischen Zusammensetzung (Tab. 5-6). Darüber hinaus zeigt auch das Wasseraufnahmevermögen eine gute Übereinstimmung mit dem Tonmineralgehalt. Der hohe Wert des Wasseraufnahmevermögens von 68,8 % in einer Tiefe von 0,30 - 0,65 cm wird einem erhöhten Organikgehalt in diesem Bereich zugeschrieben, da früher westlich des ehemaligen PER-Lagers Obstbäume standen. Dieser erhöhte Organikanteil zeigt sich in B 28 und B 29 nicht (Abb. 5-14, links), da hier die oberen Bodenhorizonte gestört vorliegen. Der Glühverlust zeigt dafür, dass die relativ hohen Werte bis in eine Tiefe von ca. 1,2 m (Abb. 5-14, links) durch die Zerstörung des Kaolinit (Tab. 5-6) bei einer Temperatur von 550°C hervorgerufen werden.

Tab. 5-7: Tiefenhorizontierte Verteilung des Wassergehalts, des Wasseraufnahmevermögens und der Korndichte.

B 29		B 20		B 22	
Tiefe	Wassergehalt	Tiefe	Wasseraufnahmevermögen	Tiefe	Korndichte
m u GOK	%	m u GOK	%	m u GOK	g/cm ³
0,16-0,45	7,8	0-0,15	n. b.	0-0,25	n. b.
0,45-0,55	21,9	0,15-0,30	26,8	0,25-0,70	2,66
0,55-1,10	27,92	0,30-0,65	68,8	0,70-0,80	2,69
1,10-1,65	34,3	0,65-1,15	41,7	0,80-1,10	2,66
1,65-1,80	23,8	1,15-1,35	51,2	1,10-1,15	2,69
1,80-1,90	14,0	1,35-2,15	43,7	1,15-2,15	2,70
1,90-2,10	10,1	2,15-2,75	42,5	2,15-2,65	2,73
2,10-2,75	12,5	2,75-2,85	40,3	2,65-2,75	2,70
2,75-2,80	n. b.	2,85-3,15	37,5	2,75-3,15	2,67
2,80-3,10	13,7	3,15-3,75	36,0	3,15-3,85	2,72

Der pH-Wert des Bodens ist neutral bis leicht alkalisch (Abb. 5-14, rechts), was in erster Linie der Pufferkapazität des Karbonatgehalts zuzuschreiben ist. Lediglich zwischen 0,30 - 0,65 m liegen etwas niedrigere pH-Werte vor, die wahrscheinlich durch Huminsäuren hervorgerufen werden.

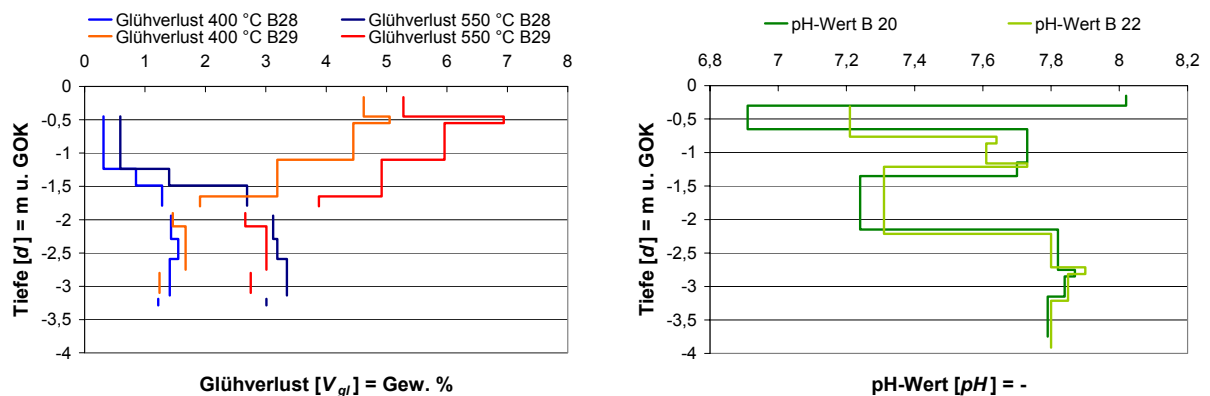


Abb. 5-14: Tiefenabhängige Verteilung des Glühverlusts der Sondierungsbohrungen B 28 und B 29 (links) und tiefenabhängige pH-Wert-Verteilung der Sondierungsbohrungen B 20 und B 22 (rechts).

5.11.4.2 Schadstoffverteilung

Im Bereich des ehemaligen Tetrachlorethen-Lagers wurde zur Eingrenzung des Schadensherds eine eingehende Untersuchung des Untergrunds mittels Rammkernsondierungen durchgeführt (Abb. 5-11). Durch diese Detailerkundung konnte in diesem Bereich ein scharf begrenzter Schadensherd in einer Tiefe zwischen 2 m und 3 m ermittelt werden (Abb. 5-15), der eine laterale Ausdehnung von 7 m auf 7 m aufweist (Abb. 5-16). Die Hauptkontamination mit 5.500 mg/kg Tetrachlorethen (bezogen auf das Trockengewicht des Bodens) befindet sich in einer Tiefe von 2,5-3,0 m direkt unterhalb des ehemaligen Fasslagers. Das Schadstoffspektrum der Kontamination umfasst leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe (LCKW), wobei Tetrachlorethen mit > 95 % die Hauptkomponente darstellt, während Trichlorethen, cis-1,2-Dichlorethen und trans-1,2-Dichlorethen mit jeweils < 2 % nur untergeordnet vorkommen (Abb. 5-15). Die Messwerte der Schadstoffbelastung sind im Anhang 2 dokumentiert.

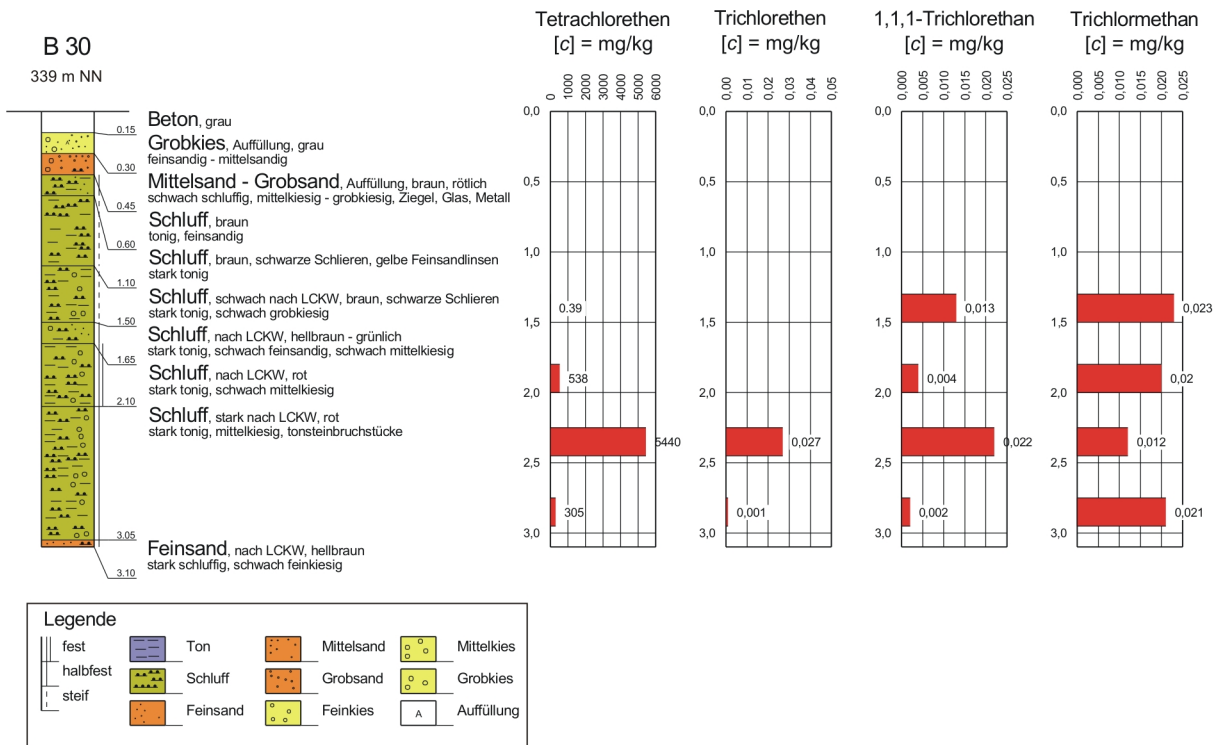


Abb. 5-15: Tiefenhorizontierte Schadstoffverteilung der Sondierbohrung B 30.

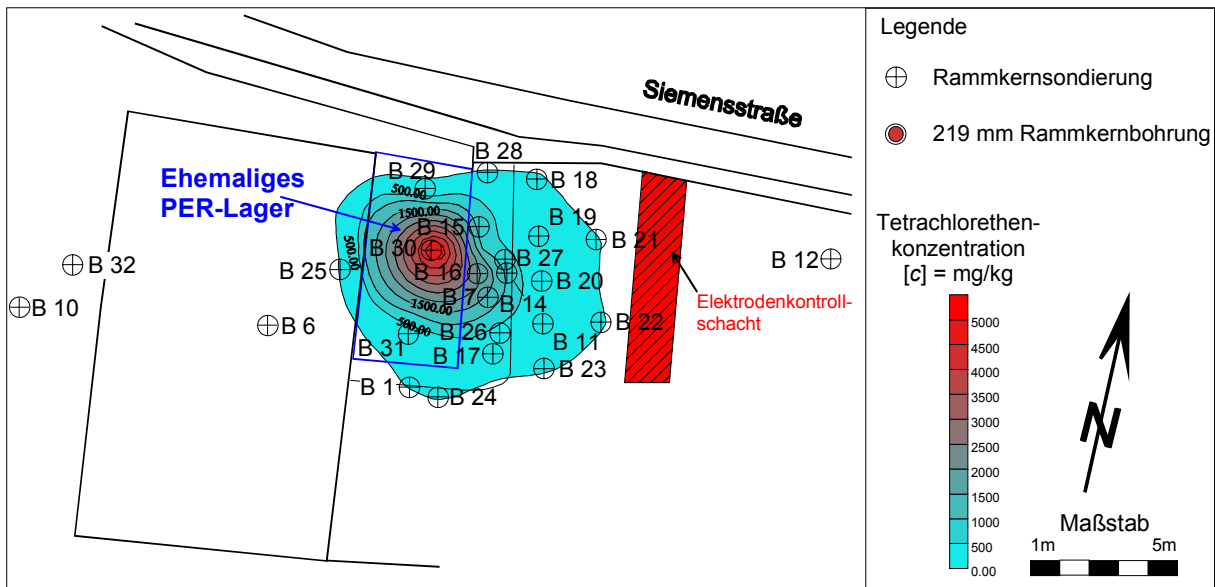


Abb. 5-16: Tetrachlorethenverteilung in 2,5 m Tiefe auf dem Testfeld Birkenfeld.

5.11.5 Testfeldeinrichtung

Auf der Datengrundlage der vorbereitenden Labor- und Technikumsversuche sowie der Detailuntersuchung auf dem Testfeldstandort in Birkenfeld erfolgte die Planung der Testfeldeinrichtung. Aufgrund des Testfeldcharakters wurde ein spezieller Elektrodenkontrollschacht errichtet, der bei einer kommerziellen Nutzung der elektrokinetischen Bodensanierung nicht notwendig ist. Damit zum einen beim Aushub der Baugrube kein kontaminierter Boden anfiel und zum anderen kein Tetrachlor-

ethen durch diffusive Vorgänge in den Schacht gelangen konnte, wurde ein Abstand von 2 m zum Schadensherd gewählt. Eine weitere Besonderheit auf dem Testfeld war die Anzahl der verwendeten Elektroden (Abb. 5-17). Für eine effektive Nutzung der elektrokinetischen Bodensanierung können deutlich weniger Elektroden verwendet und der Elektrodenabstand auf 2 - 5 m vergrößert werden.

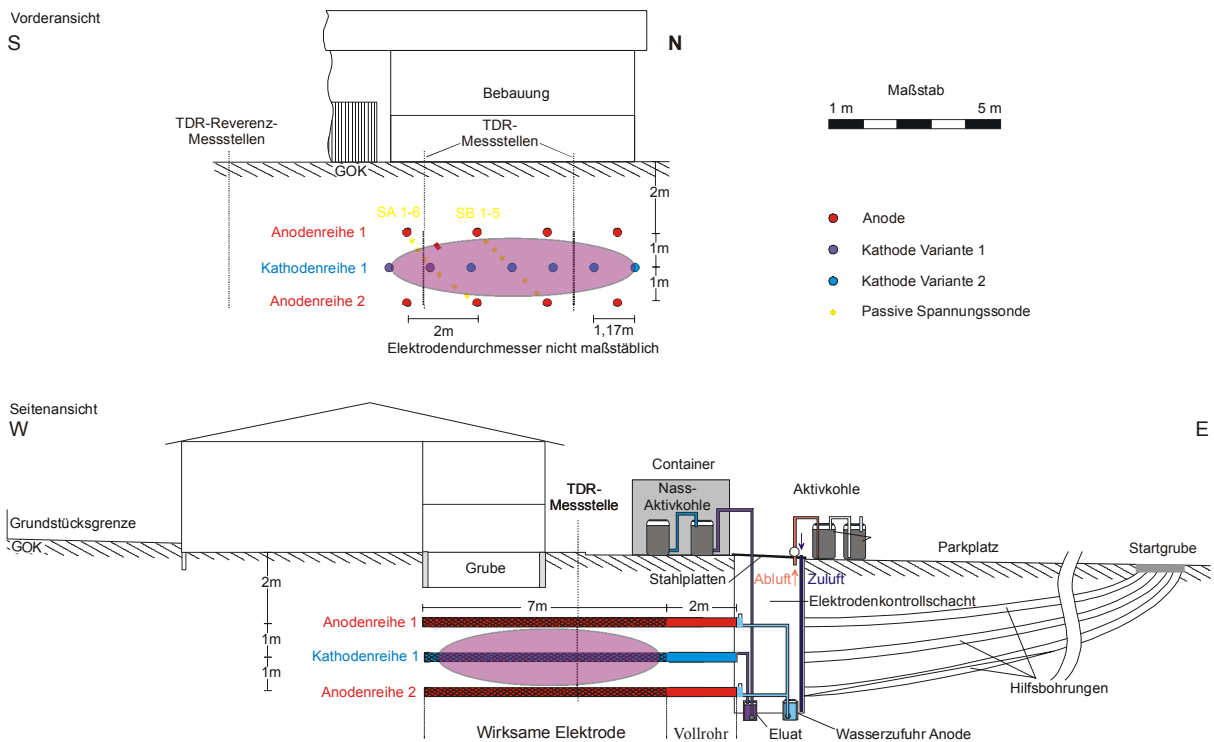


Abb. 5-17: Elektrodenanordnung im Testfeld.

In Abbildung 5-17 ist die Elektrodenanordnung skizziert. Um zu verhindern, dass Tetrachlorethen in tiefere Bodenhorizonte gelangte, wurden zwei Reihen Anoden in einer Tiefe von 2 m bzw. 4 m außerhalb des kontaminierten Bereichs installiert. Von ihnen aus erfolgte der elektroosmotische Fluidtransport durch den kontaminierten Bodenkörper in Richtung der zwischen diesen Anoden liegenden Kathodenreihe in einer Tiefe von 3 m. In den Anodenreihen wurden je 4, in der Kathodenreihe 7 Elektroden mit einer Länge von 9 m installiert, wobei die wirksame Elektrodenlänge aufgrund des Abstands des Elektrodenkontrollschachts zum Schadensherd lediglich 7 m betrug. Die verbleibenden 2 m der Elektrode bestanden aus einem PVC(U)-Vollrohr (Abb. 5-17). Der horizontale Abstand zwischen den Elektroden beträgt bei den Anoden 2 m und bei den Kathoden 1,17 m, der vertikale zwischen den Elektrodenreihen je 1 m.

Im Testfeld wurden zwei unterschiedliche Kathodenvarianten eingesetzt, um für einen späteren kommerziellen Einsatz der elektrokinetischen Bodensanierung ein flexibles, an den Schadstoff und die Standortgegebenheiten angepasstes Sanierungskonzept zu erhalten (Abb. 5-17). Der Unterschied liegt in der Anordnung des Elektrodenmaterials. Bei Kathodenvariante 1 wurde das Elektrodennetz aus Edelstahl direkt in das PVC(U)-Stützrohr (DN 100) eingeschoben, während es bei Variante 2 außen auf das Stützrohr (das von einer Geomembran umgeben ist) geschraubt wurde. Als Suffusionschutz wurde bei beiden Elektrodentypen eine Geomembran (Secutex R 201 ®) unmittelbar über dem PVC(U)-Schützrohr befestigt (Abb. 5-18). Da die Geomembran im trockenen Zustand als Kapillarsperre wirkt, mussten die Elektroden während des Betriebs mit Wasser gefüllt sein. Daher und zur

Gewährleistung der elektrischen Anbindung an den Untergrund wurden die Elektroden mit einer Bentonitsuspension umgeben. Zur Entscheidungshilfe, welcher Elektrodentyp für den jeweiligen Standort geeignet ist, sind die Vor- und Nachteile beider Elektrodenvarianten in Tabelle 5-8 aufgeführt.

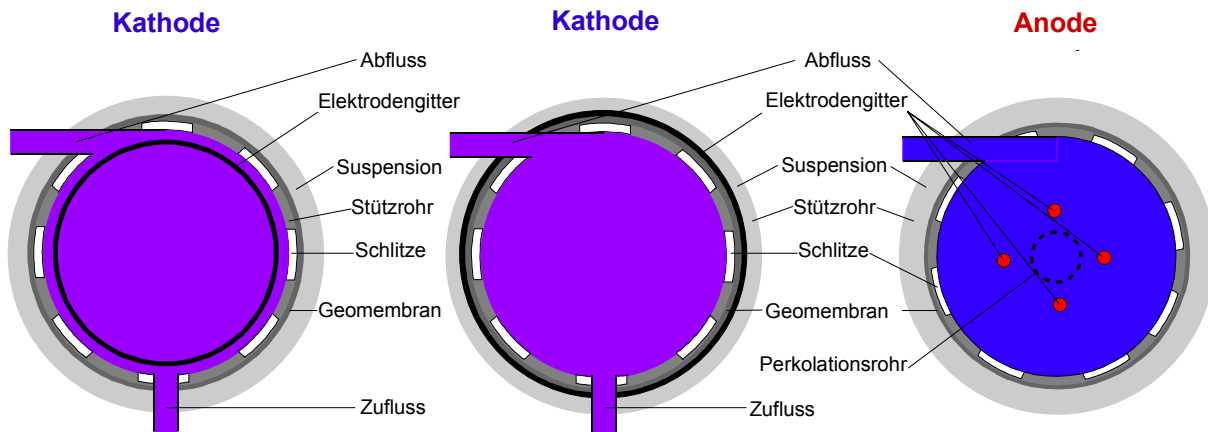


Abb. 5-18: Schematische Skizzen der Horizontalfilterelektroden im Querschnitt (links Kathodenvariante 1, Mitte Kathodenvariante 2, rechts Anode).

Tab. 5-8: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der zwei Elektrodenvarianten.

Parameter	Außenliegende Elektrode	Innenliegende Elektrode
pH-Wert-Kontrolle	--	++
Zugabe von Chemikalien	•	++
Elektrische Anbindung	++	+
Opferelektrode	--	+
Handling (Aus-/Einbau)	-	+

++ sehr gut geeignet, + gut geeignet, • geeignet, - wenig geeignet, -- nicht geeignet

Die Anoden des Testfels unterschieden sich von den Kathoden im Durchmesser (PVC(U)-Rohr, DN 50) und aufgrund der durch die Elektrodenreaktionen verursachten aggressiven Bedingungen im Elektrodenmaterial (Iridium-Mischoxid-beschichtetes Titan). Ursprünglich wurde an den Anoden ein außenliegendes Titannetz verwendet, das sich in den Technikumsversuchen bewährt hatte. Im Testfeldbetrieb löste sich dieses aufgrund einer lokalen Erhöhung der Stromdichte an den elektrischen Anschlüssen und den dadurch entstehenden aggressiveren Bedingungen in diesen Bereichen auf. Im weiteren Versuchsverlauf wurden vier mit Iridium-Mischoxid beschichtete Titandrähte (\varnothing 3 mm) in den Anoden installiert.

Prinzipiell wurde bei der Konzeptionierung der Horizontalfilterelektroden darauf geachtet, nur Materialien zu wählen, die bei gängigen Sanierungsverfahren bereits standardmäßig eingesetzt werden und dadurch billig und verfügbar sind.

Die Spannungsversorgung der Elektroden erfolgte mit einem Netzgerät der Firma POWER TEN (R86 D-200100), das bei einer max. Leistung von 20 kW eine Gleichspannung von 200 V und eine Stromstärke von 100 A liefert. Die Steuerung und Datenaufzeichnung erfolgte mit einem durch ZORN in HP VEE (Version 5.01) entwickelten Programm.

Das Prozesswasser wurde weitgehend in einem geschlossenem Kreislauf geführt. Aus einem HDPE-Vorratsbehälter (1000 l), dessen Wasserstand über einen Schwimmerschalter gesteuert und bei

Bedarf mit Leitungswasser nachgefüllt wurde, wurden über ein computergesteuertes Zeitprogramm (CONRAD LeC) mittels zweier Tauchpumpen (ZEHNDER TDP 800) die Anoden perkoliert. Dieses Wasser wurde elektroosmotisch im elektrischen Feld durch den kontaminierten Boden zur Kathode transportiert, von wo aus es in ein 100 l fassendes, doppelwandiges Eluatsammelfass mit Gefahrenstoffzulassung (Außenwand aus HDPE zur Isolation, Innenwand aus lackiertem Eisen zum Schutz vor einer durch LCKW verursachten Leckage) geleitet wurde. Nach Erreichen eines bestimmten Wasserstands im Sammelfass wurde das Eluat durch eine Tauchpumpe (ZEHNDER TDP 800) über eine zweistufige Nassaktivkohlewasseraufbereitung zurück in den Vorratsbehälter geleitet (Abb. 5-19).

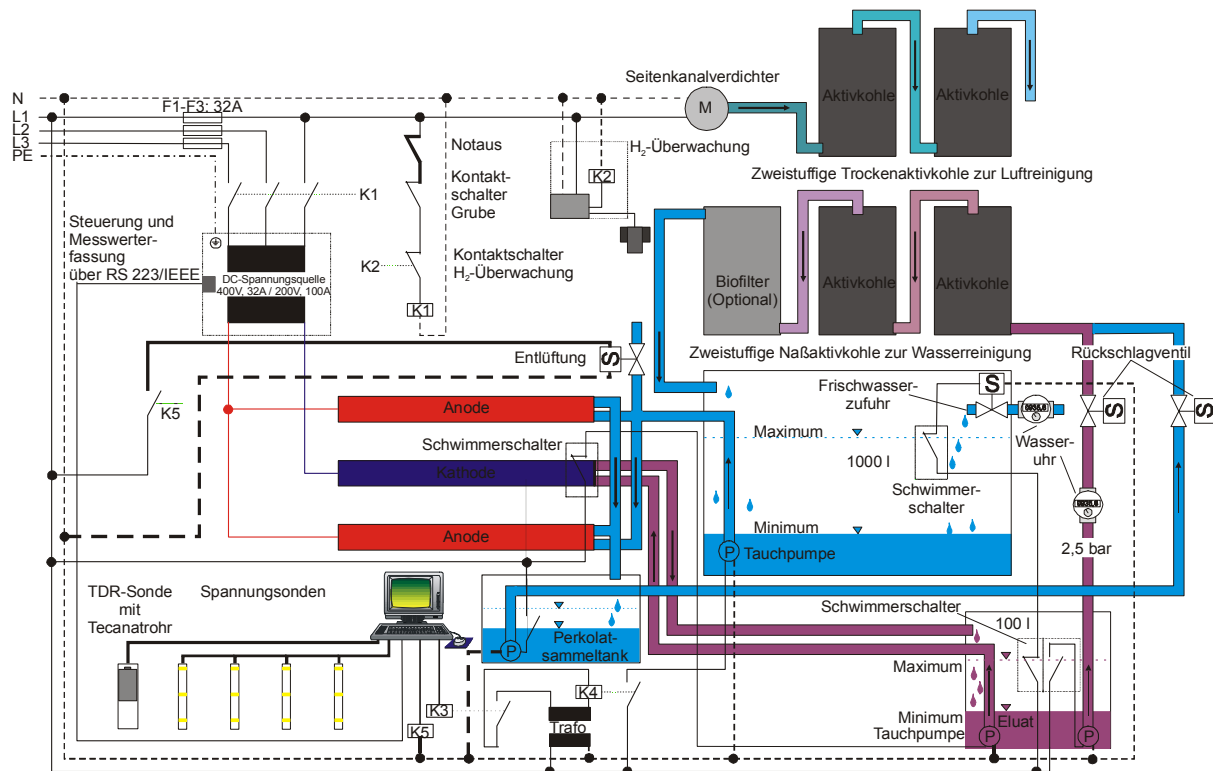


Abb. 5-19: Technische Einrichtung und Monitoringsystem des Testfelds.

Da durch die Elektrodenreaktionen Wasserstoff, Sauerstoff, Chlorgas usw. entstehen können und durch diffusive Transportprozesse LCKW-haltige Bodenluft in den begehbaren Elektrodenkontrollschacht gelangen kann, musste für ausreichende Frischluftzufuhr gesorgt werden. Hierzu wurden am tiefsten Punkt des Schachts zwei DN 100-Rohre installiert und Frischluft mittels Ventilatoren zugeführt. Im obersten Bereich des Elektrodenkontrollschachts wurden mit einem Seitenkanalverdichter die Grubengase abgesaugt und über einen zweistufigen Aktivkohlefilter gereinigt. Der Lufthaushalt des Schachts wurde so dimensioniert, dass etwa jede zweite Stunde die Luft komplett ausgetauscht wurde.

Die Überwachung der Grubengase war zur Verhinderung der Knallgasbildung, einem Gemisch aus Wasserstoff und Sauerstoff, das bei Zündung stark exotherm zu Wasser reagiert, unumgänglich. Aus diesem Grund wurde oben im Elektrodenkontrollschacht ein Sensor (Messkopf SE EX PR M NT mit Steuerung Regard-1 SE EX der Firma DRÄGER SAFETY) installiert, der ab 20 % der kritischen Wasserstoffkonzentration (Untere Explosionsgrenze, UEG) ein akustisches und optisches Warnsignal aktivierte und beim Erreichen von 40 % der UEG alle stromführenden Teile im Schacht sowie die Spannungsversorgung der Elektroden abschaltete (Abb. 5-19, Anhang 3).

Zum sicheren Betrieb des Testfelds wurden darüber hinaus alle relevanten Anlagenteile mit Kontaktschaltern, Fehlerstrom-Schutzschaltern, Sicherungen und Notausschaltern ausgestattet und alle elektrischen Installationen entsprechend der geltenden Vorschriften des Verbands Deutscher Elektrotechniker (VDE) sowie der Berufsgenossenschaft (BG) durchgeführt (Tab. 5-9). Die Schaltpläne sind im Anhang 3 zusammengestellt.

Tab. 5-9: Relevante Vorschriften zur Errichtung und zum Betrieb des elektrokinetischen Testfelds.

Vorschrift	Erschienen	Titel
VDE 0100	1973	Bestimmungen für das Errichten von Starkstromanlagen mit Nennspannungen bis 1000 V
VDE 0100 Teil 410	1997	Errichten von Starkstromanlagen mit Nennspannungen bis 1000 V; Schutz gegen elektrischen Schlag
VDE 0100 Teil 430	1991	Errichten von Starkstromanlagen mit Nennspannungen bis 1000 V, Schutzmaßnahmen; Schutz von Kabeln und Leitungen bei Überstrom
VDE 0100 Teil 444	1999	Elektrische Anlagen von Gebäuden, Schutzmaßnahmen - Schutz bei Überspannungen - Schutz gegen elektromagnetische Störungen (EMI) in Anlagen von Gebäuden
VDE 0105 Teil 1	1997	Betrieb von elektrischen Anlagen
VDE 0105 Teil 7	1987	Betrieb von Starkstromanlagen; Zusatzfestlegungen für explosivstoffgefährdete Bereiche
BGV A2	1997	Elektrische Anlagen und Betriebsmittel – Unfallverhütungsvorschrift

Für die Überwachung der im Testfeld ablaufenden Prozesse wurde ein umfangreiches Monitoringssystem eingerichtet und alle relevanten Kenngrößen kontinuierlich ermittelt. Neben der Messung der Schadstoffkonzentration und möglicher Abbauprodukte des Tetrachlorethens wurden im Eluat und Perkolat pH-Wert, Redoxpotential, Leitfähigkeit, Konzentration der Hauptkationen, Hauptanionen, Titan und Iridium gemessen sowie die Eluatmenge und die Menge an zugeführtem Leitungswasser bestimmt. Zur Überprüfung der elektrischen Anbindung der Elektroden - besonders im Bezug auf die unterschiedlichen Kathodenvarianten - wurden 11 Edelstahlspannungssonden (2,5 m lange M 10-Gewindestangen, die außerhalb des angelegten elektrischen Felds mit PVC-Rohren isoliert waren), verteilt auf zwei Messprofile, installiert (Abb. 5-17). Darüber hinaus wurden die an die Elektroden angelegte Spannung, der im Boden fließende Strom und die elektrische Arbeit des gesamten Testfelds, einschließlich der Pumpen, Datenaufzeichnung, Steuerung und Lüftung gemessen.

Von der zur Sanierung in die Elektroden zugeführten elektrischen Energie wird nur ein Teil in die elektrokinetischen Transportprozesse und die Elektrodenreaktionen umgesetzt, der Rest wird in Wärmeenergie umgewandelt. Die Temperaturverteilung im Boden richtet sich dabei nach der Stromdichtenverteilung. Unmittelbar am Elektrodennetz ist die Stromdichte am höchsten. Daher wurde bei jeder Probennahme die Temperatur an den Elektroden gemessen. Eine Temperaturmessung im Boden erfolgte erst unmittelbar im Anschluss an die Betriebszeit des Testfelds, um beim Abtäufen der Sondierung die bereits installierten Elektroden nicht zu beschädigen.

Besonders im Hinblick auf bebaute Altlasten und die Veränderung des Bodenwassergehalts im Zuge der elektrokinetischen Bodensanierung sowie der damit einhergehenden Veränderung der Scherfestigkeit des Untergrunds ist die Kontrolle und Steuerung des Wassergehalts unumgänglich (Kap. 5.5.9). Im Testfeld wurde dies durch eine auf dem Prinzip der TDR-Technik basierenden Rohrsonde (TRIME-T3 Rohrsonde der Firma IMKO) realisiert, die in einem Tecanat-Rohr (stabiles, schlagzähes Polycarbonat) geführt wird und somit die Aufnahme eines kompletten Bodenfeuchteprofils ermöglicht. Neben zwei Messstellen innerhalb des Wirkungsbereichs der Elektroden wurde im

Abstand von 4 m eine Referenzmessstelle eingerichtet, so dass der Einfluss meteorologischer Ereignisse berücksichtigt werden konnte (Abb. 5-17).

5.11.6 Installation des Testfelds

Die Installation des Testfelds wurde in drei Bauphasen durchgeführt:

- Errichten des Elektrodenkontrollschachts
- Erstellung der Horizontalbohrungen und Installation der Elektroden
- Fertigmontage der Testfeldeinrichtung (Spannungsversorgung, Wasseraufbereitung usw.)

Wie in Kapitel 5.11.5 beschrieben, wurde in Bauphase 1 auf dem Versuchsstandort ein spezieller Elektrodenkontrollschacht eingerichtet, um die ablaufenden Prozesse besser beobachten und gegebenenfalls notwendige Änderungen im Versuchsablauf durchführen zu können. Um Wechselwirkungen zwischen dem zwingend notwendigen Verbau und dem elektrischem Feld zu unterbinden und gleichzeitig den Schutz vor einem möglichen Grundbruch zu gewährleisten, erfolgte der Ausbau der zuvor von der Firma KONRAD SCHWEIKERT KG aus Bruchsal ausgehobenen Baugrube mit einem statisch bestimmten Holzverbau.

In Bauphase 2 wurden durch die Firma WMZ BOHRTECHNIK GMBH & CO. KG mit der Bohranlage Grundodrill 20 S Horizontalbohrungen im Verdrängungs-Spülungs-Verfahren durchgeführt, in denen die Horizontalfilterelektroden installiert wurden. Prinzipiell wurden hierbei die einzelnen Arbeitsschritte (Pilotbohrung, Aufweiten der Pilotbohrung und Einbringen der Hüllrohre) jeder Elektrode nacheinander durchgeführt, bevor mit der Pilotbohrung der nächsten Elektrode begonnen wurde.

Aus eigentumsrechtlichen Gründen sowie aus Platzmangel im rückseitigen Bereich des PER-Lagers konnten die Horizontalbohrungen nicht auf herkömmliche Art und Weise durchgeführt werden. Die Umsetzung erfolgte daher als so genannte Sacklochbohrungen, die ausgehend vom Elektrodenkontrollschacht 10 m unter das Gebäude vorgetrieben wurden und dort endeten. Diese Vorgehensweise erforderte ein hohes Maß an Know-how von dem durchführenden Bohrunternehmer.

Um mit dem Bohrgestänge auf die Tiefenlage der jeweiligen Elektrodenreihen zu gelangen, war eine Startgrube (Abb. 5-17) im Abstand von 19 m zum Elektrodenkontrollschacht notwendig, von der aus die Pilotbohrungen in Richtung Elektrodenkontrollschacht vorgetrieben wurden. Zur Ortung (Tiefenlage und Neigung) des Bohrkopfs mit integriertem Sender kam das System DIGI-TRAK zum Einsatz (Abb. 5-20, oben rechts). Durch diese Technologie und den steuerbaren Bohrkopf konnten die Bohransatzpunkte mit hinreichender Genauigkeit im Elektrodenkontrollschacht angesteuert werden (Abb. 5-21). Wenn der Bohrkopf von der geplanten Trasse ab, konnte die schräge Steuerplatte des Bohrkopfs (Abb. 5-20, unten links) durch Rotation des Gestänges in die entsprechende Richtung gebracht werden und durch Vorschub des Gestänges ein Steuereffekt eingeleitet werden. Durch einen orientierten Hochdruckstrahl wurde dieser Steuereffekt unterstützt. Wenn der Bohrkopf wieder entsprechend der festgelegten Trasse orientiert, wurde durch Rotation des Bohrkopfs bei gleichzeitigem Vorschub ein geradliniger Vortrieb ermöglicht.



Abb. 5-20: Steuerbarer Bohrkopf mit Sender (links) und Ortungsgerät Digi-Trak (rechts oben) zur Herstellung der Pilotbohrung und Aufweitbohrkopf (rechts unten) zur Erstellung der Sachlochbohrung.

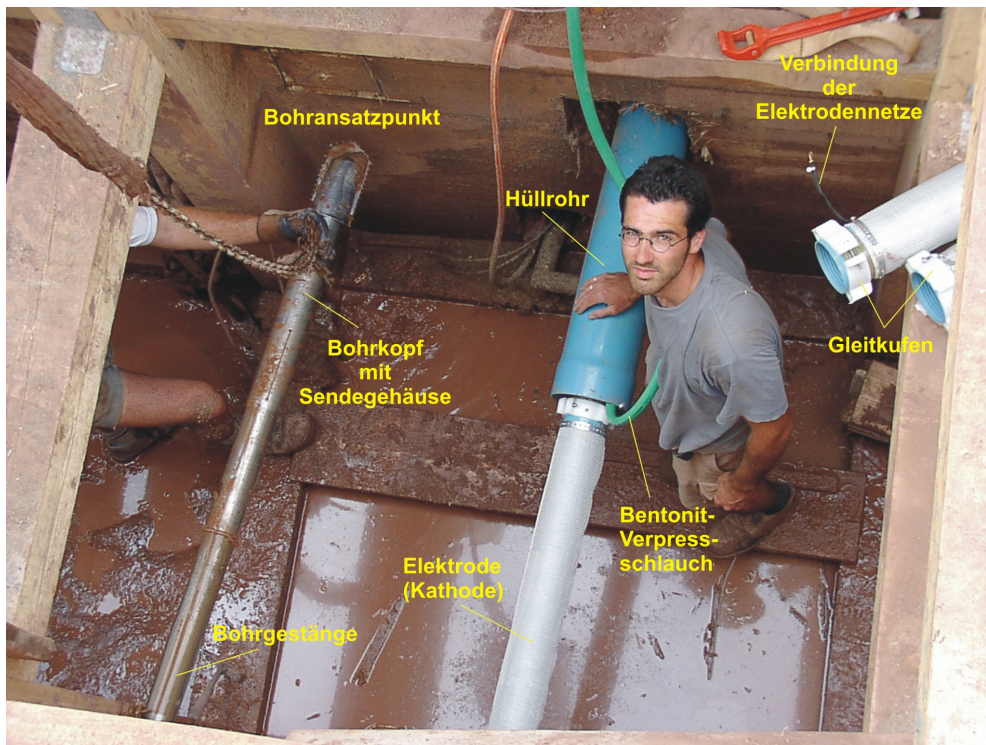


Abb. 5-21: Durchbruch einer Kathoden-Pilotbohrung (links) und Installation einer Kathode mit Hüllrohr (rechts).

Nach Erreichen des Elektrodenkontrollschachts wurde dieser durchbohrt (Abb. 5-21) und die Pilotbohrung bis zum gewünschten Endpunkt fortgesetzt. Anschließend wurde das Bohrgestänge bis zum Schacht zurückgezogen, der entsprechende Aufweitkopf (Abb. 5-20, rechts unten) montiert und

die Bohrung auf den geforderten Durchmesser erweitert. In die so entstandene Sacklochbohrung wurde nun ein Hüllrohr geschoben (Abb. 5-21), damit:

- nachbrechender Boden das Bohrloch nicht verfüllte,
- bei der Montage der Horizontalfilterelektrode die Reibung minimiert wurde,
- beim Einschieben der Elektroden der Ringraum nicht mit Boden zugesezt wurde, der sich durch Reiben der Gleitkufen am Untergrund löste, und
- ein hinreichend großer Ringraum zwischen Elektrode und Boden verblieb, der später mit einer Bentonitsuspension verpresst werden konnte und somit die Funktionsfähigkeit der Elektrode gewährleistete.

Um zu verhindern, dass sich die Hüllrohre beim Einschieben mit sich lösendem Boden zusetzen, wurde an deren Spitze ein Holzstopfen angebracht, der beim späteren Ziehen der Hüllrohre im Bohrloch verblieb.

In die montierten Hüllrohre wurden sukzessive die 1 m langen, vorgefertigten Elektroden (Anode Abb. 5-22, rechts; Kathode Abb. 5-23, rechts oben) mit samt eines Verpressschlauchs geschoben und elektrisch leitfähig miteinander verbunden (Abb. 5-23 links unten).

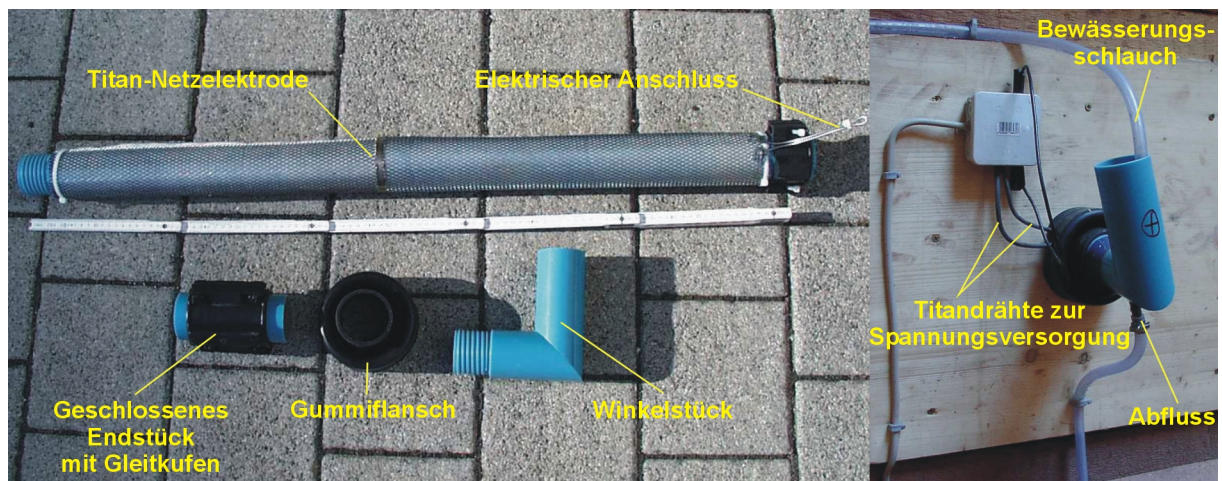


Abb. 5-22: Bauteile der Anoden (links) und installierte Anode (rechts).

Als abschließende Maßnahme bei der Installation der Horizontalfilterelektroden musste der Ringraum zwischen Elektrode und Boden mit einer hochviskosen Bentonitsuspension (25.000 Pa·s; ca. 300 kg Feststoff auf 1 m³ Wasser) verpresst werden, um die elektrische Anbindung zu gewährleisten und einen elektroosmotischen Zustrom des mit Tetrachlorethen belasteten Porenwassers in die Kathode zu ermöglichen. Gleichzeitig galt es, einen hydraulisch induzierten Fluidtransport aus der Elektrode in den Untergrund zu unterbinden, der unter ungünstigen Bedingungen zu einer Ausbreitung der Schadstoffe in unkontaminierte Bodenhorizonte führen hätte können. Vor dem Verpressvorgang wurden die Hüllrohre gezogen und anschließend die Bentonitsuspension (KIWA-ATA, CEBO GEL Q.S.M.) vom Bohrlochende ausgehend über die mit den Elektroden mitgeführten $\frac{3}{4}$ Zoll-Schläuche mittels einer Schlauchpumpe (DELASCO PARIS) mit 8 - 10 bar verpresst.



Abb. 5-23: Bauteile der Kathoden (links oben), Installation (links unten) und fertig montierte Kathode (rechts).

Nach dem Verpressvorgang erfolgte die Installation der Wasseraufbereitung (Abb. 5-22, rechts; Abb. 5-23; rechts), der Lüftung, der elektrischen Einrichtung und des Monitoringsystems gemäß den geltenden Vorschriften. Abbildung 5-24 zeigt die fertige Installation mit Kathoden- und unterer Anodenreihe innerhalb des Holzverbaus sowie Teilen der elektrischen Installation und der Wasserhaltung.

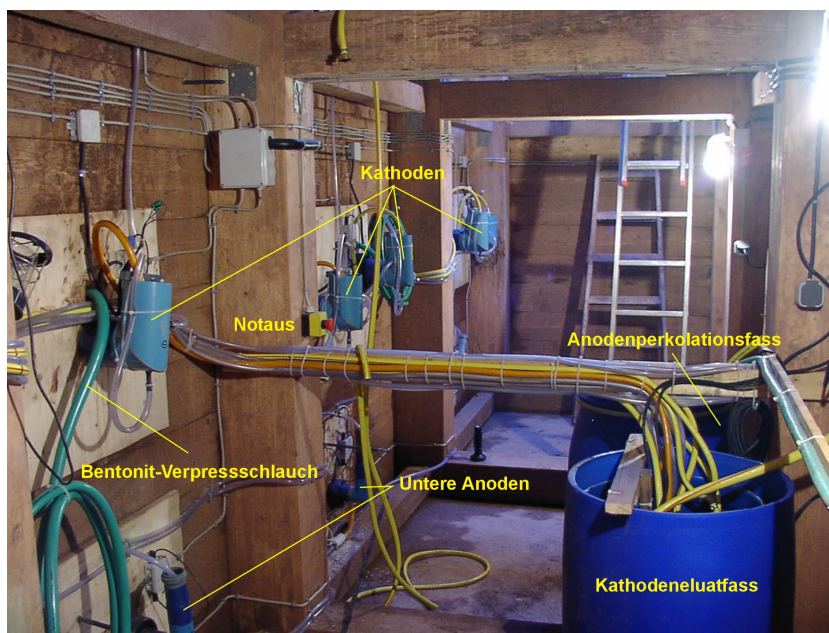


Abb. 5-24: Installationseinrichtung im Elektrodenkontrollschacht.

5.11.7 Untersuchungsprogramm

Zur Charakterisierung des Rötmergels wurden im Vorfeld alle relevanten Bodenkennwerte wie z. B. die mineralogische Zusammensetzung, Organikgehalt, pH-Wert, Fließ- und Ausrollgrenze, Wassergehalt, Korngrößenverteilung, Wasseraufnahmevermögen, Schadstoffverteilung ermittelt. Zur Beurteilung der elektrokinetischen Prozesse erfolgten während des Testfeldbetriebs zahlreiche Probenahmen und Messungen, die durch eine Sondierkampagne nach Versuchsende komplettiert wurden. In Tabelle 5-10 ist das Untersuchungsprogramm aufgelistet.

Tab. 5-10: Untersuchungsprogramm während und nach dem Testfeldversuch.

Parameter	Probennahmestelle	Probennahmeintervall
Schadstoffkonzentration im Eluat	Perkolat, Eluat, Vorratsbehälter	wöchentlich
Schadstoffkonzentration im Boden	B 32 - B 47	Endsondierung
Schadstoffkonzentration in Bodenluft	B 7, B 11, B 32, B 33	Endsondierung
Elektrodotemperatur	Kathoden	wöchentlich
Bodentemperatur	B 34 - B 36	Endsondierung
Hauptkationen (Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺)	Perkolat, Eluat, Vorratsbehälter	wöchentlich
Sulfat, Chlorid	Perkolat, Eluat, Vorratsbehälter	wöchentlich
pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential	Perkolat, Eluat, Vorratsbehälter	wöchentlich
Stromstärke	Netzgerät	kontinuierlich
Angelegte Spannung	Netzgerät	kontinuierlich
Spannungsgradient	SA 1 - 6, SB 1 - 5	wöchentlich
Elektrische Energie	Zuleitung Sanierungsanlage	kontinuierlich
Wasserhaushalt	Wasseruhr	kontinuierlich
Ameisensäure, Dichloressigsäure im Boden	B 45, B 46	Endsondierung
O ₂ , CO ₂ , H ₂ S, CH ₄	B 40, B 42, B 45, B 46, B 47	Endsondierung
Bodenfeuchte (TDR-Sonde)	Tecanatrohr 1-3	wöchentlich
Karbonatgehalt	B 28, B 32, B 33	Vor-, Endsondierung
pH-Wert des Bodens	B 22, B 32, B 33, B 34, B 38	Vor-, Endsondierung
Wassergehalt	B 28, B 32, B 33	Vor-, Endsondierung

6 Ergebnisse

6.1 Bodenkennwerte

Zur Beurteilung inwieweit sich ein Untergrund für elektrokinetische Bodensanierungsverfahren eignet, ist eine Charakterisierung der physikochemischen Eigenschaften des Bodens erforderlich. Daher wurde im Rahmen dieser Arbeit eine Reihe von Untersuchungen an den in den einzelnen Versuchen verwendeten Böden durchgeführt.

6.1.1 Umgelagerter Lößlehm

Bei dem in den Labor- und Technikumsversuchen verwendeten umgelagerten Lößlehm handelt es sich um einen schwach sandigen, tonigen Schluff (DIN 4022, Teil 1) mit einem Gehalt an oberflächenaktiven Tonmineralen von 35 %. (Tab. 6-1). Durch diesen Tonmineralanteil ist der Boden für Versuche, in denen der elektroosmotische Transport untersucht werden soll, sehr gut geeignet.

Tab. 6-1: Röntgendiffraktometrisch bestimmte mineralogische Zusammensetzung des umgelagerten Lößlehms.

Mineral	Einheit	Messwert
Quarz	%	40
Feldspat	%	5
Tonminerale:		
Illit	%	15
Kaolinit	%	5
Chlorit	%	10
Quellfähige Tonmineralphasen	%	5
Calcit	%	12
Dolomit	%	5,5
Organik	%	2,5

In der Ausbildung der Minerale und besonders anhand ihres Rundungsgrads ist die Genese des Lößlehms zu erkennen. Im ersten Schritt wurde der Löß als äolisches Sediment abgelagert, wobei in der Regel gut gerundete Minerale auftraten. Im zweiten Stadium fand zum einen die chemische Verwitterung der Minerale von Mikrorissen ausgehend statt und außerdem kam es zu Ausfällungen von Karbonaten. Diese beiden Prozesse zeigen sich deutlich am Quarzkorn in Abbildung 6-1 oben, an dessen Rand deutliche Einkerbungen aufgrund der Verwitterung zu erkennen sind und dessen Oberfläche zum Teil durch Calcit maskiert ist. Im unteren Teil der Abbildung zeigt sich, dass einzelne Cluster mit größeren Mineralen in einer Matrix aus feinkörnigen, zum Teil mikroskopisch nicht zu identifizierenden Mineralen vorkommen. Eine bevorzugte Orientierung der einzelnen Minerale ist dabei nicht zu erkennen.

Aufgrund des hohen Gehalts an Karbonaten weist der Boden eine ausgezeichnete Pufferkapazität gegenüber Hydroniumionen auf, die bei der elektrokinetischen Bodensanierung an der Anode entstehen und elektromigrativ in den Boden transportiert werden. Bedingt durch diesen Karbonatanteil bewegt sich der natürliche pH-Wert des Bodens mit Werten zwischen 7,4 und 8,6 im leicht alkalischen Bereich. Die Kationenaustauschkapazität ist mit 13,05 mmol(eq)/100 g vergleichsweise gering und spiegelt damit die mineralogische Zusammensetzung (Tab. 6-1) des Lößlehms wider. Bei einem gemessenen Gesamtkohlenstoffgehalt von 26,8 g/kg wurde ein durchschnittlicher Gehalt an organisch

gebundenem Kohlenstoff von 1,1 g/kg bestimmt. Alle relevanten Bodenkennwerte wurden entsprechend der geltenden DIN-Normen bestimmt und die Ergebnisse in Tabelle 6-2 aufgelistet.

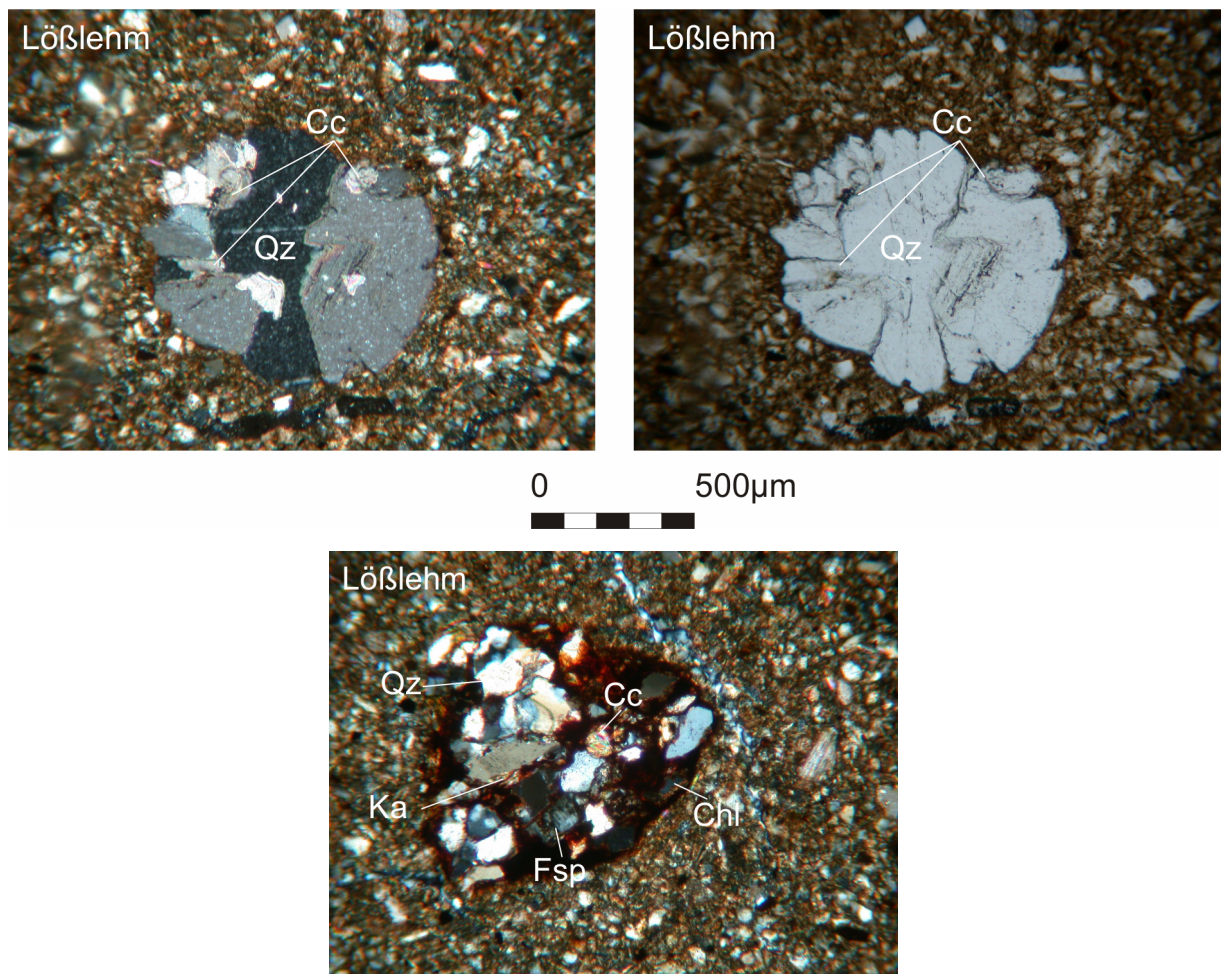


Abb. 6-1: Dünnschliffmikroskopische Aufnahmen des Lösslehms (Cc Calcit, Chl Chlorit, Fsp Feldspat, Ka Kaolin, Qz Quarz). Oben links mit Polarisator, oben rechts im Durchlicht, unten mit Polarisator.

Zur Beurteilung der Laborexperimente wurden Batch-Versuche durchgeführt, um den Anteil an eluierbaren Hauptkationen zu bestimmen. Bei einer Einwaage von 10 g in 100 ml destilliertem Wasser und einer Schüttelzeit von 24 h (DIN 38414, Teil 4 1984) wurde für Na^+ 8,59 mg/l, für K^+ 0,99 mg/l, für Mg^{2+} 0,84 mg/l und für Ca^{2+} 6,60 mg/l gemessen.

Tab. 6-2: Bodenkennwerte des umgelagerten Lößlehms.

Parameter	Einheit	Messwert
Elektroosmotischer Durchlässigkeitsbeiwert	m ² /Vs	3,0E-10 - 9,0E-10
Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	2,9E-8 - 2,9E-8
pH-Wert	-	7,4 - 8,6
Ausrollgrenze*	%	21,1
Fließgrenze*	%	26,5
Plastizitätszahl	%	5,4
Korngröße:		
Ton*	%	13
Schluff*	%	75
Sand*	%	12
Glühverlust* bei 400°C	Gew. %	2,4
Glühverlust* bei 550°C	Gew. %	3,6
Karbonatgehalt	%	10,2 - 17,0
Wärmeleitfähigkeit bei w = 12 %	W/mK	1,1
Porosität	%	44
Wassergehalt	Gew.%	12,2 - 18,6
Korndichte*	g/cm ³	2,71
Proctordichte	g/cm ³	1,69
Trockendichte	g/cm ³	1,47 - 1,54
Kationenaustauschkapazität*	mmol(eq)/100g	13,05
Zeta-Potential (bei pH-Wert 7,8)	mV	-14,5

* Werte nach ALDENKORTT (1997)

6.1.2 Talauensedimente der Nagold

Die elektrokinetische Bodensanierung ist entscheidend von den plastischen Eigenschaften, der Korngrößenverteilung und der Mineralogie (Tonminerale) des Untergrunds abhängig. Eine an einem Bohrkern durchgeführte Sieb-/Schlamm-analyse (Tab. 6-3) erbrachte eine Korngrößenverteilung für die Probe BL4, die in Kapitel 6.2.3.1 in einem elektrokinetischen Laborversuch näher betrachtet wird, von 13,3 % Ton, 25,7 % Schluff, 46,4 % Sand und 14,6 % Kies. Es zeigt sich, dass etwa 39 % der vorkommenden Korngrößen im Bereich Schluff und Ton liegen und damit ein matrixgestütztes Gefüge bilden. Im Hinblick auf die elektrokinetische Bodensanierung ist der Porenraum daher elektroosmotisch wirksam. Untersuchungen an Kaolinit-/Sandgemischen mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen zeigten eine Abnahme der hydraulischen und eine Zunahme der elektroosmotischen Leitfähigkeit bei ansteigendem Tongehalt (HAUS & CZURDA 1997). Diese Aussage wird durch die durchgeführten Porositätsmessungen unterstützt (Abb. 6-2).

Tab. 6-3: Ergebnisse der Sieb-/Schlamm-analyse

Probe	Tiefe [d] = m u. GOK	Einheit	Ton	Schluff	Sand/Kies
BL 1	1,00	%	30,3	48,4	21,3
BL 2,35	2,35	%	14,7	24,2	61,1
BL 3,35	3,35	%	14,4	32,6	53,0
BL 4	4,00	%	13,3	25,7	61,0

In Abbildung 6-2 ist die Porenverteilung der Matrix und eines Sandsteins (Probe aus elektrokinetischer Versuchszelle, BL 4) gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass der Sandstein sowohl hydraulisch (> 8 µm) als auch elektroosmotisch (< 8 µm) wirksame Porendurchmesser aufweist. Die untersuchte Matrix zeigt dagegen fast ausschließlich Porendurchmesser die kleiner als 8 µm sind und daher für

elektroosmotische Transportprozesse verfügbar sind. Aus dem Vergleich Sandstein/Matrix zeigt sich auch, dass der Sandstein eine deutlich geringere Porosität aufweist.

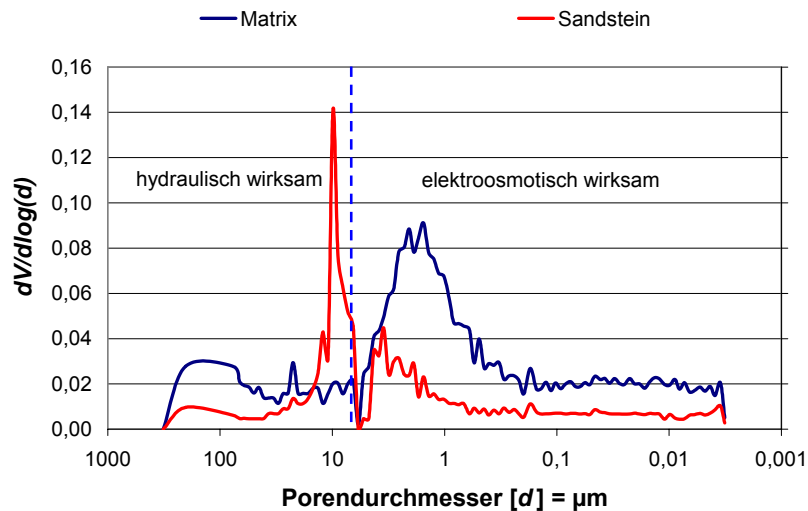


Abb. 6-2: Quecksilberporosimetrisch bestimmte Porenverteilung von Matrix und Sandstein.

Die dominierende Mineralphase des Talauensediments ist mit 63 - 75 % Quarz, während der Feldspatgehalt mit 2 - 8 % vergleichsweise gering ist. Der Karbonatgehalt, der fast ausschließlich aus Calcit besteht, liegt bei allen Proben unter 1 % (Tab. 6-4). Wichtig bezüglich des Sorptionsverhaltens der LCKW sind organische Bestandteile in der Bodenprobe. Aufgrund des lipophilen Charakters unpolarer organischer Verbindungen ist deren Sorption vom Gehalt an organischem Material (OM) abhängig (GRATHWOHL 1989; KARICKHOFF et al. 1979). Mit 0,6 - 0,9 % ist er vergleichsweise niedrig (Tab. 6-4), was einen geringen Retardationskoeffizienten erwarten lässt. Der Tonmineralanteil liegt zwischen 15 - 24 % und ermöglicht bei angelegter Gleichspannung einen elektroosmotischen Fluss in Richtung Kathode.

Tab. 6-4: Semiquantitativer Mineralbestand des Talauensediments der Nagold.

Mineral	Probe	Einheit	Bl 4	Bl 2,35	Bl 3,25
Quarz		%	69 - 75	63 - 69	64 - 72
Feldspat		%	2 - 3	8	4
Tonminerale					
Illit		%	9 - 12	6 - 9	6 - 9
Kaolinit		%	6 - 8	8 - 10	8 - 10
Quellfähige Tonmineralphasen		%	2	3 - 4	4 - 5
Calcit		%	0,2	0,1	0,3
Hämatit		%	< 5	< 5	< 5
Organik		%	0,7	0,6	0,9

Der pH-Wert des Bodens liegt mit 5,67 im schwach sauren Bereich. Da die plastischen Eigenschaften von Böden unmittelbar mit dem Anteil und der Art der Tonminerale zusammenhängen und diese wiederum einen direkten Einfluss auf die elektrokinetischen Prozesse ausüben, wurden von den Proben BL 2,35 und BL 3,35 die Konsistenzgrenzen bestimmt. Es zeigt sich, dass beide Proben ein sehr geringes plastisches Verhalten aufweisen. Die Probe BL 2,35 ist gemäß dem Plastizitätsdiagramm

ein Sand-Schluff-Gemisch SU, während die Probe BL 3,35 im Zwischenbereich Sand-Ton-Gemisch und Sand-Schluff-Gemisch liegt. Der Plastizitätsbereich w_P bis w_L der Probe BL 2,35 liegt im Bereich von 13,9 % bis 16,4 %, der von Probe BL 3,35 bei 13,3 % bis 17,8 %. Anhand der Aktivitätszahl sind beide Proben in die Kategorie inaktiver Gesteine einzuordnen, da die Aktivitätszahl der Probe BL 2,35 mit 0,17 und die der Probe BL 3,35 mit 0,31 unterhalb des Grenzwerts von 0,75 liegen.

In Tabelle 6-5 sind lediglich die Werte der für die jeweiligen Versuche relevanten Bodenhorizonte aufgelistet. Bei HALLER (2001) findet sich eine ausführliche tiefenhorizontierte Charakterisierung der Bodenkennwerte des gesamten Standorts.

Tab. 6-5: Physikochemische Eigenschaften des Talauensediments der Nagold.

Parameter	Einheit	Messwert
Elektroosmotischer Durchlässigkeitsbeiwert	m ² /Vs	5,3E-10 - 6,6E-10
pH-Wert	-	5,67
Ausrollgrenze	%	13,3 - 13,9
Fließgrenze	%	16,4 - 17,8
Plastizitätszahl	%	2,5 - 4,5
Konsistenzzahl	-	0,84 - 2,19
Aktivitätszahl	-	0,17 - 0,31
Korngröße:		
Ton	%	13,3
Schluff	%	25,7
Sand	%	46,4
Kies	%	14,6
Glühverlust 400°C	Gew. %	0,58 - 1,04
Glühverlust 550°C	Gew. %	0,38 - 0,54
Karbonatgehalt	%	0,1 - 0,3
Porosität	%	23,0
Wassergehalt	Gew. %	11,0 - 16,9

6.1.3 Rötmergel

In Kapitel 5.11.4.1 wurden bereits einige wichtige Bodenkennwerte im Hinblick auf den elektrokinetischen Feldversuch tiefenhorizontiert dargestellt. Bezüglich der Interpretation der Laborversuche wurden an Bohrkernen weitere Kenndaten erhoben, die hier vorgestellt werden.

Die Dünnschliffaufnahmen (Abb. 6-3) des Rötmergels zeigen eine deutliche Einregelung der Minerale. Ferner fällt auf, dass mit zunehmender Tiefe Dolomit als Karbonatphase in Erscheinung tritt und der Anteil an Hämatit deutlich zunimmt. Eine ausführliche Beschreibung der Mineralogie findet sich in Kapitel 5.11.4.1.

Die wichtigsten chemischen und physikalischen Bodenparameter des Birkenfelder Rötmergels sind in Tabelle 6-5 aufgeführt.

In der vorliegenden Arbeit sollte neben dem elektrokinetisch initiierten LCKW-Transport die Eignung des Verfahrens auf bebaute Altstandorte untersucht werden. Deshalb muss gewährleistet sein, dass im Zuge einer elektrokinetischen Bodensanierung der Wassergehalt des Bodens einen kritischen Wert nicht übersteigt. Im Falle einer Überschreitung dieses Werts kann es zum Grundbruch oder Setzungen kommen. Die Konsistenzgrenzen sind ein Maß für die Plastizität des Bodens und für seine Empfindlichkeit gegenüber Wassergehaltsänderungen (DIN 18122, Teil 1 1997). Entsprechend der Konsistenzzahl ist die initiale Zustandsform des Rötmergels als fest einzustufen. Im Plastizitätsdiagramm liegt der Boden im Zwischenbereich zwischen Sand-Ton-Gemisch und Sand-Schluff-Gemisch.

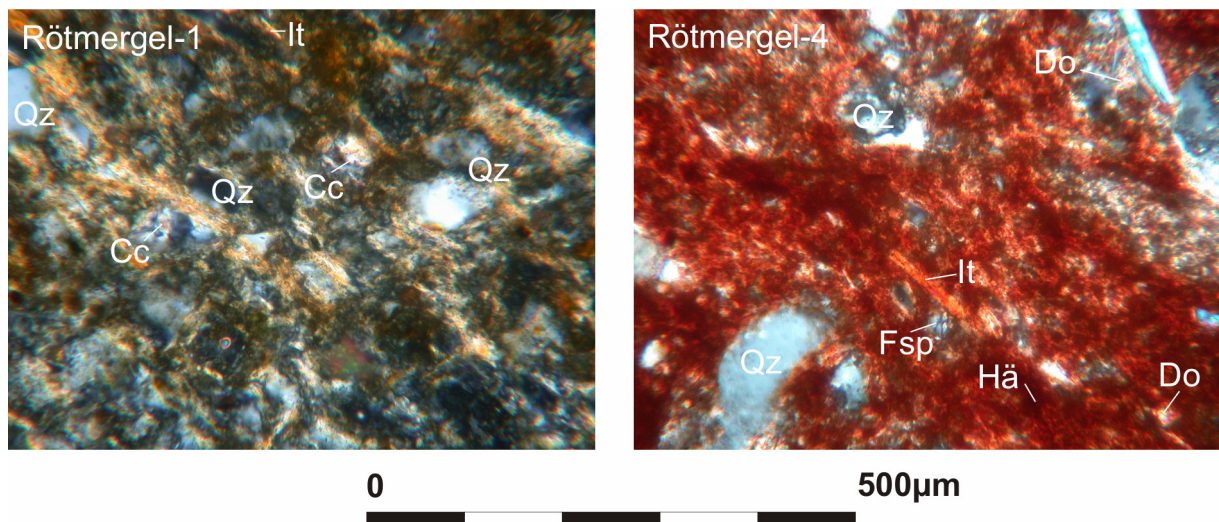


Abb. 6-3: Dünnschliffmikroskopische Aufnahme des Rötmergels aus einer Tiefe von 0,65 m (links) bzw. 1,35 m (rechts) mit Polarisator (Cc Calcit, Do Dolomit, Fsp Feldspat, Hä Hämatit, It Illit, Qz Quarz).

Tab. 6-6: Physikochemische Bodenkennwerte des Rötmergels, Birkenfeld.

Parameter	Einheit	Messwert
Elektroosmotischer Durchlässigkeitsbeiwert	m ² /Vs	1,2E-10 - 1,6E-9
Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert	m/s	2,5E-7
pH-Wert	-	6,91 - 8,02
Ausrollgrenze	%	20,7 - 20,8
Fließgrenze	%	25,1 - 29,1
Plastizitätszahl	%	4,3 - 8,4
Konsistenzzahl	-	1,9 - 2,84
Korngröße:		
Ton	%	21,0
Schluff	%	49,5
Sand	%	29,5
Glühverlust 400°C	Gew. %	1,33 - 3,24
Glühverlust 550°C	Gew. %	2,88 - 4,56
Karbonatgehalt	%	0,17 - 37,43
Wärmeleitfähigkeit	W/mK	1,07 - 1,23
Porosität	-	35,3 - 37,6
Wassergehalt	Gew.%	4,2 - 34,3
Wasseraufnahmevermögen	%	26,8 - 68,75
Korndichte	g/cm ³	2,688 - 2,813
Dichte	g/cm ³	1,70 - 1,81
Trockendichte	g/cm ³	2,03 - 2,04
Kationenaustauschkapazität	mmol(eq)/100g	7,1 - 17,66
Zeta-Potential (bei pH-Wert 7,7)	mV	-15,3*

* Werte aus elektrokinetischem Laborversuch eines Proctorkerns

Neben der Mineralzusammensetzung spielt die Korngrößenverteilung für die Effizienz einer elektrokinetischen Bodensanierung eine wichtige Rolle. Nach DIN 4022, Teil 1 ist der Rötmergel als toniger, sandiger Schluff einzuordnen. Die Korngrößenverteilung lässt ferner Rückschlüsse auf die Porosität, die hydraulisch-durchflusswirksame Porosität und den k_f -Wert zu. In der Regel steigt die Gesamtporosität mit steigendem Tonanteil an, während die hydraulisch-durchflusswirksame Porosität sowie der k_f -Wert sinken. Im Gegensatz dazu steigt der elektroosmotische Durchlässigkeitsbeiwert k_e mit steigendem Tonanteil.

Die maximale Wasseraufnahmefähigkeit eines Bodens ist abhängig von den spezifischen Oberflächen und einer eventuell vorhandenen Quellfähigkeit der Boden-/Tonminerale. Da Illit nicht quellfähig ist, ist das maximale Wasseraufnahmevermögen des Rötmergels mit 26,8 - 68,75 % im Vergleich zu Böden mit ähnlich hohem Tongehalt als eher gering einzustufen.

Die Kationenaustauschkapazität des Birkenfelder Rötmergels liegt mit Werten zwischen 7 und 18 mmol(eq)/100 g in einem typischen Bereich für Böden mit hohem Illitanteil. Eine große Kationenaustauschkapazität entspricht einer großen Verfügbarkeit an Kationen, die einer Verarmung der Porenlösung effektiv entgegenwirken und somit den elektroosmotischen Wassertransport aufrecht erhalten kann.

Die Heterogenität des Untergrunds in Birkenfeld zeigt sich neben den physikochemischen Eigenschaften und der Mineralogie (Kap. 5.11.4) auch am Gefüge unterschiedlicher, dicht beieinander liegender Bodenhorizonte. So zeigt die Porenöffnungsverteilung (Abb. 6-4) zweier im Abstand von 1 cm genommener Bodenproben signifikante Unterschiede. Während in Probe B14; 3,12 m das Maximum der Porenöffnungsweite bei 1 μm liegt, zeigt Probe B14; 3,13 m eine deutlich geringere Porosität mit einem Maximum der Porenöffnungsweite, das quecksilberporosimetrisch nicht mehr erfassbar ist.

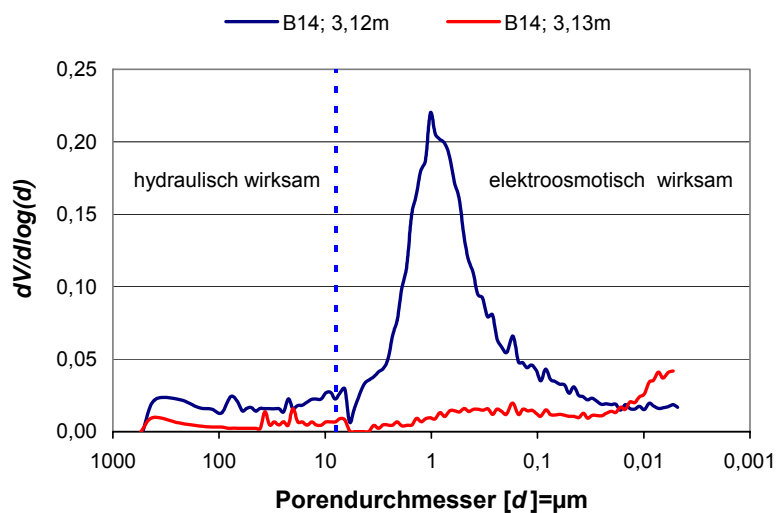


Abb. 6-4: Quecksilberporosimetrisch bestimmte Porenverteilung des Rötmergels.

6.2 Ergebnisse der Laborversuche

Mit dem Ziel, Horizontalfilterelektroden und ein Pufferungssystem zu entwickeln, wurden drei vorbereitende Laborversuche mit Lößlehm als Modellboden durchgeführt. Ein weiteres Ziel war die Untersuchung der Strukturveränderung im Boden, die durch elektrokinetische Vorgänge hervorgerufen wird. Hierzu werden die Ergebnisse eines Langzeitversuchs mit einer Laufzeit von 153 Tagen diskutiert. Zum Nachweis der Mobilisierbarkeit von Tetrachlorethen wurden verschiedene ungestörte, natürlich kontaminierte Bodenproben untersucht, von denen zwei repräsentative Versuche stellvertretend dargestellt werden.

6.2.1 Vorbereitende Laborversuche

6.2.1.1 Langzeitversuch Lößlehm (LVL2)

In diesem 75 Tage laufenden Versuch wurde ein proctorverdichteter Lößlehmkörper in die elektrokinetische Versuchszelle eingebaut und anodenseitig mit Leitungswasser perkoliert, mit der Zielsetzung, eine Datengrundlage für die Entwicklung der Horizontalfilterelektroden zu schaffen. Vor diesem Hintergrund wurden alle elektrischen Größen, die Spannungsverteilung innerhalb der Probe (US1 - US6), Hauptkationen, physikochemische Parameter, k_e -Wert, Wassergehalt, pH-Wert des Bodens, Karbonatgehalt, Mineralogie und Porenverteilung ermittelt, sowie rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen gemacht. Die Versuchsbedingungen sind in Tabelle 6-7 zusammengefasst.

Tab. 6-7: Versuchsbedingungen LVL2.

Parameter	Einheit	Messwert
Porosität	%	38,01
Einbaudichte	g/cm ³	1,65
Trockendichte	g/cm ³	1,68
Einbauwassergehalt	%	12,8
Porenvolumen	cm ³	331,37
initiale Sättigung	%	56,63
El. Feldstärke	V/m	180

Der erste Anstieg im Stromverlauf (Abb. 6-5, links) wird durch eine Zunahme im Wassergehalt des Probekörpers von anfänglich 12,8 % auf 23,6 - 37,1 % (Abb. 6-9) hervorgerufen. Diese Aufsättigung wird durch den elektromigrativen Ionentransport überlagert, der zu einer Verarmung an Ionen im Boden (Abb. 6-8, links) und damit zu einer Erhöhung des spezifischen Widerstands führt, was folglich eine kontinuierliche Abnahme der Stromstärke mit sich bringt. Im rechten Teil der Abbildung 6-5 sind die einzelnen Spannungsverläufe des Versuches dargestellt. Hierbei ist U_p die Spannung, die direkt an der Bodenprobe anliegt und U_a die vom Netzgerät geregelte, aktive Spannung, die notwendig ist um U_p zu erzeugen (so genannte remote sensing) und die sich aus einer Reihenschaltung der Teilspannungen U_{aApA} (Spannungsabfall im Perkolat) sowie U_p und U_{aKpK} (Spannungsabfall im Eluat) zusammensetzt. Der Versuch wurde mit einer konstanten Spannung U_p von 20 V betrieben. Da Leitungswasser mit einer Leitfähigkeit von 679 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zum Einsatz kam, ist der Spannungsabfall im Eluat und Perkulat gering. Es bildet sich auch keine ausgeprägte initiale Isolationsschicht im Bereich der Elektroden aus, wie sie in Versuchen mit destilliertem Wasser zu beobachten ist (Kap. 6.2.3.1). Die einzelnen Peaks im Verlauf der aktiven Spannung (U_{aApA}) im rechten Teil der Abbildung 6-5 gehen auf Verdünnungseffekte im Anolyt zurück (Abnahme der H^+ - und Anionenkonzentration), da aufgrund des elektroosmotischen Wassertransports von der Anode zur Kathode etwa alle 7 - 10 Tage frisches Leitungswasser nachgefüllt werden musste. Anhand des Spannungsverlaufs von U_{aKpK} zeigt sich, dass die gute elektrische Anbindung der aktiven Kathode im Versuchsverlauf noch besser wird, was durch die Abnahme des Spannungsabfalls von 2 V auf 1,1 V deutlich hervorgeht. Der Grund hierfür ist in der Volumenreduktion des Kathodenreservoir durch Ausfällung von Hydroxiden an der PVC-Wand des Zellenblocks und einer geringfügigen Quellung des Lößlehms zu suchen, die damit zu einer Widerstandsverringering entsprechend Gleichung 2-2 und daher auch zu einem geringeren Spannungsabfall führen.

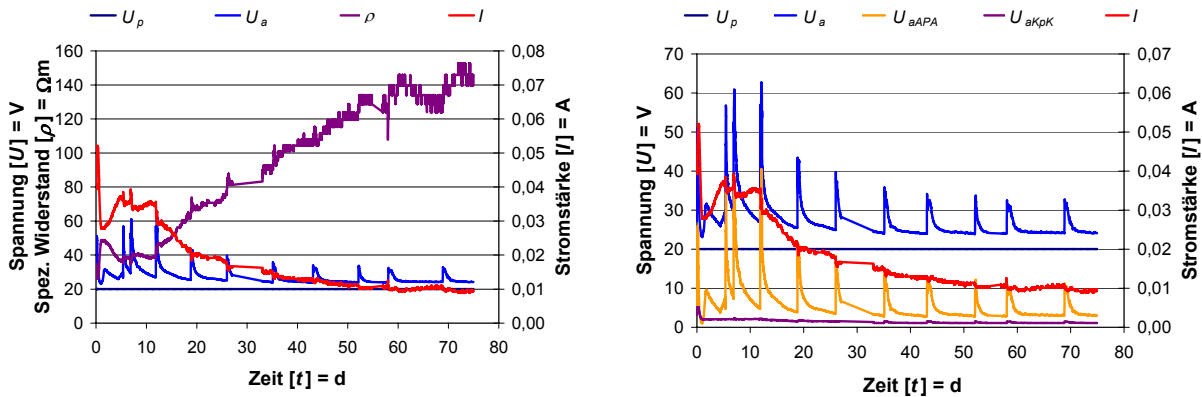


Abb. 6-5: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, Strom- und Spannungsverlauf im Versuch LVL2.

Im Versuchsverlauf verbesserte sich ebenfalls die Anbindung der passiven Kathode durch Hydroxidausfällungen im Bereich Boden/passive Kathode. Dies geht aus dem Spannungsverlauf der passiven Spannungssonde US6 hervor (Abb. 6-6, links), der zeigt, dass der Spannungswert zum Versuchsende ca. 25 % des Anfangswertes betrug. Andererseits wurde die Anbindung der passiven Anode durch Lösung von Karbonaten schlechter, wodurch die Elektrode den direkten Kontakt zum Boden verlor und ihre weitere elektrische Anbindung über das Anolyt erfolgte, was beim Ausbau der Bodenprobe deutlich erkennbar war. Diese Entwicklung wird zudem in Abbildung 6-6 (links) anhand des Spannungsverlaufs ersichtlich. Hier ist während der ersten 20 Tage eine deutliche Zunahme des Spannungsabfalls von 1 V auf 13,5 V (Spannungsunterschied zw. 20 V und US1) zwischen passiver Anode und der ersten Spannungssonde (US1) innerhalb des Bodenkörpers erkennbar. Darüber hinaus zeichnen sich die Peaks der Frischwasserzufuhr im Versuchsverlauf immer deutlicher ab, was aufgrund des größer werdenden Wasserfilms zwischen Boden und passiver Elektrode zustande kam.

Aus dem Verlauf der Spannungen US1 - US6 wird ferner ersichtlich, dass sich die alkalische und saure pH-Wert-Front nach ca. 20 Tagen zwischen der Sonde US1 und US2 unter Bildung von Wasser trafen und dies eine Zunahme des spezifischen Widerstands in diesem Bereich zur Folge hatte. Dies entspricht einer Entfernung von ca. 1,5 cm von der Anode. Diese Aussage wird durch den Verlauf der Spannungsprofile in Abbildung 6-6 (rechts) erhärtet, da zu Beginn des Versuchs ein annähernd linearer Verlauf erkennbar ist, der sich im Versuchsverlauf in Form eines höheren Spannungsgradienten zur Anode hin verschiebt.

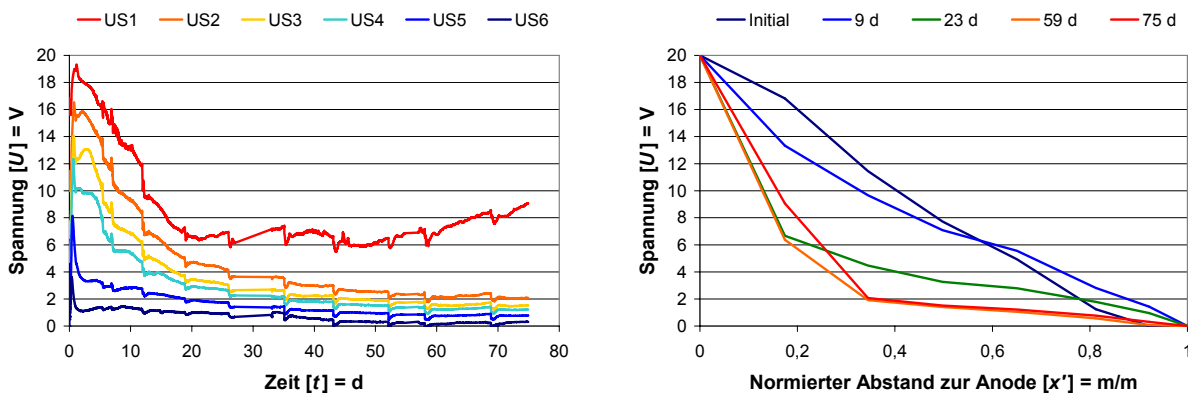


Abb. 6-6: Entwicklung der lokalen Spannungsverteilung im Probenkörper.

Mit entscheidend für die Entwicklung der elektrischen Größen und der Bodeneigenschaften sind die Hauptkationen im System. An der Anode werden mit der Zufuhr von Leitungswasser vorwiegend Natrium-, Kalium-, Calcium- und Magnesiumionen zugeführt (Tab. 5-1, Tab. 5-2). Innerhalb von ca. vier Tagen werden diese Kationen elektromigrativ in den Boden transportiert, wodurch die Kationenkonzentration im Anolyt annähernd gegen null geht (Abb. 6-7, links). Wie aus dem Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit im Anolyt ersichtlich wird, spielen die zugeführten Kationen in der Ionenkonzentration des Anolyts nur eine untergeordnete Rolle. Mit jeder Frischwasserzufuhr sinkt die Leitfähigkeit um ca. 2 mS/cm, was in erster Linie durch die Verringerung der H_3O^+ - und Anionenkonzentration hervorgerufen wird. Der pH-Wert zeigt daher einen gegenläufigen Verlauf wie die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 6-7, rechts). Das Redoxpotential spiegelt die oxidierenden Bedingungen an der Anode wider (Abb. 6-7, rechts), die durch die elektrochemischen Reaktionen in Abhängigkeit der Ionenkonzentration und der elektrischen Parameter (Überschreiten der Zersetzungsspannung, Stromstärke) entstehen.

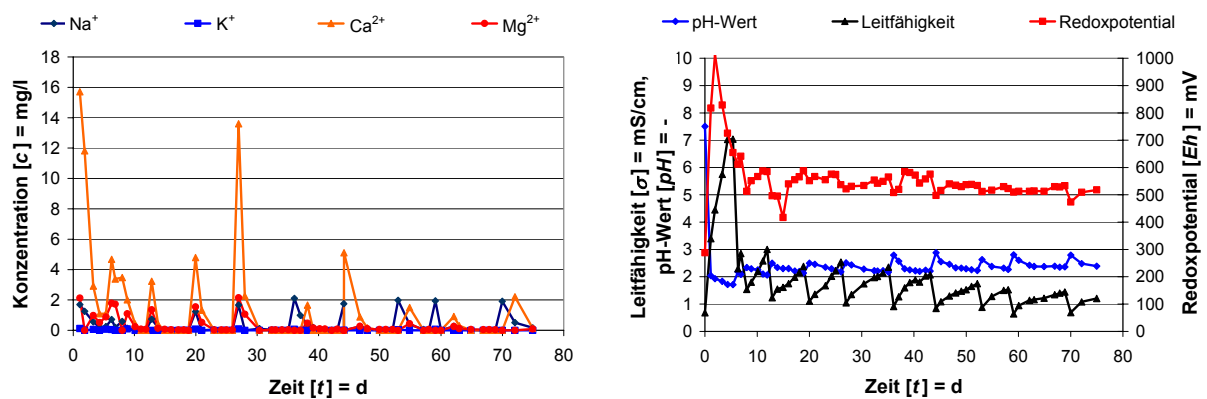


Abb. 6-7: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration (links), des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials (rechts) im Anolyt.

Am Verlauf der Kationenkonzentration im Eluat zeigt sich die Dominanz von Calcium im System (Abb. 6-8, links). Dabei wird der erste Anstieg von anfänglich 116,7 mg/l auf 491 mg/l sowohl durch Elektroosmose als auch durch den elektromigrativen Transport der im Boden gelöst vorliegenden Calciumionen verursacht. Aufgrund einer durchschnittlichen elektroosmotischen Geschwindigkeit von 4,06 cm/d und eines elektroosmotischen Durchflusses von 93 ml/d läge, unter Vernachlässigung der Elektromigration und unter Berücksichtigung der Ionenkonzentration aus dem Wasserbatchversuch (Kap. 6.1.1), die Calciumkonzentration bei 187 mg/l. Die Diskrepanz zur gemessenen Konzentration lässt sich durch einen elektromigrativen Transport von Calciumionen zur Kathode mit einer elektromigrativen Geschwindigkeit von 13,15 cm/d erklären. Hierbei ist eine vollständige Bilanzierung jedoch wegen der dynamisch ablaufenden, lokal begrenzten Prozesse (Lösung, Fällung) nicht möglich.

Im weiteren Verlauf werden durch die Lösung von Karbonaten im Bereich der Anode (Abb. 6-9, Kap. 2.4) verstärkt Calciumionen in die Porenlösung freigesetzt und in Richtung Kathode transportiert. Da Calciumhydroxide erst bei einem pH-Wert über 10 ausfallen und die pH-Werte des Bodens zwischen 8 und 9,5 liegen, finden innerhalb des Bodens nur in geringem Ausmaß Ausfällungen statt (Abb. 6-9). Direkt an der passiven Kathode sind die pH-Wert-Bedingungen dagegen so ausgeprägt alkalisch, so dass Calciumhydroxide ausfallen können. Aufgrund des Dolomitgehalts von 5,5 % im Lößlehm, sollte durch die Lösung der Karbonate im Bereich der Anode auch Magnesium in höheren Konzentrationen im Eluat nachweisbar sein. Magnesiumhydroxid fällt jedoch bereits bei pH-

Werten von > 8 aus, wodurch das gesamte Magnesium bereits im Bodenkörper Hydroxide bildet. Die Kalium- und Natriumkonzentrationen im Eluat entsprechen in erster Näherung der Initialkonzentration des verwendeten Leitungswassers (Tab. 5-1, Tab. 5-2).

Die extrem hohe elektrische Leitfähigkeit zwischen 9 und 10 mS/cm im Eluat wird neben den Calciumionen durch die OH-Ionen verursacht, die einen pH-Wert von ca. 12,5 bewirken. Die Schwankungen in der Leitfähigkeit werden dabei fast ausschließlich durch die Calciumkonzentration hervorgerufen. Unter der Voraussetzung, dass für die elektrische Leitfähigkeit der Zusammenhang:

$$\sigma = F^2 \sum z_i^2 \cdot u_i \cdot c_i \quad \text{Gl. 6-1}$$

gilt (DZENITIS 1996), verändert sie sich bei einer Calciumkonzentrationsänderung von 100 mg/l um 215 $\mu\text{S/cm}$. Das Redoxpotential ist wie die Leitfähigkeit und der pH-Wert annähernd konstant und zeigt mit ca. -50 mV die für die Kathode üblichen reduktiven Bedingungen an.

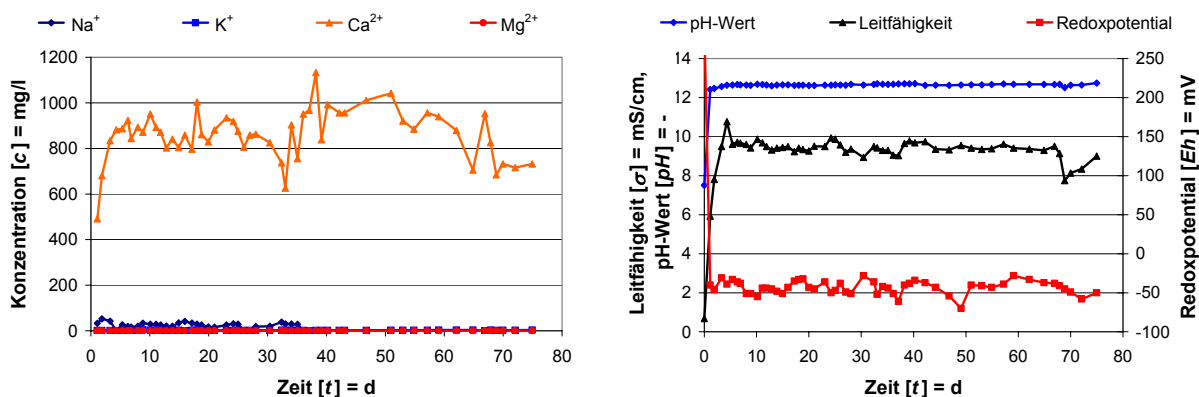


Abb. 6-8: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration (links), des pH-werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials (rechts) im Eluat.

Wie zu erwarten, haben die durch die Elektrodenreaktion hervorgerufenen Bedingungen auch Auswirkungen auf den Boden. So nimmt an der Anode der pH-Wert des Bodens von 7,58 auf 4,95 ab (Abb. 6-9). Aufgrund des hohen Karbonatgehalts und der dadurch bedingten hohen Pufferkapazität migriert die Säurefront trotz der um das 1,8-fachen höheren Mobilität gegenüber den OH-Ionen nur ca. 1,5 cm in den Boden. Damit ist der Boden trotz einer Versuchszeit von 75 d überwiegend alkalisch und weist pH-Werte zwischen 8,08 und 9,44 auf. Diese Entwicklung zeigt sich auch im Karbonatgehalt. Im Bereich der niedrigen pH-Werte nimmt der Karbonatgehalt bis zu 15 % vom Initialwert ab (Abb. 6-9). In den Bereichen mit alkalischen Bedingungen bilden sich dagegen Mg- und Ca-Hydroxide, die ihrerseits mit CO₂ (Kap. 2.4) gemäß Gleichung 2-35 zu Karbonaten reagieren und damit die etwas höheren Karbonatgehalte erklären.

Der Wassergehalt nimmt durch den elektroosmotischen Wassertransport innerhalb des gesamten Probekörpers um ca. 10 % zu. Im Anodenbereich wird der signifikante Anstieg von 25 % durch die Lösung der Karbonate und die damit bedingte Zunahme des Porenraums verursacht, wobei ein geringer Anteil auch dem seitlichen Quellen des Probenkörpers zuzuschreiben ist. Im Zuge der sich ändernden physikochemischen Bedingungen an der Anode verändern sich mehrere Bodeneigenschaften, die sich zum Teil gegenläufig auf die Elektroosmose auswirken und nur schwer einzeln zu bewerten sind. So nehmen die Tortuosität, das Zeta-Potential und die Dicke der diffusen Doppelschicht zu, während die Elektrolytkonzentration und der pH-Wert abnehmen. Werden alle diese Parameter berücksichtigt, müsste es zu einer lokalen Reduzierung der Elektroosmose kommen. Dieses

lokale Ungleichgewicht in der elektroosmotischen Geschwindigkeit wird aber durch den über die Zeit größer werdenden Spannungsgradienten im Anodenbereich kompensiert (Abb. 6-6, rechts), der nach Gleichung 2-16 proportional zur elektroosmotischen Geschwindigkeit ist. Der Anstieg an der Kathode wird durch Ausfällungen verursacht, die ein Coating der Tonminerale mit sich bringen, was zur Reduktion der elektroosmotischen Geschwindigkeit führt. Darüber hinaus nehmen auch die Tortuosität und der Spannungsgradient in diesem Bereich ab, was zusätzlich zu einer Verringerung der Elektroosmose beiträgt und dadurch einen Aufstau des Porenwassers bewirkt.

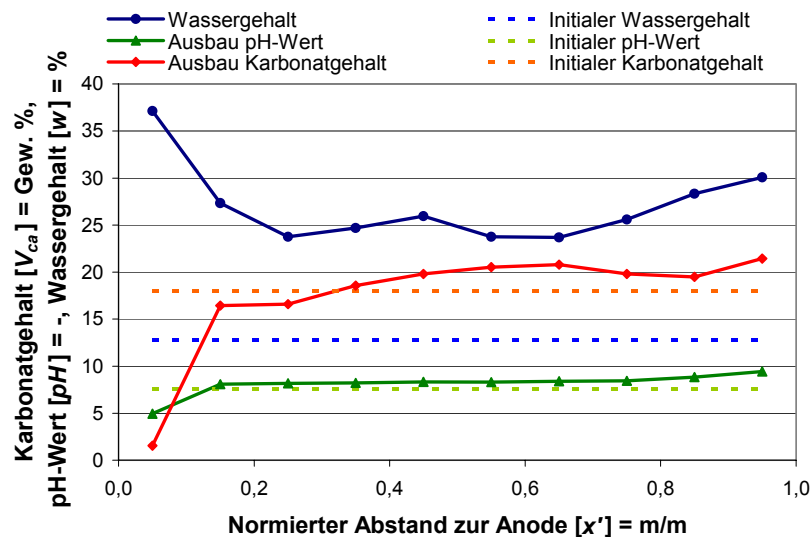


Abb. 6-9: Verlauf von pH-Wert, Wasser- und Karbonatgehalt im Boden nach Versuchsende.

Die durch die Lösung und Ausfällung bedingten Veränderungen in der Porenöffnungsverteilung zeigen sich in Abbildung 6-10. Hier wird an der Anode bedingt durch die Lösung von Karbonaten (rote Kurve) eine geringe Verschiebung hin zu größeren Porenöffnungsweiten und eine deutlich höhere Porosität sichtbar. An der Kathode hingegen verschiebt sich das Porenspektrum durch Ausfällungen hin zu kleineren Porendurchmessern und Porositäten.

Diese Veränderung zeigt sich auch in der mineralogischen Zusammensetzung des Bodenkörpers und lässt sich z. T. auch röntgendiffraktometrisch nachweisen (Abb. 6-11). An der Anode ist im Röntgendiffraktogramm eine signifikante Abnahme der Karbonatpeaks zu beobachten. Weitere elektrokinetisch bedingte Veränderungen der Mineralogie - und hier insbesondere der Tonminerale - konnten aufgrund der für diese Bodenart relativ kurzen Versuchszeit und der damit bedingten geringfügigen Beeinflussung röntgendiffraktometrisch nicht nachgewiesen werden. Sie werden jedoch in Kapitel 6.2.2 bei der Diskussion eines Langzeitversuchs, der mit demselben Boden durchgeführt wurde, ausführlich besprochen.

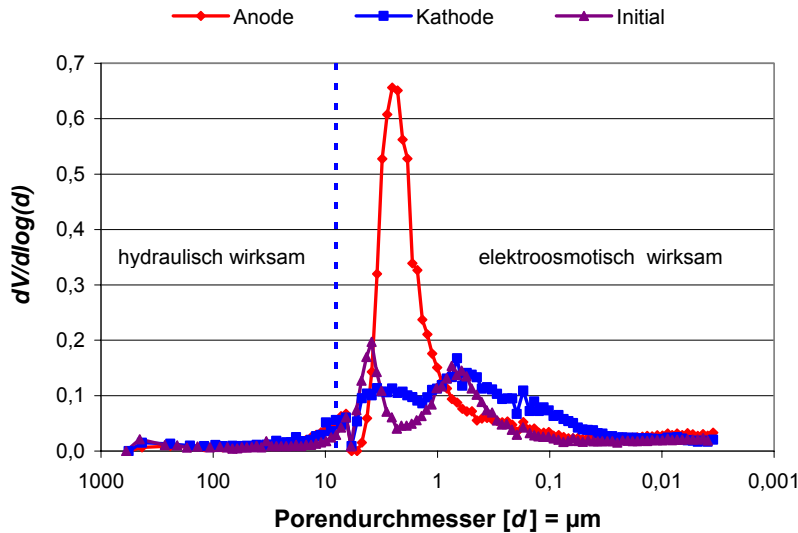


Abb. 6-10: Porenverteilung nach Versuchsende.

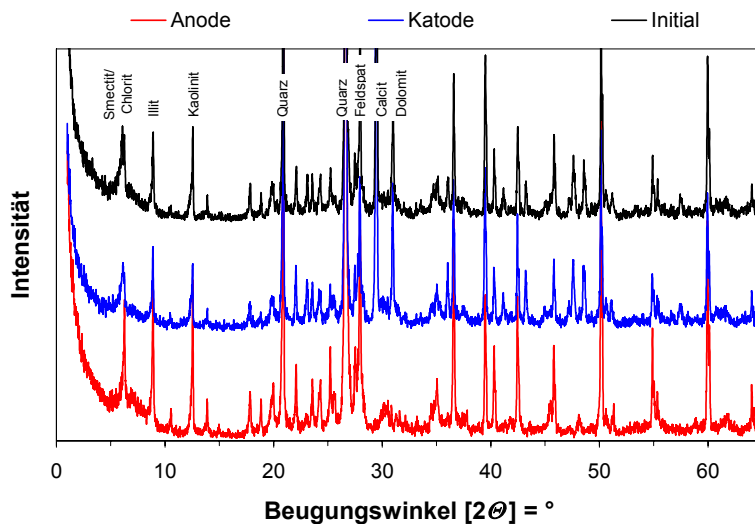


Abb. 6-11: Mineralogische Zusammensetzung nahe der Anode und Kathode nach Versuchsende.

Mit Hilfe der Rasterelektronenmikroskopie lassen sich auch in diesem Versuch Strukturveränderungen erkennen. Aus dem Vergleich der Initialprobe mit einer Probe, die direkt an der Anode gewonnen wurde, zeigt sich in Abbildung 6-12 (oben links) neben einer Zunahme der Porosität auch die Lösung von Karbonaten. Für die elektrokinetische Bodensanierung noch entscheidender, ist die von den Kanten ausgehende Zerstörung der Tonminerale, die sich an den sich deutlicher abzeichnenden Konturen mit scharfen Begrenzungen und ausgeprägten Ecken zeigt (Abb. 6-12, oben rechts). Hier sprengen die Protonen die Metall-Sauerstoffbindungen unter Freisetzung der Metallionen in die Porenlösung (Kap. 2.6.1). Diese Zerstörung der Tonminerale ist aber auch an der Kathode zu beobachten (Abb. 6-12, unten). Hier sind jedoch die Ausfällungsreaktionen an der Strukturveränderung maßgebend. Auf den Tonmineralen und zwischen den einzelnen Mineralen bilden sich kleine wabenartige Kondensationsnetze von denen ausgehend die Ausfällung beginnt, die im Endstadium zu einem vollständigen Coating der Minerale führt (Kap. 6.2.2).

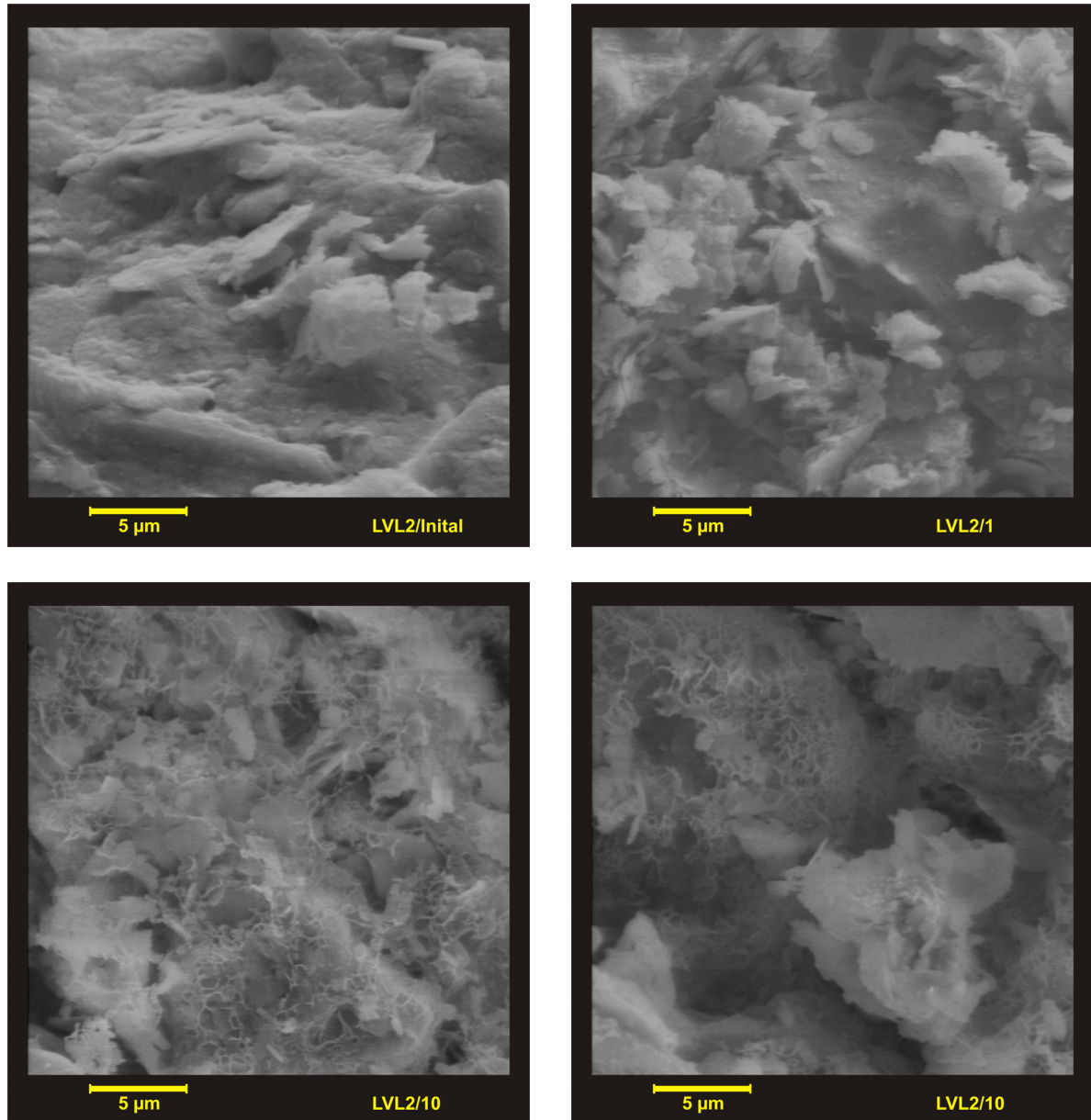


Abb. 6-12: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen des Bodenkörpers nach Versuchsende. Aufnahme LVL2/1 direkt an der Anode und LVL2/10 direkt an der Kathode.

Sowohl die Strukturveränderungen als auch die Änderung der Bodenkennwerte (Mineralogie, pH-Wert des Bodens, diffuse Doppelschicht, Zeta-Potential, Elektrolytkonzentration, elektrische Leitfähigkeit, usw.) haben einen erheblichen Einfluss auf die elektroosmotische Durchlässigkeit und damit auch auf die Leistungs- und Arbeitsfähigkeit (Kap. 2.3). Insgesamt werden diese Kennwerte im Verlauf der elektrokinetischen Behandlung so beeinflusst, dass eine Abnahme der elektroosmotischen Permeabilität in der Größenordnung von zwei Potenzen zu beobachten ist (Abb. 6-13).

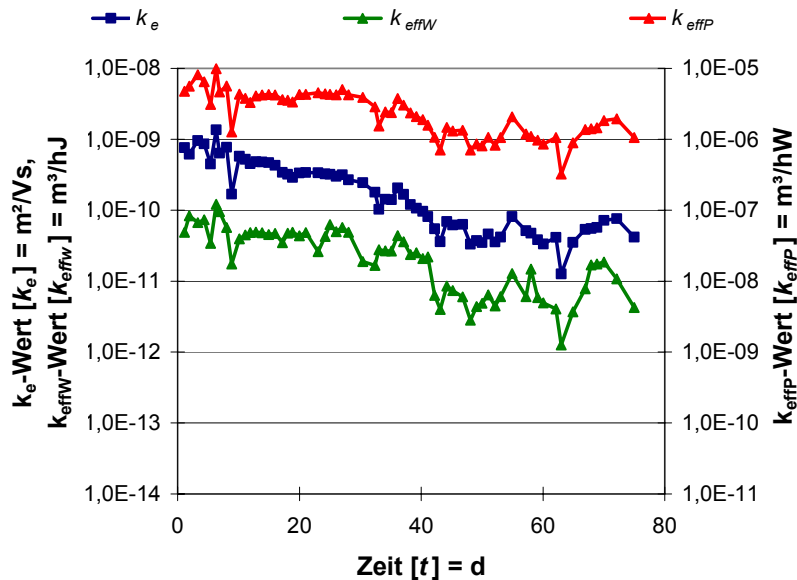


Abb. 6-13: Entwicklung des k_e -, k_{effP} - und k_{effW} -Werts im Versuch LVL2 bei 20 °C.

6.2.1.2 Langzeitversuch Lößlehm/Bentonit (LVLB2)

Zur elektrischen und elektroosmotischen Anbindung der Horizontalfilterelektroden im Testfeld sollte aufgrund seiner physikochemischen Eigenschaften Calciumbentonit als Hinterfüllung verwendet werden (Kap. 5.11.6). Daher wurde im Versuch LVLB2 eine Bodenprobe aus einer 7,7 cm dicken Lößlehmschicht und einer 3,0 cm dicken Calcigelschicht (Calciumbentonit der Firma SÜDCHEMIE) in die Versuchsanlage (Abb. 5-6) eingebaut und neben der elektroosmotischen Durchlässigkeit die Spannungsentwicklung innerhalb des Bodens untersucht, um die Anwendbarkeit des Bentonits in elektrokinetischen Sanierungsverfahren zu überprüfen. Die Lößlehmschicht schloss hierbei direkt an die passive Anode an, während die passive Kathode auf der Seite der Bentonitschicht installiert wurde. Innerhalb des Bodenkörpers wurden zur Beobachtung der elektrischen Feldverteilung 8 passive Spannungssonden (US1 - US8) montiert. Über die Versuchsdauer von 75 Tagen wurde an der Anode mit Karlsruher Leitungswasser perkoliert. Alle Versuchsbedingungen sind in Tabelle 6-8 aufgelistet.

Tab. 6-8: Versuchsbedingungen LVLB2.

Parameter	Einheit	Messwert Lößlehm	Messwert Bentonit
Porosität	%	36,85	77,79
Einbaudichte	g/cm ³	1,86	1,38
Trockendichte	g/cm ³	1,72	0,60
Korndichte	g/cm ³	2,71	2,72
Einbauwassergehalt	%	8,76	129
Porenvolumen	cm ³	222,85	183,30
Länge	cm	7,7	3,0
El. Feldstärke	V/m	187	187

In Abbildung 6-14 ist die Entwicklung der elektrischen Größen dargestellt. Die mehr oder weniger kontinuierliche Abnahme der Stromstärke (Abb. 6-14, links) im Versuchsverlauf geht dabei auf die elektromigrativ induzierte Verarmung an Ionen in der Porenlösung zurück (Abb. 6-17, links). Der Anstieg um 20 mA ab dem 12. Tag wird durch einen höheren Wassergehalt im Boden verursacht,

wodurch der spezifische Widerstand ab diesem Zeitpunkt abnimmt. Diese Wassergehaltserhöhung wurde in Form eines Farbumschlags der Probe beobachtet und zeigte sich darüber hinaus auch in einer Erhöhung der elektroosmotischen Leitfähigkeit in diesem Zeitraum (Abb. 6-19). Wie im Versuch LVL1 zeigt der Spannungsabfall U_{aApA} im Anolyt den Verdünnungseffekt bei der Frischwasserzufuhr in Form ausgeprägter Peaks mit einem Spannungsanstieg von 10 - 15 V (Abb. 6-14, rechts). Eine Besonderheit in diesem Versuch ist im Verlauf der Teilspannung U_{aKpK} zu erkennen, die im Eluat abfällt. Bis zum Tag 24 bleibt diese Spannung konstante bei 1,5 V, was als Indiz für eine sehr gute Anbindung der aktiven Kathode aufgrund der hohen Ionenkonzentration im Eluat angesehen werden kann. Ab dem 24. Tag kam es im Eluat und besonders an der aktiven Kathode zu Ausfällungen von weißen Kristallen und damit zu einer Reduzierung der elektrischen Anbindung der aktiven Elektrode, die einen Spannungsanstieg U_{aKpK} um etwa 5 V zur Folge hatte. Diese Ausfällungen wurden zum einen im Eluat als weiße Flocken und zum anderen nach Versuchsende als gut ausgebildete Kristalle auf der Kathode wahrgenommen. Diese Kristalle wurden vorsichtig von der Elektrode entfernt, geröntgt und als Portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) identifiziert.

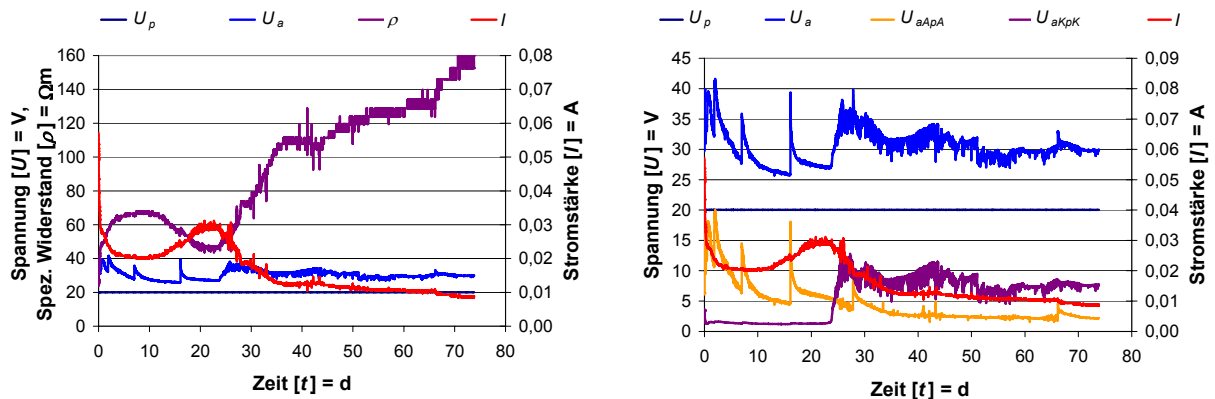


Abb. 6-14: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, Strom- und Spannungsverlauf im Versuch LVLB2.

Die Spannungsverläufe der 8 passiven Spannungssonden (US1 - US8) belegen den guten elektrischen Kontakt der passiven Elektroden mit der Bodenprobe (Abb. 6-15), da zum einen der Spannungsabfall an US1 und US8 mit < 1 V sehr gering ist und zum anderen sich die Verdünnungseffekte durch die Frischwasserzufuhr im Anolyt nicht bemerkbar machen. Die Ausfällungen an der passiven Kathode zeigen hingegen eine geringfügige Verschlechterung der elektrischen Anbindung, was sich in Form eines um ca. 0,5 V höheren Spannungsabfalls ab dem 24. Tag äußert. Die Ausbildung des Spannungsgradienten zwischen US1 und US2 ab dem 14. Tag wird durch das Aufeinandertreffen der Säure- und Basenfront unter Generierung von Wasser gemäß Kapitel 2.4 zwischen diesen beiden Spannungssonden verursacht (Abb. 6-15, Abb. 6-16).

Da sich der elektroosmotische Fluidtransport proportional zum elektrischen Feld verhält (Kap. 2.3.1), ist die lokale Feldverteilung, besonders im Bereich von Grenzflächen zwischen Medien unterschiedlicher elektrischer Leitfähigkeiten, von entscheidender Wichtigkeit. Aufgrund seines hohen Tonmineralgehalts (69 % Montmorillonit, 3 % Illit, 1 % Kaolinit) und der höheren Elektrolytkonzentration weist der Calcigel eine deutlich höhere elektrische Leitfähigkeit auf als der Lößlehm, was zu einer geringeren elektrischen Feldstärke innerhalb des Bentonits führt. In den ersten Tagen des Versuchs (von 0,75 - 21 d) wurden innerhalb des Bentonits elektrische Felder gemessen, die eine entgegengesetzte Polarität zum äußeren Feld aufwiesen (Abb. 6-16). Hierfür sind wahrscheinlich Eigenpotentiale verantwortlich, die in Form von Strömungspotentialen auftreten sowie durch Konzen-

trationsunterschiede in den Porenlösungen (Bentonit, Lößlehm) und im Eluat verursacht werden (Kap. 2.1.2). Diese Eigenpotentiale bedingen ein elektrisches Feld, das sich dem äußeren Feld überlagert und durch vektorielle Addition z. T. aufhebt. Darüber hinaus kann auch die Influenz einen Teil zu dieser inversen Spannung beitragen (Kap. 2.1.1). Die Eigenpotentiale können messtechnisch nur mit nicht polarisierbaren Elektroden gemessen werden, die aufgrund ihrer Funktionsweise jedoch in elektrokinetischen Versuchseinrichtungen nicht innerhalb des äußeren elektrischen Felds anwendbar sind. Damit ist eine genaue Analyse der induzierten Potentiale unmöglich. Da aber mit der Abnahme der Elektrolytkonzentration innerhalb der beiden Bodenschichten auch ein Konzentrationsausgleich einhergeht, der besonders durch den Austrag von Natriumionen (Abb. 6-17, links) aus der Bentonitschicht innerhalb dieser ersten 20 Tage erfolgt, ist anzunehmen, dass die initialen Konzentrationsunterschiede innerhalb der Porenlösung für die überlagernden Eigenpotentiale verantwortlich sind. Zwar sind im Vergleich mit Experiment LVL2 ab dem 21. Tag immer noch deutlich höhere Konzentrationen an Natrium und Kalium im Eluat zu messen, innerhalb der Porenlösung werden aber durch die Freisetzung von Calcium aus dem Anodenbereich Ladungsträger zur Verfügung gestellt, die der Entwicklung von Eigenpotentialen entgegen wirken.

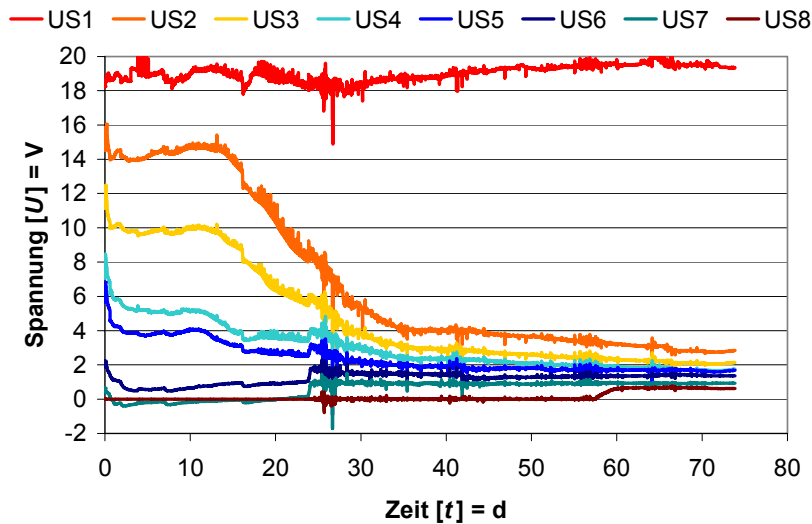


Abb. 6-15: Entwicklung der lokalen Spannungsverteilung im Probenkörper.

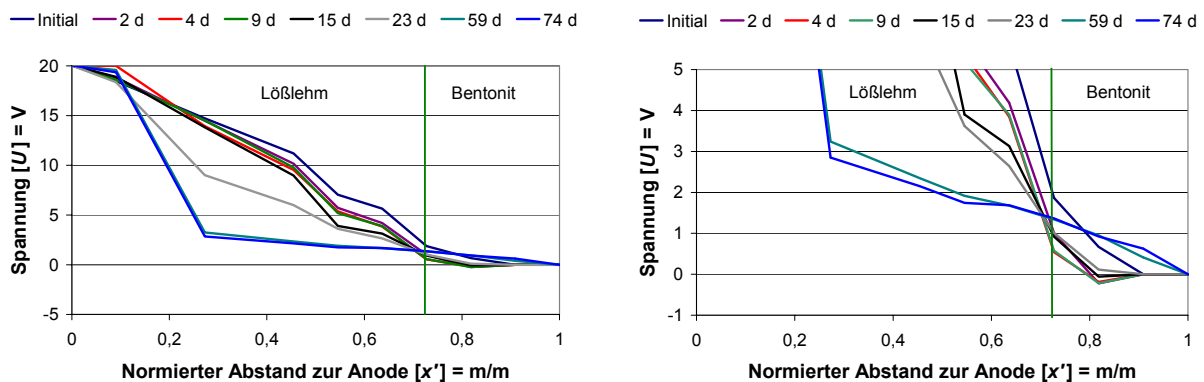


Abb. 6-16: Entwicklung des Spannungsgradienten im Probenkörper (rechts, Y-Achse vergrößert).

Die Entwicklung des pH-Werts, der Leitfähigkeit, des Redoxpotentials und der Hauptkationenkonzentrationen im Anolyten zeigen den typischen Verlauf und die Werte bewegen sich in derselben Größenordnung wie im Versuch LVL2. Daher soll hier nicht näher darauf eingegangen werden. Die entsprechenden Graphiken sind im Anhang 4 dargestellt.

Im Gegensatz zum Versuch LVL2 wurden im Katolyt hohe Natrium- und Kaliumkonzentrationen nachgewiesen (Abb. 6-17, links), die aus der Porenlösung des Calcigels eluiert wurden. Auffallend ist die Tatsache, dass die hohe Natriumkonzentration von 562 mg/l unmittelbar nach Versuchsbeginn eintrat und ab dem 4. Tag bis zum 28. Tag stetig abnahm, um dann eine mehr oder weniger konstante Konzentration von ca. 130 mg/l anzunehmen, während die Kaliumkonzentration innerhalb der ersten 7 Tage von 39 mg/l allmählich auf 74 mg/l anstieg und im restlichen Versuchsverlauf annähernd konstant war. Der Grund hierfür ist, dass Kalium wegen seines Ionenradiuses spezifisch adsorbiert (Kap. 2.2) und erst durch das große Überangebot an Calcium allmählich ausgetauscht wird. Die hohen Calciumkonzentrationen werden wie im Versuch LVL2 durch die Lösung von Karbonaten im Anodenbereich verursacht und bewegen sich ebenfalls in einer Größenordnung zwischen 800 mg/l und 900 mg/l.

Die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 6-17, rechts) spiegelt den Verlauf der Hauptkationen wider. Hierbei verursacht eine Natriumkonzentrationsänderung von 100 mg/l eine Veränderung der Leitfähigkeit um 535 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Damit werden nach Gleichung 6-1 am ersten Peak im Leitfähigkeitsverlauf ca. 3,0 mS/cm durch die höhere Natriumkonzentration und ca. 1,3 mS/cm durch die Calciumkonzentration hervorgerufen. Der übrige Anteil geht auf die Hydroxidionen zurück, die im Versuchsverlauf einen konstanten pH-Wert von ca. 12,5 verursachen. Die Redoxpotentiale zwischen -20 und -90 mV zeigen die für die Kathode übliche reduzierenden Bedingungen an, die aufgrund der herrschenden Ionenkonzentration und der daraus resultierenden elektrochemischen Elektrodenreaktionen im Katolyt entsteht.

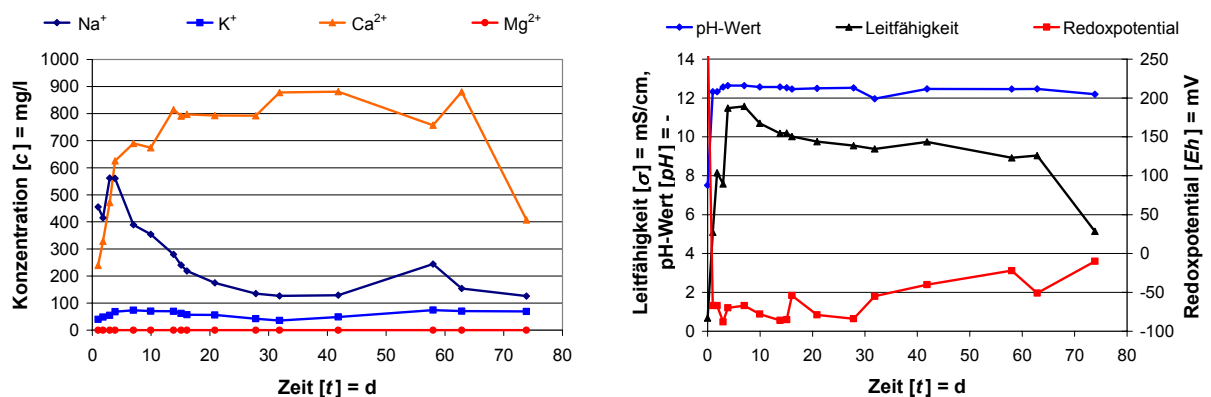


Abb. 6-17: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration (links), des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials (rechts) im Eluat.

Die durch die elektrochemischen Reaktionen hervorgerufenen Bedingungen zeigen ihre Auswirkungen auch auf den Bodenkörper, wobei sich der pH-Wert lediglich innerhalb der ersten 1,5 cm von der Anode von 7,6 anfänglich auf 4,0 reduziert (Abb. 6-18). Der Grund hierfür ist die hohe Pufferkapazität, bedingt durch die vorhandenen Karbonate. Der restliche Bodenkörper zeigt eher eine geringfügige Zunahme des pH-Werts (um ca. 0,5 - 1 Einheiten). Besonders ausgeprägt ist der pH-Wert-Anstieg um ca. 2,5 Einheiten im Bentonit auf einen Endwert von 9,8 direkt an der Kathode. Damit sind auch in diesem Versuchsaufbau alkalische Bedingungen dominierend. Dies ist besonders

im Hinblick auf die elektrokinetische Sanierung von schwermetallkontaminierten Böden entscheidend, da Schwermetalle im Allgemeinen unter alkalischen Bedingungen geringeren Schadstoffmobilität aufweisen.

Der Karbonatgehalt im Probenkörper verhält sich analog zur pH-Wert-Verteilung. Durch die sauren Bedingungen ist an der Anode eine signifikante Abnahme des Karbonatgehalts um ca. 18 % zu beobachten. Die über dem Initialwert liegenden Karbonatgehalte innerhalb des Bentonits werden durch die Reaktion der ausgefallenen Calciumhydroxide mit dem elektroosmotisch transportierten Kohlendioxid verursacht (Kap. 2.4).

Da der Einbauwassergehalt im Lösslehm zu Versuchsbeginn mit 8,8 % sehr gering war, fand im Versuchsverlauf, bedingt durch den elektroosmotischen Fluidtransport, eine Aufsättigung über weite Teile des Probenkörpers um 15 - 20 % statt. Die Erhöhung auf über 40 % im Anodenbereich geht auf die Lösung der Karbonate bei gleichzeitiger Zunahme der Porosität zurück. Der niedrige Wassergehalt im Bentonit hingegen lässt sich durch einen lokalen Anstieg der Elektroosmose erklären, da sich im Versuchsverlauf mit Ausnahme des Bereichs, in dem sich die Säure- und Basenfront treffen, ein homogenes elektrisches Feld ausbildet (Abb. 6-16), der Bentonit aber gleichzeitig ein betragsmäßig höheres Zeta-Potential als der Lösslehm aufweist (Abb. 2-15).

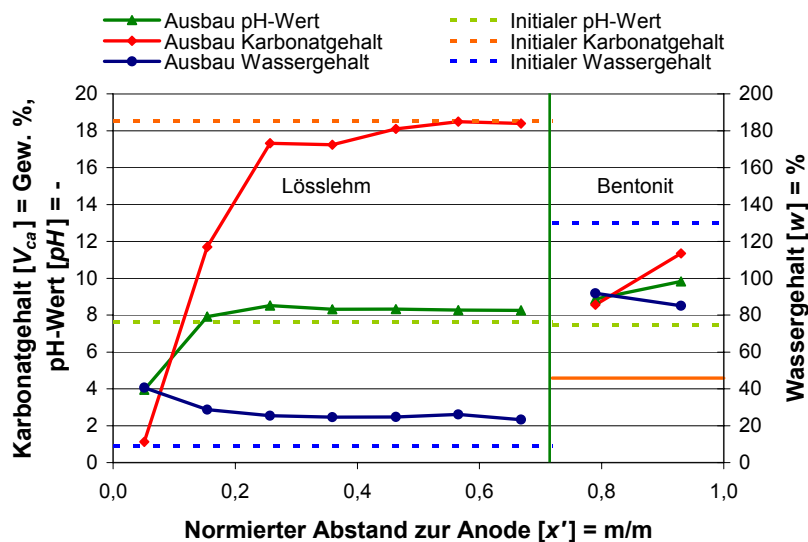


Abb. 6-18: Verlauf von pH-Wert, Wasser- und Karbonatgehalt im Boden nach Versuchsende.

Trotz der Wechsellagerung Lösslehm/Bentonit bewegt sich die elektroosmotische Durchlässigkeit in der gleichen Größenordnung wie im Versuch LVL2. Auch die Veränderungen innerhalb der Bodenprobe (Elektrolytkonzentration, pH-Wert, Dicke der diffusen Doppelschicht usw.) äußern sich in einer deutlichen Abnahme des k_e -Wertes von anfänglich $5,2E-10$ m²/Vs auf $2,2E-11$ m²/Vs (Abb. 6-19). Der Anstieg vom 7. bis zum 15. Tag wird durch eine Erhöhung des Wassergehalts verursacht, da mit zunehmender Sättigung neben einer Veränderung der physikalischen Eigenschaften des Fluids (Dichte, Diffusionskoeffizient usw.) die Tortuosität abnimmt und es zu einer verstärkten Ausbildung der Porenwasserkontakte kommt. Die Zunahme der Bodenfeuchte in diesem Zeitintervall wurde bereits bei der Betrachtung der Stromstärke (Abb. 6-14, links) diskutiert.

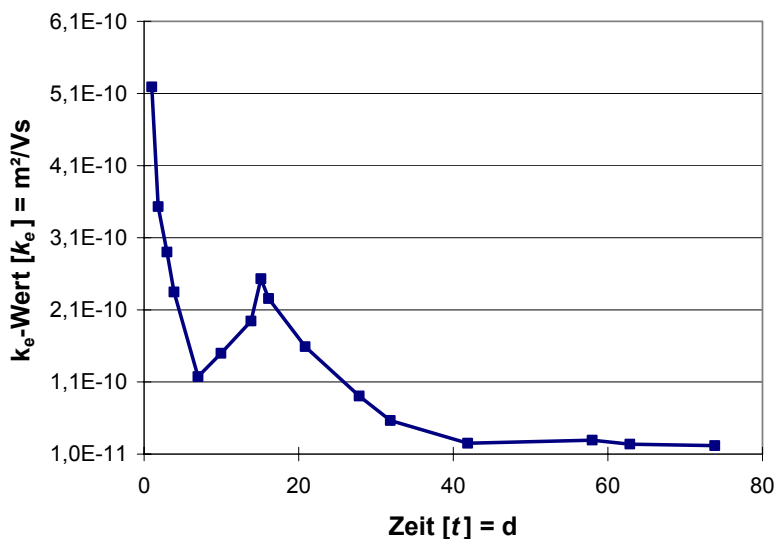


Abb. 6-19: Entwicklung des k_e -Werts im Versuch LVLB2 bei 20 °C.

6.2.1.3 Langzeitversuche Lößlehm (gepuffert)

Da die Kontrolle des pH-Werts eine entscheidende Rolle bei der Mobilisierung von Schadstoffen im Zuge der elektrokinetischen Bodensanierung darstellt, wurde in diesem Versuch ein proctorverdichteter Lößlehmkörper in die Versuchsanlage eingebaut und Anolyt und Katolyt in einem Vorratsbehälter zusammengefasst. Damit sollte im Idealfall im Perkolat ein pH-Wert von 7 herrschen. In Tabelle 6-9 sind die Versuchsparameter aufgelistet.

Tab. 6-9: Versuchsbedingungen LVLB2.

Parameter	Einheit	Wert
Porosität	%	34,45
Einbaudichte	g/cm ³	2,02
Trockendichte	g/cm ³	1,78
Korndichte	g/cm ³	2,71
Einbauwassergehalt	%	13,91
Porenvolumen	cm ³	289,48
Länge	cm	10,7
El. Feldstärke	V/m	187

Aufgrund der vorgegebenen Versuchsbedingungen kann der Fluidkreislauf als annähernd geschlossenes System betrachtet werden. Da die elektromigrativ transportierten Ionen über das Anolyt und Katholyt in ein gemeinsames Sammelgefäß überführt, dort mit einem Magnetrührer durchmischt und anschließend mittels einer Peristaltikpumpe wieder dem Elektrodenreservoir zugeführt werden, befindet sich in erster Näherung eine konstante Anzahl an Ionen im Gesamtsystem. Dies zeigt sich deutlich an der nahezu konstanten Stromstärke (Schwankung von $\pm 0,005$ A) und am spezifischen Widerstand (Abb. 6-20, links). Bedingt durch die Elektrolyse an den Elektroden und die Verdampfung von Prozesswasser musste alle 4 bis 10 Tage ca. 400 ml Leitungswasser in das Sammelgefäß nachgefüllt werden. Hierbei kam es zu einer Verdünnung und damit zu einem leicht erhöhten Spannungsabfall (U_{aApA}) von ca. 3 V im Bereich der Anode (Abb. 6-20, rechts), der etwa um den Faktor 5 geringer ist als in den zuvor besprochenen Versuchen.

Da an der Anode und der Kathode verschiedene Elektrodenreaktionen ablaufen und diese in Abhängigkeit vom Ionenangebot und damit auch vom pH-Wert und der elektrischen Parameter unterschiedliche Umsetzungsraten aufweisen, wirkt sich der Verdünnungseffekt bei der Frischwasserzufuhr im Anoden- und Kathodenreservoir abhängig von diesen Reaktionen ungleich aus. An der Kathode findet fast ausschließlich die Elektrolyse von Wasser statt, wodurch die Frischwasserzufuhr keine signifikante Veränderung der ablaufenden Reaktionen verursacht und die Spannung U_{aKpK} kaum (0,1 V) ansteigt (Abb. 6-20, rechts). Dem gegenüber wird an der Anode eine deutliche Beeinflussung der Spannung U_{aApA} registriert. Hier finden neben der Zersetzung des Wassers auch verstärkt die von den pH-Wert-Bedingungen abhängige Bildung von Chlorgas (STUMM & MORGAN 1996) sowie die Bildung von Kohlendioxid statt. Diese Reaktionen werden durch die Verdünnung stark beeinflusst und somit eine Erhöhung des Spannungsabfalls im Anolyt verursacht.

Die kontinuierliche Zunahme der Spannung U_{aKpK} ab dem 20. Tag wird durch Ausfällungen von Hydroxiden auf der aktiven Kathode hervorgerufen. Da im Prozesswassersammelgefäß der pH-Wert zwischen 10 und 11 liegt, herrschen im Anodenreservoir ebenfalls alkalische Bedingungen, die Ausfällungen von Hydroxiden ermöglichen. Darüber hinaus sind hier, bedingt durch die Lösung von Karbonaten im Anodenbereich des Bodens, Karbonat- und Hydrogenkarbonationen verfügbar, die unter diesen hohen pH-Werten wieder Karbonate bilden. Diese Mineralneubildungen verursachen einen Anstieg der Spannung U_{aApA} (Abb. 6-20, rechts).

Der ausgeprägte Peak im Spannungsverlauf am 45. Versuchstag wurde durch das Verschieben der Versuchsanlage verursacht.

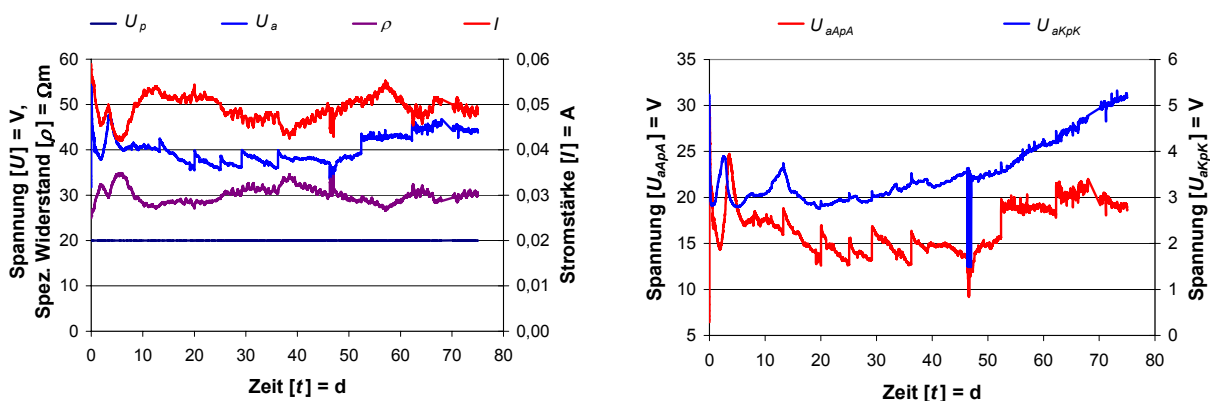


Abb. 6-20: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, Strom- und Spannungsverlauf im Versuch Lößlehm (gepuffert).

In Abbildung 6-21 (links) ist zu erkennen, dass zu Versuchsbeginn sowohl die passive Anode als auch die passive Kathode einen guten elektrischen Kontakt zum Boden besaßen. Im Versuchsverlauf wurde wie in Versuch LVL2 die Anbindung der Anode durch Lösungsreaktionen verschlechtert, während an der Kathode durch Ausfällungen der Übergangswiderstand geringer wurde. Eine Beeinflussung des elektrischen Kontakts wurde auch an den passiven Spannungssonden in Form eines höheren Spannungsabfalls im Versuchsverlauf beobachtet (Abb. 6-21, rechts). Im Gegensatz zu den ungepufferten Versuchen bildete sich in diesem Versuch keine pH-Wert-Front aus, was sich an der pH-Wert-Verteilung (Abb. 6-23, rechts) zeigt. Die Ursache für den sich ändernden elektrischen Gradienten ist demnach nicht in einer Reduktion der Leitfähigkeit im Anodenbereich zu suchen, sondern in der Auflösung der Karbonate (Abb. 6-23) und der dadurch bedingten Porenraumvergrößerung an den passiven Elektroden, die damit schlechter an den Boden angebunden sind. Dieser

Effekt hat somit keinen Einfluss auf die tatsächliche Feldverteilung im Boden, wie sie beispielsweise durch die sich treffenden pH-Wert-Fronten hervorgerufen wird, sondern hat einen rein messtechnischen Grund. Trotzdem muss diese Erscheinung bei der Interpretation der Versuchsergebnisse berücksichtigt werden, auch wenn eine quantitative Erfassung des sich ändernden Übergangswiderstands nicht möglich ist.

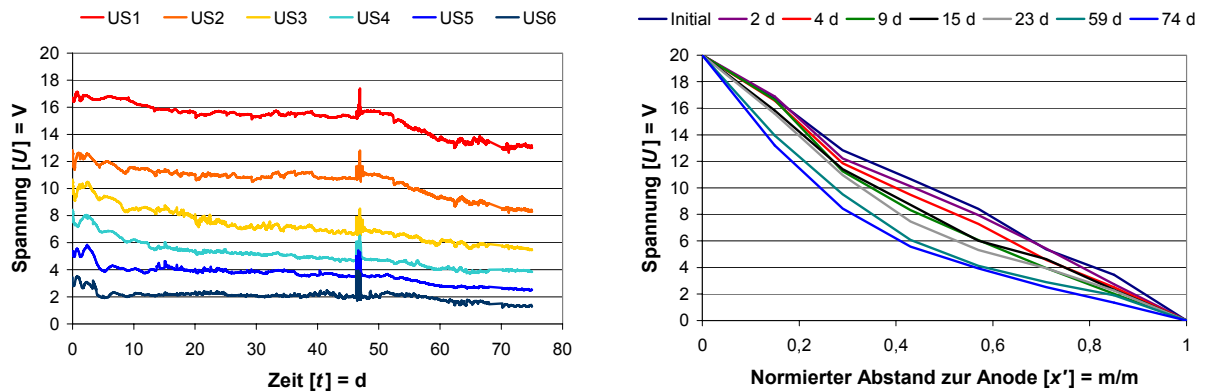


Abb. 6-21: Entwicklung der lokalen Spannungsverteilung im Probenkörper.

Ein Ziel dieses Versuchs bestand darin, mit möglichst einfachen Mitteln einen annähernd neutralen pH-Wert der Prozesswässer einzustellen. Werden Gleichung 2-28 und 2-29 zugrunde gelegt und alle Elektrodenreaktionen außer der Elektrolyse des Wassers vernachlässigt, müsste der pH-Wert im Prozesswasser 7 betragen. Da jedoch an der Anode im Gegensatz zur Kathode eine Vielzahl von Reaktionen ablaufen, die auf Kosten der Zersetzung des Wassers gehen, befinden sich weniger Hydroniumionen als Hydroxidionen im System und daher herrschen alkalische Bedingungen mit pH-Werten zwischen 10 und 11 im Prozesswassersammelgefäß (Abb. 6-22). Eine Quantifizierung aller ablaufenden Elektrodenreaktionen ist nahezu unmöglich. Im Versuch wurde jedoch eine starke Produktion von Chlorgas beobachtet und darüber hinaus die Ausfällung von Karbonaten. Die einzelnen Peaks im pH-Wert-Verlauf gehen auf die Verdünnung in Folge der Frischwasserzufuhr zurück.

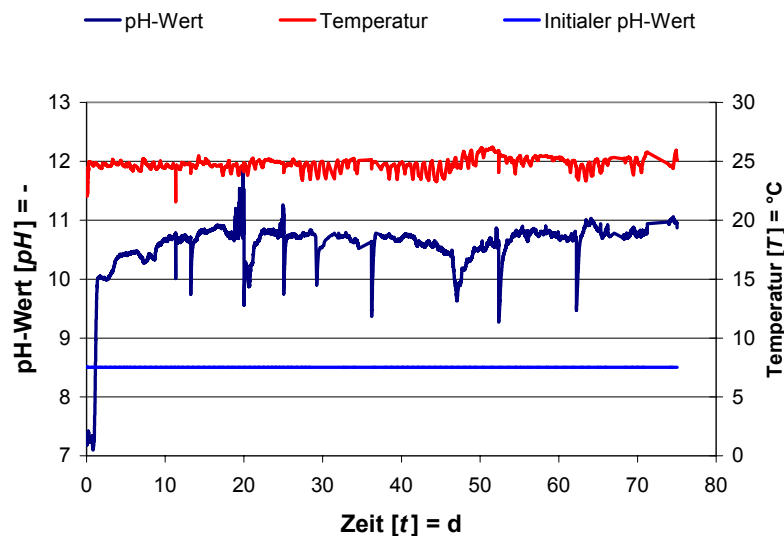


Abb. 6-22: Entwicklung des pH-Werts und der Temperatur im Prozesswasser.

In Abbildung 6-23 sind pH-Wert-, Wasser- und Karbonatgehaltsverteilung nach Versuchsende dargestellt. Wie in den zuvor diskutierten Versuchen korrelieren der Wassergehalt und der Karbonatgehalt miteinander. Deutliche Unterschiede treten jedoch in der pH-Wert-Verteilung zu Tage. Da das Prozesswasser alkalisch war, liegt es nahe, dass auch der pH-Wert des Bodens nach Versuchsende alkalisch ist. Ausgehend von der Anode steigt der pH-Wert von 8,4 auf 9,2 und liegt im gesamten Boden über dem Initialwert von 7,8. Weiterhin korrelieren auch der pH-Wert und der Karbonatgehalt nicht miteinander. Aufgrund der alkalischen Bedingungen im Prozesswasser sollte es eigentlich zu keiner Reaktion mit den Karbonaten kommen. Da jedoch auch direkt an der passiven Anode, wenn auch in viel geringerem Maße, Elektrodenreaktionen stattfanden und dieser Bereich aufgrund der Filterscheibe von der Fluidzirkulation im Anodenreservoir abgegrenzt war, migrierten dennoch Hydroniumionen in den Boden. Durch die geringere Produktionsrate an der passiven Anode war der Effekt jedoch nicht so stark ausgeprägt, wie in den zuvor besprochenen Versuchen. Aufgrund des hohen initialen Karbonatgehalts von ca. 17 % wies der Boden eine hohe Pufferkapazität bezüglich der Hydroniumionen auf. Da zu Versuchsende der Karbonatgehalt immer noch bei 6,4 % lag, konnten sich aufgrund der Reaktion nach Gleichung 2-31 keine sauren Bedingungen im Anodenbereich ausbilden.

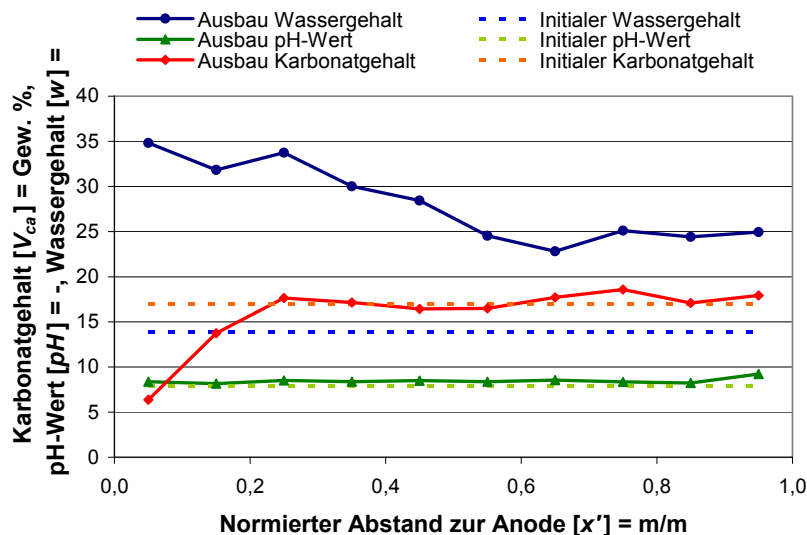


Abb. 6-23: Verlauf von pH-Wert, Wasser- und Karbonatgehalt im Boden nach Versuchsende.

6.2.2 Elektrokinetischer Versuch zur Beurteilung verfahrensbedingter Gefügeänderungen

6.2.2.1 Langzeitversuch Lößlehm (LVL1)

In diesem 153 Tage dauernden Versuch wurden die durch die elektrokinetisch bedingten Prozesse hervorgerufenen Strukturveränderungen innerhalb eines proctorverdichteten Lößlehms untersucht. Da sich die Entwicklung der Hauptkationenkonzentrationen, der physikochemischen Eigenschaften sowie der elektrischen Parameter nicht von den zuvor diskutierten Versuchen unterscheidet (z. B. Versuch LVL2), soll hier lediglich auf die Strukturveränderungen eingegangen werden. Die Versuchsparameter sind in Tabelle 6-10 dargestellt.

Aufgrund der längeren Versuchslaufzeit zeigen sich die Einflüsse der Elektrodenreaktionen innerhalb des Lößlehms wesentlich deutlicher als in den vorangegangenen Experimenten, wobei die ablaufenden Prozesse dieselben sind. Trotz der langen Versuchszeit migrierte die Säurefront lediglich ca. 2,5 cm in den Boden, da der hohe Karbonatanteil von 12,6 % die Hydroniumionen pufferte (Abb.

6-24). Der restliche Versuchskörper zeigt mit pH-Werten in der Größenordnung von 10 alkalische Bedingungen, die um ca. 2,5 Einheiten über dem Initialwert liegen. Da im Anodenbereich durch Lösungsreaktionen eine signifikante Abnahme des Karbonatgehalts von 12,6 % auf 0,6 % erfolgte, konnten sich im Gegensatz zum gepufferten Versuch saure Bedingungen an der Anode einstellen. Die Porositätserhöhung im Zuge der Karbonatlösung zeigt sich dabei auch im höheren Wassergehalt in diesem Bereich.

Tab. 6-10: Versuchsbedingungen LVL1.

Parameter	Einheit	Wert
Porosität	%	33,11
Einbaudichte	g/cm ³	2,09
Trockendichte	g/cm ³	1,81
Korndichte	g/cm ³	2,71
Einbauwassergehalt	%	15,23
Porenvolumen	cm ³	294,87
Länge	cm	11,34
El. Feldstärke	V/m	176

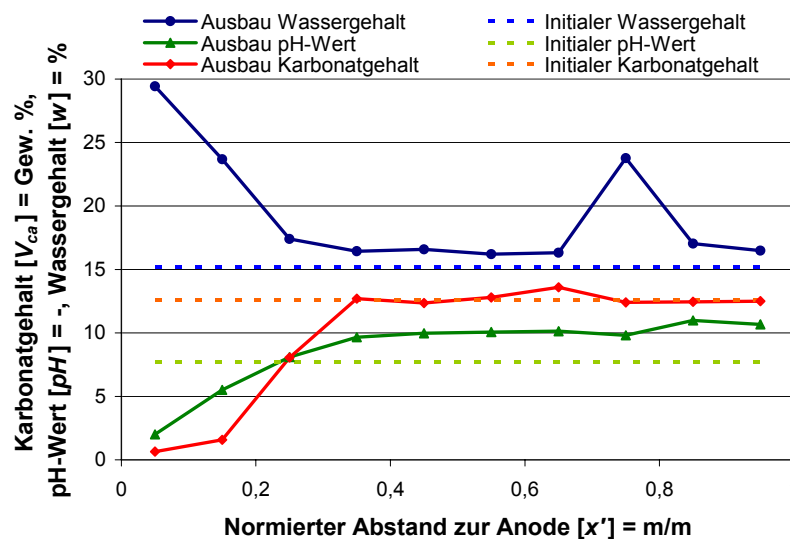


Abb. 6-24: Verlauf von pH-Wert, Wasser- und Karbonatgehalt im Boden nach Versuchsende.

Die Porositätsverteilung innerhalb der Bodenprobe nach Versuchsende wird von den lokal auftretenden Lösungs-/Fällungsreaktionen bestimmt, die von den jeweiligen pH-Werten abhängig sind. In Abbildung 6-25 ist die Porenverteilung vor und nach dem Experiment dargestellt. An der Anode treten größere Porenöffnungsweiten und eine höhere Porosität auf, während in der Mitte der Probe und im Kathodenbereich eine deutliche Verschiebung hin zu kleineren Porenöffnungsweiten mit geringerer Porosität zu beobachten ist. Von der Anode ausgehend ist damit eine Reduktion der Porosität erkennbar. Die hierfür verantwortlichen Lösungsreaktionen lassen sich auch in der Veränderung der mineralogischen Zusammensetzung erkennen (Abb. 6-26). Hierbei fällt auf, dass nicht nur der Karbonatgehalt an der Anode abnimmt, sondern auch die Tonminerale beeinflusst werden. So zeigen die Peaks von Smectit/Chlorit und Illit eine deutliche Abnahme, die auf der Zerstörung der Metall-Sauerstoffbindungen durch die Hydroniumionen hinweist (Kap. 2.6.1). Der Kaolinit scheint jedoch bei den hier herrschenden pH-Wert-Bedingungen noch stabil zu sein. Erwartungsgemäß zeigen weder der Quarz noch der Feldspat eine wesentliche Beeinflussung durch die aggressiven Bedingungen im

Anodenbereich. An der Kathodenseite konnte durch die röntgendiffraktometrische Untersuchung keine Veränderung nachgewiesen werden, was in erster Linie mit der feinen Verteilung der Ausfällungen und deren Kristallisationsgrad zu erklären ist.

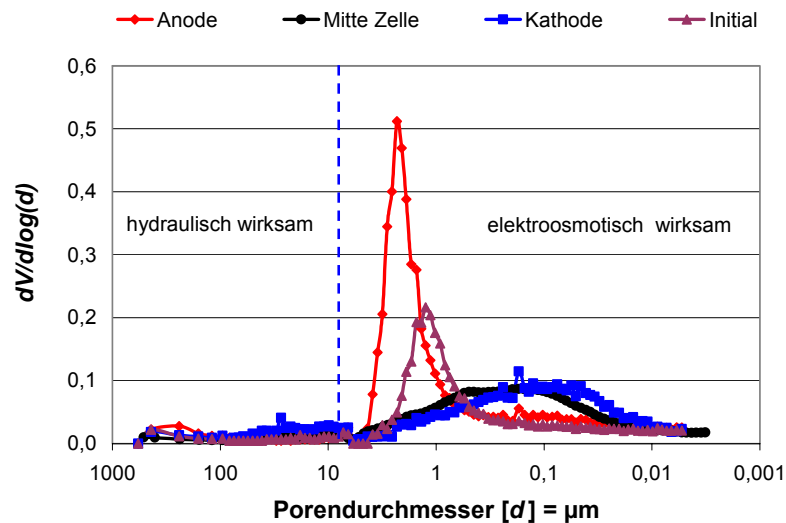


Abb. 6-25: Porenverteilung nach Versuchsende.

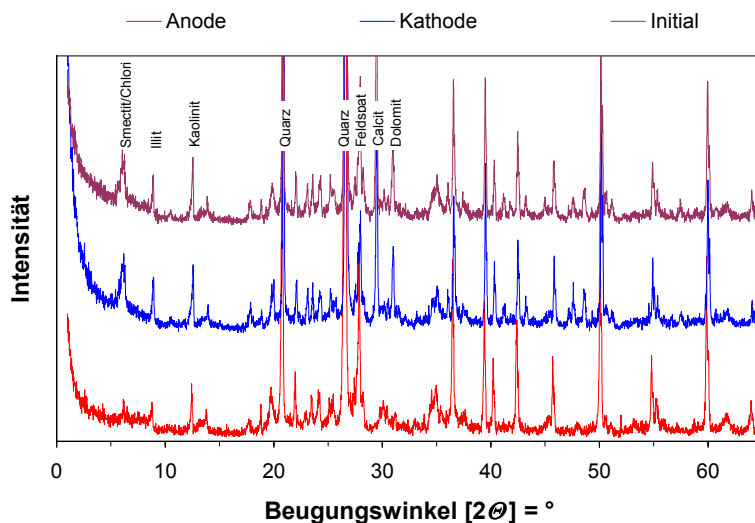


Abb. 6-26: Mineralogische Zusammensetzung im Bodenkörper nach Versuchsende.

Um die elektrokinetisch induzierten Veränderungen im Lößlehm visuell zu dokumentieren, wurden von einzelnen Bodenbereichen rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen gemacht. In Abbildung 6-27 (links oben) ist die Ausgangssituation der Bodenstruktur des Lößlehms dargestellt, in der deutlich die Verwitterungseinflüsse vor der Probennahme in Form von unscharfen Begrenzungen der Tonminerale und Karbonate zu erkennen sind. Dem gegenüber zeigt die Probe, die direkt an der passiven Anode gewonnen wurde (Abb. 6-27, rechts oben), deutlich begrenzte Minerale mit scharf einspringenden Winkeln und nahezu rechtwinkligen Ecken sowie glatten Oberflächen. Hierfür ist die bereits in Kapitel 2.6.1 erwähnte, von den Ecken und Kanten ausgehende, Zerstörung der Tonminerale durch die Hydroniumionen verantwortlich. Darüber hinaus ist bei diesem Versuch eine deutlich höhere Porosität zu erkennen, die durch die Lösung der Karbonate zustande kam und die besonders gut am hellgrauen

Rand in der Mitte des oberen Drittels der Abbildung zu sehen ist. In der Mitte der Bodenprobe sind an den Tonmineralen ebenfalls scharfe Begrenzungen zu erkennen (Abb. 6-27, links unten). Diese sind hier zwar nicht so stark ausgeprägt wie an der Anode, aber dennoch ein Indiz dafür, dass die Tonminerale auch in alkalischen Lösungen angegriffen werden. Darüber hinaus ist eine ausgeprägte Wabenstruktur sichtbar, die ein Kondensationsnetz bildet, von dem aus die Ausfällung der Hydroxide fortschreitet. Mit diesen Ausfällungen verringert sich auch der Porenraum. Direkt an der Kathode sind schließlich fast keine Poren mehr zu erkennen (Abb. 6-27, rechts unten). Die gesamten Zwischenräume sind von Hydroxidausfällungen belegt, die von den Wabenwänden ausgehend in die Hohlräume wachsen. Darüber hinaus werden die Tonminerale von einer dünnen Schicht aus Hydroxiden eingehüllt, die zu einem vollständigen Coating der Minerale führt, was letztlich deutliche Auswirkungen auf die Elektroosmose hat.

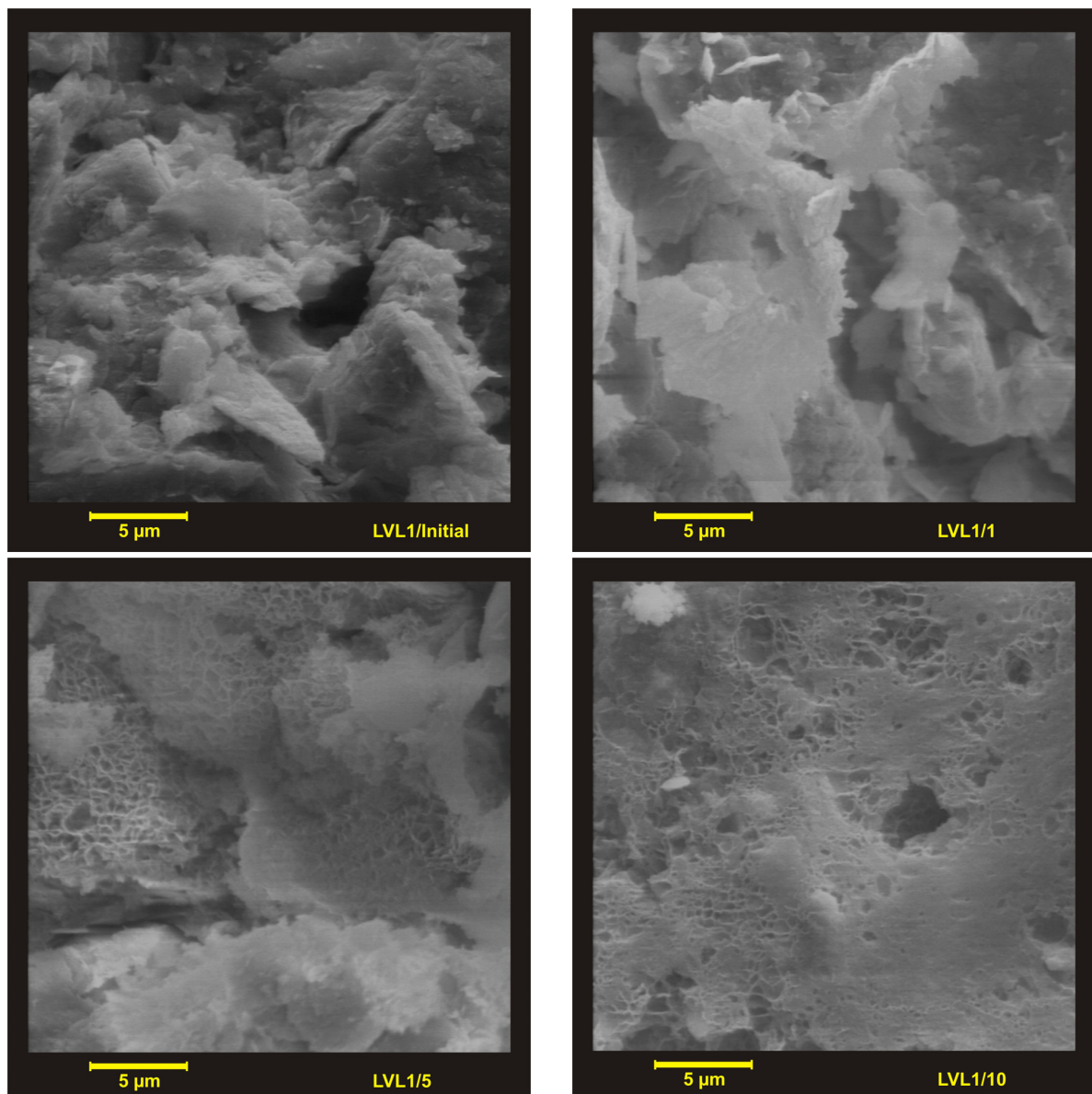


Abb. 6-27: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen des Bodenkörpers nach Versuchsende. Aufnahme LVL1/1 direkt an der Anode, LVL1/5 in der Mitte und LVL1/10 direkt an der Kathode.

Aufgrund der Veränderungen in der Bodenstruktur und der Mineralogie ist es leicht verständlich, dass die Elektroosmose im Versuchsverlauf von elektrokinetischen Experimenten beeinflusst wird. In

diesem Versuch kam es durch die sich verändernden Bodenbedingungen (Porosität, Tortuosität, Mineralogie, Coating, Veränderung des pH-Werts, Dicke der diffusen Doppelschicht usw.) nach einer anfänglichen Reduktion um zwei Potenzen schließlich nach 65 Tagen zum vollständigen Erliegen des elektroosmotischen Fluidtransports (Abb. 6-28). Daher ist bei länger andauernden elektrokinetischen Sanierungsmaßnahmen in karbonatreichen Böden, die stark Calcium dominiert sind, eine pH-Wert-Kontrolle an der Anode und/oder Kathode notwendig, damit die Transportprozesse nicht aufhören. Schwermetallkontaminationen in solchen Böden sind daher aufgrund ihrer meist geringen Mobilität unter neutralen bis alkalischen Bedingungen nur schwer zu behandeln. Tenside (FRITZE 2004) oder Mikroorganismen (MAINI et al. 2000 a) können hierbei unterstützend eingesetzt werden.

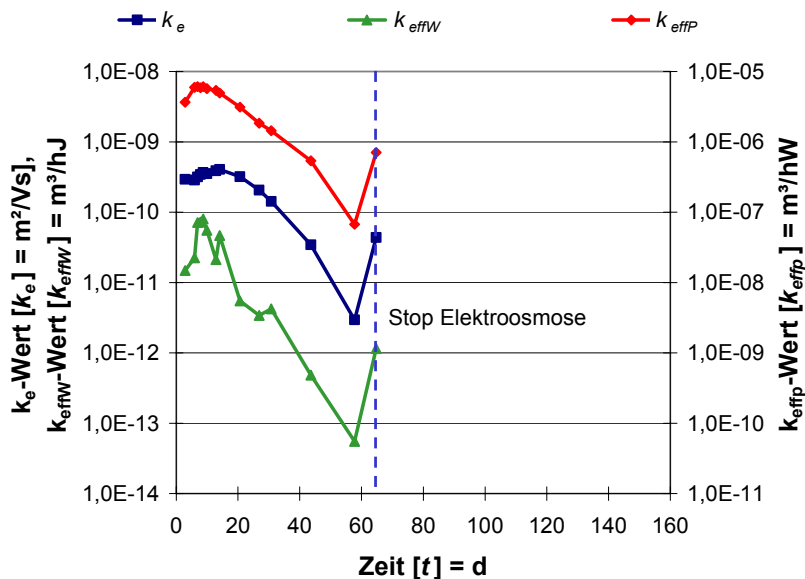


Abb. 6-28: Entwicklung des k_e -, k_{effP} - und k_{effW} -Werts im Versuch LVL1 bei 20 °C.

6.2.3 Elektrokinetische Versuche zum Transportverhalten von LCKW in bindigen Böden

Zur Untersuchung des Transport- und Abbauverhaltens von Tetrachlorethen, wurden mehrere elektrokinetische Laborversuche durchgeführt, von denen die Versuche BL4 und B26 im Folgenden exemplarisch dargestellt werden. In diesen zwei Versuchen wurden unterschiedliche, ungestörte, kontaminierte Böden verwendet, um die Übertragbarkeit der Ergebnisse gewährleisten zu können. Das Hauptaugenmerk wurde dabei auf den Schadstofftransport gelegt.

6.2.3.1 Versuch BL4

In diesem Versuch wurde ein Talauensediment der Nagold untersucht, das mittels einer Linerbohrung auf einem mit Tetrachlorethen kontaminierten Firmengelände in Bad Liebenzell gewonnen wurde. Die Bodenkennwerte sind in Kapitel 5.1.2 abgehandelt und die Versuchsbedingungen in Tabelle 6-11 aufgeführt.

Der Versuch wurde 14 Tage mit einer konstanten passiven Spannung U_p von 20 V gefahren. Um diese Spannung unmittelbar am Kern zu gewährleisten, musste die aktive Spannung U_a entsprechend der herrschenden Bedingungen im Anolyt und Katolyt nachgeregelt werden (Abb. 6-29). Dabei betrug der Spannungsabfall im Bereich der Anode (U_{aApA}) zu Versuchsbeginn 12,6 V und nahm während des Experiments auf 1,0 V ab. An der Kathode betrug die Spannung (U_{aKpK}) anfänglich 4,1 V und reduzierte sich auf 1,1 V (Abb. 6-29). Der Spannungsanstieg am Anfang des Experiments wird dem

hohen spezifischen Widerstand des destillierten Wasser zugeschrieben, das zur Perkolation benutzt wurde. Durch die Elektrolyse des Wassers an den Elektroden entstehen Hydronium- und Hydroxidionen (Kap. 2.4) und verringern zunehmend den spezifischen Widerstand des Wassers in den Elektrodenkammern (Abb. 6-31). Diese Abnahme des spezifischen Widerstands zeigt sich aufgrund des OHM'schen Gesetzes (Kap. 2.1) in der nun folgenden, steilen Abnahme der aktiven Spannung (Abb. 6-29). Im weiteren Verlauf des Versuchs nimmt die aktive Spannung kontinuierlich ab, da der spezifische Widerstand in den Elektrodenkammern durch die Generierung der H_3O^+ - und OH^- -Ionen sowie durch die Zufuhr von Ionen aus der Bodenprobe weiter sinkt (Abb. 6-31). Die leichten Anstiege der Spannung U_{aApA} am 6. und 12. Tag werden durch die Frischwasserzufuhr und die damit bedingte Verdünnung im Anolyt verursacht.

Tab. 6-11: Versuchsbedingungen des Versuchs BL4.

Versuchsbedingungen	Einheit	Werte
Versuchsdauer	d	13,94
Stromstärke	A	0,00848-0,00397
Stromdichte	A/m ²	1,08-0,51
Spannung	V	20
k_e -Wert zu Beginn	m ² /Vs	5,274E-10
Mittlerer k_e -Wert	m ² /Vs	4,335E-10
k_e -Wert mit Kühlung	m ² /Vs	3,189E-10
k_e -Wert ohne Kühlung	m ² /Vs	5,153E-10
Mittlere Austragsrate	ml/d	54,06
Mittlere Feldstärke	V/m	178,57
Schadstoffaustrag	%	80,34
Rest im Boden	%	4,05
Bilanz	%	84,39

Die Stromstärke, die sowohl von den ablaufenden Prozessen in den Elektrodenkammern, als auch von Veränderungen im Boden beeinflusst wird, zeigt tendenziell einen ähnlichen Verlauf (Abb. 6-29) wie der spezifische Widerstand. Dies liegt in dem elektrokinetisch induzierten Austrag von Ionen aus dem Boden begründet.

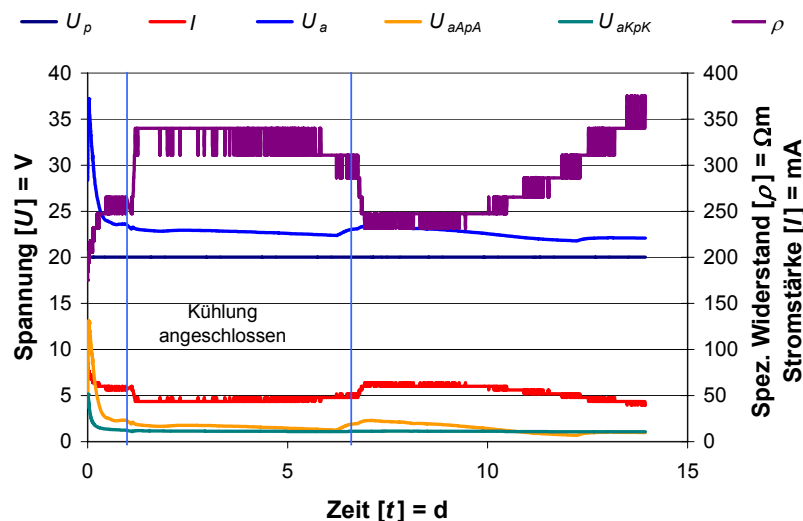


Abb. 6-29: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, der Spannung und der Stromstärke während des Versuchs BL4.

Der sprunghafte Anstieg des spezifischen Widerstands am ersten Tag (Abb. 6-29) wird durch die Kühlung der Versuchszelle verursacht, die zu diesem Zeitpunkt eingeschaltet wurde. Unter kälteren Bedingungen wird die Mobilität der Ionen herabgesetzt, die Viskosität des Wassers und somit auch der spezifische Widerstand des Bodens erhöht. Dieser Temperatureffekt wirkt sich demzufolge auch auf die Entwicklung des elektroosmotischen Fluidtransports aus (Abb. 6-34). Am 7. Tag wurde die Kühlung wieder abgeschaltet, da zu diesem Zeitpunkt der Hauptteil des Schadstoffs aus der Zelle ausgebracht war und die Ermittlung vergleichbarer k_e -Werte im Vordergrund stand.

In Abbildung 6-30 sind die pH-Werte, Wasser- und Karbonatgehalte der Bodenscheiben nach Versuchsende dargestellt. Der Wassergehalt veränderte sich während des Versuchs nur unwesentlich. Der geringe Wert von 10 Gew. % in 2,5 cm Abstand zur Kathode wurde durch ein Sandsteinbruchstück verursacht, das eine geringere Gesamtporosität aufwies als der Rest der Probe und aufgrund seines Porenspektrums nur untergeordnet einen elektroosmotischen Fluidtransport zulies (Kap. 6.1.2). Die etwas höheren Wassergehalte an den Elektroden wurden durch den direkten Kontakt des Probenkörpers mit dem Wasser der Elektrodenreservoirs und der daraus resultierenden Quellung des tonhaltigen Bodens verursacht.

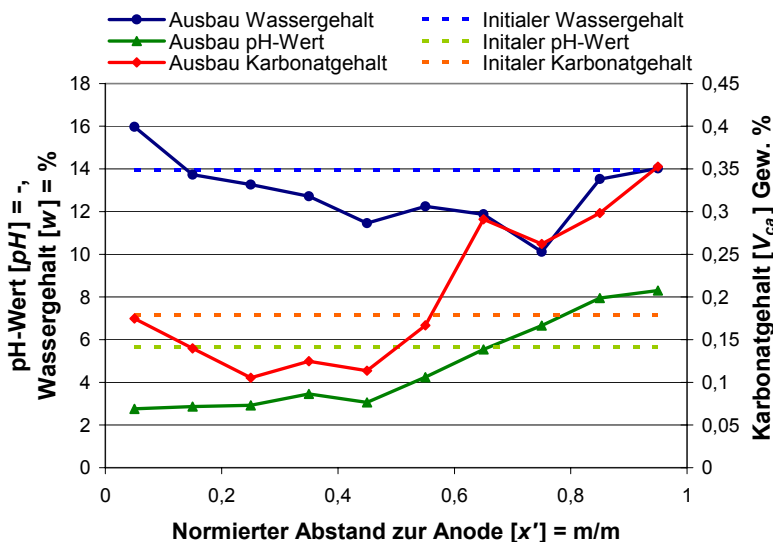


Abb. 6-30: Wassergehalt, pH-Wert und Karbonatgehalt des Bodens nach Versuchsende.

Der pH-Wert veränderte sich entsprechend den Elektrodenreaktionen (Kap. 2.4). Deutlich wird dabei, dass die Hydroniumionen durch ihre um den Faktor 1,8 höhere Mobilität auf der Anodenseite weiter in den Kern eingedrungen sind als die Hydroxidionen nahe der Kathode. Dies wird im Gegensatz zu den vorher beschriebenen Versuchen mit Lößlehm durch den deutlich geringeren Karbonatgehalt und der damit einhergehenden niedrigen Pufferkapazität des Talauensediments verursacht. Dadurch treffen sich die beiden pH-Wert-Fronten in ca. 8 cm Abstand von der Anode, wodurch in diesem Experiment der Boden durch saure Bedingungen dominiert wird. Eine deutliche Korrelation zwischen den pH-Werten und dem Karbonatgehalt ist in diesem Versuch ebenso gegeben. Durch die sauren Bedingungen auf der Anodenseite werden die Karbonate gelöst und die dabei entstehenden Ionen entsprechend ihrer Ladung zu den Elektroden transportiert. Im Einflussbereich der Kathode fallen die elektromigrativ transportierten Calcium- und Magnesiumionen als Hydroxide aus. Die gegenüber dem Initialwert erhöhten Karbonatgehalte im Bereich der Kathode gehen aus diesen Ausfällungen hervor, da Calcium- und Magnesiumhydroxide mit dem Kohlendioxid entsprechend

Gleichung 2-35 (Kap. 2.4) reagieren. Dieses Kohlendioxid entsteht an der Anode durch die ablaufenden Elektrodenreaktionen aus den Hydrogenkarbonationen, löst sich z. T. im Wasser und wird durch Elektroosmose zur Kathode transportiert.

Die Entwicklung des pH-Werts und des Redoxpotentials im Eluat (Abb. 6-31) erfolgte entsprechend der dort ablaufenden Kathodenreaktion. Der pH-Wert ist aufgrund der Elektrolyse des Wassers mit Anfangswerten von 10,45 und Endwerten im Bereich von 12,5 deutlich alkalisch. Das Redoxpotential liegt zu Beginn bei knapp 40 mV und nimmt im Versuchsverlauf Werte um -50 mV an. Demzufolge herrschen im Eluat reduzierende Bedingungen vor. Die Leitfähigkeit des Eluats (Abb. 6-31) zeigt bis zum vierten Tag einen deutlichen Anstieg von 384 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 3420 $\mu\text{S}/\text{cm}$, was durch den Austrag von Kationen sowie die Bildung von OH⁻-Ionen hervorgerufen wird. Im weiteren Verlauf ist der Anstieg schwächer ausgeprägt und ab dem siebten Tag nimmt sie leicht ab. Diese Abnahme erklärt sich durch die Verarmung des Bodens an Ionen. In den geringen Werten der elektrischen Leitfähigkeit zeigt sich ein deutlicher Unterschied zu den Versuchen mit Lößlehm, der durch die mineralogische Zusammensetzung der Böden begründet ist. Im Gegensatz zum Lößlehm, der einen hohen Gehalt an Karbonaten und Tonmineralen aufweist, wird das Talauensediment von Quarz dominiert. Damit war im Talauensediment die initiale Elektrolytkonzentration in der Porenlösung geringer als im Lößlehm. Ferner wurden wegen des geringeren Karbonatgehalts weniger Ionen durch die Hydroniumionen gelöst und in die Porenlösung freigesetzt. Damit standen für den elektromigrativen Ionentransport weniger Ionen zur Verfügung, was letztendlich zu geringeren Konzentrationen im Eluat führte. Darüber hinaus war die Stromstärke in diesem Versuch um den Faktor 3 - 5 geringer als in den Versuchen mit Lößlehm, wodurch gemäß des 1. FARADAY'schen Gesetzes eine um denselben Faktor geringere Produktionsrate an Ionen bei der Elektrolyse entstand.

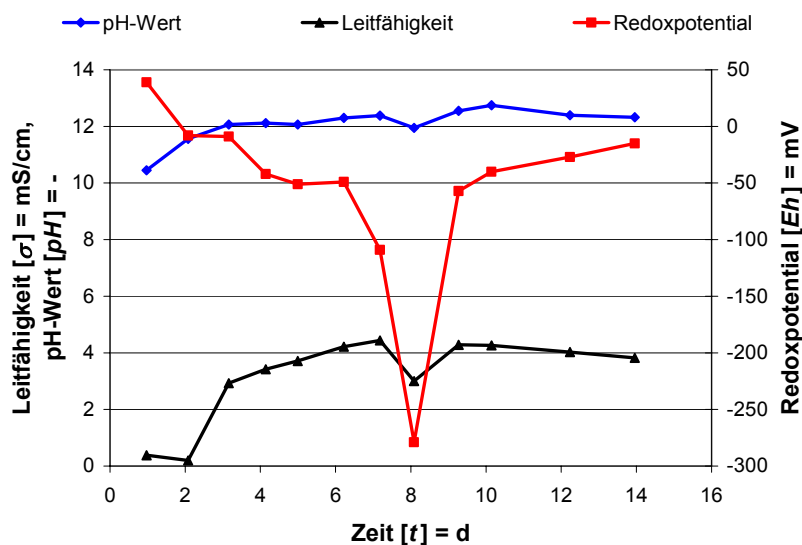


Abb. 6-31: Entwicklung der Leitfähigkeit, des pH-Werts und des Redoxpotentials im Eluat.

Unmittelbar nach Versuchsende wurde die Schadstoffkonzentration im Boden bestimmt. Die Messwerte sind in Abbildung 6-32 dargestellt. Es zeigt sich eine deutliche Reduzierung der PER-Konzentration von einem initialen Ausgangswert von 1057,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockengewicht auf Werte um 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Der vergleichsweise hohe Messwert der Gesteinsscheibe 7 mit 150,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ wurde durch die Porenverteilung eines Buntsandsteinbruchstücks verursacht. Dieses Bruchstück hatte einen Durchmesser von ca. 7 cm und eine Höhe von etwa 2 cm und war senkrecht zur elektroosmotischen Fließ-

richtung orientiert. In diesem Zusammenhang muss zwischen elektroosmotisch und hydraulisch wirksamen Porenöffnungsweiten unterschieden werden. Durch die größeren Porendurchmesser (Abb. 6-2) ist der Sandstein nur untergeordnet elektroosmotisch wirksam. Da unter den gegebenen Versuchsbedingungen kein hydraulischer Gradient anlag, staute sich in diesem Bereich das PER und verursachte dadurch diesen höheren Messwert. Durch den elektroosmotischen Transport erfolgte eine Reduktion des Tetrachlorethens im Boden um 95,95 %.

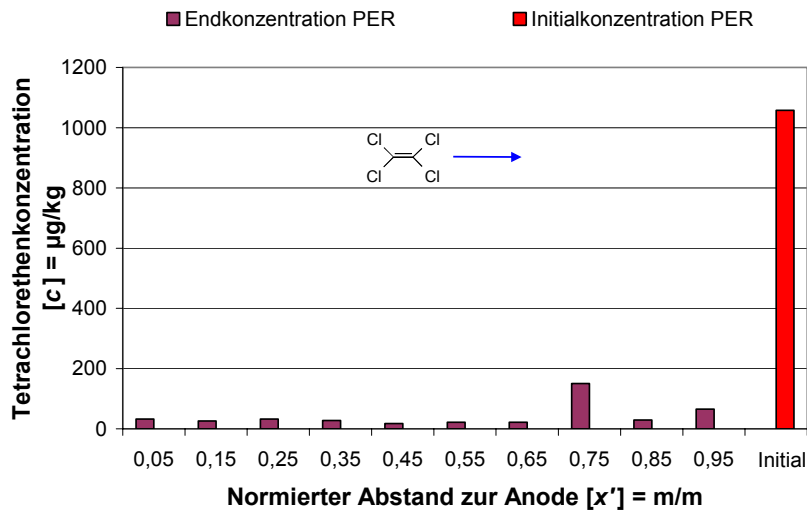


Abb. 6-32: Schadstoffverteilung im Boden nach Versuchsende.

Die Bestimmung der Schadstoffgehalte im Eluat erbrachte einen Austrag von 1.592,516 µg PER. Dies entspricht 80,34 % der ursprünglichen Ausgangsbelastung (Abb. 6-33). In den Gaswaschflaschen und im Anodenvorratsbehälter konnten keine leicht flüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe nachgewiesen werden. Aus dem Austrag und der Restbelastung in den Gesteinsscheiben ergibt sich eine Bilanz von 84,39 %. Die fehlenden 15,61 % können durch eine inhomogene LCKW-Verteilung sowie durch die Flüchtigkeit des Tetrachlorethens erklärt werden. Nach der Durchströmung von 1,5 Porenvolumen war bei gegebener Initialkonzentration eine Reduzierung der Schadstoffbelastung von 70 % festzustellen. Weder im Boden noch im Eluat konnten Anhaltspunkte für einen elektrokinetisch induzierten Abbau des Tetrachlorethens gefunden werden.

Abbildung 6-34 zeigt die Entwicklung des k_e -Werts im Verlauf des Versuchs BL4. Der Graph spiegelt dabei deutlich die Periode der Kühlung wider. Zum Zeitpunkt der Kühlung sinkt der k_e -Wert von anfänglichen $5,274E-10$ m²/Vs auf einen Durchschnittswert von $3,189E-10$ m²/Vs (bei 10 °C) ab. Nach Abstellung der Kühlung steigt der k_e -Wert langsam auf Werte zwischen $5,0E-10$ m²/Vs und $6,0E-10$ m²/Vs (bei 20°C) an. Dieser Effekt wird durch die verringerte Mobilität der Ionen und die höhere Viskosität der Porenflüssigkeit während der Kühlperiode hervorgerufen.

Die k_e -Werte, die mit angestellter Kühlung ermittelt wurden, spiegeln die tatsächlichen In-situ-Werte zu Beginn einer elektrokinetischen Bodensanierung wider, da die Bodentemperatur unter natürlichen Bedingungen in etwa mit der Temperatur im gekühlten Laborversuch vergleichbar ist. Da sich der Boden im Verlauf des Betriebs einer elektrokinetischen Bodensanierung durch die zugeführte elektrische Energie erheblich erwärmt, steigt auch der k_e -Wert an, was sich positiv auf den elektroosmotischen Transport auswirkt.

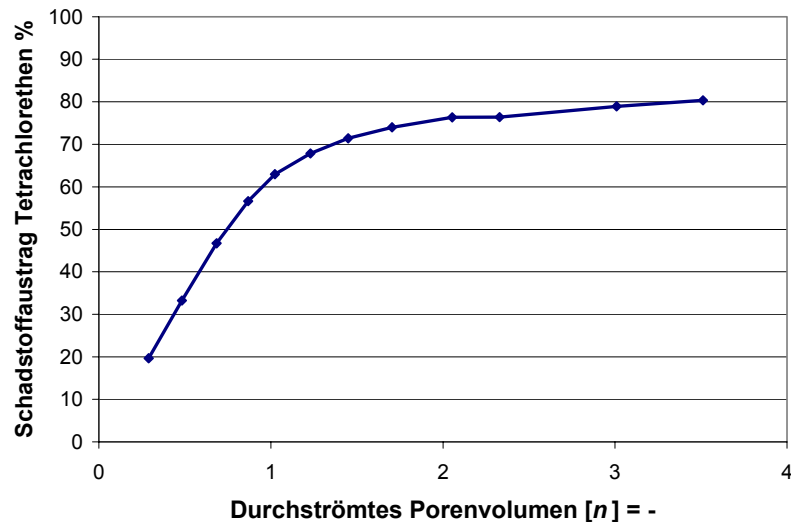


Abb. 6-33: Schadstoffaustrag in Abhängigkeit zu durchströmten Porenvolumen.

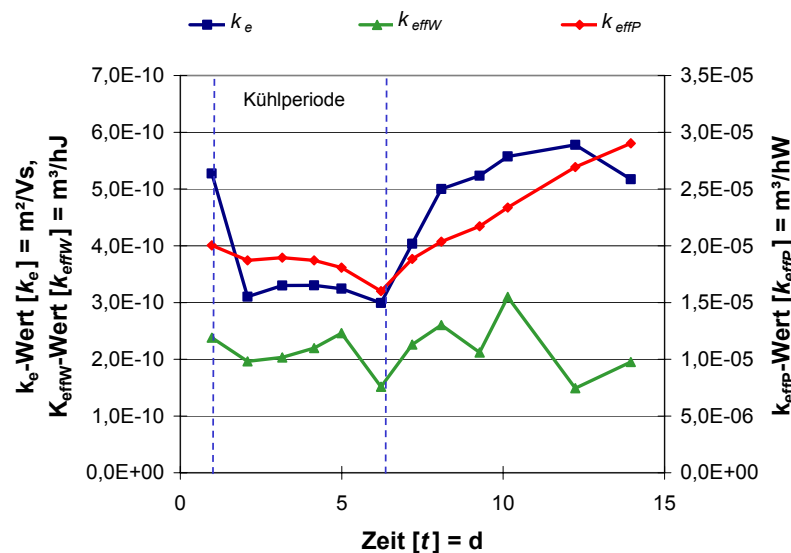


Abb. 6-34: Entwicklung des k_e -, k_{effW} und k_{effP} -Werts im Versuch B14 (10 °C in Kühlperiode, sonst 20 °C).

6.2.3.2 Versuch B26

Der Versuch B26 wurde an einem Bohrkern durchgeführt, der in der Bohrung B26 auf dem Testfeldstandort in Birkenfeld in einer Tiefe von 2,50 m gewonnen wurde. Die Versuchsdauer betrug 20 Tage. Über die gesamte Versuchsdauer war die Kühlung mit 12 °C angeschlossen und eine Spannung von 11 V angelegt, was einer elektrischen Feldstärke von 100 V/m entsprach. Auf der Anodenseite wurde ein pH-Wert von ≥ 7 mittels einer pH-Wert-Steuerung eingestellt, die bei Unterschreitung des Sollwerts eine 0,13 molare Soda-Lösung ins Perkolat dosierte. Aufgrund der hohen initialen Schadstoffbelastung der Bodenprobe wurde auf eine Messung der Hauptkationen im Katholyt und Anolyt verzichtet. Die Versuchsbedingungen sind in Tabelle 6-12 aufgelistet.

Die Entwicklung der elektrischen Parameter (Abb. 6-35) in diesem Experiment wurden entscheidend durch die Pufferung mit 0,13 molarer Soda-Lösung bestimmt. Die Spannungsabfälle in

den Elektrodenreservoirs zeigen zu Beginn den charakteristischen Peak, der mit der Generierung der H^+ - und OH^- -Ionen an der Anode auf einen Wert um 2 V und an der Kathode um 1 V sinkt. Während die Spannung U_{aKpK} an der Kathode über die restliche Versuchsdauer konstant bleibt, steigt U_{aApA} aufgrund der elektrochemischen Umsetzung von Chlorid zu Chlorgas geringfügig an, was im Experiment mit zunehmender Zeit an einem immer stärker werdenden Chlorgeruch wahrzunehmen war. Der Verlauf der Stromstärke wird anfänglich durch den elektromigrativen Austrag von Ionen aus dem Probekörper bestimmt. Mit der Zeit dominiert jedoch die Ionenzufuhr durch die Zugabe der Soda-Lösung an der Anode, wodurch der spezifische Widerstand des Bodens aufgrund des höheren Ionenangebots signifikant verringert wird (Abb. 6-35).

Tab. 6-12: Versuchsbedingungen des Versuchs B26.

Versuchsbedingungen	Einheit	Wert
Versuchsdauer	d	19,85
Pufferung		Soda-Lösung
Kühlung		Ja (12°C)
Stromstärke	A	0,015-0,042
Stromdichte	A/m ²	1,87-5,38
Spannung	V	11
k_c -Wert zu Beginn	m ² /Vs	7,209E-10
Mittlerer k_c -Wert	m ² /Vs	8,952E-10
Mittlere Austragsrate	ml/d	60,40
Mittlere Feldstärke	V/m	100
Schadstoffaustrag	%	15,05
Gaswaschflaschen	%	0,014
Vorratsbehälter	%	0,73
Rest im Boden	%	81,92
Bilanz	%	97,71

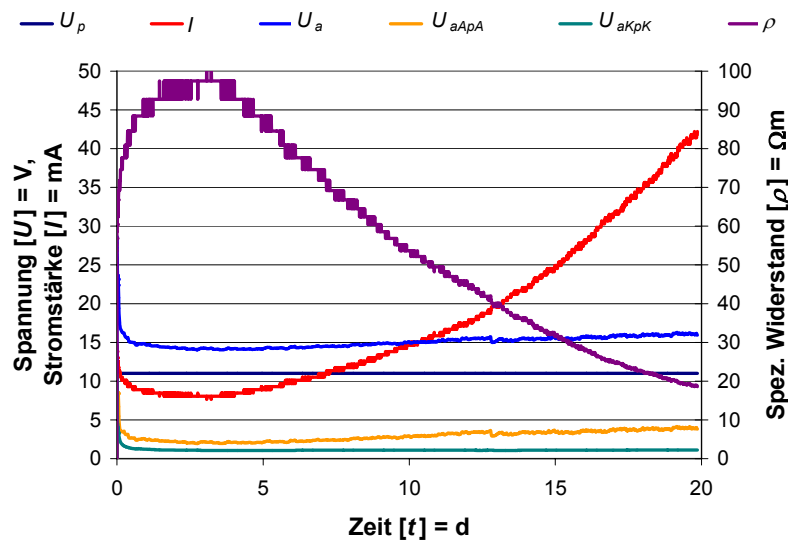


Abb. 6-35: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, der Spannung und der Stromstärke während des Versuchs B26.

Die Abbildung 6-36 zeigt die zeitliche Entwicklung des pH-Werts im Anolyt. Hierbei wurde viertelstündlich eine automatische Messung durchgeführt und entsprechend der Vorgaben bei Unterschreiten eines pH-Werts von 7 Soda-Lösung zugeführt. Da eine exakte pH-Wert-Einstellung

aufgrund der sich ständig ändernden Flüssigkeitsmenge im System, der schwankenden Stromstärke und der nicht vorhersagbaren Elektrodenreaktionen nicht möglich war, konnte nur ein unterer (bzw. oberer) Grenzwert vorgegeben werden. Während des gesamten Versuchs lag der pH-Wert daher ständig über 7 und zu Versuchsbeginn etwa bei 11. Die einzelnen pH-Wert-Messungen in Abbildung 6-37 (links) entsprechen Momentaufnahmen, die jeweils in Abhängigkeit vom Probenahmezeitpunkt zum Zeitpunkt der letzten Soda-Zugabe zu bewerten sind und in etwa einen durchschnittlichen pH-Wert von 8,5 repräsentiert. Die elektrische Leitfähigkeit im Anolyt ist mit Werten zwischen 0,8 und 1,8 mS/cm vergleichsweise gering (Abb. 6-37, links). Der Grund hierfür ist in der Pufferung der Hydroniumionen zu suchen. In den zuvor beschriebenen Versuchen zeigt sich, dass die Leitfähigkeit zum großen Teil durch die Hydroniumionen aufgrund ihrer hohen Mobilität bestimmt wird. Mit der Zugabe der Soda-Lösung werden zwar zusätzliche Ionen ins Anolyt zugeführt, durch die Reaktion zwischen der Soda-Lösung und der Hydroniumionen wird jedoch die Anzahl der Hydroniumionen zu Gunsten von Natriumionen verändert, die eine um etwa den Faktor 10 geringere Mobilität aufweisen und damit gemäß Gleichung 6-1 einen geringeren Beitrag zur elektrischen Leitfähigkeit liefern. Das Redoxpotential zeigt die für die Anode üblichen oxidierenden Bedingungen, wobei die Soda-Zugabe und die daraus resultierenden Elektrodenreaktionen für die etwas höheren Werte um 800 mV verantwortlich waren.

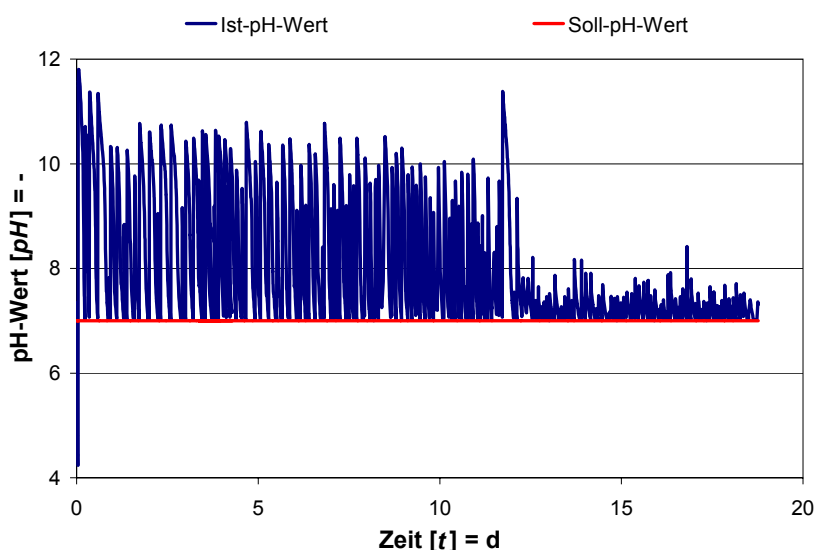


Abb. 6-36: pH-Wert im Anolyt während des Versuchs B26.

Im Eluat (Katholyt) stieg der pH-Wert kontinuierlich von anfänglich 11,2 auf 13,5 an (Abb. 6-37, rechts). Dieser stetige Anstieg wird durch die steigende Stromstärke und die damit zusammenhängende höhere Produktionsrate an OH⁻-Ionen verursacht, die wiederum zu einem signifikanten Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit beiträgt. Die Zunahme der Leitfähigkeit wird jedoch auch durch die an der Anode zugeführten Natriumionen beeinflusst, die zusätzlich zu den natürlich vorhandenen Ionen elektromigrativ zur Kathode transportiert werden und dort zu einer erhöhten Ionenkonzentration beitragen. Das Redoxpotential im Eluat spiegelt ebenfalls die Ionenkonzentration in Abhängigkeit zu den abgelaufenen Elektrodenreaktionen wider und zeigt reduzierende Bedingungen an.

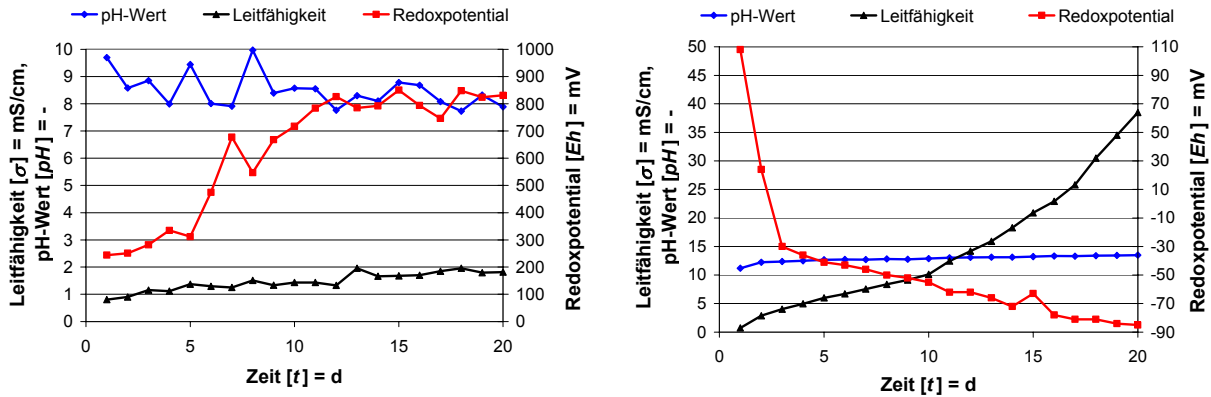


Abb. 6-37: Entwicklung der physikochemischen Parameter im Anolyt (links) und Eluat (rechts) während des Versuchs B26.

Der Wassergehalt bei Versuchsende liegt bei Versuch B26 in der Größenordnung des initialen Werts (Abb. 6-38). Die Schwankungen werden durch Inhomogenitäten in der Bodenprobe verursacht (Kap. 5.11.3, Kap. 6.1.3), die auch der Grund dafür sind, warum in diesem Experiment nicht auf den Karbonatgehalt eingegangen werden kann. Hier liegen z. T. Unterschiede von 30 % vor, die nicht auf elektrokinetische Prozesse zurückzuführen sind. Der pH-Wert des Bodens ist mit 8,7 an der Anode und 9,4 an der Kathode im alkalischen Bereich und um ca. 2 Einheiten höher als der Initialwert, was seine Ursache in der anodischen Pufferung mit der oben erwähnten 0,13 molaren Soda-Lösung hat.

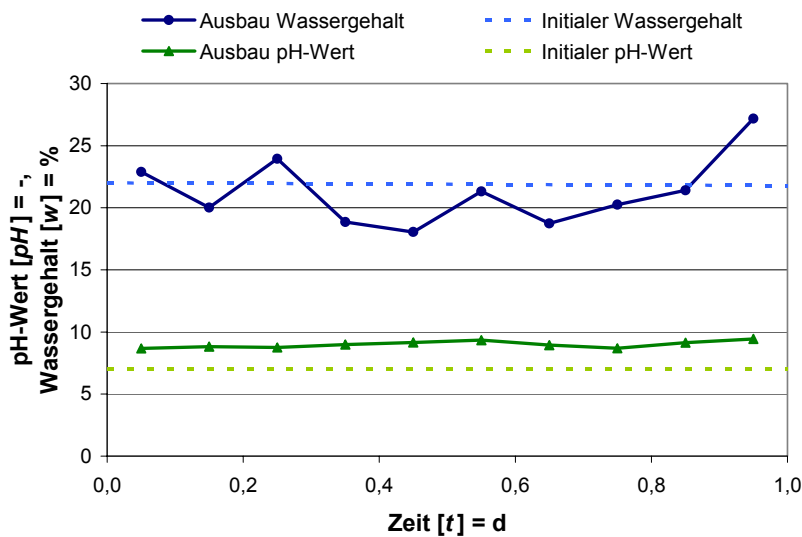


Abb. 6-38: Wassergehalt und pH-Wert des Bodens nach Versuchsende.

In Abbildung 6-39 sind die initiale Tetrachlorethenkonzentration sowie die Schadstoffkonzentration nach Versuchsende dargestellt. Die Initialkonzentration zeigt einen deutlichen Konzentrationsgradienten von der Anode in Richtung Kathode.

Die Schadstoffkonzentration nach Versuchsende zeigt, wie im Versuch B14, eine Abnahme gegenüber der Initialkonzentration, die in diesem Versuch mit 330 mg/kg Trockengewicht ca. das 280-fache der Initialkonzentration aus Versuch B14 betrug. Aufgrund der wesentlich höheren Initialkonzentration wurde daher während dieses Versuchs keine so signifikante Schadstoffreduktion erzielt wie dies im

Versuch B14 der Fall war. Dies hängt mit der Wasserlöslichkeit des Tetrachlorethens zusammen, die mit 120 mg/l (SCHMIDT 1989) relativ gering ist. Die Tetrachlorethenkonzentrationen in den Eluatproben nahmen Werte um 30 - 35 mg/l an. Da die Wasserlöslichkeit des Tetrachlorethens von 120 mg/l unter Laborbedingungen nur mit großem zeitlichem Aufwand zu bewerkstelligen ist, sind die gemessenen Tetrachlorethenkonzentrationen in den Eluatproben durchaus positiv zu bewerten. Bei einer Durchströmung von 4 Porenvolumen (Abb. 6-40) ergab der Schadstoffgehalt im Eluat einen Austrag von 15,05 % der ursprünglichen Ausgangsbelastung. Mit den verbleibenden 81,92 % im Boden, den 0,73 % im Vorratsbehälter und den 0,014 % in den Gaswaschflaschen ergibt sich eine Bilanz von 97,71 %.

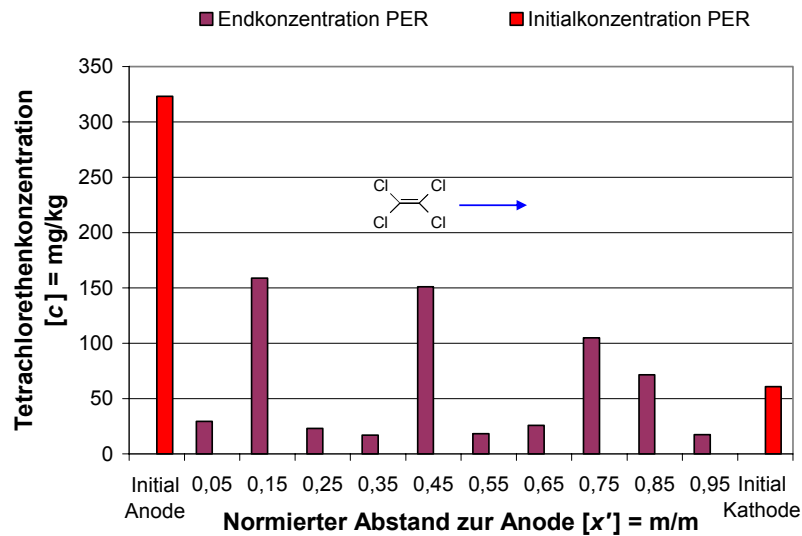


Abb. 6-39: Schadstoffkonzentration im Boden nach Versuchsende (Versuch B26).

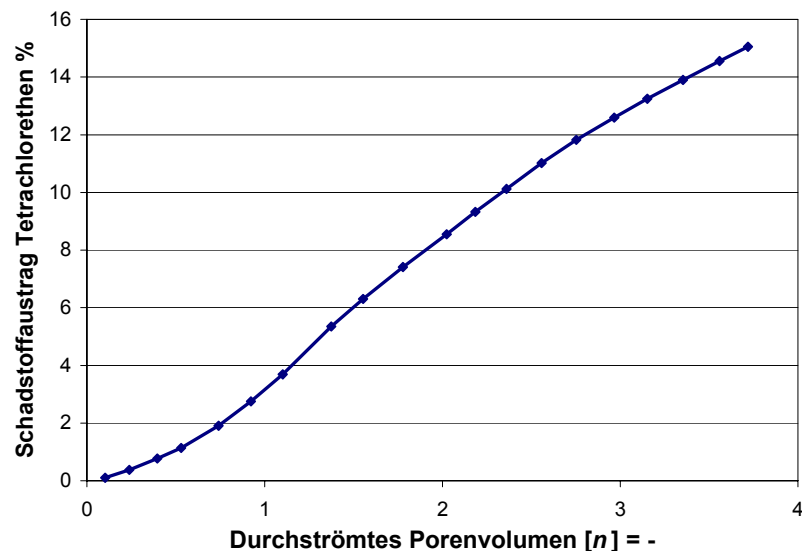


Abb. 6-40: Schadstoffaustrag in Abhängigkeit zum durchströmten Porenvolumen (Versuch B26).

Die Entwicklung des k_e -Werts zeigte zu Beginn des Versuchs geringe Schwankungen. Mit Einstellung eines ausgeglichenen Elektrolythaushalts im weiteren Versuchsverlauf nahm der k_e -Wert annähernd konstante Werte zwischen $8,8E-10 \text{ m}^2/\text{Vs}$ und $1,1E-9 \text{ m}^2/\text{Vs}$ an (Abb. 6-41).

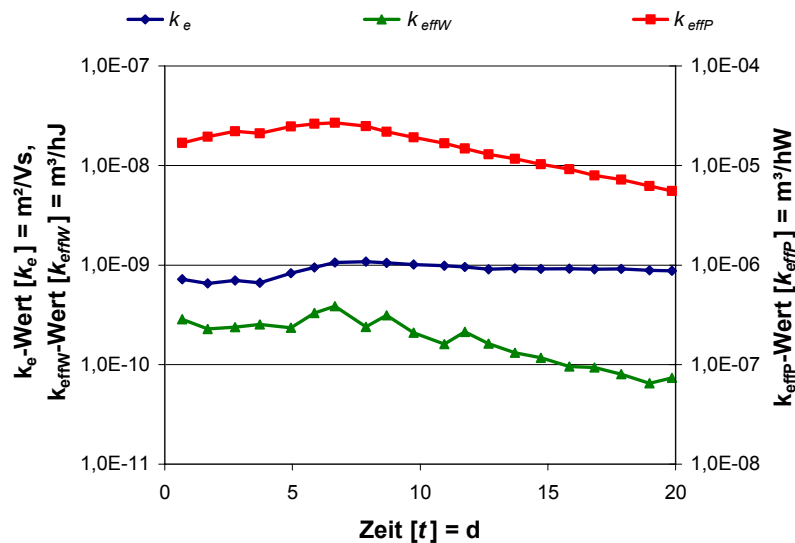


Abb. 6-41: Entwicklung des k_e -, k_{effP} - und k_{effW} -Werts im Versuch B26 bei $12 \text{ }^\circ\text{C}$.

6.3 Ergebnisse der Technikumsversuche

Zur Entwicklung der Horizontalfilterelektroden wurden mehrere Technikumsversuche mit unkontaminiertem Boden (Lößlehm) durchgeführt. Von diesen Versuchen sollen Versuch 1 mit behindertem Zufluss zur Kathode und Versuch 4 mit elektroosmotischem Fluidtransport entgegen der Schwerkraft exemplarisch beschrieben werden. Der Versuchsaufbau beider Experimente ist in Kapitel 5.10 beschrieben.

6.3.1 Technikumsversuch 1 mit behindertem Kathodenzulauf

Versuch 1 wurde mit der Zielsetzung durchgeführt, die elektrokinetischen Transportprozesse und deren Auswirkung auf die bodenmechanischen Parameter im Zuge einer elektrokinetischen Boden-sanierung zu untersuchen. In diesem Zusammenhang wurde der Einfluss des sich ändernden Wassergehalts im Bereich der Kathoden beobachtet, der bedingt durch die Behinderung der Kathodenzuflüsse unverhältnismäßig hohe Werte annahm.

Der Versuch wurde mit einer konstanten Gleichspannung von 28 V betrieben, was einer elektrischen Feldstärke von 100 V/m bei einem Elektrodenabstand von 28 cm entspricht. Da sich während des Versuchsverlaufs die Wassergehalte, die Elektrolytkonzentration im Porenwasser, die Mineralogie (Lösung/Ausfällung), die Porosität usw. ändern, variiert auch der spezifische Widerstand und dementsprechend auch die sich hierzu umgekehrt proportional verhaltende Stromstärke. Die ansteigende Stromstärke in Abbildung 6-42 lässt sich primär durch die Zunahme des Wassergehalts erklären (Abb. 6-43). Der Abfall des Stroms am sechzehnten Versuchstag ist durch die Korrosion am elektrischen Anschluss einer Anode zu erklären. Nachdem der Defekt behoben war, entwickelte sich die Stromstärke entsprechend dem vorherigen Trend.

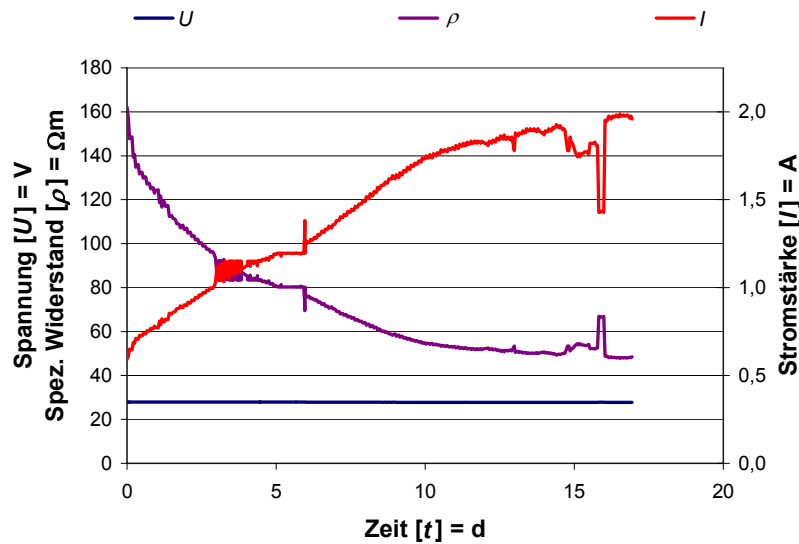


Abb. 6-42: Entwicklung der Stromstärke und des spezifischen Widerstands im Versuch 1 bei einer angelegten Spannung von 28 V.

Die Entwicklung des Wassergehalts zeigt eine deutliche Aufsättigung des Bodenkörpers (Abb. 6-43), die sich ausgehend von den Anoden (Sonde 1) als Wasserfront in Richtung Kathoden bewegt (Sonde 5). Damit war im Versuchsverlauf sowohl eine gute hydraulische Anbindung der Anoden, die eine gute Wasserzufuhr in den Bodenkörper ermöglichte und somit das Austrocknen während der elektrokinetischen Bodensanierung unterband, als auch eine gute elektrische Anbindung beider Elektroden gegeben, da ein elektroosmotisch induzierter Wassertransport stattfand. Durch den behinderten Zufluss der Kathoden stieg im Bereich der Kathoden der Wassergehalt über den Wert der Fließgrenze an, was sich im Falle von bebauten Altlasten negativ auf die Scherfestigkeit des Untergrunds auswirkt, da es damit zum Grundbruch kommen kann. Aus diesem Grund ist eine Überwachung des Wassergehalts während einer elektrokinetischen Bodensanierung unumgänglich.

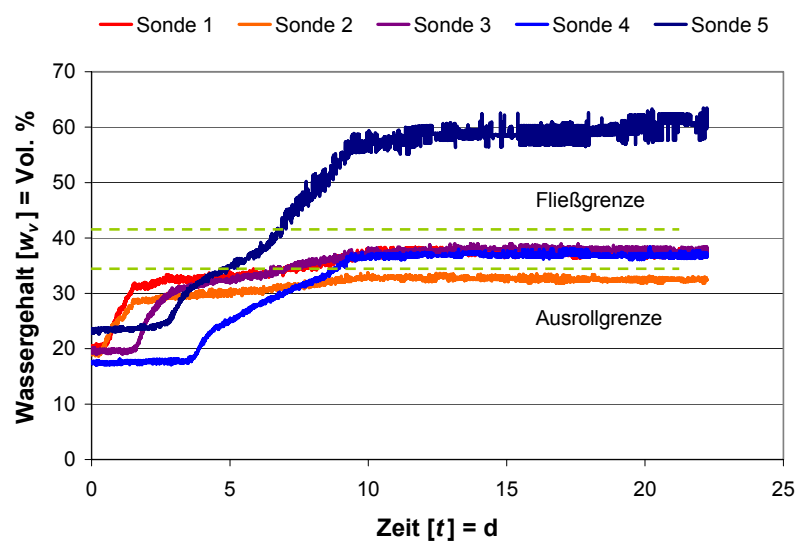


Abb. 6-43: Entwicklung des Wassergehalts während des Technikumversuchs. Die roten Graphen zeigen die Entwicklung an der Anode, die blauen die an der Kathode.

Abbildung 6-44 zeigt die elektrische Anbindung der untersuchten Elektroden. Es wird deutlich, dass der Spannungsgradient im gesamten Bodenkörper einschließlich des unmittelbaren Kontaktbereichs Elektrode/Boden etwa gleich groß ist. Dies ist ein Indiz für einen geringen Übergangswiderstand und eine gute elektrische Anbindung der Elektroden. Ferner zeigt sich eine homogene Feldverteilung zwischen den Elektroden. Nur im unmittelbaren Umfeld der Elektroden verlaufen die Äquipotentiallinien parallel zur Oberfläche der Elektroden. Senkrecht zu den Äquipotentiallinien verlaufen die elektrischen Feldlinien (gelbe Pfeile in Abb. 6-44). Da der elektroosmotische Wassertransport und der elektromigrative Stofftransport parallel zu diesen Feldlinien verlaufen, wird deutlich, dass ein Wasser- und Stofftransport in Richtung Kathode stattfindet. Darüber hinaus zeigt sich, dass sich zwischen den Anoden und zwischen den Kathoden Bereiche ausbilden, in denen sehr geringe Feldstärken auftreten. Dies führte in Abhängigkeit vom Wassergehalt, der Elektrolytkonzentration, der Mineralogie, der ablaufenden chemischen Reaktionen, der Dicke der diffusen Doppelschicht usw. dazu, dass sich Zonen entwickeln, in denen kein elektrisches Feld anliegt, was für einen homogenen Bodenkörper bereits in Kapitel 2.1 diskutiert wurde.

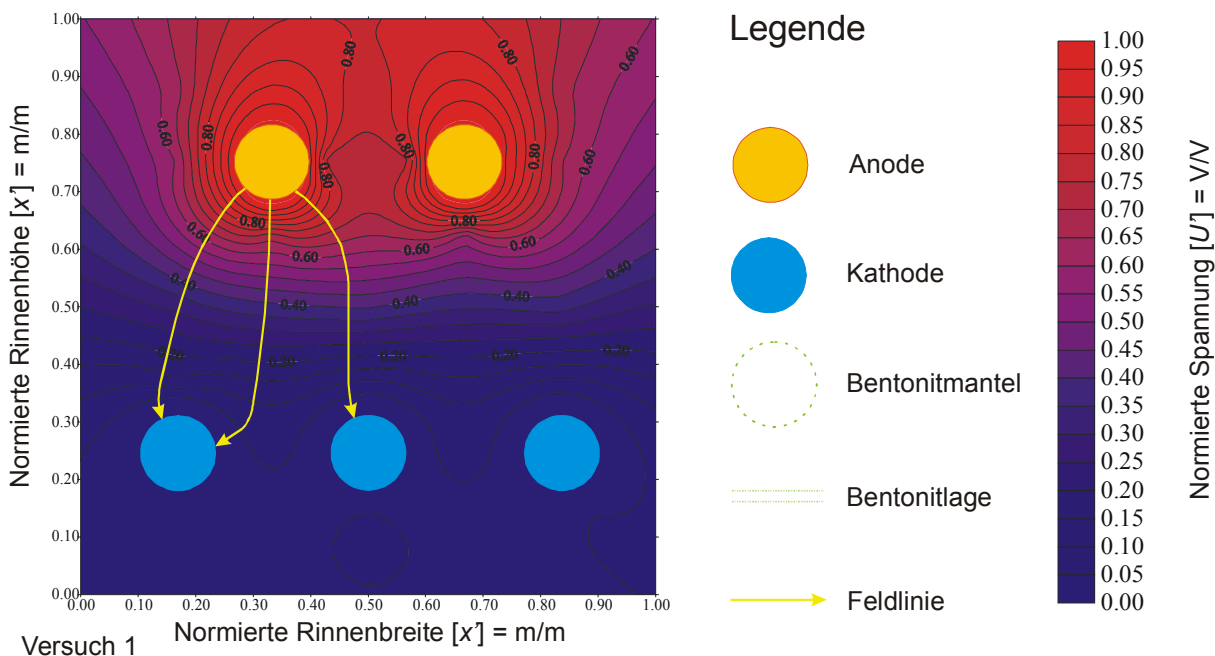


Abb. 6-44: Spannungverteilung im Versuch 1.

Der pH-Wert des Bodens entwickelte sich entsprechend der an den Elektroden ablaufenden Prozesse. Es zeigt sich eine geringe Abnahme an der Anode (Abb. 6-45), die aufgrund des Karbonatgehalts und der dadurch bedingten Pufferkapazität gegenüber den Hydroniumionen nur ca. 0,8 Einheiten beträgt. An der Kathode steigt der pH-Wert um ca. 1,8 Einheiten aufgrund der geringeren Pufferkapazität des Bodens gegenüber den Hydroxidionen. Der Peak am zweiten Tag wird durch eine lokale Abnahme des Wassergehalts an der pH-Wert-Sonde 8700 verursacht. Durch einen gleich bleibenden Transport der Hydroxidionen in Richtung Kathode bei abnehmendem Wassergehalt kommt es zu einer relativen Anreicherung der Hydroxidionen und damit zu diesem höheren pH-Wert.

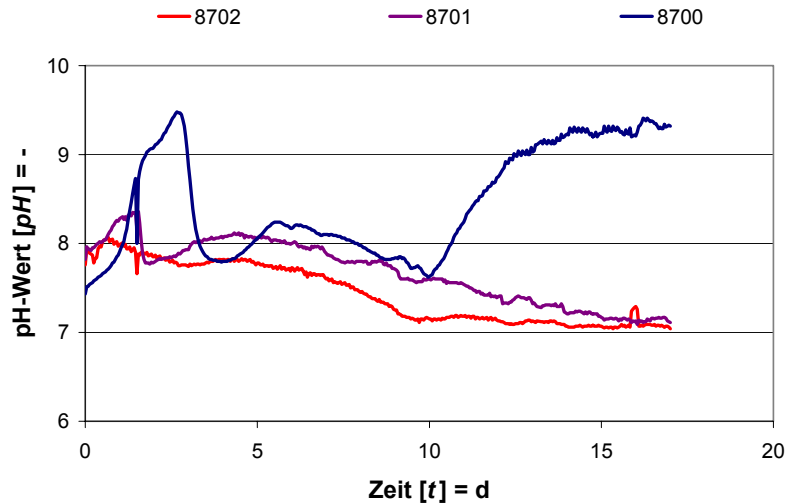


Abb. 6-45: Entwicklung des pH-Werts des Bodens im Technikumversuch 1.

Die Bodentemperatur wurde mit zwei Sonden (3, 8) gemessen und ist in Abbildung 6-46 dargestellt. Im Vergleich zur Außentemperatur kommt es trotz isoliertem Versuchscontainer (Kap. 5.10) durch die zugeführte elektrische Energie im Versuchsverlauf lediglich zu einer Temperaturerhöhung von ca. 4°C gegenüber der Raumtemperatur. Diese geringe Erwärmung hat nur untergeordnet Einfluss auf die elektrokinetischen Transportprozesse.

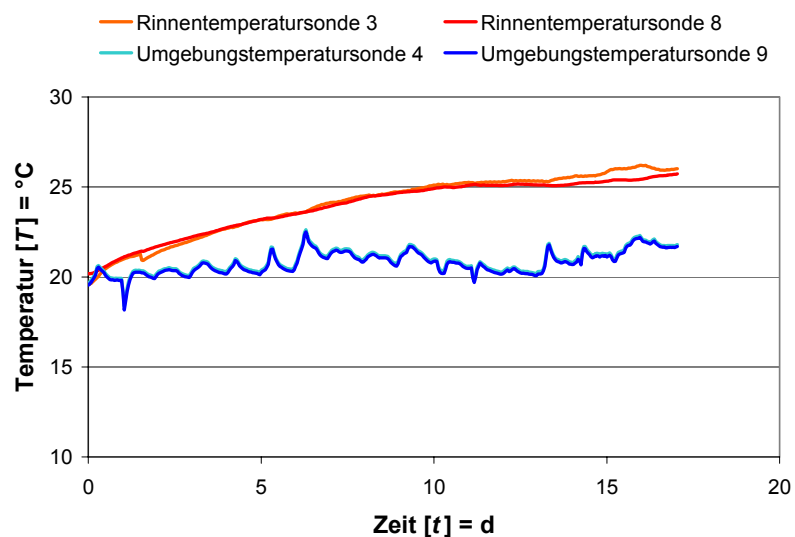


Abb. 6-46: Temperaturentwicklung im Technikumsversuch 1.

Nach Versuchsende wurde die Wasserzufuhr an der Anodenseite eingestellt und die Versuchseinrichtung bei angelegter Spannung sich selbst überlassen. Hierbei nahm der Wassergehalt durch den elektroosmotischen Fluidtransport im Anodenbereich soweit ab, dass sich Schrumpfrisse mit einer Öffnungsweite von bis zu 1 cm entwickelten (Abb. 6-47). Sollte dies im Zuge einer elektrokinetischen Bodensanierung in situ eintreten, wäre zum einen die elektrische und hydraulische Anbindung der Horizontalfilterelektroden in Frage gestellt und zum anderen könnten kontaminierte Wasser über die Schrumpfrisse hydraulisch aus dem Bereich des elektrischen Felds in tiefere, unkontaminierte Bodenbereiche gelangen und somit zu einer weiter reichenden Verunreinigung des

Untergrunds führen. Daher ist bei der elektrokinetischen Bodensanierung eine In-situ-Kontrolle des Wassergehalts unumgänglich, die im Idealfall mit der Steuerung der Prozesswässer gekoppelt ist und somit die Einstellung eines optimalen Wassergehalts ermöglicht. Aus bodenmechanischen Gesichtspunkten sollte dieser Wassergehalt deutlich unterhalb der Fließgrenze liegen, wohingegen vom elektrokinetischen Standpunkt her die Transportprozesse bei höherer Sättigung effizienter ablaufen.



Abb. 6-47: Elektroosmotisch bedingte Schrumpfungsrisse im Technikumsversuch 1.

6.3.2 Technikumsversuch 4 mit Horizontalfilterelektroden

Im Technikumsversuch 4 wurde der elektroosmotische Fluidtransport entgegen der Schwerkraft untersucht. Hierzu wurde eine Gleichspannung von 40 V angelegt, die bei einem Elektrodenabstand von 28 cm zu einer elektrischen Feldstärke von 143 V/m führte. Bedingt durch den von Versuch 1 abweichenden Aufbau des Bodenkörpers (Kap. 5.10) war die Stromstärke in diesem Experiment mit Werten von bis zu 5,7 A (Abb. 6-48) unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Spannung um das 2-fache höher als in Versuch 1. Der Verlauf der Stromstärke bis zum zehnten Versuchstag spiegelt die Veränderung im Wassergehalt wider. Ab dem zehnten Tag war die Aufsättigung des Bodens weitgehend abgeschlossen, so dass sich nun verstärkt die Verarmung an Kationen in der Bodenlösung bemerkbar machte und zu einer Verringerung der Stromstärke führte. Die Peaks am sechsten Tag wurden durch eine Behinderung im Zufluss der Anode verursacht.

Die Aufsättigung des Bodens zeigt sich auch in Abbildung 6-49. In der Momentaufnahme vom ersten Versuchstag lässt sich erkennen, dass die lokalen elektrischen Feldstärken im Lößlehm aufgrund des höheren spezifischen Widerstands höher sind als die am siebten Versuchstag, als durch die Wasserzunahme sich die Leitfähigkeit des Lößlehms erhöhte und damit die lokalen elektrischen Feldstärken abnahmen. In beiden Momentaufnahmen zeigt sich darüber hinaus ein homogenes elektrisches Feld im Bereich zwischen den Anoden und Kathoden, während sich zwischen den Anoden am siebten Versuchstag eine Zone entwickelte, in der kein elektrisches Feld mehr vorhanden war (Kap. 2.1, Abb. 2-1 c). Diese Tatsache muss bei der Planung einer elektrokinetischen Bodensanierung berücksichtigt werden, da in solchen Regionen kein elektrokinetischer Fluid- und Stofftransport erfolgen kann.

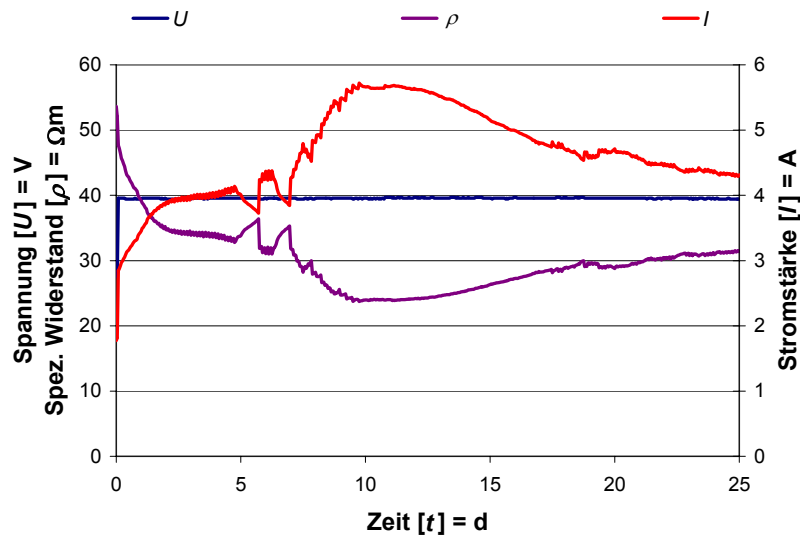


Abb. 6-48: Entwicklung der Stromstärke und des spezifischen Widerstands in Versuch 4 bei einer angelegten Spannung von 40 V.

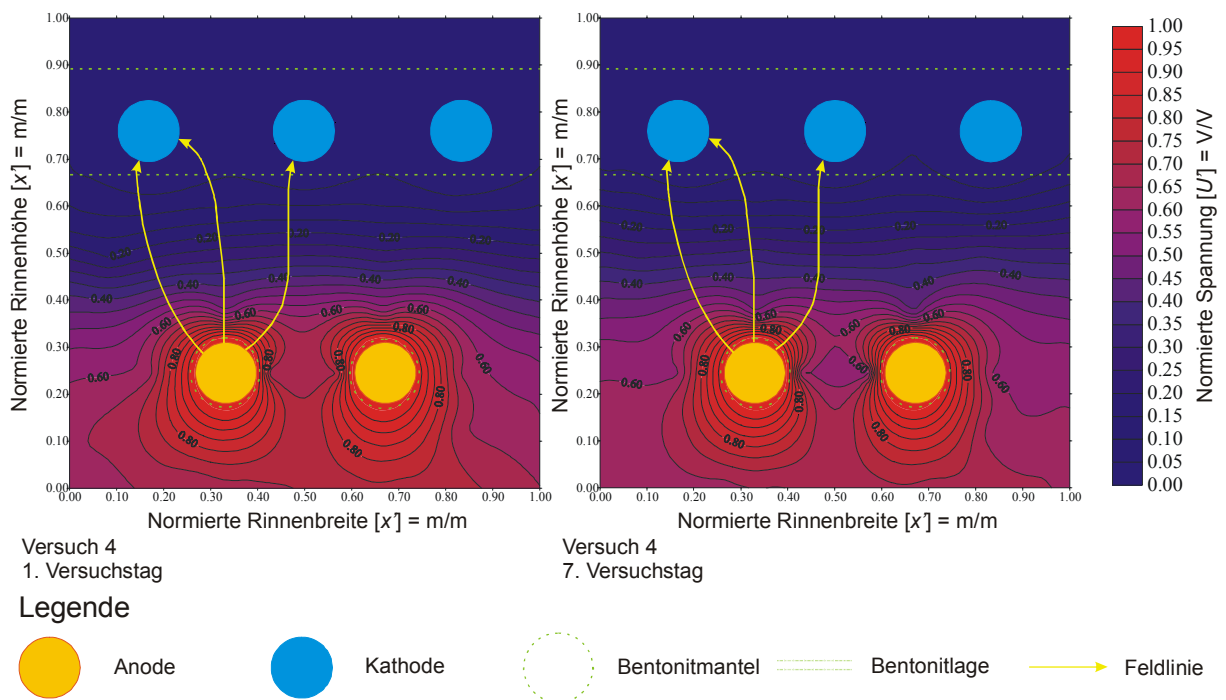


Abb. 6-49: Spannungsverteilung in Versuch 4.

Die Entwicklung des Wassergehalts während des Versuchs 4 (Abb. 6-50) unterschied sich von der des Versuchs 1 lediglich dadurch, dass das elektroosmotisch transportierte Wasser an den Kathoden abgeführt wurde. Demnach stellten sich im Kathodenbereich niedrigere Wassergehalte ein, die unter der Fließgrenze des Bodens lagen. Die Aufsättigung war in diesem Versuch etwa am 9. Tag abgeschlossen.

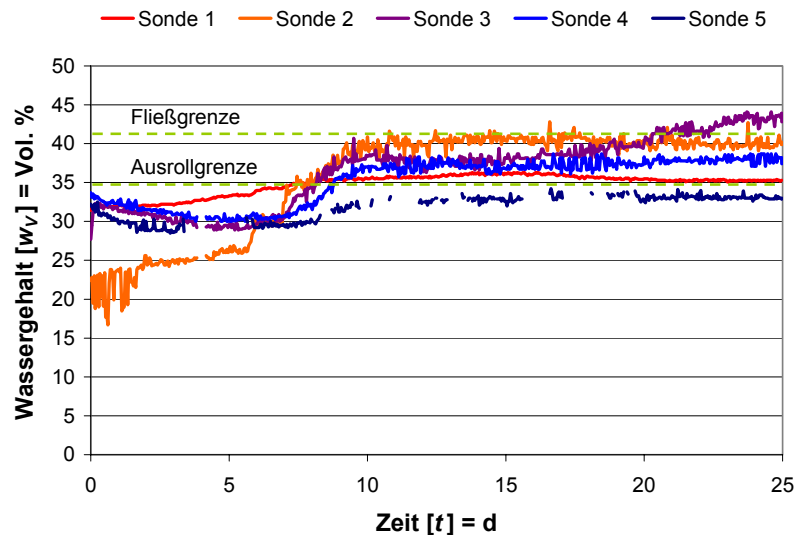


Abb. 6-50: Entwicklung des Wassergehalts während des Technikumversuchs. Die roten Graphen zeigen die Entwicklung an der Anode, die blauen die an der Kathode.

Die pH-Wert-Veränderungen in Versuch 4 waren aufgrund der höheren Stromstärke und der damit verbundenen höheren Produktionsraten an Hydronium- bzw. Hydroxidionen stärker ausgeprägt (Abb. 6-51). Wie in Versuch 1 machte sich hier die Pufferkapazität an der Anode bemerkbar. Da in diesem Versuch die Elektroden von einem Bentonitmantel (Tixoton) umgeben waren, der einen geringeren Karbonatgehalt (7,1 %) als der Lößlehm (ca. 15 %) aufwies, und der Abstand zu den pH-Wert-Sonden in beiden Versuchen gleich groß war, mussten sich zwangsläufig saurere Bedingungen an der Sonde 8700 einstellen. Der starke Anstieg des pH-Werts an Sonde 8702 (in Kathodennähe) am achten Tag ist durch die Entwicklung der Stromstärke erklärbar, die zu diesem Zeitpunkt ebenfalls deutlich anstieg.

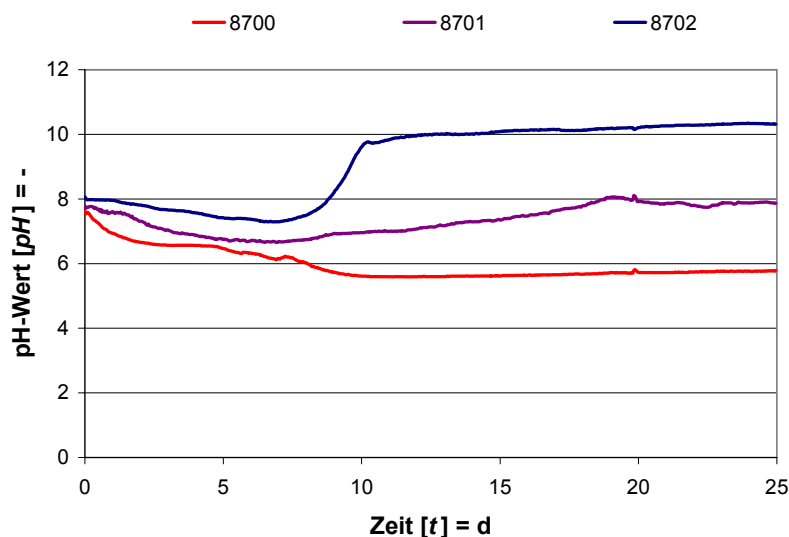


Abb. 6-51: Entwicklung des pH-Werts des Bodens im Technikumversuch 4.

Die Temperaturentwicklung in diesem Versuch war deutlich höher als in allen Technikumversuchen, die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wurden. Gegenüber der Außentemperatur kam es während des Versuchs zu einer Temperaturerhöhung von bis zu 20 K (Abb. 6-52). Die Ursache

hierfür ist die deutlich höhere Stromstärke. So zeigt der Verlauf der Temperatur die gleiche Tendenz wie der der Stromstärke (Abb. 6-48). Nach Abschalten der Spannungsversorgung nimmt die Temperatur exponentiell ab, bis sie nach ca. acht Tagen den Wert der Außentemperatur erreicht. Eine Temperaturerhöhung in dieser Größenordnung wirkt sich positiv auf die elektrokinetischen Transportprozesse aus und begünstigt darüber hinaus diffusive Prozesse besonders im Hinblick auf leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe.

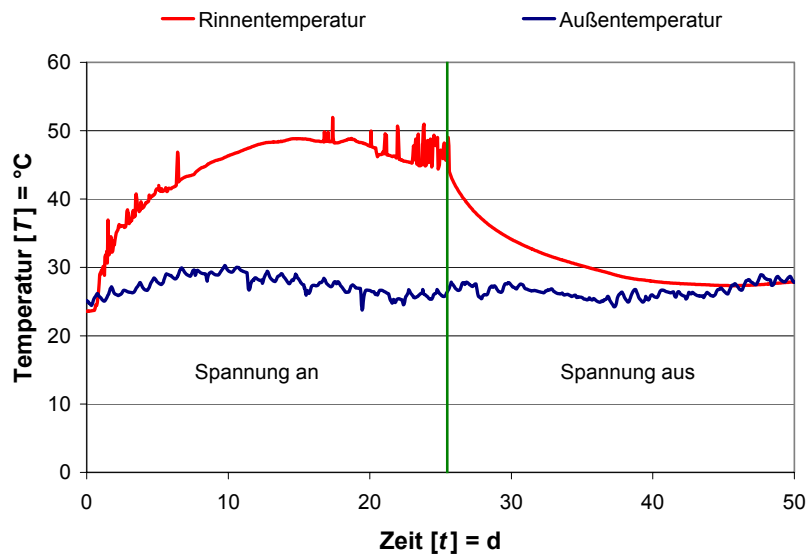


Abb. 6-52: Temperaturentwicklung im Technikumversuch 4.

Die in Versuch 4 ermittelten elektroosmotischen Durchlässigkeitsbeiwerte (Abb. 6-53) bewegen sich mit ca. $5E-10$ m^2/Vs in der gleichen Größenordnung wie die, die im Laborversuch mit demselben Boden ermittelten wurden. Hierdurch lässt sich die weitgehende Unabhängigkeit der elektroosmotischen Fließrichtung bezüglich des hydraulischen Gradienten in hydraulisch gering durchlässigen Böden erkennen. Bei hinreichender elektroosmotischer Wirksamkeit dieser Böden kann ein elektrisches Feld so angelegt werden, dass ein Fluidtransport entgegen der Schwerkraft erfolgt und damit eine Verschleppung von Schadstoffen in tiefere Bodenhorizonte ausgeschlossen werden kann.

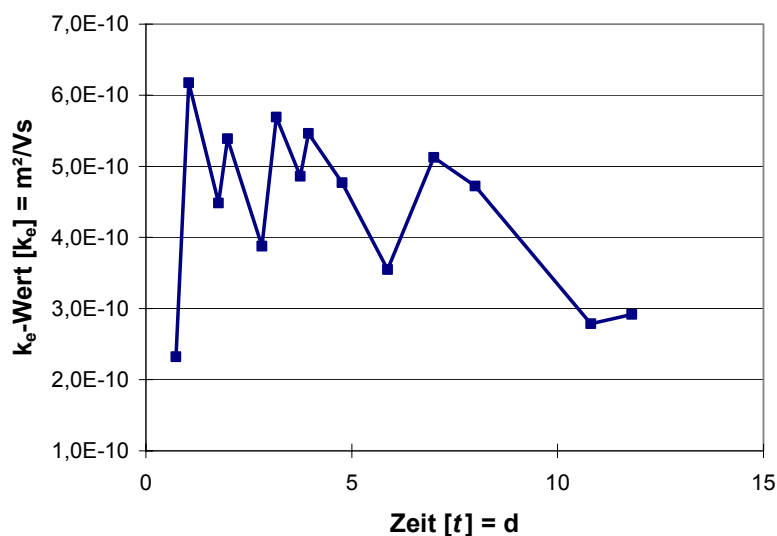


Abb. 6-53: Entwicklung des elektroosmotischen Durchlässigkeitsbeiwerts im Technikumversuch 4.

In Abbildung 6-54 ist die Konzentrationsentwicklung der Hauptkationen Na^+ , K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} dargestellt. Es zeigt sich, dass nur Natrium in hohen Konzentrationen (bis 5.156 mg/l) auftritt, während die anderen Hauptkationen um mehr als eine Zehnerpotenz geringere Konzentrationen aufweisen (K^+ bis 60 mg/l, $\text{Ca}^{2+} < 5 \text{ mg/l}$ und $\text{Mg}^{2+} \sim 0 \text{ mg/l}$). Diese hohe Natriumkonzentration erklärt sich durch die Verwendung von Tixoton, einem Na-aktivierten Calciumbentonit, als Bentonitmantel um die Anode (Kap. 5.10; Abb. 7-7, rechts). Während des Versuchs werden die Natriumionen durch Elektromigration aus dem Bentonit gelöst und zu den Kathoden transportiert. Die etwas niedrigere Konzentration an Kathode 1 wird durch den Aufbau dieser Elektrode bedingt, der sich in der Verwendung eines nur halbseitig geschlitzten Filterrohrs zeigte. Bei den beiden anderen Kathoden kamen komplett geschlitzte Filterrohre zum Einsatz, die damit eine größere Eintrittsfläche aufwiesen. Der Rückgang der Calciumkonzentration von initial 120 mg/l auf Werte um 5 mg/l lässt sich durch das Ausfallen von Calciumhydroxid im Bereich der Elektroden sowie durch den Kationenaustausch im Tixoton erklären. Das Kalium zeigt vom Konzentrationsverlauf die gleiche Tendenz wie das Natrium, lediglich die Konzentrationen sind mit max. 60 mg/l deutlich geringer.

Der Peak an der Anode (Abb. 6-54, links oben) ab dem siebzehnten Versuchstag wird durch die Zugabe von Soda im Perkolat verursacht, die einer weitere Verarmung des Bodens an Kationen entgegenwirken sollte. Hierdurch erhöhte sich auch der pH-Wert im Anolyt. Dies führte bei Anwesenheit von Karbonatanionen zum Überschreiten des Löslichkeitsprodukts von Calciumkarbonat und damit zu einer Abnahme der Calciumkonzentration im Anolyt.

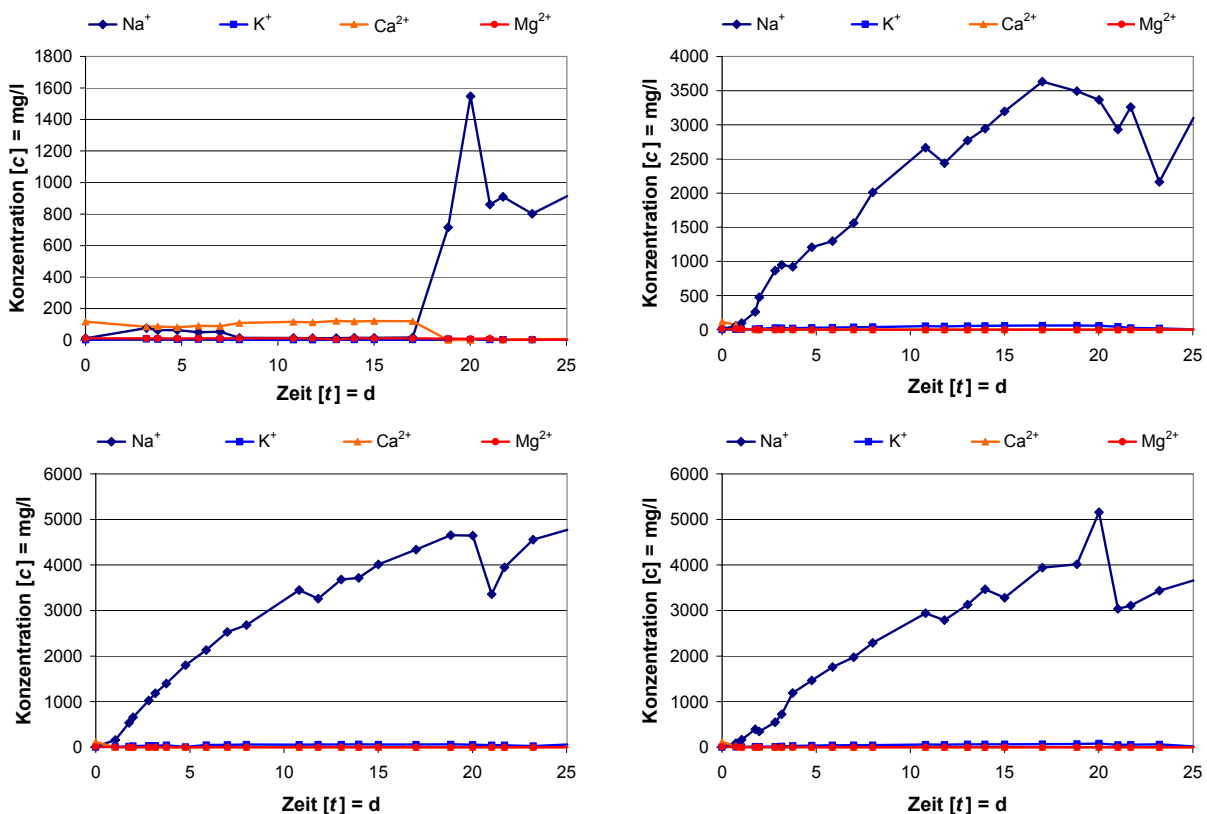


Abb. 6-54: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration an den Elektroden (Anode oben links, Kathode 1 oben rechts, Kathode 2 unten links und Kathode 3 unten rechts).

Das Redoxpotential im Anolyt zeigt deutlich oxidierende Bedingungen, die den dort ablaufenden Elektrodenprozessen entsprechen (Abb. 6-55, links oben). Da im Technikumsversuch Elektroden mit

außenliegendem Elektrodennetz zum Einsatz kamen und die am Netz produzierten Hydroniumionen entsprechend ihrer positiven Ladung zur Kathode migrierten, waren keine Auswirkungen auf den pH-Wert im Anolyt zu beobachten. Dies ist im Hinblick auf einen Einsatz der Horizontalfilterelektroden unter Bedingungen, bei denen der pH-Wert kontrolliert werden muss, von entscheidender Wichtigkeit und muss bei der Wahl des entsprechenden Elektrodenkonzepts berücksichtigt werden. Die Erhöhung des pH-Werts auf 10,6 am zwanzigsten Versuchstag wird durch die Zugabe der Soda-Lösung verursacht. Die Leitfähigkeit im Perkolat spiegelte die Kationenkonzentration wider und war bis zu 1/50 geringer als an den Kathoden. Dies ist mit der Kationen/Anionenverteilung in der diffusen Doppelschicht begründbar.

Die Redoxpotentiale an den Kathoden (Abb. 6-55) zeigen deutlich reduzierende Bedingungen. Nachdem die Werte anfänglich bei -200 mV lagen, stabilisierten sie sich im weiteren Versuchsverlauf auf Werte um -100 mV. Ab diesem Zeitpunkt macht sich bemerkbar, dass sauerstoffreiches, elektroosmotisch transportiertes Wasser bis zu Kathode gelangte und somit die reduzierenden Bedingungen an der Kathode etwas abgeschwächt wurden. Durch die Elektrolyse von Wasser an der Anode (Gleichung 2-28) wird Sauerstoff produziert. Dieser Sauerstoff geht teilweise in Lösung, so dass das elektroosmotisch transportierte Wasser primär oxidierende Bedingungen verursacht.

Die Leitfähigkeiten der einzelnen Kathoden spiegeln den Konzentrationsverlauf der Hauptkationen wider. Der pH-Wert zeigt während der gesamten Versuchszeit mit ca. 13,5 alkalische Bedingungen an, die durch die an den Kathoden entstehenden Hydroxidionen verursacht werden.

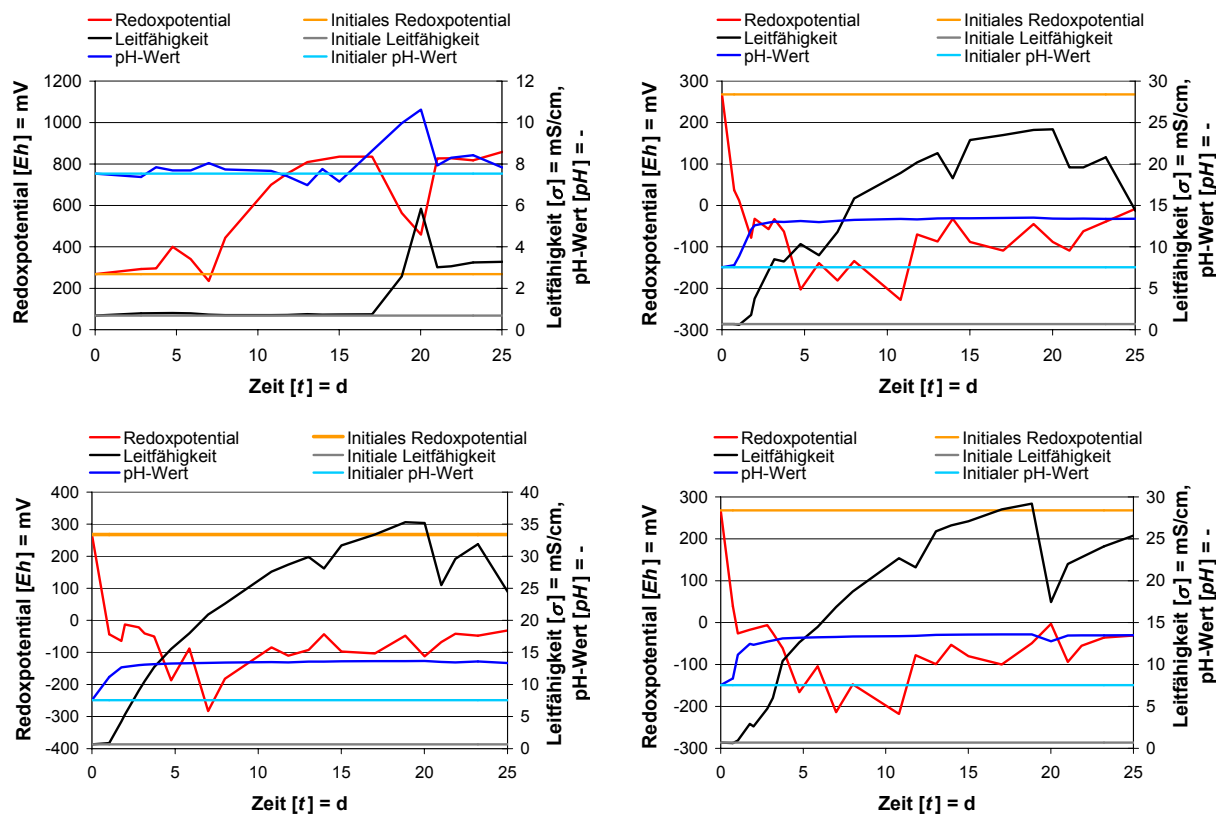


Abb. 6-55: Entwicklung des Redoxpotentials, der Leitfähigkeit und des pH-Werts im Perkolat und Eluat (Anode oben links, Kathode 1 oben rechts, Kathode 2 unten links und Kathode 3 unten rechts).

6.4 Ergebnisse des Feldversuchs

6.4.1 Entwicklung der elektrischen Parameter im Testfeldbetrieb

Aufgrund der Leistungsdaten des Netzgeräts wurde im Feldversuch anfangs eine Gleichspannung von 103 V angelegt, die ab dem 16. Versuchstag auf 112 V erhöht wurde (Abb. 6-56), um eine elektrische Feldstärke von 100 V/m zu erreichen. Ab dem 146. Versuchstag wurde bis zum Versuchsende eine Spannung von 136 V angelegt, um eine Beschleunigung der elektrokinetischen Prozesse zu erreichen und den Einfluss höherer Spannungen auf den Verlauf des Verfahrens zu untersuchen. Das kurzzeitige Abfallen der Spannung und der Stromstärke auf Null wurde durch das Öffnen des Elektrodenkontrollschachts zur wöchentlichen Kontrollmessung verursacht. Darüber hinaus sind in Abbildung 6-56 zwei Phasen (38. und 103. Versuchstag) zu erkennen, an denen keine Spannung anlag, da zu diesen Zeiten der Steuerungscomputer aufgrund heftiger Gewitter ausfiel. Zwischen dem 11. und 16. Versuchstag ist eine kontinuierliche Abnahme der Spannung bei konstanter Stromstärke zu erkennen. Der Grund hierfür liegt an der Leistungsgrenze des Netzgeräts (200 V/100 A), das nach Erreichen des Maximalstroms vom konstanten Spannungsmodus in den konstanten Strommodus schaltete. Da für die elektrokinetischen Transportprozesse die Höhe des elektrischen Felds maßgebend ist, wurden die zwei rechten Kathoden und die jeweilig darüber bzw. darunter liegende Anode abgeklemmt. Der Verlauf der Stromstärke zeigt zum Beginn des Versuchs einen Anstieg, der durch die Zunahme des Wassergehalts im Boden sowie durch die Abnahme des temperaturabhängigen spezifischen Widerstands zu erklären ist. Nachdem sich ein Gleichgewicht zwischen Wassergehalt, Temperaturerhöhung und gleichzeitiger Verarmung des Porenwassers an Ionen eingestellt hat, macht sich letztgenannter Prozess verstärkt bemerkbar und führt zur Abnahme der Stromstärke im weiteren Versuchsverlauf. Aufgrund der geringeren Stromstärke konnten ab dem 63. Versuchstag wieder alle Elektroden angeschlossen werden. Auffällig ist die stärkere Abnahme der Stromstärke ab dem 26. und 42. Versuchstag. Hierfür sind zwei Gründe maßgeblich. Aufgrund einer Kälteperiode mit Nachttemperaturen unter -15 °C wurde ab dem 26. Versuchstag die Perkolation der Anoden behindert und somit die Wasserzufuhr in den Untergrund beeinträchtigt. Dies führt zu einer Erhöhung des spezifischen Widerstands und damit zu einer verstärkten Abnahme der Stromstärke. Demgegenüber wurden ab dem 42. Versuchstag die Perkolation und Spannungszufuhr der unteren Anodenreihe schrittweise heruntergefahren, um die Funktionsfähigkeit der Kathoden bei unterschiedlichen Bedingungen des elektrischen Felds zu überprüfen. In diesem Zusammenhang wurde neben einer starken Abnahme der Stromstärke die Funktionsfähigkeit der Elektrodenanordnung besonders im Hinblick auf die heterogenen Untergrundbedingungen beobachtet. Hierbei muss allerdings erwähnt werden, dass im Testfeldbetrieb nicht alle Elektroden entsprechend der positiven Ergebnisse im Technikum ihre volle Funktionsfähigkeit bezüglich des elektroosmotischen Wasserzutritts zeigten. Durch die komplexen, geologischen Rahmenbedingungen sowie durch Schwierigkeiten beim Verpressen der Betonitsuspension bei der Installation der Elektroden und aufgrund des horizontalen Verlaufs der Bohrlöcher gegenüber dem sonst üblichen Verlauf der Trasse von der Geländeoberkante, traten unvorhergesehene Schwachstellen auf.

Neben der angelegten Spannung wurden zwei Messprofile (Kap. 5.11.5, Abb. 5-17) mit passiven Spannungssonden zur Überwachung des elektrischen Felds eingerichtet und wöchentlich gemessen. Aus diesen Daten können Aussagen über die zeitliche Varianz der elektrischen Anbindung der Elektroden gemacht werden, besonders im Hinblick auf die Beurteilung der unterschiedlichen Kathodenvarianten.

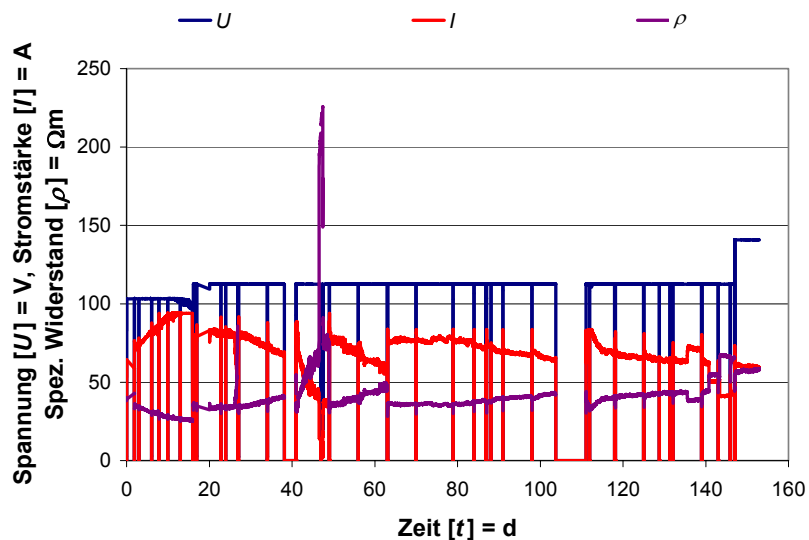


Abb. 6-56: Entwicklung des spezifischen Widerstands des Bodens, der Stromstärke und des Spannungsverlaufs während des Testfeldbetriebs.

In Abbildung 6-57 sind die normierten Potentialverläufe der zwei Messprofile dargestellt. Bei beiden Messprofilen ist der geringe Spannungsgradient im Rötmergel auffallend. Der Grund hierfür ist z. T. in der Messanordnung zu suchen. Aufgrund der Entfernung von mindestens 2 m zwischen Messpunkt und Elektrodenkontrollschacht war es technisch schwierig, die sehr dünnen Spannungssonden (\varnothing 10 mm) an der vorgesehenen Stelle zu platzieren. Darüber hinaus konnte die exakte Lage des Elektrodennetzes bei der Elektrodeninstallation nicht bis auf den Zentimeter genau bestimmt werden. Bereits eine geringe Abweichung der Sondenlage im Randbereich des elektrischen Felds (Kap. 2.1) von nur wenigen Zentimetern in Richtung zum Elektrodenkontrollschacht bzw. in vertikaler oder horizontaler Richtung bezüglich der Lage der Elektroden hat bereits ein erhebliches Ausmaß auf die Messwerte. Zudem wirken sich lokale Schwankungen im Wassergehalt und auftretende Gesteinsbruchstücke (Dolomit, Tonsteine) auf die lokale Feldverteilung aus. Wenn die Sonde bei der Installation auf einen Stein stößt und diesen vor sich herschiebt, entsteht ein Hohlraum und sorgt für einen höheren Übergangswiderstand. Dieser Effekt zeigt sich besonders an den Messsonden SA 5, SA 6 und SB 2, da hier negative Gradienten gemessen wurden, die wahrscheinlich durch derartige Gesteinsbruchstücke und zum Teil durch die Abweichung der Sondenlage von ihrer vorgesehenen Position verursacht wurden. Die Werte sind daher nicht als Absolutwerte zu sehen, sondern dienen als Relativwerte zur Beurteilung von Veränderungen im Zuge des Testfeldbetriebs.

Aus Abbildung 6-57 (links) zeigt sich ein höherer Übergangswiderstand der Kathodenvariante 1 (innenliegendes Elektrodenetz) in Form eines höheren elektrischen Gradienten. Da die passive Sonde SA 3 und SA 4 im Rötmergel in unmittelbarer Nähe der Kathoden installiert wurden, setzt sich der gemessene Spannungsabfall aus mehreren Teilspannungen zusammen:

- Spannungsabfall zwischen Elektrodenetz und Eluat
- Spannungsabfall im Eluat in der Elektrode
- Spannungsabfall PVC-Filterrohr und Suffusionsschutz
- Spannungsabfall im Bentonitmantel
- Spannungsabfall im Rötmergel
- Spannungsabfall Grenze Rötmergel/Spannungssonde (Übergangswiderstand)

Aus messtechnischen Gründen ist eine genaue Beurteilung der einzelnen Teilspannungen nicht möglich, so dass die Messwerte einem Gesamtsystem, bestehend aus den einzelnen Teilbereichen Elektrodenetz, Eluat, Filterrohr, Suffusionsschutz, Bentonitmantel, Rötmergel und Übergangswiderstand, zuzuordnen sind. Prinzipiell lässt sich jedoch aus dem Vergleich der beiden Messprofile ableiten, dass im Bereich des Filterrohrs bei Kathodenvariante 1 der Hauptspannungsabfall vorliegt. Aus diesem Grund ist der Wirkungsgrad der Kathodenvariante 2 (Abb. 6-57, rechts) höher und deshalb sollte bei Schadensfällen, bei denen keine Steuerung der pH-Wert-Bedingungen bzw. keine Opferelektroden erforderlich sind, außenliegenden Elektroden der Vorzug gegeben werden.

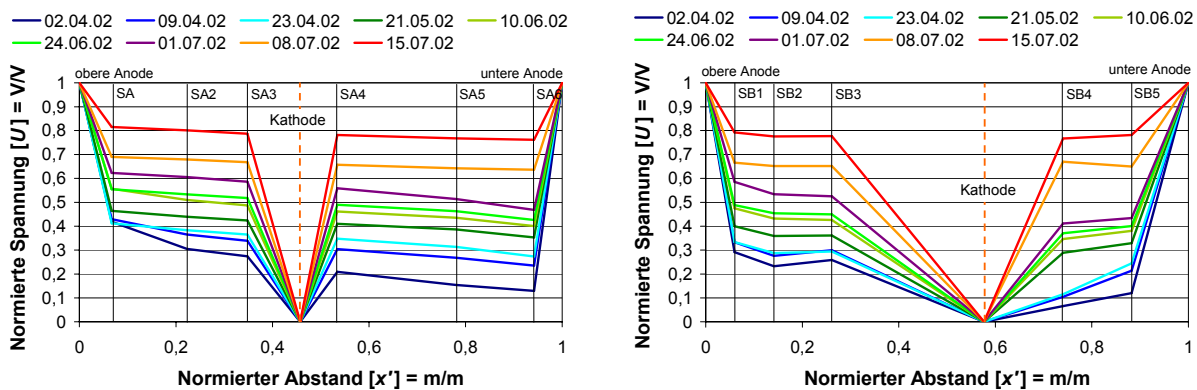


Abb. 6-57: Normierter passiver Spannungsverlauf des Messprofiles SA 1-6 der Kathodenvariante 1 (links) und des Messprofiles SB 1-5 der Kathodenvariante 2 (rechts).

Die Varianz im zeitlichen Verlauf beider Messprofile zeigt im Kathodenbereich einen Anstieg des Spannungsgradienten, während an der Anode eine Abnahme zu verzeichnen ist (Abb. 6-57). Da sich die Spannungsverteilung zwischen den Elektroden bei einer konstanten angelegten äußeren Spannung entsprechend der sich im elektrokinetischen System räumlich und zeitlich variablen elektrischen Leitfähigkeiten verteilt und sich damit die spezifischen Widerstände der einzelnen Teilabschnitte entsprechend einer Reihenschaltung verhalten, sind konkrete Aussagen der Ursachen nur bedingt möglich.

Die Tendenz an der Anode kann durch zwei Prozesse erklärt werden. Zum einen steigt der Wassergehalt im Bereich der Anode durch die ständige Frischwasserzufuhr an. Damit ist ein Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit begründet, die einen geringeren Spannungsabfall zur Folge hat. Der zweite Grund ist in der Lösung und Zerstörung von Mineralen (z. B. Calcit, Tonmineralen) durch die sich ändernden Eh/pH-Bedingungen zu suchen. Hierdurch nimmt die Mineralisation der Porenlösung zu und darüber hinaus steigt der zur Verfügung stehende Porenraum.

Die Alteration des Bentonits an der Kathode führt zu einer Zunahme des Spannungsabfalls. Diese Alteration wird zum einen durch den elektromigrativen Austrag von Kationen verursacht. Zum anderen wirkt sich die Temperaturerhöhung an den Elektroden im Bereich der Kathode aufgrund der fehlenden Perkolations mit Frischwasser negativ auf die Wassergehalte in der Kathodenregion aus. Hinzu kommen Strukturveränderungen in Form von Ausfällungen ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ und $\text{Mg}(\text{OH})_2$) bei den im Bentonit herrschenden Bedingungen, die durch die Elektrodenreaktionen beeinflusst werden. Im Testfeld zeigte sich diese Zustandsveränderung des Bentonits bei der Abschlusssondierung in Form eines halbfesten Bentonits mit zahlreichen Rissen.

In Abbildung 6-58 ist eine Modellierung der normierten Potentialverteilung zu unterschiedlichen Zeitpunkten dargestellt, die auf der Grundlage aller im Testfeld ermittelten Daten basiert (passive

Spannungssonden, angelegte Spannung). Die roten Bereiche deuten hohe und die blauen Bereiche niedrige Spannungen an. In dieser Modellierung zeigt sich eine deutliche Zunahme (kleiner werdender Abstand der Äquipotentiallinien) des Potentialgradienten an der Kathode bei gleichzeitiger Abnahme (größer werdender Abstand der Äquipotentiallinien) an der Anode. Dies entspricht den vorher getroffenen Aussagen über die Entwicklung der passiven Spannungssonden. Darüber hinaus wird aus der Modellierung ersichtlich, dass zwischen den Kathoden Bereiche zu erkennen sind, in denen kein elektrisches Feld anlag und damit dort keine elektrokinetischen Transportprozesse auftraten.

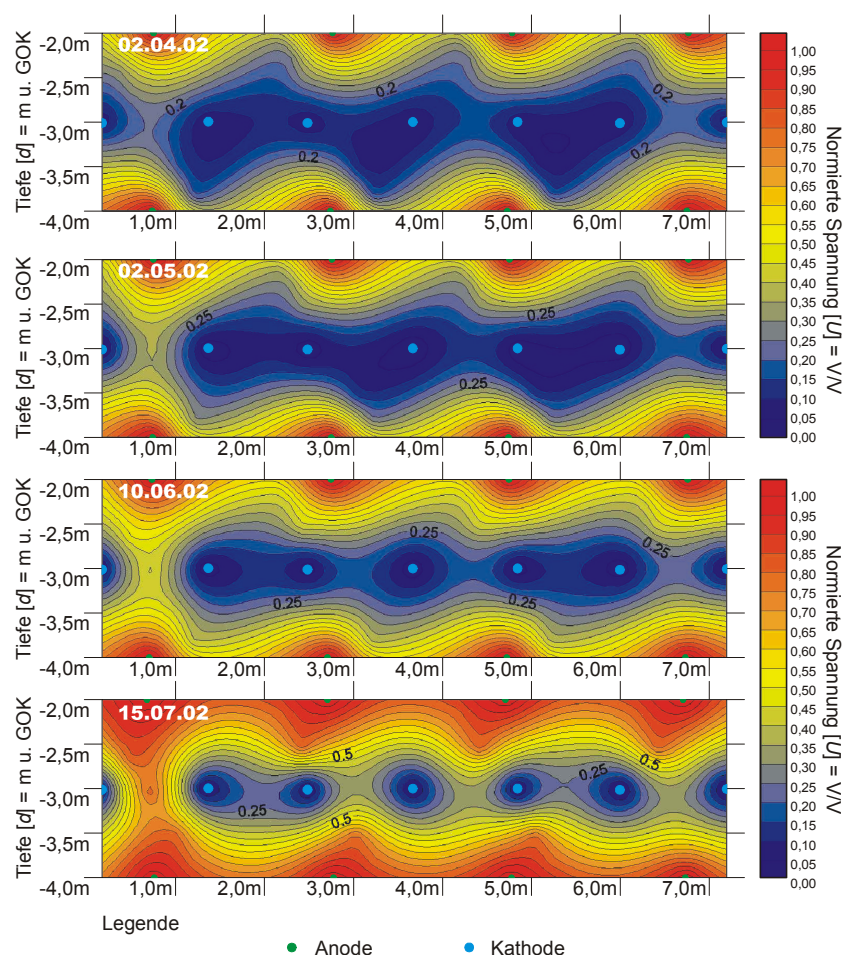


Abb. 6-58: Modellierung der normierten Potentialverteilung zu unterschiedlichen Zeitpunkten unter Berücksichtigung der Messwerte der passiven Spannungssonden SA 1-6 und SB 1-5 (FEYERABEND 2002).

Zur ökonomischen Beurteilung elektrokinetischer Verfahren ist eine monetäre Betrachtung aller Kostenpositionen notwendig. Daher wurde der laufende Energiebedarf im Testfeld mit einem Kilowattzähler aufgezeichnet und in Abbildung 6-59 als Summenkurve der verbrauchten elektrischen Energie sowie der tägliche Energiebedarf dargestellt, der sich auf etwa 280,25 kWh pro Tag belief. Der Gesamtenergiebedarf der Sanierungsanlage während der 160 Tage Betriebszeit betrug 43.046,30 kWh, wobei 19.828,53 kWh für den Betrieb des Netzgeräts entfielen, 763,47 kWh zur Steuerung und für Pumpen aufgewendet wurden und der Hauptanteil von 22.454,30 kWh zum Betrieb des Seitenkanalverdichters verwendet wurde, der nur unter den Testfeldbedingungen notwendig war.

Der Wert der täglich verbrauchten elektrischen Energie nimmt mit zunehmender Dauer der Sanierung in Folge der Verarmung des Bodens an Ionen und Schwankungen im Bodenwassergehalt allmählich ab.

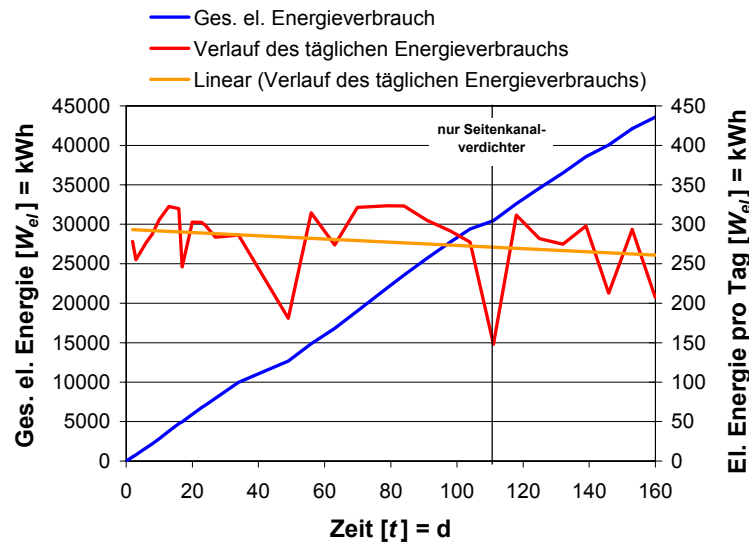


Abb. 6-59: Summenkurve des gesamten elektrischen Energieverbrauchs und Verlauf des täglichen Energiebedarfs.

6.4.2 Wasserbilanz

Zur Bilanzierung des Wasserhaushalts wurden mit Hilfe zweier Wasseruhren zum einen die Frischwasserzufuhr und zum anderen die Eluatmenge aus den Kathoden quantitativ erfasst und wöchentlich ausgelesen. Innerhalb der Betriebszeit wurden insgesamt $65,7 \text{ m}^3$ Leitungswasser perkoliert und ein Volumen von 3.200 l Wasser elektroosmotisch zu den Kathoden transportiert (Abb. 6-60). Aus dem Vergleich der Summenkurven des Eluats und des Perkolats zeigt sich ein steilerer Anstieg des Eluats innerhalb der ersten 35 Tage. Dies wurde zum einen durch den leicht erhöhten Wassergehalt im unmittelbaren Umfeld der Kathoden bedingt, da sich der Untergrund im Zuge der Bohrarbeiten durch die Bohrspülung aufsättigte und damit der elektroosmotische Fluidtransport anfangs effizienter war. Zum anderen entsprach anfänglich die Bodentemperatur den normalen Bedingungen, die sich jedoch im Verlauf der Sanierungsmaßnahme durch die zugeführte elektrische Energie änderte, so dass es zu einem deutlichen Temperaturanstieg im Bodenkörper kam (Kap. 6.4.6) und damit ein großer Anteil des Wassers verdampfte. Ab dem 35.-40. Tag stellte sich ein Quasigleichgewicht zwischen perkolierter und eluierter Wassermenge unter Berücksichtigung dieser Faktoren ein, das sich am annähernd parallelen Kurvenverlauf zeigt.

Zur Beurteilung des Beitrags der einzelnen Kathoden am Gesamteluatvolumen, wurden die Eluate ab dem 98. Sanierungstag einzeln erfasst. Dabei stellte sich heraus, dass die Kathode 4 (K 4) die beste elektroosmotische Anbindung aufwies und damit den Hauptanteil am elektroosmotischen Gesamtwassertransport der Anlage besaß (Abb. 6-60). Da sich Kathode 4 im Bereich der Hauptkontamination befand, war diese Tatsache für einen effektiven Schadstoffaustrag besonders günstig.

In Abbildung 6-61 ist der zeitliche Verlauf der perkolierten bzw. eluierten Wassermengen dargestellt. Die Trendlinien zeigen eine kontinuierliche Abnahme der eluierten und eine leichte Zunahme der zugeführten Wassermenge mit zunehmender Sanierungsdauer. Inwieweit die Abnahme der Eluatmenge durch den sinkenden k_e -Wert aufgrund der sukzessiven Ionenverarmung des Bodens und/oder durch Undichtigkeiten und Verdunstungsverluste an den Kathoden zustande kam, lässt sich mit letzter Sicherheit nicht klären, da es technisch nicht möglich war die Verdunstung im Testfeld quantitativ zu erfassen.

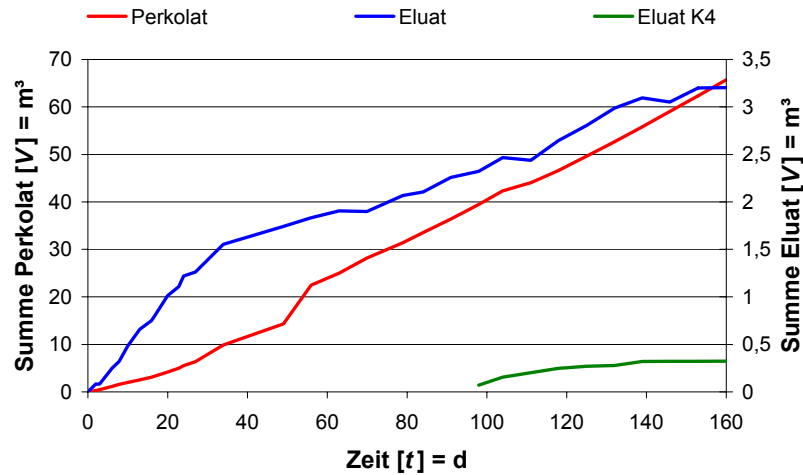


Abb. 6-60: Wasserbilanz des Testfelds.

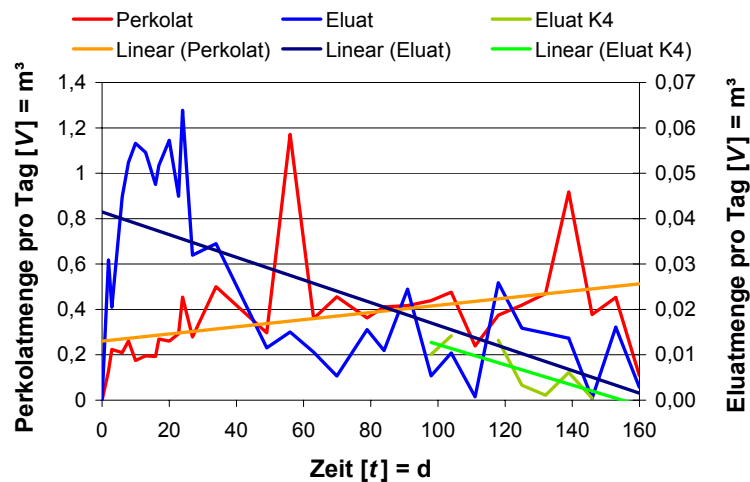


Abb. 6-61: Zeitlicher Verlauf der Perkolat- und Eluatmenge.

Der Anstieg der perkolierten Wassermenge verhält sich analog zur steigenden Temperatur des Bodens (Kap. 6.4.6) und lässt sich daher mit steigenden Verdunstungsverlusten begründen. Die zwei Peaks in der Kurve der Perkolatmengen sind auf das Wiederbefüllen der Kathoden zu diesen Zeitpunkten zurückzuführen.

Die Tatsache, dass die perkolierte Wassermenge um etwa den Faktor 20 über der des eluierten Wassers liegt, ist auf Verdunstungsprozesse zurückzuführen, da in tieferen Bodenbereichen bei der Abschlusssondierung keine erhöhten Wassergehalte festgestellt wurde. Zwar besteht als weitere mögliche Ursache für das Missverhältnis zwischen Perkolat und Eluat die Möglichkeit eines Teilabflusses des Anodenperkolats im Bereich der Auffüllung zwischen aktiver Elektrode und Elektrodenkontrollschacht. Hier wurde nach der Montage des Elektrodenkontrollschachts die ursprüngliche Lagerungsdicht nicht mehr erreicht und somit bevorzugte Fließwege geschaffen. In diesem Zusammenhang wurde jedoch bei der Abschlusssondierung großes Augenmerk auf eine mögliche Verschleppung von Prozesswasser in diese Bereiche gelegt. Da in keiner der durchgeführten Sondierungen eine Zunahme des Wassergehalts zu beobachten war, wodurch auch eine Schadstoffverschleppung in diese Zonen ausgeschlossen werden kann, ist die Differenz in der Wasserbilanz am wahrscheinlichsten in der Verdunstung aufgrund der hohen Boden- und Wassertemperaturen zu suchen.

6.4.3 Physikochemische Variationen des Prozesswassers

Bei der Schadstoffanalyse des Prozesswassers wurden auch dessen physikochemischen Eigenschaften bestimmt. Im Hinblick auf einen möglichen anaeroben Abbau von Tetrachlorethen in den Kathoden wurde ab dem 49. Versuchstag die Chloridkonzentration gemessen, da bei höheren Konzentrationen ein Abbau entsprechend der in Kapitel 4.1 vorgestellten Reaktionen möglich ist. Die im Eluat gemessenen Werte liegen in etwa im Bereich der Konzentration des zur Befüllung der Elektroden eingesetzten Leitungswassers (Abb. 6-62, links). Da im Testfeldbetrieb im Inneren der Elektroden kein elektrisches Feld anlag (FARADAY'scher Käfig), wurden keine negativ geladenen Chloridionen elektromigrativ aus der Kathode in Richtung zur Anode transportiert. Die Schwankungen werden durch Verdampfungsverluste und die damit bedingte Aufkonzentration verursacht. Aussagen über den zeitlichen Verlauf der Chloridkonzentration im Perkolat und im Vorratsbehälter sind nur schwer möglich, da das Eluat und Perkolat im Kreislauf gefahren wurden. So wurden die physikochemischen Eigenschaften des Prozesswasser zuerst durch die an den Elektroden ablaufenden elektrochemischen Reaktionen bestimmt. Anschließend wurde sowohl das Perkolat als auch das Eluat über die Wasseraufbereitung (Nassaktivkohle) geleitet, wo es ebenfalls seine Eigenschaften veränderte. Schließlich wurde das Perkolat in den Vorratsbehälter überführt, wo es sich mit Leitungswasser durchmischte. Bestimmend für die physikochemischen Eigenschaften des Perkolats und des Wassers im Vorratsbehälter sind daher mehrere nicht quantifizierbare Prozesse wie die an der Anode und Kathode anlaufenden Elektrodenreaktionen, die Mischungsverhältnis der unterschiedlichen Wässer (Verdünnungseffekt), die Reaktionen in der Wasseraufbereitung (wässrige Extrakte der Nassaktivkohle weisen meist alkalische pH-Werte auf) und die im Boden ablaufenden Prozesse. Prinzipiell werden die höheren Chloridkonzentrationen im Perkolat und demzufolge auch im Vorratsbehälter durch die Elektromigration von Chloridionen aus der Porenlösung des Bodens zur Anode verursacht. Dies zeigte sich auch durch die Bildung von Chlorgas an der Anode (Gl. 2-36), das im Elektrodenkontrollschacht nachgewiesen werden konnte.

Die Sulfatkonzentration (Abb. 6-62, rechts) zeigt aufgrund desselben Verhaltens innerhalb des elektrischen Felds eine ähnliche Entwicklung in den einzelnen Probennahmestellen wie die Chloridkonzentration.

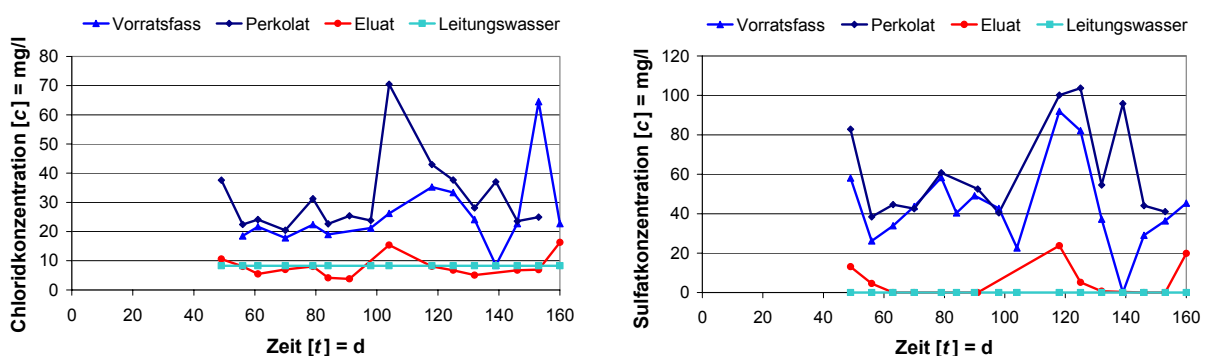


Abb. 6-62: Chlorid- und Sulfatkonzentration im Vorratsfass, Perkolat, Eluat und Leitungswasser.

Die Calcium- und Magnesiumkonzentration im Perkolat entsprechen derer des verwendeten Birkenfelder Leitungswassers (Abb. 6-63, links). Hier machen sich Durchmischungseffekte mit dem Eluat (Abb. 6-64, links) nur untergeordnet bemerkbar, da die Konzentrationen dieser Kationen im Eluat aufgrund von Ausfällungen bei den in den Kathoden herrschenden Eh/pH-Bedingungen nur gering und etwa in der gleichen Größenordnung sind. Die Natrium- und Kaliumionen im Perkolat

spiegeln dagegen den Verlauf der Ionenkonzentration des Eluats wider. Aufgrund ihrer sehr hohen Konzentration im Eluat, wirkt sich dessen Durchmischung mit dem Leitungswassers und dem im Kreislauf geführten Perkolat deutlich aus und zeigt dem Eluatverlauf entsprechende Tendenzen.

Der pH-Wert im Perkolat (Abb. 6-63, rechts) sollte aufgrund der elektrochemischen Reaktionen an der Anode saure Bedingungen aufweisen. Da das zur Perkolations genutzte Wasser aus dem Vorratsbehälter stammte und hier aus den bereits erwähnten Mischungseffekten alkalische Bedingungen bei pH-Werten zwischen 8 und 10 vorherrschten, konnten sich bei der relativ kurzen Perkolationszeit (1,5 min) und wegen des Perkolationsaufbaus, der nur kurze Kontaktzeiten des Perkolats mit dem Elektrodenmaterial bedingte (Kap. 5.11.5), keine stark sauren Bedingungen einstellen. Der pH-Wert reduzierte sich daher um ca. 1 - 2 Einheiten und liegt damit bei Werten zwischen 6 und 8. Die Leitfähigkeit des Perkolats spiegelt den Verlauf der Konzentration der Hauptkationen und des pH-Werts wieder. Das Redoxpotential liegt entsprechend der Elektrodenreaktionen und dem Mischungsverhältnis der einzelnen Prozesswässer mit Werten zwischen 960 mV und 200 mV im oxidativen Bereich. So war beispielsweise am 100. und 140. Tag der Anteil des Perkolats deutlich höher als der Anteil des Eluats und des Frischwassers, was sich neben einem niedrigen pH-Wert auch in hohen Redoxpotentialen äußert.

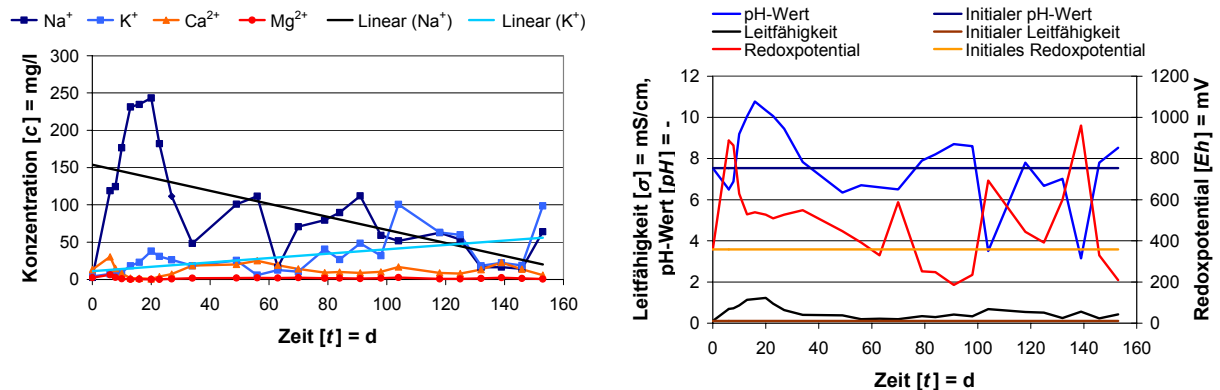


Abb. 6-63: Konzentrationsverlauf der Hauptkationen (links), sowie die Entwicklung des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials im Perkolat (rechts).

Die Entwicklung der Natriumkonzentration im Eluat zeigt zwei deutliche Peaks (Abb. 6-64, links). Dieses Natrium wurde aus dem Bentonit gelöst, der die Elektroden umgab, und elektromigrativ zur Kathode transportiert. Der erste Peak wurde hierbei durch die Ionen des Kathodenmantels verursacht, während die Ionen des zweiten Peaks aus dem Anodenmantel stammten. Aus dem Vergleich der beiden Peaks zeigt sich deutlich der Einfluss der Dispersion in Form einer signifikanten Aufweitung des zweiten Peaks. Bei einem Elektrodenabstand von ca. 1,1 m betrug die mittlere Geschwindigkeit der Natriumionen im Rötmergel ca. 1 cm/d. Das Kalium im Eluat entstammte den Tonmineralen des Rötmergels und wurde im Bereich der Anode durch Ca²⁺ und/oder H₃O⁺ ausgetauscht und elektromigrativ in Richtung Kathode transportiert. Nennenswerte Konzentrationen an Calcium waren nur zu Beginn des Testfeldbetriebs festzustellen. Danach war der pH-Wert im Eluat und Bentonitmantel der Kathode so hoch, dass das gesamte elektromigrativ transportierte Calcium als Ca(OH)₂ ausfiel. Beim Abbau des Testfelds wurden beträchtliche Mengen an auskristallisiertem Calciumhydroxid in den PVC-Rohren der Kathoden gefunden. Für Magnesium gilt dasselbe wie für Calcium, da es bereits bei pH-Werten um 8 als Hydroxid ausfällt.

Der pH-Wert im Eluat (Abb. 6-64, rechts) ist mit Werten $< 12,5$ deutlich alkalisch, was durch die Produktion von OH^- -Ionen an der Kathode verursacht wurde. Über den gesamten Versuchsverlauf sind die pH-Werte etwa konstant. Demgegenüber zeigt die Leitfähigkeit des Eluats den gleichen Verlauf wie die zeitlich variierende Konzentrationsverteilung der Alkali- und Erdalkalitionen. Mit Leitfähigkeiten von bis zu 27 mS/cm ist das Eluat sehr hoch mineralisiert. Das Redoxpotential zeigt mit Werten im Bereich zwischen 0 mV und -100 mV reduzierende Bedingungen an.

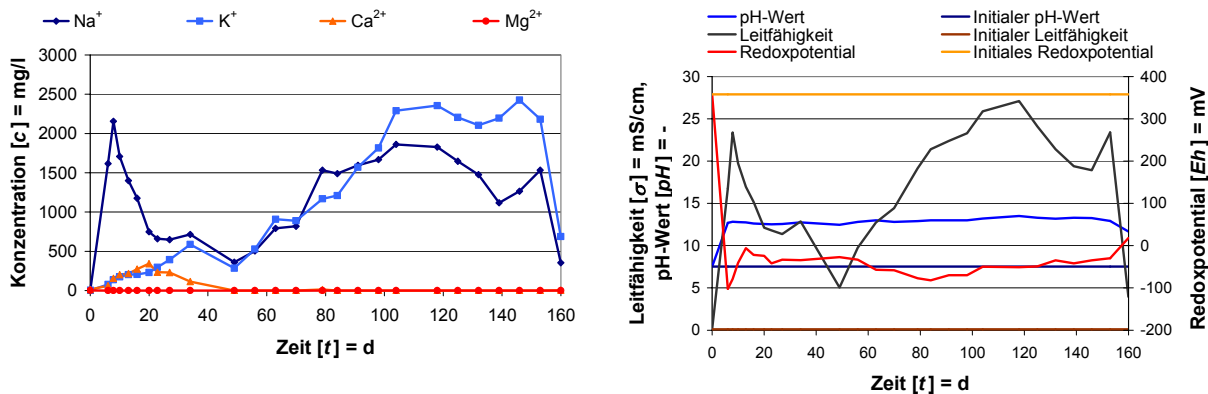


Abb. 6-64: Konzentrationsverlauf der Hauptkationen (links), sowie die Entwicklung des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials im Eluat (rechts).

In Abbildung 6-65 sind die physikochemischen Eigenschaften des Prozesswassers aus dem Vorratsfass dargestellt. Die Kurvenverläufe ähneln denen des Perkolats, wobei Abweichungen durch Mischungseffekte im Vorratsfass auftraten. Dies wird anhand der Abnahme der Natriumkonzentration am 16. Versuchstag ersichtlich. Die Reduktion auf ca. 50 mg/l wurde durch die automatische Zugabe von Leitungswasser in den Vorratstank verursacht.

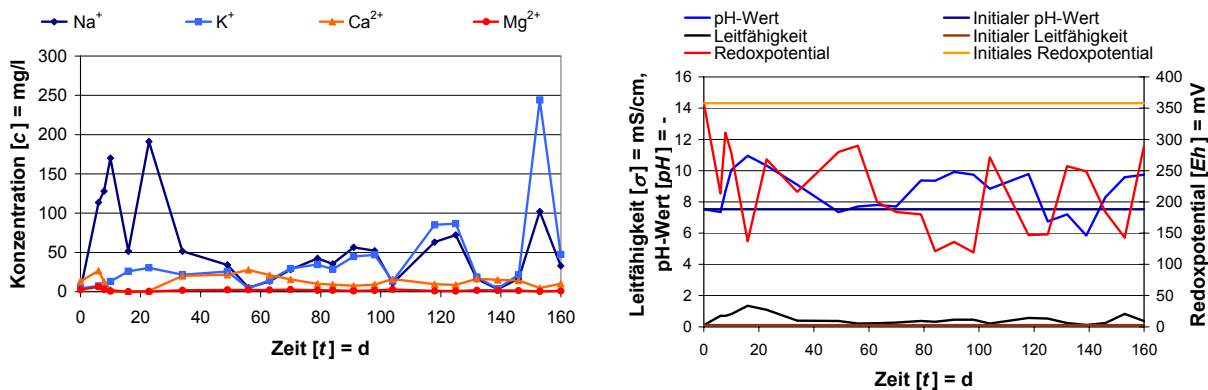


Abb. 6-65: Konzentrationsverlauf der Hauptkationen (links), sowie die Entwicklung des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials im Vorratsfass (rechts).

6.4.4 Temperaturentwicklung im Eluat

Die Temperaturentwicklung des Eluats in den einzelnen Elektroden ist nicht nur bezüglich der Beurteilung der Schadstoffkonzentration leichtflüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe relevant, sondern lässt auch qualitative Aussagen über die elektrische Anbindung der Elektroden zu. Abbildung 6-66 zeigt den Verlauf der Wassertemperaturen der Kathoden K 1 - K 7, des Perkolatsam-

melfasses, des Eluatsammelfasses sowie der Lufttemperaturen im Elektrodenkontrollschacht (Grube) und außerhalb des Elektrodenkontrollschachts (im Schatten).

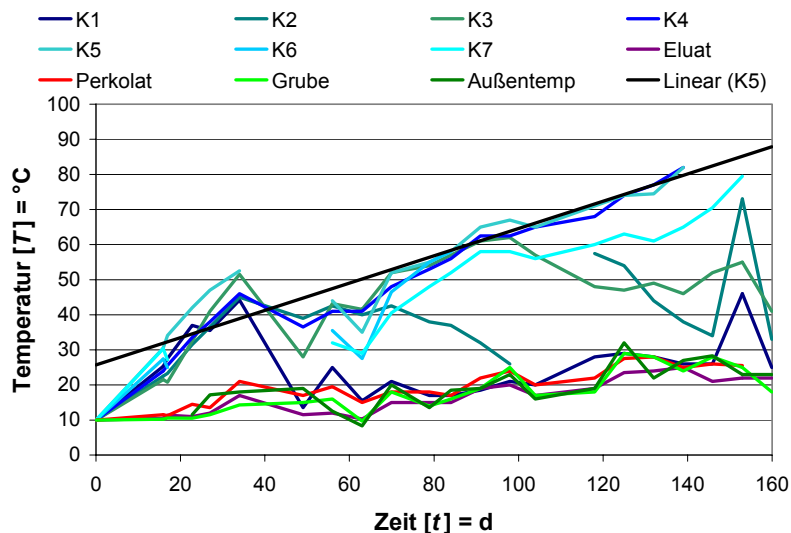


Abb. 6-66: Temperaturentwicklung im Testfeld.

Im Eluatfass wird die Wassertemperatur hauptsächlich von der umgebenden Lufttemperatur in der Grube beeinflusst, die ihrerseits von der Außentemperatur abhängt (Abb. 6-66). Die Temperatur des Perkolats ist i. d. R. einige Grad wärmer als die des Eluats, da der Vorratstank innerhalb des Baucontainers stand, in dem die Raumtemperatur über der Außentemperatur lag und die im Sommer Temperaturen von bis zu 55°C annahm. Die Abhängigkeit dieser vier Temperaturen zeigt sich deutlich in der sehr guten Übereinstimmung der einzelnen wetterabhängigen Peaks.

Der Temperaturverlauf innerhalb der einzelnen Kathoden zeigt hingegen keine Korrelation mit den klimatischen Bedingungen, sondern ist vielmehr von den Auswirkungen der zugeführten elektrischen Energie abhängig. Im Laufe der Sanierung ist bei fast allen Kathoden ein annähernd linearer Anstieg der Fluidtemperaturen zu erkennen, was sich besonders gut an den Temperaturverläufen von K 4, K 5 und K 7 zeigt. Die Lücken im Temperaturverlauf einiger Kathoden gehen z. T. auf geringe Wasserstände innerhalb dieser Elektroden (K 2 zw. Tag 98 und Tag 118, K 4 zw. Tag 139 und Tag 159, K 6 ab Tag 91, K 5 ab Tag 139) zurück. Außerdem wurden die entsprechenden Kathoden zeitweise von der Spannungsversorgung abgetrennt (K 6 und K 7 zw. Tag 16 und Tag 49).

Die Wassertemperatur innerhalb der Kathoden ist ein indirektes Indiz für die Qualität ihrer elektrischen Anbindung an den Boden und damit für die Stromstärke in diesem Bereich. Bei guter Anbindung sind die Stromstärke und somit auch die Wärmeentwicklung hoch, die das Wasser in den Kathoden aufheizt. Daraus ergibt sich eine besonders gute elektrische Anbindung der Kathoden vier, fünf und sieben.

Der sprunghafte Anstieg der Wassertemperaturen in den Kathoden K 1 - K 3 ab dem 147. Sanierungstag ist zum einen auf die Erhöhung der Spannung von 109 V auf 137 V und zum anderen auf den Ausfall der Kathoden K 4 und K 5 zurückzuführen, da bei einer annähernd gleich bleibenden Gesamtstromstärke die lokale Stromdichte an den Kathoden K 1-K 3 ansteigt und damit auch der elektrische Energieeintrag, der die erhöhten Temperaturen bedingt.

6.4.5 Schadstoff im Prozesswasser

Zur qualitativen und quantitativen Beurteilung der ablaufenden elektrokinetischen Transportprozesse wurden während der Versuchszeit einmal wöchentlich Proben aller Prozesswässer (Kathoden K 1 - K 7, Eluatsammelbehälter, Perkolatfass und 1000 l Vorratstank) genommen und auf ihre Tetrachlorethen-, Trichlorethen-, 1,1-Dichlorethen-, cis-1,2-Dichlorethen- und trans-1,2-Dichlorethenkonzentration untersucht. Dabei zeigte sich, dass innerhalb der 1000 l-Wasservorlage zu keinem Zeitpunkt Schadstoffe nachgewiesen werden konnten, was auf eine einwandfreie Funktionsfähigkeit der Wasseraufbereitungsanlage hindeutet. In den einzelnen Kathoden hingegen wurden Tetrachlorethenkonzentrationen zwischen 0,05 und 1,0 mg/l gemessen, wobei die höchsten Konzentrationen mit durchschnittlich 0,4 - 0,5 mg/l in den Kathoden 4 und 5 gefunden wurden (Abb. 6-67), die im Bereich der Hauptkontamination lagen. Diese Austragsraten zeigen, dass ein elektroosmotischer Transport von Tetrachlorethen auch im Feldmaßstab möglich ist. Dennoch ist im Laufe des Feldexperiments eine tendenzielle Konzentrationsabnahme (in K 1 von ca. 130 mg/l auf Werte um 0,05 mg/l, im K 5 von ca. 18 mg/l auf Werte um 0,5 mg/l) zu verzeichnen. Der Grund hierfür ist nicht in der Tetrachlorethenkonzentrationsabnahme im Boden zu suchen, sondern vielmehr im signifikanten Temperaturanstieg im Boden und im Eluat, da der Verteilungskoeffizient Luft/Wasser, die dimensionslose HENRY-Konstante, für alle LCKW stark temperaturabhängig ist (Kap. 4.1, Gl. 4-1). Durch diese Temperaturabhängigkeit geht mit der Temperaturerhöhung der gesamte im Boden/Porenwasser befindliche Schadstoff in die Gasphase über und erklärt damit die relativ hohen Tetrachlorethenkonzentrationen in der Bodenluft (Kap. 6.4.10). Darüber hinaus wird eine vollständige Bilanzierung des Stofftransports auf Grundlage der Tetrachlorethenkonzentrationen innerhalb der Kathoden nahezu unmöglich, wobei eine qualitative Aussage über den elektroosmotischen Transport positiv zu bewerten ist, was sich besonders gut an der anfänglichen Konzentration in Kathode 1 zeigte, die mit 130 mg/l in der Höhe der maximalen Wasserlöslichkeit des Tetrachlorethens lag.

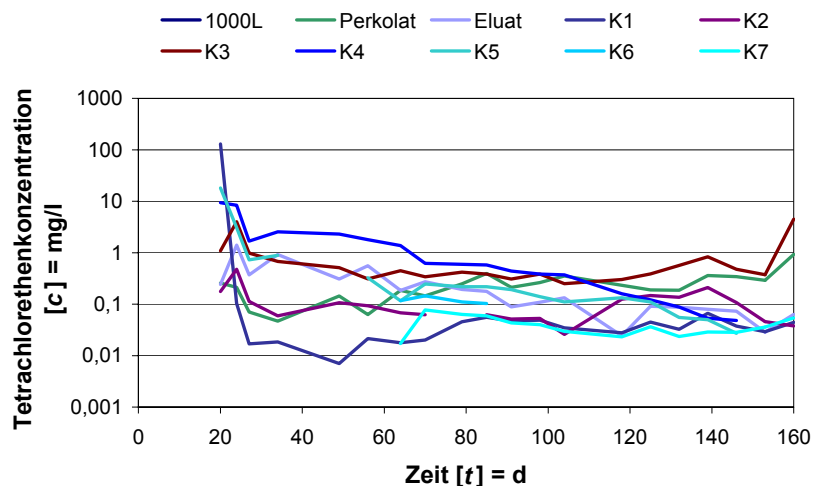


Abb. 6-67: Tetrachlorethenkonzentration im Eluat.

Die Konzentrationen an Trichlorethen im Eluat sind im Schnitt eine Größenordnung unter denen des Tetrachlorethens und spiegeln damit die initiale Schadstoffverteilung auf dem Testfeldstandort wider. Abbauprodukte des Tetrachlorethens wie 1,1-Dichlorethen, cis-1,2-Dichlorethen, trans-1,2-Dichlorethen und Vinylchlorid konnten im Eluat nicht nachgewiesen werden.

6.4.6 Temperatur- und Schadstoffverteilung im Boden nach Testfeldbetrieb

Unmittelbar nach Ende des Testfeldbetriebs erfolgte eine erste Sondierungskampagne, bei der neben einer ersten Schadstoffanalyse drei Bodentemperaturprofile aufgenommen wurden. Die genaue Schadstoffverteilung nach dem Testfeldbetrieb wurde erst nach Abkühlung des Bodens auf die normal herrschende Bodentemperatur (Bodentemperatur ohne Einfluss eines elektrischen Felds) durchgeführt, um die Verluste der leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffe bei der Probennahme gering zu halten und gleiche Probennahmebedingungen wie bei der Initialsondierung zu gewährleisten. Neben der Bestimmung der Schadstoffkonzentration inklusive der möglichen Abbauprodukte wurden der Wassergehalt, der Karbonatgehalt und der pH-Wert des Bodens gemessen. Die Bohransatzpunkte der Abschlusssondierung wurden so gewählt, dass sie möglichst nahe an den Bohrpunkten der näheren Erkundung lagen und die jeweilige Verschiebung immer in Richtung der maximalen Schadstoffbelastung erfolgte, damit eine Aussage über eine mögliche Schadstoffreduktion zulässig ist. In Abbildung 6-68 sind alle Bohransatzpunkte eingezeichnet.

Neben der Eluattemperatur (Kap. 6.4.4) ist die Bodentemperatur für die Beurteilung der abschließenden Schadstoffverteilung im Untergrund entscheidend. Daher wurden im Rahmen der Abschlusssondierung drei Rahmkernbohrungen (B 34 - B 36) abgeteuft, wobei B 34 und B 35 innerhalb des Einflussbereichs des elektrischen Felds liegen, während sich B 36 ca. 4,0 m außerhalb des Testfelds befindet (Abb. 6-68).

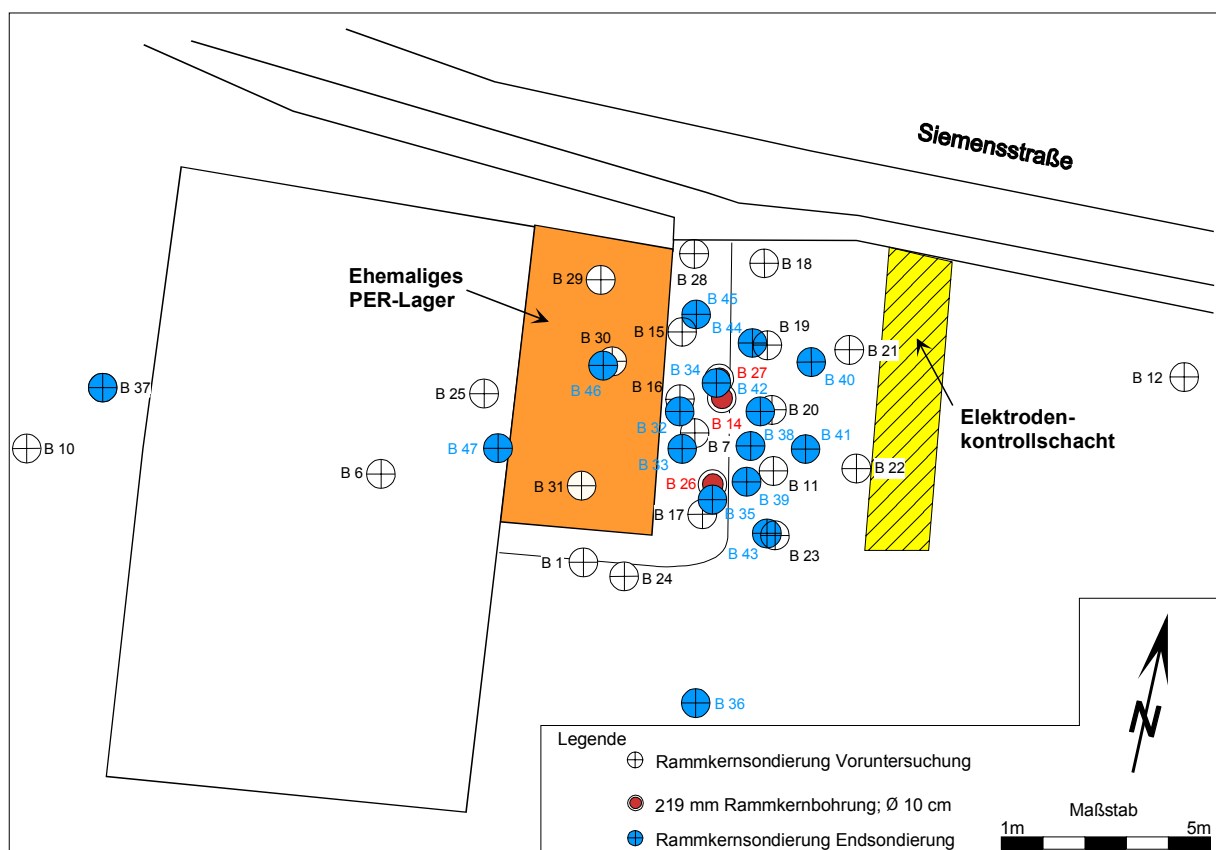


Abb. 6-68: Bohransatzpunkte im Bereich des Testfelds.

Das Temperaturprofil von B 36 zeigt den für Sommermonate typischen, mit zunehmender Tiefe rückläufigen Temperaturgang, wobei Temperaturen um 25 °C in einer Tiefe von 2,5 - 3,5 m auch für Tonböden unter Asphalt relativ hoch sind (Abb. 6-69). Ein direkter Temperatureinfluss durch den

Energieeintrag im Testfeld ist aufgrund der Entfernung eher unwahrscheinlich, zumal der Temperaturverlauf keine Zunahme mit der Tiefe zeigt. Eine mögliche Erklärung ist die Energieumwandlung der während der Rammkernsondierung entstehenden kinetischen Energie in Form von Reibungswärme. Die leichten Temperatursprünge in der Nähe des jeweils ganzen Bohrmeters sind messtechnisch bedingt, da eine geringe Abkühlung des Bohrkerns an der Außenluft während der Messung nicht zu vermeiden war.

Die Temperaturprofile der Rammkernbohrungen B 34 und B 35, die innerhalb des Testfelds liegen, zeigen eine deutliche Temperaturzunahme mit der Tiefe mit Maximalwerten von 51,7 °C in 3,7 m Tiefe bzw. 53,4 °C in einer Tiefe von 2,6 m (Abb. 6-69). Hier geht die Erwärmung des Untergrunds auf den Eintrag an elektrischer Energie zurück. Die Temperatursprünge sind in diesen zwei Sondierungsbohrungen aufgrund des größeren Temperaturunterschieds zwischen Boden- und Außentemperatur deutlich ausgeprägter. In jedem Fall liegen innerhalb des Testfelds Bodentemperaturen von über 50 °C vor, die zum einen aufgrund des temperaturabhängigen Verteilungskoeffizienten Luft/Wasser den Übergang der LCKW in die Gasphase begünstigen (Kap. 4.1), sowie eine erhöhte Verdampfung des perkolierten Wassers bedingen und sich zum anderen auf die elektrokinetischen Transportprozesse, die Diffusionsprozesse, die elektrische Leitfähigkeit usw. auswirken.

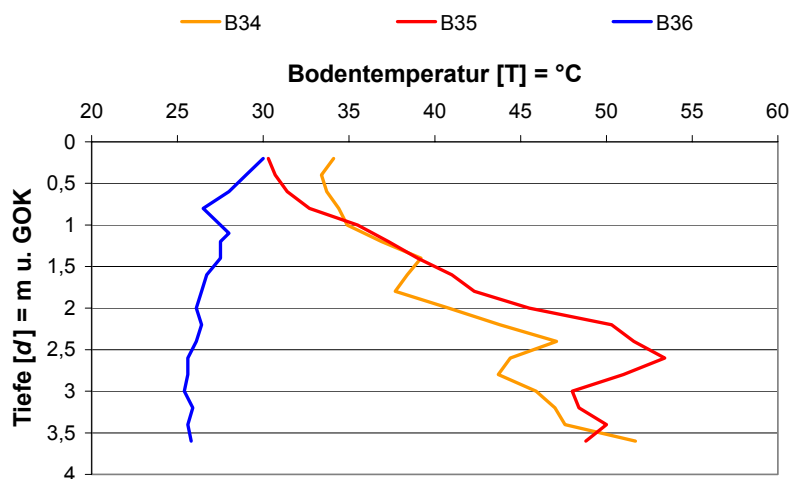


Abb. 6-69: Tiefenhorizontierte Temperaturverteilung im Untergrund unmittelbar nach Ende des Testfeldbetriebs.

Zur Ermittlung der abschließenden Schadstoffbelastung wurden im Bereich des Testfelds, nachdem der Untergrund wieder seine ursprüngliche Temperatur hatte, 14 Sondierungen durchgeführt und die dabei entnommenen Bodenproben auf LCKW analysiert. Da sowohl vor als auch nach dem Betrieb des Testfelds die höchsten Kontaminationen in einer Tiefe von 2,5 m lagen, wurde zur Kontrolle des Sanierungserfolgs ein Schnitt der Schadstoffverteilung für diese Tiefe angefertigt. In Abbildung 6-70 ist eine deutliche Reduktion der Tetrachlorethenkonzentration von anfänglich 5440 mg/kg (B 30) auf 1894 mg/kg (B 46) ersichtlich, was einer Schadstoffverringerung von etwa 65 % entspricht. Innerhalb der Laufzeit von 160 Tagen konnte auf dem elektrokinetischen Testfeldstandort eine Schadstoffreduzierung von 60 - 70 % erreicht werden.

Besonderes Augenmerk bei der Abschlusssondierung wurde auf die tiefenhorizontierte Schadstoffverteilung gelegt, da eine mögliche Schadstoffverschleppung in tiefere Bodenhorizonte eine wichtige Fragestellung im Hinblick auf die Bewertung des neuartigen Sanierungsverfahrens war. Aus diesem

Grund wurde im Bereich der Hauptkontamination (B 46) bis auf 4,9 m sondiert. Aufgrund der festen Konsistenz des Untergrunds und der bestehenden Bebauung war es nicht möglich tiefer zu bohren. Im Zuge dieser Sondierung konnte festgestellt werden, dass ab einer Tiefe von 3 m (Abb. 6-71, links oben) keine nennenswerten Schadstoffbelastungen vorliegen und damit auch keine Schadstoffverschleppung durch elektrokinetische Prozesse in tiefere Bereiche erfolgte. Diese Tendenz sowie eine deutliche Schadstoffreduktion wurden durch alle durchgeführten Bohrungen bestätigt (Abb. 6-71). Ein weiteres Indiz, das eine Schadstoffverschleppung ausschließt, ist der Wassergehalt unterhalb des Testfeldbereichs, der den ursprünglichen Bedingungen entspricht (Kap. 6.4.11).

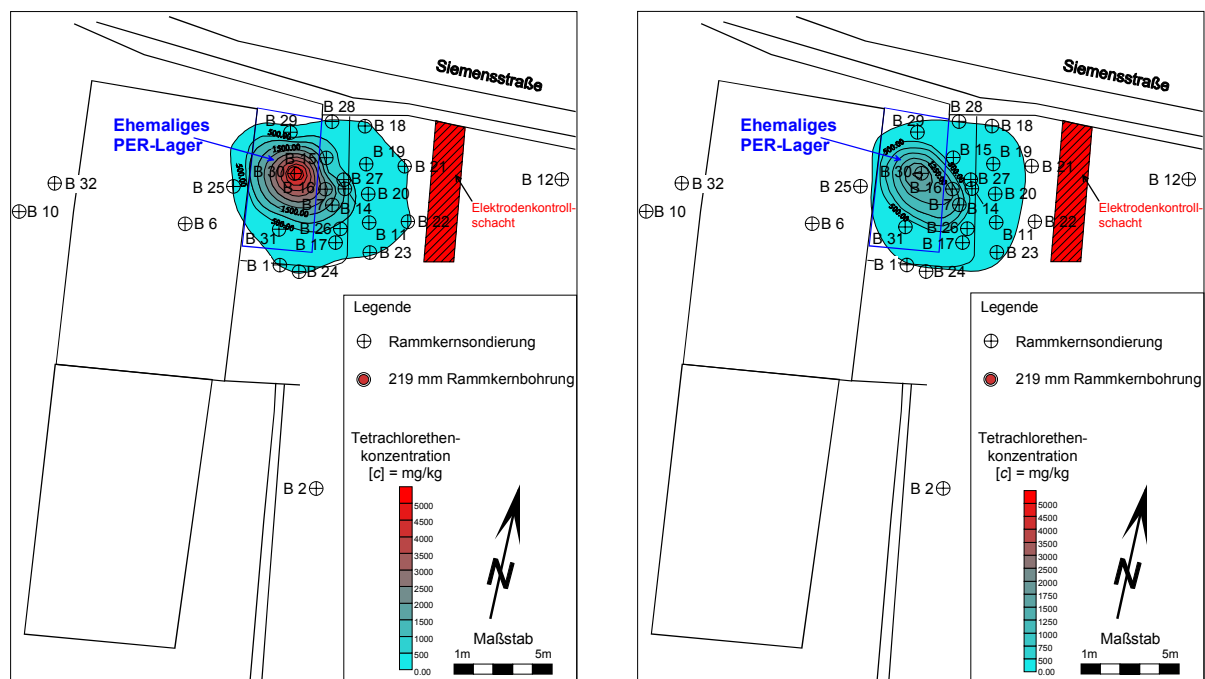


Abb. 6-70: Schadstoffverteilung im Bereich des ehemaligen Tetrachlorethen-Lagers auf dem Testfeldstandort Birkenfeld in 2,5 m Tiefe; links vor und rechts nach dem Testfeldbetrieb.

Um einen möglichen Abbau des Tetrachlorethens zu untersuchen, wurden zusätzliche Bodenproben genommen und auf Trichlorethen, Cis-1,2-Dichlorethen, Trans-1,2-Dichlorethen, 1,1-Dichlorethen, Vinylchlorid, Trichlorethen-Epoxid, Ameisensäure und Dichloressigsäure analysiert. Darüber hinaus wurde der CO₂-Gehalt in der Bodenluft gemessen. Wie in den durchgeführten Laborversuchen konnte auch in situ kein Abbau beobachtet werden. Die Schadstoffreduktion lässt sich daher ausschließlich mit elektroosmotischen und diffusiven Transportprozessen erklären. Dies ist eine wichtige Tatsache, da damit die Beherrschbarkeit der Randbedingungen bei der elektrokinetischen Bodensanierung im Falle eines Tetrachlorethen-kontaminierten Untergrunds gezeigt werden konnte. In diesem Zusammenhang muss jedoch erwähnt werden, dass die Möglichkeit besteht, einen gezielten Abbau einzuleiten und zu steuern, wobei hier zum einen die elektrochemischen Prozesse, die an den Elektroden ablaufen, durch geschickte Kombination und Anordnung der Elektroden genutzt werden können und zum anderen durch Zugabe entsprechender Substanzen (z. B. Nährstoffe) eine Beschleunigung des Abbaus initiiert werden kann. Diesbezüglich wurden schon erste vorbereitende Versuche durchgeführt (DIEDERICHS 2001), die positive Ergebnisse erbrachten, aber auch zeigten, dass in diesem Bereich noch Forschungsbedarf besteht, um das Verfahren so zu optimieren, dass keine nachhaltige Beeinträchtigung des Untergrunds mit toxischeren Abbauprodukten stattfinden kann.

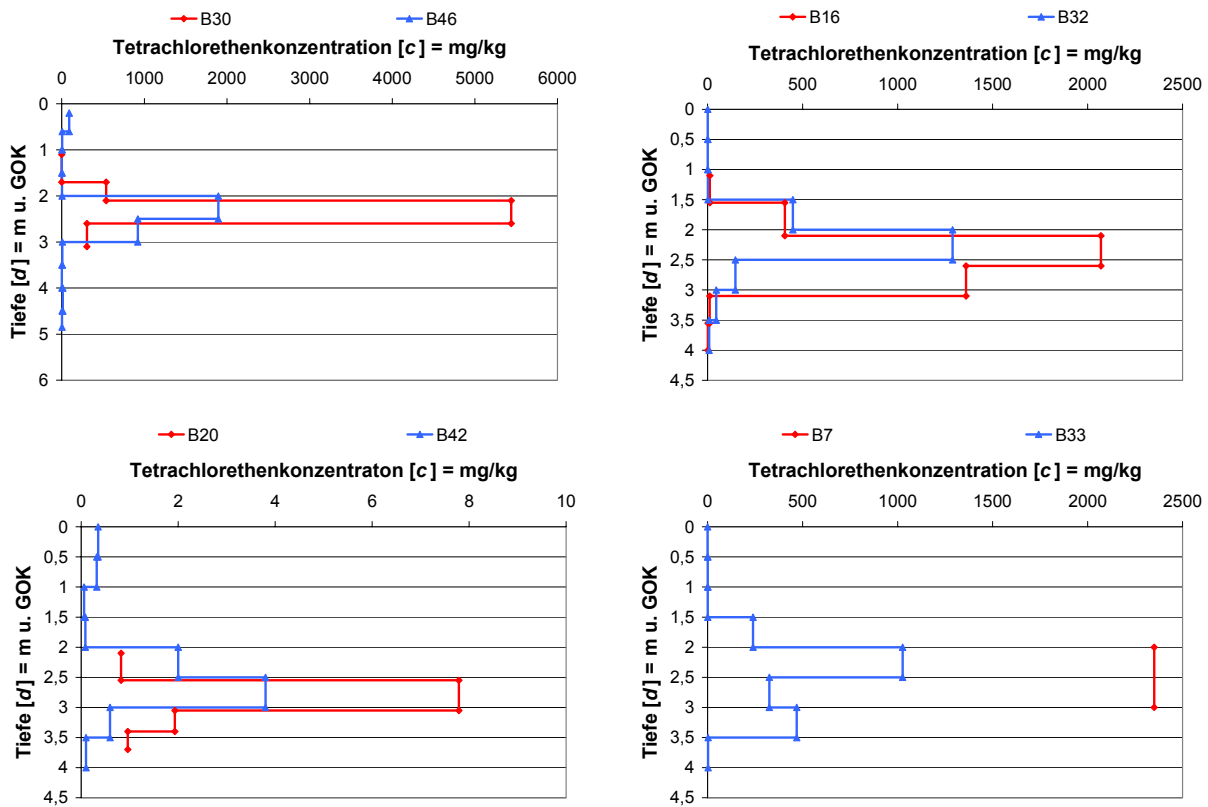


Abb. 6-71: Vergleich der tiefenabhängigen Tetrachlorethenverteilung einzelner Sondierungsbohrungen vor (rote Grafen) und nach (blaue Grafen) dem Testfeldbetrieb.

Eine genaue Bilanzierung des Schadstofftransports ist für das Testfeld nicht möglich, da:

- die gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Eluat aufgrund der hohen Temperaturen niedriger ist als im tatsächlich elektroosmotisch transportierten Porenwasser,
- eine Wasserbilanz aufgrund der hohen Temperatur im Eluat und im Boden aufgrund der hohen Verdunstung nicht möglich ist, und
- keine kontinuierliche Temperaturaufzeichnung des Bodens zur Beurteilung der ablaufenden Prozesse vorliegt (wurde aufgrund der geringen Temperaturerhöhung im Technikumsversuch nicht vorgesehen).

Durch den Testfeldbetrieb von 160 Tagen kam es zu einer Schadstoffreduktion von 60 - 70 % durch elektroosmotische und diffusive Transportprozesse. Die diffusiven Prozesse spielen aufgrund der hohen Bodentemperaturen eine maßgebliche Rolle, was sich durch die physikochemischen Eigenschaften des Tetrachlorethens begründen lässt (Kap. 4.1). Die Untersuchungen auf dem Testfeldstandort lieferten mehrere Indizien für die Diffusion des Tetrachlorethens an die Erdoberfläche. Zum einen wurden in der Bohrung B 34 in einer Tiefe zwischen 2,5 und 3,0 m eine Tetrachlorethenkonzentration von 235 mg/kg festgestellt. Da diese Bohrung exakt an der Stelle der Linerbohrung B 27 liegt, die mit unkontaminierten Bentonit wiederverfüllt wurde, können diese hohen Schadstoffkonzentrationen nur durch Diffusionsprozesse erklärt werden. Ein weiterer Beleg für diese Diffusionsvorgänge sind die relativ hohen Schadstoffbelastungen im oberen Bereich der Sondierung B 46 und B 42. In beiden Sondierungen war zu Beginn des Testfelds in diesen oberen Bodenhorizonten keine Schadstoffbelastung messbar. Durch die Diffusion gelangte der Schadstoff in Richtung Erdoberfläche, wo er im Kies unterhalb des Betonbodens (B 46) bzw. des Asphalts (B 42) aufgrund der dort

herrschenden geringeren Temperatur zum Teil kondensierte. Durch diese Vorgänge erklären sich die PER-Gehalte mit 90 mg/kg in B 46 in einer Tiefe zwischen 0,2 bis 0,6 m und mit 0,35 mg/kg in B 42 in einer Tiefe zwischen 0,15 und 1,0 m, die im direkten Vergleich mit den unmittelbar darunter liegenden Schichten relativ hoch sind.

Eine theoretische Betrachtung der Transportprozesse erfolgt in Kapitel 6.4.10. Sie unterstützt das in dieser Arbeit aufgestellte Erklärungsmodell zum diffusiven Stofftransport.

Ähnliche Beobachtungen wurden durch HO et al. (1999 a, b) in einem elektrokinetischen Feldversuch auf einem mit Trichlorethen kontaminierten, feinklastischen Areal gemacht. Hier wurden Bodentemperaturen von bis zu 80 °C während des Betriebs der Sanierungsanlage gemessen, die eine Schadstoffbilanzierung mit rein elektrokinetischen Transportprozessen erschwerte. Der festgestellte Fehlbetrag von 26 bis 68 % wurde durch Diffusion von Trichlorethen im luftgefüllten Porenraum des kontaminierten Bodens theoretisch erklärt. Die dargestellten Versuchsergebnisse des Testfeldstandorts Birkenfeld lassen den Schluss zu, dass hier ähnliche Bedingungen vorlagen und damit die Diffusion den Schadstofftransport dominiert. Da die Diffusionskoeffizienten in Luft von Trichlorethen mit $7,3E-6$ m²/s und Tetrachlorethen mit $6,7E-6$ m²/s bei 25°C (SCHICK & WUNSCH 1994) sehr ähnlich sind und die Diffusionskoeffizienten mit steigender Temperatur ansteigen, sollte dies theoretisch erklärbar sein. In Kapitel 3.1.5 werden hierzu die theoretischen Grundlagen abgehandelt und im Kapitel 6.4.10 anhand einer Modellrechnung diskutiert.

In welchem Maße eine PER-Emission in die Atmosphäre stattgefunden hat, lässt sich aufgrund des Testfeldaufbaus nicht quantifizieren, da anhand der Erkenntnisse der vorher durchgeführten Technikversuche keine Notwendigkeit für eine Drainage im Kiesbett unter der Bebauung bzw. dem Asphalt gesehen wurde. Da der Geruchsschwellenwert von Tetrachlorethen bei 5-50 ppm liegt und während des Testfeldbetriebs zu keinem Zeitpunkt eine Geruchsbelästigung stattgefunden hat, kann aber bei einem MAK-Wert von 50 ppm davon ausgegangen werden, dass zu keinem Zeitpunkt eine Beeinträchtigung von Mensch und Umwelt durch den Testfeldbetrieb stattgefunden hat. Diese Aussage wird durch die Beobachtungen von HO et al. (1999 a, b) unterstützt. Hier lagen die TCE-Emissionsraten in jedem Fall deutlich unterhalb der erlaubten Grenzwerte.

6.4.7 Schadstoffverteilung in der Bodenluft

Weil die Tetrachlorethenkonzentration in der Bodenluft entscheidend von der temperaturabhängigen HENRY-Konstante abhängig ist, ist wahrscheinlich aufgrund der hohen Bodentemperaturen von über 50 °C ein beträchtlicher Anteil des Schadstoffs innerhalb des Testfelds in die Gasphase der Bodenluft übergegangen. Aus diesem Grund wurde unmittelbar nach Abschalten der angelegten Spannung eine erste Endsondierungskampagne durchgeführt, um tiefenhorizontierte Bodenluftproben zu entnehmen. Die ermittelten Werte wurden mit denen der Bohrungen B 7 und B 11 verglichen, die vor der elektrokinetischen Sanierung beprobt worden sind, wobei diese Bohrungen bis in 3,0 m bzw. 13,1 m unter GOK verfiltert sind und die gemessenen Konzentrationen daher Mittelwert darstellen. Die Bohrungen B 32 und B 33 sind 0,6 bzw. 0,4 m von B 7 und 2,6 bzw. 2,2 m von B 11 entfernt (Abb. 6-68). Zur Probenahme wurde ein Entnahmeintervall von 0,5 m festgelegt, in dem die Bodenluft mittels eines Packersystems gemäß Kapitel 5.8.1 entnommen wurden.

Die Tetrachlorethenkonzentrationen in der Bodenluft sind mit Maximalwerten von 128000 mg/m³ in B 33 zwischen 1,0 und 1,5 m und 146000 mg/m³ in B 32 zwischen 2,5 und 3,0 m im Vergleich zu den Messwerten vor Testfeldbetrieb um das 20 - 150 fache erhöht (Abb. 6-72). Eine Bodenluftkonzentration von 146000 mg/m³ entspricht bei einer Bodentemperatur von 50 °C und der entsprechenden HENRY-Konstante von 2,59 einer PER-Konzentration im Bodenwasser von ca. 56 mg/l. Da

die Bohrungen B 7 und B 11 jedoch nicht tiefenorientiert beprobt wurden und die Sondierung B 11 mit einer Tiefe von 13,1 m unter GOK über einen weiten Bereich in unkontaminierten Bodenhorizonten verfiltrert ist, ist ein direkter Vergleich der Konzentrationstiefen schwierig. Dennoch decken sich die deutlich erhöhten Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft mit der temperaturbedingten erhöhten HENRY-Konstante.

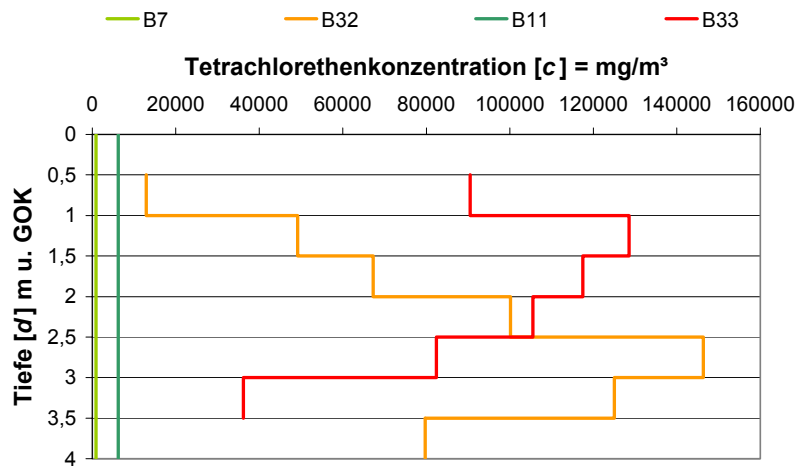


Abb. 6-72: Tiefenhorizontierte Tetrachlorethenkonzentrationsverläufe der Sondierungen B 7, B 11 (vor Testfeldbetrieb) B 32 und B 33 (nach Testfeldbetrieb).

Der unterschiedliche Konzentrationsverlauf in der Bodenluft von B 32 und B 33 (Abb. 6-72) lässt sich nicht mit der Schadstoffverteilung im Boden erklären, da auch nach dem Testfeldbetrieb in beiden Bohrungen die Maximalkonzentrationen im Boden in einer Tiefe zwischen 2,0 und 2,5 m liegen (Abb. 6-71). Aus diesem Grund sollte auch in B 33 eine Konzentrationszunahme bis in eine Tiefe von ca. 2,5 m zu verzeichnen sein. Die zu dieser Aussage konträren Messwerte in der Bodenluft in Bohrung B 33 lassen sich auf Probleme mit dem bei der Probennahme verwendeten Packersystem zurückführen bzw. durch bevorzugte Wegsamkeiten der Bodenluft in Verbindung mit dem Packer erklären. Die Sondierung B 33 liegt in unmittelbarer Nähe der Messstelle B 14, die zur Bodenluftabsaugung ausgebaut ist. Bodenhorizonte mit einer höheren Gasdurchlässigkeit, wie z. B. die Mergelschichten (Kap. 5.11.3), können über diese Messstelle einen pneumatischen Kurzschluss erzeugen und somit zu falschen Messwerten führen. Die auftauchenden Umläufigkeiten konnten allerdings erst nach der Analyse der Bodenluft erkannt werden, wodurch eine nachträgliche Berichtigung der Messwerte nicht mehr möglich war.

Da das initiale Schadstoffspektrum auch geringe Trichlorethenkonzentrationen aufwies, wurden die Bodenluftproben neben den möglichen Abbauprodukten des PER auch gezielt nach TCE untersucht. Dabei liegen die Maximalwerte von B 32 bei 605 mg/m³ und von B 33 bei 301 mg/m³ jeweils in einer Tiefenlage zwischen 3,0 und 3,5 m (Abb. 6-73). Da die Maxima der Ausgangskonzentrationen an PER und TCE vor der Sanierung nicht immer in der gleichen Tiefe lagen bzw. in vielen Bereichen kein TCE nachweisbar war, ist ein direkter Vergleich der Konzentrationswerte beider Schadstoffe nicht möglich. Dennoch zeigt die TCE-Konzentrationsverteilung in der Bodenluft den typischen Verlauf für den Testfeldstandort Birkenfeld und kann aufgrund der Tatsache, dass die Konzentration vom Bereich der Hauptkontamination zur Oberfläche hin abnimmt, mit als Indiz für die ablaufenden Diffusionsprozesse herangezogen werden.

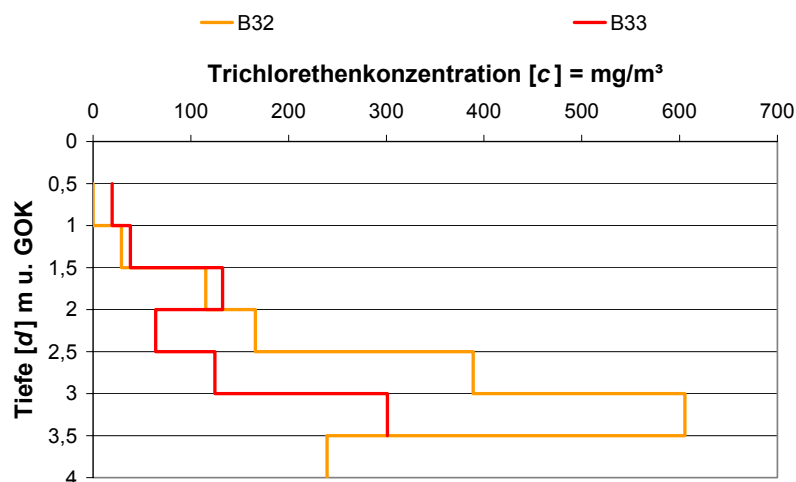


Abb. 6-73: Tiefenhorizontierte Trichlorethenkonzentrationsverläufe der Sondierungen B32 und B33.

6.4.8 Bodenluftabsaugung

70 Tage nach dem Testfeldbetrieb wurde an der ausgebauten Bohrung B 11, die vor dem elektrokinetischen Feldversuch als Bodenluftabsaugungsmessstelle diente, 37 Tage lang eine Bodenluftabsaugung betrieben, um einen direkten Vergleich beider Ist-Zustände zu ermöglichen. Die PER-Konzentrationen zu Beginn der Bodenluftabsaugung sind deutlich geringer als bei der Bodenluftabsaugung, die vor dem Testfeldversuch betrieben wurde (FADER UMWELTANALYTIK 1999). Dies erklärt sich in der geringeren Schadstoffbelastung nach der elektrokinetischen Bodensanierung. Da zwischen dem Betrieb des Testfelds und der Bodenluftabsaugung ein Zeitraum von 70 Tagen lag, war der Boden wieder so weit abgekühlt, dass sich der temperaturabhängige Verteilungskoeffizient in etwa in der Größenordnung der natürlichen Bedingungen bewegte und damit keine höheren Tetrachlorethenkonzentrationen in der Bodenluft zu erwarten waren. Nach ca. 12 Tagen stellen sich gleiche Bedingungen wie bei der ersten Bodenluftabsaugung ein, was dem Trend jeder Bodenluftabsaugung in bindigen Böden, aufgrund der geringen pneumatischen Durchlässigkeit und den sich dabei entwickelten Gleichgewicht der PER-Verteilung zwischen Boden, Porenwasser und Bodenluft, entspricht.

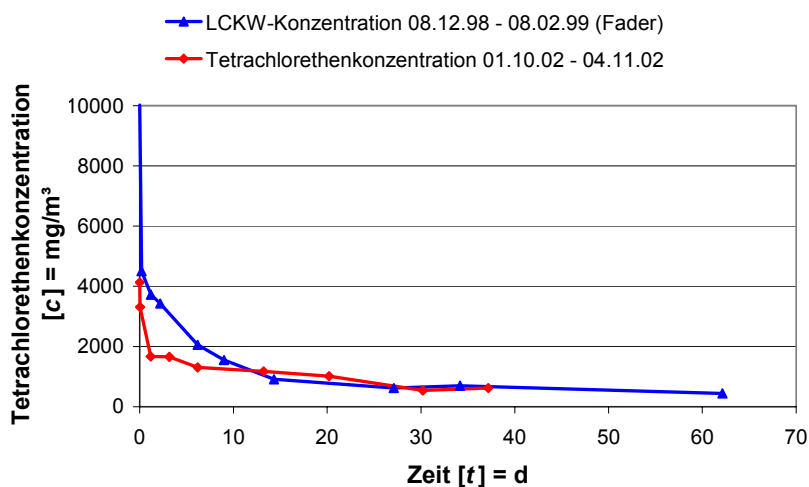


Abb. 6-74: Verlauf der Tetrachlorethenkonzentration während der Bodenluftabsaugung.

6.4.9 Kohlendioxidverteilung in der Bodenluft nach dem Testfeldbetrieb

Da Kohlendioxid und Methan mögliche Abbauprodukte des Tetrachlorethens sind, wurden nach dem Testfeldbetrieb in den Sondierungen B 32 und B 33 sowie in der Referenzmessstelle B 37, die sich im Abstand von ca. 10 m vom Testfeld entfernt befindet (Abb. 6-68), tiefenhorizontiert der CO_2 -, CH_4 -, H_2S - und O_2 -Gehalt in der Bodenluft gemessen. In keiner der drei Messstellen wurden Methan und Schwefelwasserstoff nachgewiesen. Die Sauerstoffkonzentration zeigte ebenfalls keine Auffälligkeiten bezüglich der Referenzmessstelle. Lediglich bei den CO_2 -Messwerten wurden deutliche Unterschiede zur Referenzmessstelle ermittelt (Abb. 6-75). In der Referenzmessstelle wurden in einer Tiefe zwischen 3,0 und 3,5 m Maximalwerte von 1,2 Vol. % ermittelt. Demgegenüber wurden in den Messstellen B 32 und B 33 in einer Tiefe um 2 m CO_2 -Werte von ca. 12 Vol. % gemessen. In den darüber und darunter liegenden Bodenhorizonten nimmt die Kohlendioxidkonzentration signifikant ab.

Prinzipiell gibt es mehrere Möglichkeiten für den Ursprung des CO_2 in der Bodenluft:

- mikrobiologisch-oxidativer Abbau von Trichlorethen
- elektrochemischer bzw. mikrobiologisch-oxidativer Abbau von Tetrachlorethen, wobei diese Form des Abbaus unter aeroben Bedingung wissenschaftlich noch nicht beobachtet wurde
- anorganischer Ursprung durch Lösung von Karbonaten

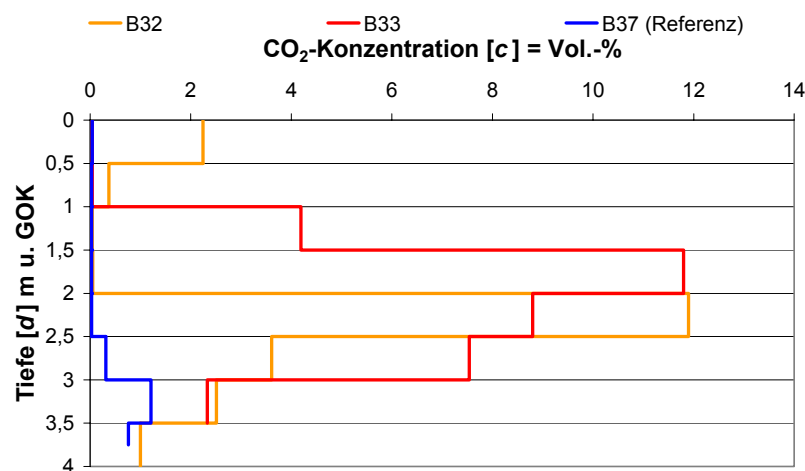


Abb. 6-75: Tiefenhorizontierte CO_2 -Konzentrations

Da in den untersuchten Wasser- und Bodenproben keinerlei Hinweise für einen mikrobiologischen Abbau des Tetrachlorethens gefunden wurden, sind die beiden erst genannten Gründe unwahrscheinlich. Darüber hinaus korrelieren die CO_2 -Konzentrationen nicht mit der Schadstoffverteilung im Untergrund, was ebenfalls gegen einen mikrobiologischen Abbau spricht. Demgegenüber wurden die hohen CO_2 -Konzentrationen in den Bodenhorizonten gemessen, in denen die Anoden installiert sind. Da durch die Elektrolyse des Wassers Hydroniumionen produziert werden, die ihrerseits zur Lösung des Karbonats im Boden beitragen und damit Hydrogencarbonat- und Karbonationen freigesetzt werden, die elektromigrativ zur Anode transportiert werden und dort durch eine elektrochemische Reaktion zu CO_2 reagieren, sind diese hohen Konzentrationen durch den anorganischen Ursprung zu erklären. Dass die Höchstwerte der Sondierung B 32 in einer Tiefe zwischen 2,0 und 2,5 m und von B 33 zwischen 1,5 und 2,0 m liegen, wird durch die Abweichung in der Tiefenlage der Anoden erklärt, da bei der Horizontalbohrung Schwankungen im Zentimeterbereich auftreten können. Bei einem fixen

Abstand von 0,5 m zwischen den beiden Packern an der Beprobungssonde ergibt sich, je nach Tiefenlage der Anoden, eine Verschiebung des Maximalwerts um eben diesen Längenbetrag.

6.4.10 Numerische Modellierung der Schadstoffverteilung auf dem Testfeldstandort

Eine Bilanzierung des Tetrachlorethens war unter den Testfeldbedingungen nur eingeschränkt möglich, da das Testfeld bezüglich des Schadstofftransports ein offenes System darstellte, was sich beispielsweise in der Entgasung des Tetrachlorethens aus den Kathoden zeigte. In den vorausgegangenen Kapiteln 6.4.5, 6.4.6 und 6.4.7 wurden erste Erklärungen hinsichtlich des Wasser- und Stofftransports sowie der Bodenwasser- und Schadstoffverteilung nach Versuchsende erläutert. Sie basieren auf den Messwerten, die während und nach dem Feldversuch ermittelt wurden sowie auf den theoretischen Grundlagen der Kapitel 2, 3 und 4. Aus diesem Grund soll zu den bisherigen Erklärungen zum Schadstoffverhalten unter Testfeldbedingungen eine eindimensionale numerische Simulation des Stofftransports erfolgen, die diese Aussagen theoretisch untermauert und deren Plausibilität bestätigt.

Grundlage des numerischen Modells ist die allgemeine elektrokinetische Konvektions-Diffusionsgleichung (Gl. 3-26), bei der, aufgrund der Schadstoffeigenschaften des Tetrachlorethens, nicht alle Terme berücksichtigt werden mussten. Da es sich bei Tetrachlorethen um ein unpolares Lösungsmittel mit lipophilem Charakter handelt, das in Böden mit geringem organischem Anteil kaum einer Sorption unterliegt, wurden in der Simulation sowohl der Elektromigrationsterm als auch der Reaktionsterm nicht berücksichtigt. Darüber hinaus wurde der Fluidtransportterm vernachlässigt, da bedingt durch die starke Wärmeentwicklung innerhalb des Bodenkörpers und der Elektroden, keine vollständige quantitative Erfassung des Fluidflusses möglich war (Kap. 6.4.2). Basierend auf diesen Einschränkungen der Transportgleichung wurde angenommen, dass Diffusionsprozesse den Haupttransportmechanismus darstellen.

Bei der numerischen Simulation wurden zwei Fälle getrennt voneinander berechnet, die jeweils Extremfälle darstellen. Der 1. Fall berücksichtigt hierbei den diffusiven Transport ausschließlich in der wässrigen Phase, während der 2. Fall die Diffusion in der Gasphase betrachtet. Beiden Fällen liegen die Gleichungen 3-13 und 3-14 zugrunde. Ein gekoppelter diffusiver Transport in der wässrigen und gasförmigen Phase im Dreiphasensystem Boden wurde nicht berücksichtigt.

Als Eingangsparameter in das Modell gingen neben den temperaturabhängigen Diffusionskoeffizienten die initial gemessene Schadstoffverteilung ein. Darüber hinaus wurde die Bodentemperatur nach Versuchsende berücksichtigt. Da im Testfeld keine kontinuierliche Temperaturaufzeichnung im Boden erfolgte, wurde die Temperatur über die gesamte Laufzeit als konstant angesehen. Für die ersten Tage ist diese Annahme nicht ganz korrekt, da aufgrund des hohen elektrischen Felds eine schnelle Aufheizung des Bodens erfolgt. Über die gesamte Simulationszeit gesehen, wurde der diffuse Austrag durch eine allmähliche Temperaturzunahme nur untergeordnet beeinflusst, so dass die Annahme konstanter Temperaturen durchaus realistisch erscheint. Zudem muss angemerkt werden, dass die gemessenen Endtemperaturen aufgrund des eingesetzten Messverfahrens Mindesttemperaturen darstellen.

Im Modell wurde angenommen, dass der diffuse Austrag weitgehend über die Geländeoberkante des Testfelds erfolgte und nur ein geringer Anteil über die Elektroden ausgetragen wurde. In Tabelle 6-13 sind die Simulationsparameter aufgelistet. Der Tortuosität wurde mit einem Wert von 0,1 ein hoher Einfluss zugesprochen, da der Boden aufgrund der hohen Temperatur nicht wassergesättigt war und der diffuse Transport isoliert in der wässrigen bzw. gasförmigen Phase betrachtet wurde.

Tab. 6-13: Parameter der numerischen Simulation.

Parameter	Einheit	Werte
Simulationsdauer	d	160
Tiefe	m	4
Durchmesser	m	8
Volumen Oberfläche	m ³	0,204
Volumen Kathode	m ³	0,636
Porosität	-	0,23
Tortuosität	-	0,1
Dynamische Viskosität der Porenlösung	Pa·s	1,0 E-3
Diffusionskoeffizient in Gas bei 25 °C	m ² /s	7,6 E-6
Diffusionskoeffizient in Wasser bei 25 °C	m ² /s	0,865 E-9

In Abbildung 6-76 ist die Simulation des diffusiven Stofftransports über die wässrige Phase (1. Fall) dargestellt. Dabei zeigt sich, dass über die gesamte Simulationszeit von 160 Tagen kein Schadstoff aus dem Bodenkörper ausgetragen wird. Es ist lediglich eine Aufweitung des Schadstoffpeaks im Übergang zwischen den hoch kontaminierten zu den niedrig kontaminierten Bereichen zu erkennen. Daraus ergibt sich, dass die im Testfeldbetrieb erzielten hohen Austragsraten über Diffusionsprozesse in der wässrigen Phase nicht zu erklären sind.

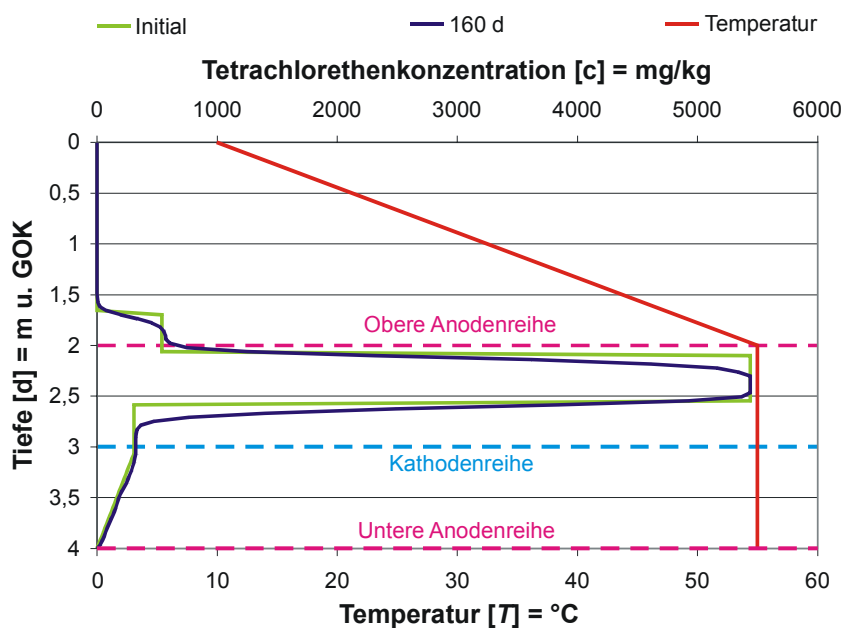


Abb. 6-76: Numerische Simulation der Tetrachlorethenverteilung im Boden unter Berücksichtigung des diffusiven Stofftransports in der wässrigen Phase.

Abbildung 6-77 zeigt die numerische Simulation des diffusiven Transports von Tetrachlorethen in der Gasphase. Hierbei ist ein deutlicher Austrag des Schadstoffs erkennbar. Innerhalb der Versuchszeit von 160 Tagen reduziert sich die PER-Konzentration im gesamten Boden auf Maximalwerte von ca. 120 mg/kg und liegt damit deutlich unter den Werten, die nach Versuchsende auf den Testfeldstandort gemessen wurden. Die Aufkonzentration in 4 m Tiefe erklärt sich aus der als gering angenommenen diffusiven Austragsrate über die Elektroden in dieser Tiefenlage. Hier deckt sich die Simulation nicht mit den im Testfeld gemachten Beobachtungen. Der Grund liegt darin, dass in der Simulation der

elektroosmotische Austrag des Tetrachlorethens vernachlässigt wurde und darüber hinaus der Einfluss des diffusiven Austrags über die Elektroden nur untergeordnet berücksichtigt wurde.

Auffallend ist die starke Schadstoffreduktion innerhalb der ersten Tage. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Diffusionsgeschwindigkeit vom Konzentrationsgradienten abhängt und darüber hinaus die Diffusion in der Gasphase um ca. das 10.000-fache schneller abläuft als in der wässrigen Phase (GRATHWOHL 1998 b).

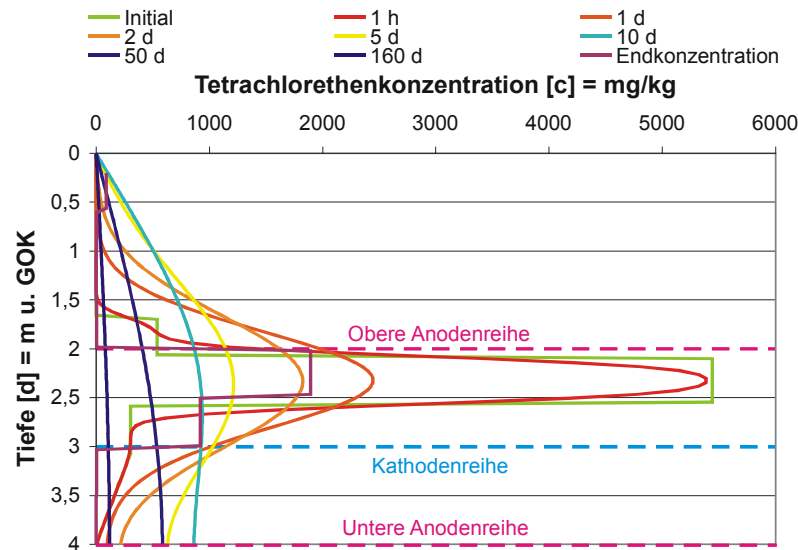


Abb. 6-77: Numerische Simulation der Tetrachlorethenverteilung im Boden unter Berücksichtigung des diffusiven Stofftransports in der Gasphase.

Da im Testfeld ein gekoppelter Transport in der gasförmigen und wässrigen Phase sowie im elektroosmotisch transportierten Porenwasser stattgefunden hat, sollte die Endkonzentration des Tetrachlorethens in einem Bereich zwischen den Werten liegen, die in den beiden Extremfällen berechnet wurden, wobei die Randeffekte mit zu berücksichtigen sind. Die bei der Endsondierung festgestellte Schadstoffverteilung (Abb. 6-70 und 6-71) zeigt eine deutliche Reduktion der Tetrachlorethenkonzentration, die im Bereich dieser beider numerischer Simulationen liegt. Aus diesem Grund bestätigen diese Modellberechnungen die Aussagen (Kapitel 6.4.5, 6.4.6 und 6.4.7) über den vorwiegend diffusiven Stofftransport im Verlauf des Testfeldbetriebs.

6.4.11 Tiefenhorizontierter Verlauf des Karbonatgehalts, des pH-Werts und des Wassergehalts des Bodens

Um die Veränderungen des Karbonat- und Wassergehalts sowie des pH-Werts im Zuge der elektrokinetisch induzierten Prozesse beurteilen zu können, wurden vor und nach dem Testfeldbetrieb an ausgewählten Sondierungen (Abb. 6-68) Proben genommen und auf diese Parameter hin untersucht. Aufgrund des heterogenen Bodenaufbaus (Kap. 5.11.3, Kap. 6.1.3) lassen sich jedoch nicht alle Messwerte vollständig miteinander korrelieren.

Alle drei Karbonatprofile weisen einen tendenziell ähnlichen Verlauf mit zwei lokalen Maxima in den Bereichen zwischen 1,0 und 1,5 m sowie zwischen 2,5 und 3,0 m Tiefe und einem dazwischenliegendem lokalen Minimum auf (Abb. 6-78). Der Unterschied von ca. 18 Gew. % zwischen dem Initialwert der Sondierung B 28 und den beiden Abschlussbohrungen in 1,5 m Tiefe ist aufgrund der Anodenlage nicht auf die Lösung der Karbonate zurückzuführen, sondern liegt vielmehr in der

heterogenen Mineralogie des Untergrunds, die sich z. T. im Zentimeterbereich deutlich bemerkbar macht.

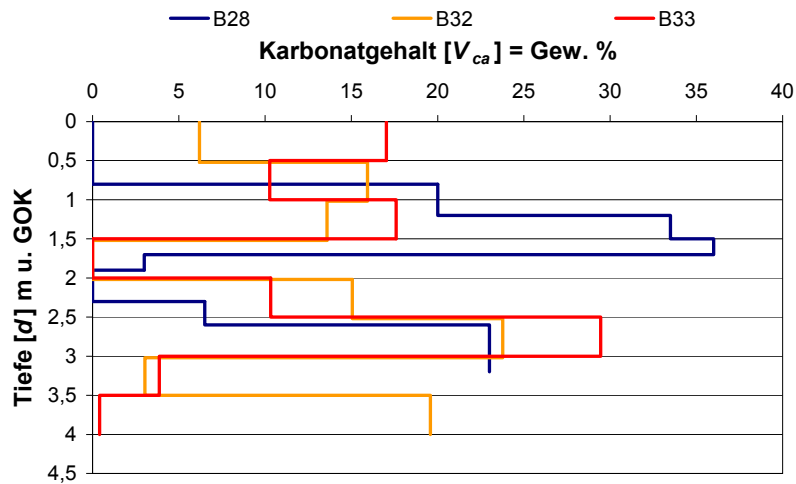


Abb. 6-78: Vergleich des tiefenabhängigen Karbonatgehalts vor (B 28) und nach (B 32, B 33) dem Testfeldbetrieb.

Der tiefenorientierte Verlauf der pH-Werte des Bodens verhält sich etwa parallel zum Verlauf der Karbonatgehalte (Abb. 6-79). Die pH-Werte des Bodens liegen, mit Ausnahme von B 34, im neutralen bis leicht alkalischen Bereich, also im Bereich des Karbonatpuffers. Auch in den pH-Wert-Profilen ist kein Unterschied zwischen den Werten festzustellen, die vor (B 22) und nach (B 32, B 33, B 34, B 38) der Sanierung ermittelt worden sind. Bei pH-Werten in dieser Höhe ist die variable Ladung der vorhandenen Tonminerale und Oxide vorwiegend negativ, was sich wiederum positiv auf das Zeta-Potential und damit auf den k_e -Wert auswirkt.

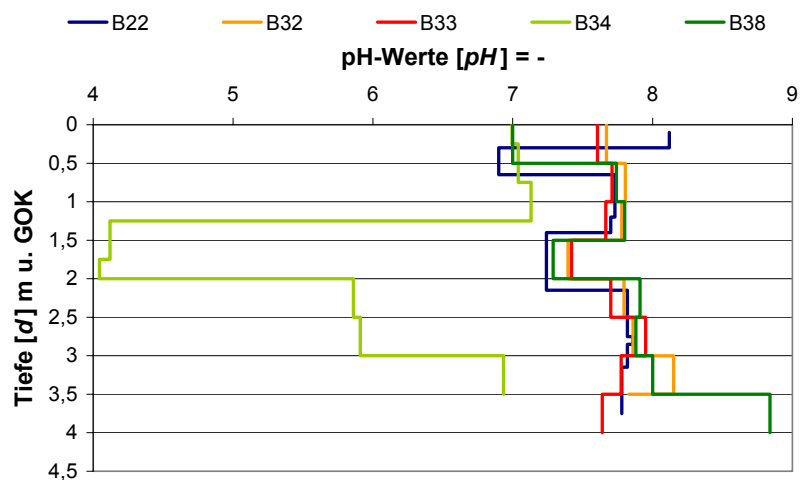


Abb. 6-79: Vergleich der tiefenabhängigen pH-Werte vor (B 22) und nach (B 32, B 33, B 34, B 38) dem Testfeldbetrieb.

Die Sondierung B 34 zeigt einen von den anderen Bohrungen (Abb. 6-79) stark abweichenden pH-Wert-Verlauf. Die relativen pH-Werte, mit einem Minimum zwischen 1,5 und 2,0 m Tiefe, sind zwar ähnlich, die absoluten pH-Werte sind jedoch deutlich geringer. Die Sondierung B 34 liegt, wie bereits

erwähnt, im Bereich der Linerbohrung B 27 (Abb. 6-68), die nach Abschluss der Bohrarbeiten mit Bentonit wiederverfüllt worden ist. Aus diesem Grund sollte eigentlich ein mehr oder weniger konstanter pH-Wert über die gesamte Tiefe gemessen werden. Die davon abweichenden Werte müssen auf elektrokinetisch induzierte Prozesse zurückzuführen sein. Der extrem niedrige pH-Wert von 4,1 in einer Tiefe von 1,75 - 2,0 m hat seine Ursache in der Nähe zur dritten Anode der oberen Anodenreihe, an der gemäß Gleichung 2-28 Hydroniumionen produziert wurden, die elektromigrativ im Bentonit transportiert worden sind.

Die Bestimmung der Wassergehalte erfolgte in den gleichen Sondierungen und Messintervallen wie die der Karbonatgehalte. In Abbildung 6-79 ist der tiefenorientierte Verlauf dargestellt, wobei die Bohrung B 28 die Ausgangssituation zeigt, während die Sondierungen B 32 und B 33 nach der Sanierung gemessen wurden. Tendenziell nehmen die Wassergehalte im Boden bei B 28, B 32 und B 33 mit der Tiefe ab und weisen jeweils ein lokales Minimum zwischen 1,5 und 2,0 m Tiefe auf. Dieses Minimum fällt mit der Tiefenlage der Anoden zusammen, in der praktisch keine Karbonate vorkommen. Da diese Tatsache sowohl vor als auch nach der Sanierung zutrifft, ist kein kausaler Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Karbonatgesteinen und dem Wassergehalt zu sehen. Die Zunahme der Wassergehalte im Bereich nahe der Oberfläche hat ihre Ursache im Verdampfen des Porenwassers in tieferen Bodenschichten aufgrund der Wärmeentwicklung innerhalb des elektrischen Felds. Der Wasserdampf diffundiert an die Oberfläche und kondensiert in den kälteren, oberflächennahen Bodenbereichen.

Insgesamt sind die Unterschiede im Wassergehalt vor und nach der Sanierung relativ gering, auch wenn in der Summe eine Zunahme zu verzeichnen ist. Diese Ergebnisse decken sich mit den durchgeführten Laborversuchen (Kap. 6.2). Bei insgesamt geringeren Bodentemperaturen wäre das Maß der Aufsättigung sicher höher ausgefallen.

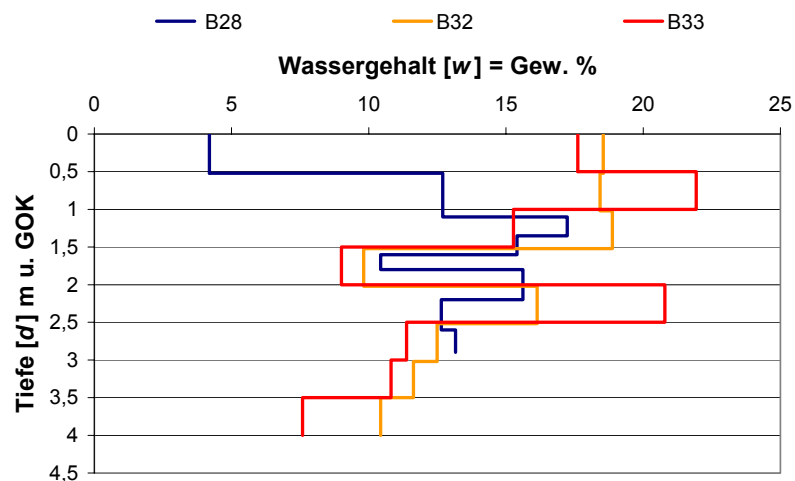


Abb. 6-80: Vergleich des tiefenabhängigen Wassergehalts vor (B 28) und nach (B 32, B 33) dem Testfeldbetrieb.

Um eine bessere zeitliche Auflösung des In-situ-Wassergehalts zu erhalten, wurden auf dem Testfeld drei Bodenfeuchtemessstellen eingerichtet. Als Messmethode wurde die TRIME-Messtechnik gewählt (Kap. 5.5.9). Zwei der drei Messstellen liegen im Bereich der Kontamination, die dritte dient als Referenzmessstelle (Kap. 5.11.5).

Die Überwachung des Bodenwassergehalts ist gerade beim Einsatz der elektrokinetischen Boden-sanierung unter bebauten Altlasten von Bedeutung, da besonders bindige Böden ihre bodenmechanischen Eigenschaften in Abhängigkeit des Wassergehalts signifikant verändern und es damit zur Überschreitung der Scherfestigkeit und zum Grundbruch kommen kann (Kap 6.3.1). Da die TRIME-Technik für sandige Böden besser geeignet ist als für Schluff- und Tonböden, sind die ermittelten volumetrischen Wassergehalte nur bedingt aussagekräftig. Nach einer Kalibrierung ist ihr Einsatz jedoch auch in Tonböden als sinnvoll anzusehen. Ferner sollten die Messwerte der TRIME-Sonde temperaturkorrigiert werden (Kap. 5.5.9). Aus diesem Grund muss beim Einsatz der TDR-Technik die Bodentemperatur an jeder Messstelle mitgemessen werden.

Aufgrund der Temperaturabhängigkeit der Messwerte und der werkseitig fehlenden Führung der TDR-Messsonde innerhalb des Tecanatrohrs und der damit bedingten ungenauen Positionierung sowie der fehlenden Orientierung bei den Wiederholungsmessungen ist eine Messwertinterpretation der Wassergehalte nur bedingt durchführbar. Dennoch zeigt sich in der Referenzmessstelle (Abb. 6-81, links) eine relativ gute Übereinstimmung der einzelnen Messungen. Innerhalb des oberen Meters scheint der Wassergehalt mit der zunehmenden Außentemperatur anzusteigen (Abb. 6-66). Dies liegt daran, dass während des laufenden Testfeldbetriebs keine Temperaturmessung möglich war und somit auch der von der temperaturabhängigen relativen Dielektrizitätskonstanten abhängige Wassergehalt (Kap. 5.5.9) nicht korrigiert werden konnte. Die Schwankungen der einzelnen Wassergehaltsmessungen in der Messstelle 1 zeigen dieselbe Tendenz. Hier wirken sich neben dem Temperatureffekt die einzelnen Perkolationszyklen entscheidend auf die lokale Wassergehaltsentwicklung aus. So wurde die Messung am 17.06.02 kurz nach der Perkolation durchgeführt, während die am 21.04.02 unmittelbar vor dem nächsten Zyklus erfolgte. In der Tiefenlage der Kathoden wirkt sich die temporäre Veränderung des Wassergehalts weniger stark aus. Dies liegt daran, dass bei Zugabe eines bestimmten Wasservolumens und mit Zunahme der Distanz von der Anode auch die durchströmte Querschnittsfläche zunimmt.

In den oberen Zentimetern wirkt sich, so wie in der Referenzmessstelle, die Außentemperatur aus. In einer Tiefe von 0,5 m schwanken die Wassergehalte um etwa 5 Vol. % und liegen damit im Bereich der Messgenauigkeit für bindige Böden. Im Hinblick auf die Grenzwertvorgabe der Bodenfeuchte - hinsichtlich der bodenmechanischen Festigkeit - wäre dieser Bereich für die Positionierung einer fest installierten TDR-Sonde im Rahmen einer elektrokinetischen Bodensanierung vorzusehen.

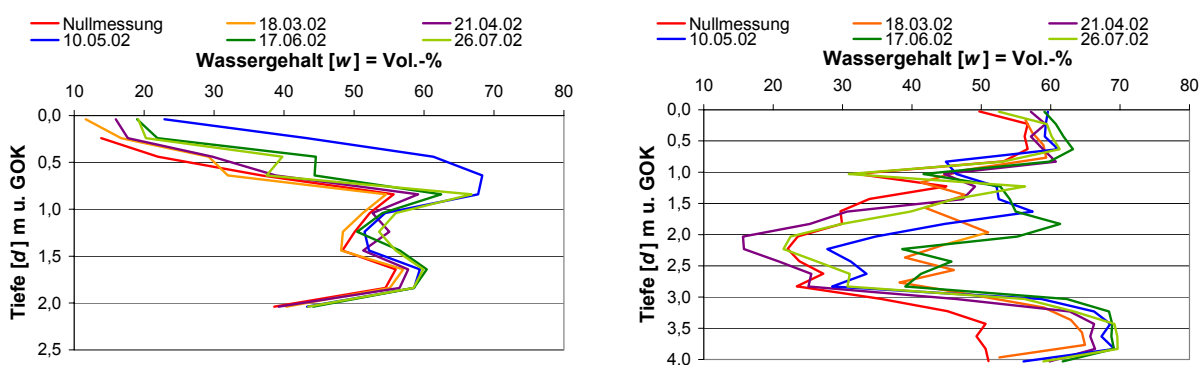


Abb. 6-81: Bodenfeuchteprofile der Referenzmessstelle (links) und der Messstelle 1 (rechts).

7 Kostenanalyse

Mit den derzeit gängigen Sanierungsmethoden, wie z. B. hydraulische und pneumatische Verfahren, können gering durchlässige Böden nicht effizient saniert werden. Die elektrokinetische Bodensanierung schließt eine bestehende Lücke auf dem Altlastenmarkt und steht bei Anwendung in gering durchlässigem Untergrund nicht mit herkömmlichen Sanierungsmethoden in Konkurrenz. Nach dem momentanem Stand der Technik werden Schadensherde in tonigen Böden gesichert oder ausgekoffert und der Bodenaushub off-site gereinigt bzw. deponiert. Aus umweltpolitischen Gesichtspunkten ist dieses Vorgehen unbefriedigend. Der große Vorteil der elektrokinetischen Bodensanierung besteht darin, dass es sich um eine In-situ-Technologie handelt und damit die natürliche Bodenstruktur weitgehend erhalten bleibt. Darüber hinaus verspricht die Kombination mit gängigen Sanierungsverfahren eine wirtschaftlichere Sanierung komplexer Schadensfälle.

Die seriöse Kostenabschätzung einer elektrokinetischen Bodensanierung, auch in Kombination mit herkömmlichen Sanierungstechnologien, ist von mehreren Faktoren abhängig. So nehmen die physikochemischen Eigenschaften des Bodens, die unter anderem durch die mineralogische Zusammensetzung, den Wassergehalt, die Elektrolytkonzentration usw. bestimmt werden, einen direkten Einfluß auf die Energiekosten. Beispielsweise kann die elektrische Leitfähigkeit unterschiedlicher Böden (Talauelehm "Hammerwerk" Sölingen 8,34 mS/m, Rötmergel "Birkenfeld" 42 mS/m, Bentonit (Calcigel) 796 mS/m), und damit auch die sich hierzu proportional verhaltende elektrische Arbeit, um zwei Zehnerpotenzen variieren. Darüber hinaus werden die Sanierungskosten von der Art des Schadstoffs bestimmt. Die Kenntnis der Spezifikation des Schadstoffs, seine Wechselwirkung mit den Bodenpartikeln, sein Verhalten bei wechselnden Eh/pH-Bedingungen, seine möglichen Reaktionen mit anderen Substanzen im Boden (z.B. über die Elektroden zugeführte bzw. durch Elektrodenprozesse freigesetzte), seine Konzentration und Verteilung im Untergrund ist daher für eine Kostenabschätzung unabdingbar. Weiterhin werden die Sanierungskosten durch das festgelegte Sanierungsziel bestimmt.

Neben diesen Einflussgrößen sind die Standortgegebenheiten von entscheidender Rolle. Bei Schadensherden in größeren Tiefen hat die elektrokinetische Bodensanierung gegenüber dem herkömmlichen Bodenaushub den Vorteil, dass teure Sicherungsmaßnahmen entfallen. Darüber hinaus sind mit der elektrokinetischen Bodensanierung auch Schadensherde unter bebauten Flächen sanierbar, die über einen Bodenaustausch nicht zugänglich sind.

Wie auch bei anderen Sanierungsverfahren wirken sich die Zugänglichkeit und die Infrastruktur des Standorts auf die Kostenentwicklung aus. Aufgrund des elektrischen Felds sind bei der elektrokinetischen Bodensanierung genaue Kenntnisse über die Lage von Versorgungsleitungen und metallischen Gegenständen im Untergrund notwendig. Daher können zusätzliche Kosten für Voruntersuchungen im Hinblick auf Blindgänger, Gas-, Wasser-, Abwasser-, Telefon- und Stromleitungen sowie metallischen Abfall (Fässer, Armierungen usw.) anfallen.

7.1 Kosten des Testfelds

Die Grundlagen der meisten derzeit vorhandenen Kostenanalysen basieren auf experimentellen Untersuchungen im Feld- und Technikumsmaßstab (z. B. ACAR et al 1997). Nur sehr wenige Kostenabschätzungen basieren auf der Grundlage eines real durchgeführten Sanierungsfalls. Die Kostenmodelle von THORNTON & SHAPIRO (1995), SCHULTZ (1997), US EPA (1998) und ALSHAWABKEH et al. (1999) berücksichtigen eine Vielzahl von Kostenstellen, die eine sinnvolle

Berechnungsgrundlage für eine elektrokinetische Bodensanierung darstellen. In Abbildung 7-1 sind die wesentlichen Positionen aufgeführt.

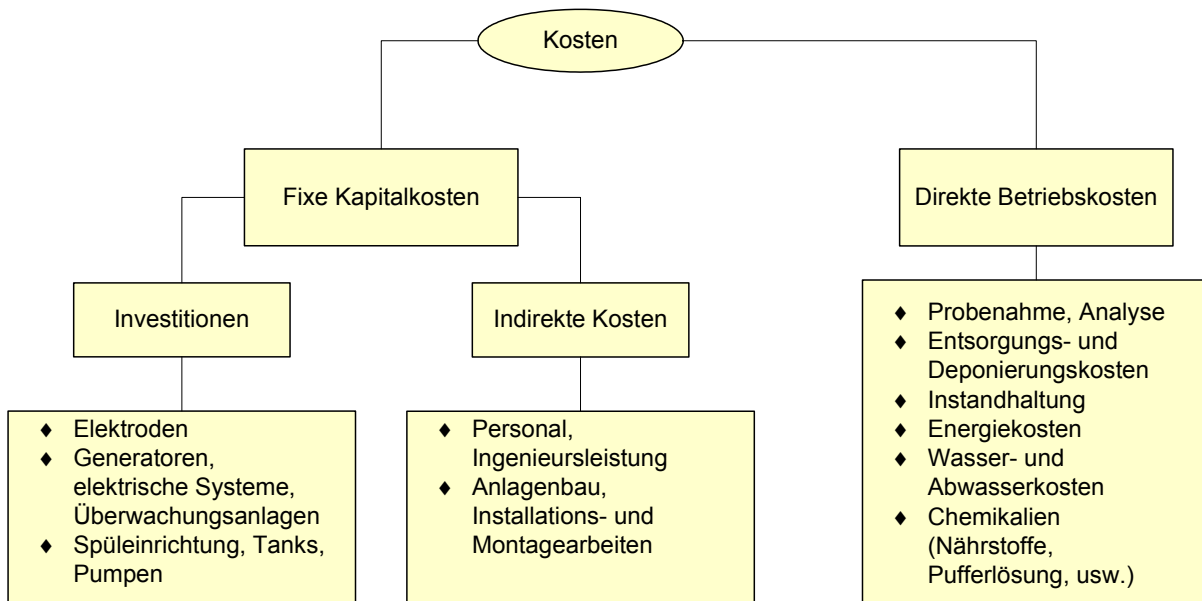


Abb. 7-1: Kostenstellen für eine elektrokinetische Bodensanierung.

Für das Testfeld in Birkenfeld gliedern sich hieraus die Kosten für eine Laufzeit von 160 Tagen gemäß Tabelle 7-1.

Tab. 7-1: Kostenaufstellung für das Testfeld in Birkenfeld.

Kostenstelle	Quantität	Kosten
<i>Investitionen</i>		
Horizontalbohrung WMZ	150 m	24.350 €
Netzgerät (200V / 100A) (CME)	1	13.900 €
Elektroden	135 m	10.700 €
Container (Hettmannsperger)	1	450 €
	6 Monate	350 €
Wasserstoffüberwachung (Dräger)	1	1.150 €
Wassergehaltsmessung (IMKO)	1	3.150 €
Installationsmaterial, Kleinteile		3.000 €
	Summe	57.050 €
<i>Indirekte Kosten</i>		
Kontrollschacht (Schweikert)	4,5 x 7,0 x 2,0 m	29.100 €
Personalkosten, Ingenieursleistung		55.000 €
	Summe	84.100 €
<i>Direkte Betriebskosten</i>		
Energiekosten:		
Wasser	65,79 m ³	130 €
Strom Netzgerät	19.828,53 kWh	1.700 €
Strom Seitenkanalverdichter	22.454,30 kWh	1.950 €
Strom Steuerung usw.	763,47 kWh	70 €
Wasseraufbereitung (Hettmannsperger)	6 Monate	2.850 €
Luftreinigung (Hettmannsperger)	6 Monate	2.700 €
Entsorgung Bohrspülung, Asphalt		2.500 €
Analytik		21.000 €
	Summe	32.900 €
	Gesamt	174.050 €

Diese Kostenaufstellung spiegelt Testfeldbedingungen wider, die aufgrund wissenschaftlicher Fragestellungen und der Tatsache, dass es sich um ein noch nicht etabliertes Sanierungsverfahren handelt, mit einem erhöhten analytischen und personellen Aufwand betrieben wurden und dadurch zu weitaus höheren Kosten als beim zukünftigen kommerziellen Einsatz des fertig entwickelten Verfahrens führte. So wurden bei der Voruntersuchung und der Abschlusssondierung deutlich mehr Sondierungen zur Schadstoffeingrenzung durchgeführt, als dies üblicherweise der Fall ist. Wie schon in Kapitel 5.11.5 erwähnt, sind der Elektrodenkontrollschacht und die hierfür benötigte Lüftung unter normalen Sanierungsbedingungen nicht erforderlich. Darüber hinaus sind bei einer zukünftigen Anwendung des Verfahrens, bei gleicher räumlicher Ausdehnung des Schadensherds, weniger Elektroden notwendig, so dass hier erhebliche Kosten gespart werden können. Der Personalbedarf für ein noch nicht etabliertes Sanierungsverfahren im Teststadium ist aufgrund fehlender Erfahrungswerte sowie der Suche nach geeigneten Materialien und Messmethoden erheblich höher als bei gängigen Sanierungsmethoden. Aufgrund der im Testfeldversuch gemachten Erfahrungen können daher die Kosten bei einer „realen“ vollmaßstäblichen Anwendung erheblich reduziert werden. Die reinen Stromkosten zum Betrieb der Elektroden während der 160 Tage Betriebszeit ist mit 1.700 € (17,35 €/m³) sehr gering, was die Sanierungskosten bei einer vollständigen Sanierung des Schadensfalls in Birkenfeld mit einer prognostizierten Laufzeit von 1 - 2 Jahren nur unerheblich erhöht hätte.

8 Ausblick und Optimierungsansätze

Aufgrund der nunmehr zwanzigjährigen Forschungsarbeit auf dem Gebiet der elektrokinetischen Bodensanierung sind die theoretischen Grundlagen hinreichend bekannt. Da die meisten Forschergruppen ihre Tätigkeit auf Labor- und Technikumsversuche beschränkt haben, sind im Bereich der großmaßstäblichen, praktischen Umsetzung noch einige Fragen offen. Dennoch haben erste Feldversuche, die in den USA (HO et al. 1997, 1999 a, b) und Deutschland (HAUS 2002, ZORN et al. 2003, STEGER et al. 2004) durchgeführt worden sind sowie erste kommerzielle Anwendungen in den Niederlanden (LAGEMAN 1993) gezeigt, dass dieses Sanierungsverfahren sehr gute Erfolge beim Schadstoffaustrag, der Immobilisierung und dem In-situ-Abbau von Kontaminationen erzielt hat. Auch aus monetären Gesichtspunkten kann die elektrokinetische Bodensanierung erfolgsversprechend eingesetzt werden, zumal ihre Vorzüge in der Behandlung bindiger Böden zu sehen ist, für die es nach dem derzeitigen Stand der Technik keine anderen Sanierungsmöglichkeiten gibt.

Die Ergebnisse aus den durchgeführten elektrokinetischen Versuchen sowie die Erkenntnisse aus der gängigen Sanierungspraxis zeigen ein hohes Erfolgspotential der elektrokinetischen Bodensanierung in Kombination mit anderen Sanierungsmethoden. In Abbildung 8-1 ist eine mögliche Sanierungsanlage dargestellt, die neben der zentralen, elektrokinetischen Bodensanierung eine Kombination mit pneumatischen, hydraulischen und/oder mikrobiologischen Verfahren ermöglicht. Darüber hinaus ist es möglich die Anlage auch zur elektrischen Widerstandsheizung mittels einer Wechselspannungsquelle einzusetzen. Durch diese Flexibilität kann die elektrokinetische Bodensanierung an komplexe Standortbedingungen adaptiert werden und somit als viel versprechende innovative In-situ-Sanierungsmethode bewertet werden.

Um das Verfahren zu optimieren und den Schadstoffaustrag zu erhöhen, wurden im Zuge mehrerer Forschungsarbeiten unterstützende Maßnahmen ergriffen. Hierbei wurden in Abhängigkeit des Schadstoffs, seiner Spezifikation und der herrschenden Bodenbedingungen entweder anodenseitig durch Zugabe von NaOH (DZENITIS 1997 a) oder kathodenseitig durch Pufferung mit Essig- (REED et al. 1995, WILSON et al. 1995 b) oder Zitronensäure (EYKHOLT & DANIEL 1994) der pH-Wert kontrolliert. Ferner führten OTTOSEN et al. (1995) elektrokinetische Experimente durch, in denen durch den Einsatz von ionenselektiven Membranen eine Kontrolle der pH-Wert-Bedingungen erreicht wurde. Darüber hinaus wurde von YEUNG et al. (1996) durch den Einsatz von Komplexbildnern, wie beispielsweise EDTA, eine Erhöhung der Mobilität von Schwermetallen untersucht. Ferner wurde die Möglichkeit einer gezielten Zufuhr von Tensiden zur Steigerung der elektrokinetisch induzierten Austragsrate von Schwermetallen (FRITZE 2004) sowie von polaren und unpolaren Schadstoffen (ACAR et al. 1995) studiert.

Hinsichtlich der relativ geringen Wasserlöslichkeit von LCKW ist der gezielte Einsatz von Spüllösungen auf Alkoholbasis im Verlauf einer elektrokinetischen Bodensanierung denkbar. Das sogenannte Co-Solvent Flooding wurde bereits in mehreren hydraulischen Labor- und Technikumsversuchen in künstlich errichteten Aquiferen erfolgreich eingesetzt (KOSCHITZKY et al. 2004). Im elektrischen Gleichspannungsfeld wäre ein gezielter Transport der Alkoholspülung auch in bindigen Böden möglich. In diesem Zusammenhang müssen jedoch mögliche elektrochemische Reaktionen im Bereich der Elektroden, welche die Spüllösung beeinflussen können, sowie der elektrokinetische Transport der Alkoholspülung noch näher untersucht werden. Durch die geschickte Positionierung der Injektions- und Entnahmelanzen kann eine nachhaltige Beeinflussung der Alkoholspülung durch die ablaufenden Elektrodenreaktionen jedoch ausgeschlossen werden, so dass ein effizienter Stofftransport geringlöslicher Schadstoffe erzielt werden kann.

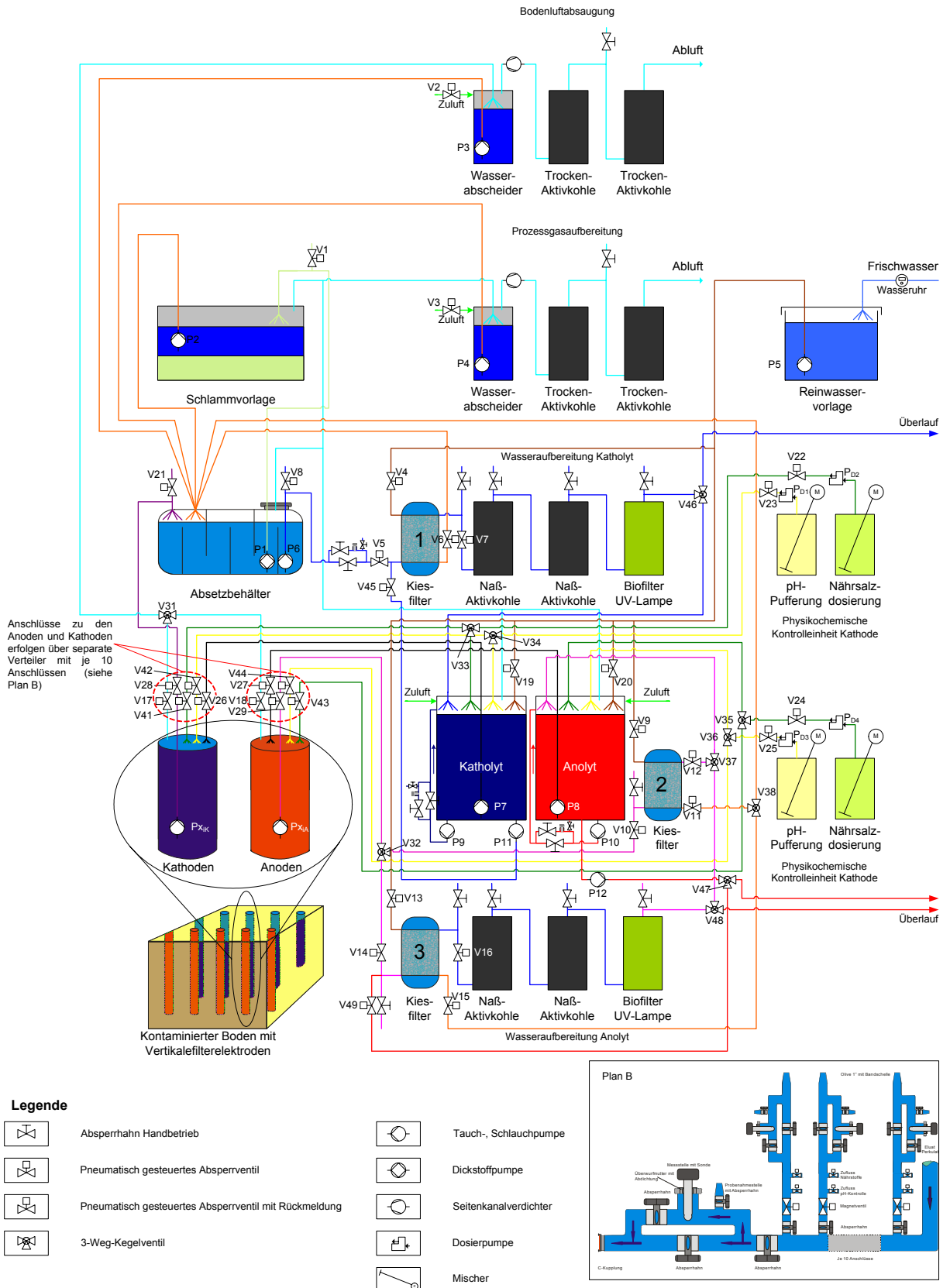


Abb. 8-1: Schematischer Aufbau einer elektrokinetischen Bodensanierungsanlage mit der Option zur Kombination mit herkömmlichen Sanierungsmethoden.

Im Hinblick auf eine Optimierung des Elektrodenhinterfüllmaterials bezüglich seiner Langzeitstabilität besteht noch Forschungsbedarf. Neben den Bodenstrukturveränderungen in den elektrokinetischen Laborversuchen zeigte die Bentonitsuspension, welche die Horizontalfilterelektroden umgab, deutliche Anzeichen der Alteration. Bei längeren Sanierungsmaßnahmen kann sich dies negativ auf die Funktionsfähigkeit der Elektroden auswirken. Abhilfe hierfür kann eine Tonsuspension sein, die weniger anfällig auf Ionenaustausch, sich ändernde pH-Werte und Wassergehalte sowie auf Temperaturveränderungen reagiert. Hierfür wäre eine Mischung aus Kaolinit, Sand und ein geringer Zementanteil denkbar. In diesem Zusammenhang müssen noch eingehende Langzeitversuche durchgeführt werden, die das Langzeitverhalten einer verbesserten Hinterfüllung unter Einbeziehung der elektrischen und elektroosmotischen Anbindung zum Schwerpunkt haben.

Inwieweit sich die elektrokinetisch induzierten Strukturveränderungen auf die Scherfestigkeit des Bodens auswirken, sollte in weiteren Experimenten eingehend untersucht werden. Die Versuche, die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt worden sind, haben zwar qualitativ gezeigt, dass im Bereich der Kathode eine Scherfestigkeitszunahme zu verzeichnen war. Dies konnte jedoch aufgrund der relativ kleinen Versuchskörper der Laborversuche messtechnisch nicht nachgewiesen werden, und die heterogenen Untergrundverhältnisse auf dem Testfeldstandort ließen derartige reproduzierbare Messungen ebenfalls nicht zu. Daher sollten im Rahmen mehrerer Langzeitversuche im Technikumsmaßstab weitere Untersuchungen an unterschiedlichen Böden erfolgen, bei denen zusätzlich die Scherfestigkeit gemessen wird.

Zur besseren Planung und monetären Kalkulation einer elektrokinetischen Sanierungsmaßnahme sind numerische Modellrechnungen eine wichtige Ergänzung zu den notwendigen Machbarkeitsstudien im Labormaßstab. Besonders für leicht flüchtige Schadstoffe in der ungesättigten Zone fehlt derzeit ein geeignetes Modell, das neben der Temperaturentwicklung und -verteilung den gekoppelten diffusiven Transport in der wässrigen und gasförmigen Phase innerhalb des Bodens berücksichtigt. Erste Ansätze zu einer verbesserten numerischen Simulation wurden durch ZORN (2005) vorgenommen. Basierend auf dieser Grundlage sollten in weiteren Arbeiten eine Kombination aller ablaufenden Transportprozesse sowie die Entwicklung der Feld- und Temperaturverteilung in der gesättigten und ungesättigten Zone in einem erweiterten numerischen Modell berücksichtigt werden.

Zusammenfassend lässt sich - unter Berücksichtigung der in dieser Arbeit diskutierten Randbedingungen und Erfahrungen - feststellen, dass die elektrokinetische Bodensanierung eine effektive, ökonomische Technologie zur Schadstoffentfernung bzw. -immobilisierung und/oder zum Schadstoffabbau in gering durchlässigen Böden darstellt, die auch bei entsprechenden Kontaminationsarten in Sanden und Kiesen eingesetzt werden kann. Aufgrund ihrer Flexibilität und Kombinationsmöglichkeit mit herkömmlichen Sanierungsmaßnahmen existiert ein breites Anwendungsspektrum für dieses Verfahren. Darüber hinaus wird die Elektrokinetik in Zukunft auch durch die vermehrt anfallenden Industrie- und Hafenschlämme neue Aufgabenfelder erschließen und an Wichtigkeit gewinnen. Der Vorteil des Verfahrens ist hierbei nicht nur auf die Dekontamination der Schlämme beschränkt, sondern offeriert auch in eine Reduktion des Wassergehalts, so dass diese Schlämme als Recyclingstoffe (z. B. Zuschlagstoffe) in den Produktionszyklus reintegriert werden können.

Bei der Vielzahl an parallel ablaufenden, chemischen und physikalischen Prozessen im Untergrund und an den Elektroden, ist das Verfahren aber nur mit genauen Kenntnissen über die Funktionsweise dieser Prozesse anwendbar, um einen optimalen Sanierungserfolg zu gewährleisten. In diesem Zusammenhang sind neben einer präzisen Eingrenzung des Schadensherds, einer genauen Kenntnis der Geologie und der Charakterisierung der Bodenkennwerte vorbereitende, elektrokinetische Laborversuche zwingend erforderlich, die mit einer Modellierung des Schadstofftransports sinnvoll zu

ergänzen sind. Diese Untersuchungen ermöglichen eine an den Standort optimal angepasste Elektrodenkonfiguration sowie eine ausgeklügelte Steuerung der Prozesswässer und Reagenzien entsprechend der jeweiligen Untergrundbedingungen, wodurch eine erfolgreiche, schnelle und kostengünstige Sanierung durchführbar wird.

9 Zusammenfassung

In den Bereichen der Altlastenbearbeitung und Sanierungstechnologien wurden in den letzten zwei Jahrzehnten mit innovativen Methoden und Verfahren große Fortschritte zu deren ökologischen und ökonomischen Bearbeitung erzielt. Trotz dieser Entwicklung stellen Kontaminationen in gering durchlässigen Böden mit hohem Tonanteil sowie in Wechsellagerungen auch heute noch nahezu unlösbare Anforderungen an diese Sanierungsverfahren. Die elektrokinetische Bodensanierung wird aufgrund ihres Wirkungsprinzips den besonderen spezifischen Eigenschaften dieser Problemböden gerecht und schließt damit eine bestehende Lücke im Altlastensektor.

Im Rahmen dieser Arbeit stand die technische Umsetzung der elektrokinetischen In-situ-Bodensanierung im Hinblick auf bebaute Altlasten im Vordergrund. Hierzu wurden grundsätzliche Transportprozesse und ablaufende Reaktionen untersucht sowie rationelle Lösungen zur Errichtung einer funktionsfähigen, praktikablen Sanierungsanlage erarbeitet. Um die ablaufenden Prozesse besser verstehen zu können und das Verfahren entsprechend anzupassen und zu optimieren wurde die Strategie des Upscaling angewendet. Beginnend mit Laborversuchen, in denen das Hauptaugenmerk auf elektrokinetisch induzierte Veränderungen der Bodenstruktur sowie auf das Transportverhalten von Tetrachlorethen und dessen möglichen Abbau in toxischere Produkte gelegt wurde, erfolgte im nächsten Untersuchungsschritt - den Technikumsversuchen - die Entwicklung geeigneter Elektroden für den anschließenden Testfeldversuch. Auf Basis der aus den Labor- und Technikumsversuchen gewonnenen Datengrundlage sowie einer detaillierten Vorkundung auf dem Betriebsgelände der Firma Stahl GmbH in Birkenfeld (Nordschwarzwald) wurde ein Testfeld geplant, eingerichtet und 160 Tage erfolgreich betrieben.

Zu Beginn der Untersuchungen stand die Charakterisierung aller wichtigen Bodenparameter (pH-Wert, Karbonatgehalt, Mineralogie, Konsistenzgrenzen, Wasseraufnahmevermögen, Wassergehalt, Kationenaustauschkapazität, Porosität, Porenverteilung, Korngrößenverteilung, hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert, Zeta-Potential, elektrische Leitfähigkeit, Bodengefüge usw.) im Mittelpunkt, die auf die elektrokinetische Bodensanierung einen Einfluss haben, bzw. durch die ablaufenden Prozesse während der Sanierung selbst einer Veränderung unterliegen und damit die ursprünglichen Bodenverhältnissen beeinflussen.

Aufbauend auf diesen Voruntersuchungen wurden erste Langzeitlaborversuche mit einer Laufzeit von bis zu 153 Tagen mit einem natürlichen Modellboden (Lößlehm) durchgeführt. Diese Experimente hatten die Zielsetzung, elektrokinetisch induzierte Struktur- und Gefügeveränderungen zu erforschen. Hierzu wurde ein Untersuchungsprogramm an ungestörten und elektrokinetisch veränderten Bodenproben bearbeitet, das neben der Mineralogie, die physikochemischen Veränderungen und die Porenverteilung berücksichtigte sowie rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen beinhaltete. Durch diese Analysemethoden konnte eine zum Teil signifikant ausgeprägte Veränderung der Mineralogie und Bodenstruktur besonders in Kathodennähe aufgezeigt werden.

Im nächsten Schritt wurde der Einfluss von Wechsellagerungen auf die elektrokinetischen Transportprozesse untersucht, wobei neben dem bereits untersuchten Lößlehm eine elektrisch hochleitfähige Calciumbentonitschicht in die Versuchszelle eingebaut wurde. Hierbei zeigte sich deutlich der Einfluss der Calciumbentonitschicht in Form von sich entwickelnden Eigenpotential- und Influenzerscheinungen, die das angelegte elektrische Gleichspannungsfeld überlagerten, wodurch sich teilweise lokale negative elektrische Gradienten ausbildeten.

Um das Transport- und Abbauverhalten in elektrokinetischen Laborversuchen untersuchen zu können, wurden computergesteuerte Laborzellen mit automatischer Datenerfassung entwickelt. Hierbei wurden die spezifischen Eigenschaften der LCKW durch die Wahl geeigneter, nicht sorptiver Materialien, einer Prozesswassersteuerung, einem zuschaltbaren Kühlungssystem und speziellen Probennahmenstellen berücksichtigt, wodurch eine vollständige Schadstoffbilanzierung ermöglicht wurde.

Die in diesen Laborzellen an zwei unterschiedlichen, natürlich kontaminierten Böden durchgeführten Experimente zeigten eine elektroosmotische Mobilisierung des Tetrachlorethens. Ferner wurde kein elektrokinetisch induzierter Abbau des Tetrachlorethens zu Trichlorethen, Cis-1,2-Dichlorethen, Trans-1,2-Dichlorethen oder Vinylchlorid im Boden und Prozesswasser (Perkolat, Eluat) nachgewiesen. Darüber hinaus wurden in diesen Versuchen die elektrokinetisch relevanten Kenngrößen wie der spezifische Widerstand und die elektroosmotische Durchlässigkeit bestimmt, die für die weitere Planung und Auslegung der Betriebsanlagen im Testfeld von entscheidender Wichtigkeit waren. In diesem Zusammenhang wurden die zwei neuen Faktoren „elektroosmotische Leistungsfähigkeit“ und „elektroosmotische Arbeitsfähigkeit“ eingeführt, die eine zusätzliche Planungssicherheit bei der Einrichtung eines elektrokinetischen Sanierungsvorhabens eröffnen.

Aufgrund der Tatsache, dass die Transportprozesse Diffusion, Elektroosmose und Elektromigration temperaturabhängig sind, wurde der Einfluss der Temperatur zusätzlich untersucht. Dabei zeigte sich, dass bei einem Temperaturanstieg von 10 K ein Anstieg der elektroosmotischen Durchlässigkeit um etwa den Faktor 2 zu beobachten war. Da durch die zugeführte elektrische Arbeit bei jeder elektrokinetischen Bodensanierung mit einem Anstieg der Bodentemperatur in Abhängigkeit von der vorliegenden Stromdichte zu rechnen ist, spielt dieser Effekt eine maßgebliche Rolle bei der Anwendung dieses Sanierungsverfahrens.

Ein weiterer wesentlicher Schritt bei der Umsetzung des Projektvorhabens war die Entwicklung des Konzepts der Horizontalfilterelektroden, die besonders bei Kontaminationen unterhalb einer Bebauung eingesetzt werden können. Hierzu wurden unterschiedliche Elektrodenmaterialien auf ihre praktikable Anwendbarkeit, chemische und physikalische Beständigkeit usw. in Labor- und Technikumsversuchen getestet. Die dabei entwickelten zwei Elektrodenvarianten mit innenliegendem bzw. außenliegendem Elektrodennetz zeigen ein hohes Maß an Flexibilität, wodurch sie bei einer Vielzahl unterschiedlicher Kontaminationen und besonders unter bebauten Standorten sowie in größeren Tiefen eingesetzt werden können.

Durch das Konzept der Innen- bzw. Außenelektroden kann eine individuell an den Untergrund und den Schadstoff angepasste Sanierungsvariante realisiert werden, die eine gute elektrische und hydraulische Anbindung und eine pH-Wert-Kontrolle ermöglicht sowie den Gebrauch von Opferelektroden zulässt.

Zur Überprüfung der Funktionalität der Horizontalfilterelektroden wurde eine großmaßstäbliche, vollautomatische Technikumsanlage entwickelt, in der zwei unterschiedliche Versuchsanordnungen getestet wurden. Im Hinblick auf das geplante Testfeld mit einer Tetrachlorethen-Kontamination unter einer bestehenden Bebauung wurde in einem ersten Technikumsversuch durch eine Kapillarsperre der Wasserzutritt in die Kathode unterbunden und somit der Einfluss des Wassergehalts auf die bodenphysikalischen Eigenschaften erforscht. Es zeigte sich, dass besonders im Bereich bebauter Altlasten eine Kontrolle und Steuerung des Wassergehalts zwingend notwendig ist, da bei Überschreiten der Fließgrenze in tonmineralhaltigen Böden eine negative Beeinträchtigung der Scherfestigkeit auftreten kann, die sich zum einen in Form von Setzungen und zum anderen als Grundbruch äußert. Andererseits entwickeln tonige Böden bei einer zu geringen Wasserzufuhr

ausgeprägte Schrumpfungsriffe, die bevorzugte Wasserwegsamkeiten darstellen und durch die ein möglicher hydraulischer Fluss von kontaminiertem Porenwasser aus dem Bereich des bestehenden Schadensherds in tieferliegende unkontaminierte Bodenzonen erfolgen kann.

Inwieweit ein elektroosmotischer Fluidtransport entgegen der Schwerkraft möglich ist, wurde in einem weiteren Technikumsversuch untersucht. Hierbei entsprachen die ermittelten elektroosmotischen Durchlässigkeitsbeiwerte den Werten, die in den Laborversuchen mit demselben Boden bestimmt wurden. Daher kann in Böden mit einer geringen hydraulischen Durchlässigkeit auch ein Fluidtransport entgegen der Schwerkraft initiiert werden. Dies ist bei Schadensherden im unmittelbaren Kontakt zu einem unterlagerndem Aquifer hinsichtlich einer möglichen Schadstoffverschleppung in tiefere Bereiche von Bedeutung, da durch das gerichtete elektrische Gleichspannungsfeld der Schadstoff in eine vorbestimmte Richtung gezwungen und somit eine Ausbreitung der Kontamination außerhalb des elektrischen Felds unterbunden wird.

Zur Realisierung des Testfelds mittels Horizontalfilterelektroden auf dem Standort in Birkenfeld wurden im Vorfeld eingehende Untersuchungen der Bodenparameter sowie eine exakte tiefenhorizontierte Eingrenzung des Schadensherds einschließlich der Charakterisierung des Schadstoffspektrums durchgeführt. Diese Voruntersuchungen ergaben einen räumlich scharf begrenzten Monoschadensfall mit dem Lösungsmittel Tetrachlorethen in einer Tiefe zwischen 2,0 - 3,5 m und einer räumlichen Ausbreitung von ca. 7 m x 7 m, wobei die Hauptbelastung mit 5.500 mg/kg in einer Tiefenlage von 2,5 m direkt unterhalb des ehemaligen Tetrachlorethen-Lagers bestimmt wurde. Bei dem dort anstehenden Gestein handelt es sich um den heterogenen, feinklastischen Rötmergel des Oberen Buntsandsteins, der durch die sich ändernden Faziesbedingungen an der Grenze zwischen Buntsandstein und Muschelkalk gekennzeichnet ist.

Aufgrund der geologischen Situation, der Standortbedingungen, der vorhandenen Infrastruktur, der Zugänglichkeit des Schadensherds und des Fehlens störender Versorgungsleitungen im Untergrund war die technische Umsetzung des Vorhabens möglich. Während der Betriebszeit des elektrokinetischen Testfelds von 160 Tagen wurden alle relevanten Parameter (Spannung, Stromstärke, Schadstoffkonzentration im Eluat und Perkolat, Abbauprodukte, Temperatur, physikochemische Parameter des Prozesswassers usw.) permanent aufgezeichnet bzw. wöchentlich gemessen. Dabei zeigte sich in Abhängigkeit der Kathodentemperatur ein elektroosmotischer Schadstoffaustrag im Eluat von bis zu 10.000 µg/l. Insgesamt wurde durch elektrokinetische Transportprozesse und durch Diffusion die Schadstoffkonzentration im Bereich des Testfelds um 60 - 70 % reduziert. Ein Abbau des Tetrachlorethens in toxischere Substanzen wurde weder im Prozesswasser noch im Boden beobachtet. Im Gegensatz zu den Labor- und Technikumsversuchen wurde im Testfeld durch den Eintrag an elektrischer Energie ein signifikanter Anstieg der Bodentemperatur verzeichnet, der die ablaufenden Transportprozesse nachhaltig unterstützte und so maßgeblich zum positiven Sanierungserfolg beitrug.

Eine durchgeführte numerische Modellierung des Stofftransports basierend auf den theoretischen Grundlagen der ablaufenden Prozesse unter besonderer Berücksichtigung der Diffusionsprozesse bestätigte, dass aufgrund der signifikanten Bodenerwärmung die Diffusion in der Gasphase der Haupttransportprozess während des Testfeldbetriebs war.

Die Analyse aller Kostenstellen ergab, dass die reinen Stromkosten zum Betrieb des Netzgeräts über die gesamte Versuchszeit mit 1700 € (10 €/t) im Vergleich zu den Deponierungskosten eines konventionellen Bodenaushubs unerheblich waren. Weiterhin ist für die Beurteilung des Verfahrens wesentlich, dass weder mit dem in den Boden zugeführten Frischwasser noch durch die ablaufenden Prozesse eine Verschleppung des Schadstoffs in tiefere Bodenhorizonte zu beobachten war. Darüber

hinaus haben alle getroffenen Sicherheitsvorkehrungen erfolgreich den sicheren Betrieb der Sanierungsanlage gewährleistet. Damit haben die durchgeführten Untersuchungen gezeigt, dass die elektrokinetische Bodensanierung eine funktionsfähige Sanierungsmethode für geringdurchlässige Untergrundverhältnisse darstellt. Ferner zeigten die Experimente, insbesondere der Testfeldversuch, dass die elektrokinetische Bodensanierung ein wirtschaftliches Verfahren zur Sanierung LCKW-kontaminierter Böden ist. Durch eine geeignete Kombination der elektrokinetischen Bodensanierung mit mikrobiologischen, pneumatischen oder hydraulischen Sanierungsverfahren ist unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten eine optimale Adaption an komplexe, schwer zugängliche Standortbedingungen denkbar. Damit wird ein breiteres Anwendungsspektrum eröffnet, das auch Schadensfälle einschließt, die nach dem derzeitigen Stand der Technik nicht saniert werden können. In diesem Zusammenhang wurde das Konzept einer Sanierungsanlage entwickelt, die sowohl auf Standorten mit organischen und anorganischen Kontaminationen als auch bei unterschiedlichen geologischen Gegebenheiten angewendet werden kann und neben der klassischen elektrokinetischen Bodensanierung auch die Möglichkeit des Widerstandheizens sowie die Kombination mit der mikrobiologischen, pneumatischen und hydraulischen Sanierung bietet.

Zusammenfassend lässt sich - unter Berücksichtigung der in dieser Arbeit diskutierten Randbedingungen und Erfahrungen - feststellen, dass die elektrokinetische Bodensanierung eine effektive, ökonomische Technologie zur Schadstoffentfernung bzw. -immobilisierung und/oder zum Schadstoffabbau in gering durchlässigen Böden darstellt, die auch bei entsprechenden Kontaminationsarten in Sanden und Kiesen eingesetzt werden kann. Aufgrund ihrer Flexibilität und Kombinationsmöglichkeit mit herkömmlichen Sanierungsmaßnahmen existiert ein breites Anwendungsspektrum für dieses Verfahren. Darüber hinaus wird die Elektrokinetik in Zukunft auch durch die vermehrt anfallenden Industrie- und Hafenschlämme neue Aufgabenfelder erschließen und an Wichtigkeit gewinnen. Der Vorteil des Verfahrens ist hierbei nicht nur auf die Dekontamination der Schlämme beschränkt, sondern offeriert auch in eine Reduktion des Wassergehalts, so dass diese Schlämme als Recyclingstoffe (z. B. Zuschlagsstoffe) in den Produktionszyklus reintegriert werden können.

10 Literatur

- ACAR, Y. B. & ALSHAWABKEH, A.N. (1993):** Principles of elektrokinetic remediation.- Environ. Sic. Technol., **27 (13)**: 2638-2647.
- **(1996):** Elektrokinetic remediation. I: Pilot-scale tests with lead-spiked kaolinite.- J. Geotech. Engrg., **122**: 173-185.
- ACAR, Y. B., ALSHAWABKEH, A. N. & PARKER, R. A. (1997):** Theoretical and experimental modelling of multi-species transport in soils under electric fields.- EPA/600/SR-97/054: 8 S; Cincinnati/OH (U.S. EPA).
- ACAR, Y. B., HAMED, J. T., ALSHAWABKEH, A. N. & GALE, R. J. (1994):** Removal of cadmium (II) from saturated kaolinite by the application of electrical current.- Géotechnique, **44(2)**: 239-254.
- **(1995)** Discussion: Removal of cadmium (II) from saturated kaolinite by the application of electrical current.- Géotechnique, **45(2)**: 355-359.
- ACAR, Y. B., GALE, R. J., ALSHAWABKEH, A. N., MARK, R. E., PUPPALA, S., BRICKA, M. & PARKER, R. (1995):** Elektrokinetic remediation: Basics and technology status.- J. Hazard. Mater., **40**: 117-137.
- ACAR, Y. B., GALE, R. J., HAMED, J. & PUTNAM, G. (1990):** Acid/Base distributions in elektrokinetic soil processing.- Transportation Research Record, **1288**: 23-33.
- ACAR, Y. B., LI, B. H. & GALE, R. J. (1992):** Phenol removal from kaolinite by elektrokinetics.- J Geotechnical Eng., **118 (11)**: 1837-1852.
- ADAMSON, L. G., CHILINGAR, G. C. & BEESON, C. M. (1963):** Some data on elektrokinetic phenomena and their possible application in petroleum production.- Chim. Chron., **28(10)**: 121-127.
- AGGOUR, M. A., TCHELEPI, H. A. & AL-YOUSEF, H. Y. (1994):** Effect of electroosmosis on relative permeabilities of sandstones.- J. Petroleum Sci. Engrg., **11**: 91 - 102.
- AIGNER, H. & MILITZER, H. (1985):** Methoden auf der Grundlage physiko-chemischer Felder.- In: MILITZER, H. & WEBER, F. [Hrsg.]: Angewandte Geophysik - Geoelektrik, Geothermik, Radiometrie, Aerogeophysik, **2**: 174 - 206; Wien, New York (Springer-Verlag), Berlin (Akademie-Verlag).
- ALDENKORTT, D. (1997):** Elektrokinetische Bodensanierung - Einsatzmöglichkeit in schwermetallbelasteten Feinklastika: I. Chrom.- 70 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- ALSHAWABKEH, A. N. & ACAR, Y. B. (1996):** Elektrokinetic remediation II: Theoretical model.- J. Geotech. Engrg., **122(3)**: 186-196.
- ALSHAWABKEH, A. N., YEUNG, A. T. & BRICKA, M. R. (1999):** Practical aspects of in-situ elektrokinetic extraction.- J. Environ. Engrg., **125(1)**: 27-35.
- ANBAH, S. A., CHILINGAR, G. C. & BEESON, C. M. (1965):** Application of electrical current for increasing the flow rate of oil and water in porous medium.- J. Can. Pet. Technol., **4(2)**: 1-8.
- ATSDER, AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (2002 a):** Toxicological profile information sheet: Tetrachlorethylene. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp18.html>.

-
- **(2002 b):** Toxicological profile information sheet: Dichlorethylene.- <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp87.html>.
- AZZAM, R. TONDERA, D. & HÖPPNER, S. (1997):** Elektrochemische Bodenverfestigung des Baugrundes der St. Nikolauskirche Walbeck-Geldern.- *Geotechnik*, **20(3)**: 204-215.
- BALCI, A. & MUEZZINOGLU, A. (1995):** Behaviour of trace metals in surface sediments of the black sea.- *Toxicol. Environ. Chem.* **51**: 221 - 228.
- BARAUD, F. TELLIER, S. & ASTRUC, M. (1997):** Ion velocity in soil solution during electrokinetic remediation.- *J. Hazard. Mater.*, **56**: 315-332.
- **(1999):** Temperature effect on ionic transport during soil electrokinetic treatment at constant pH.- *J. Hazard. Mater.* **B 64**: 263-281.
- BEAR, J. (1993):** Modelling flow and contaminant transport in fractured rocks.- In: BEAR, J., TSANG, C.-F. & MARSILY, G. DE [Hrsg.]: *Flow and contaminant transport in fractured rock*: 1-37; New York (Academic Press inc.).
- BENNETT, R. H., BRYANT, W. R. & KELLER, G. H. (1977):** Clay fabric and geotechnical properties of selected submarine cores from the Mississippi Delta.- NOAA Professional Paper **9**: 86 S.; Washington, DC (National Oceanic and Atmospheric Administration).
- BENNETT, R. H. & HULBERT, M. H. (1986):** Clay microstructure.-161 S.; Boston, MA. (IHRDC Press).
- BERGADO, D. T., SASANAKUL, I. & HORPIBULSUK, S. (2003):** Electro-osmotic consolidation of soft Bangkok clay using copper and carbon electrodes with PVD.- *Geotechnical testing Journal*, **26(3)**: 1-12.
- BERUFSGENOSSENSCHAFT DER FEINMECHANIK UND ELEKTROTECHNIK (1997):** Elektrische Anlagen und Betriebsmittel - Unfallverhütungsvorschrift BGV A2 Köln (Berufsgenossenschaft der Feinmechanik und Elektrotechnik).
- BEUTLER, G. & SZULC, J. (1999):** Die paläogeographische Entwicklung des Germanischen Beckens in der Trias und die Verbindung zur Tethys.- In HAUSCHKE, N. & WILDE, V. [Hrsg.]: *Trias - Eine ganz andere Welt, Mitteleuropa im frühen Erdmittelalter*.- 71-80; München (Verlag Dr. Friedrich Pfeil).
- BITTERLICH, W. & WÖBKING, H. (1972):** Geoelektronik - Angewandte Elektronik in der Geophysik, Geologie, Prospektion, Montanistik und Ingenieursgeologie.- XII + 349 S.; Wien, New York (Springer Verlag).
- BLUME, P. (2002):** Effekt of temperature on TDR moisture readings.- Ettlingen (IMKO Micromodultechnik GmbH).
- BÖCKLE, K. (1999):** Praxisorientierte Untersuchungen zur mikrobiellen reduktiven Dechlorierung von leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasserstoffen.- IV + 141 S.; Karlsruhe (DVGW-Technologiezentrum Wasser).
- BOLT, G., H. & BRUGGENWERT (1976):** Developments in soil science 5A: Soil chemistry (A. Basic elements).- 281 S.; Amsterdam (Elsevier Scientific Publishing Company).
- BONILLA, A., CUESTA, P., ZUBIAGA, R., SAENZ DE BARANDA, M. & IGLESIAS, J. (2000):** Electrokinetic remediation of contaminated soils using acid and alkaline media: Laboratory experiments with synthetic soils.- *Land Contamination & Reclamation*, **8(1)**: 33-39.

- BREZESINKI, G. MÖGEL, H.-J. (1993):** Grenzflächen und Kolloide - Physikalisch-chemische Grundlagen.- X + 269 S., Heidelberg (Spektrum Akademischer Verlag).
- BROOKFIELD (1997):** Brookfield Digital-Viskosimeter - Modell DV-II+ Programmierbar, Bedienungsanleitung, Anleitung Nr. GM/97-164.- 52 S.; Lorch.
- BRUELL, C. J., SEGALL, B. A. & WALSH, M. T. (1992):** Electroosmotic removal of gasoline hydrocarbons and TCE from clay.- *J. Environ. Engrg, A* **118 (1)**: 84-100.
- BUETTNER, H. M. & DAILY, W. D. (1996):** Cleaning contaminated soil using electrical heating and air stripping.- *J. Environ. Engrg.*, **121 (8)**: 580-589.
- BULINA, T. I., TEREKHOVA, L. P. & TYURIN, M. V. (1998):** Use of electric pulses for selective isolation of actinomycetes from soil.- *Microbiology*, **64(4)**: 459-462.
- BUSCH, K. F. & LUCKNER, L. (1973):** Geohydraulik.- 2. Aufl.: 442 S.; Leipzig (Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie).
- CARRIGAN, C. R. & NITAO, J. J. (2000):** Predictive and diagnostic simulation of in situ electrical heating in contaminated, low-permeability soils.- *Environ. Sci. Technol.* **34**: 4835-4841.
- CASSAGRANDE, L. (1939):** Die elektrochemische Bodenverfestigung.– *Bautechnik*, **16**: 228 - 230.
- CHEN, J.-L. & MURDOCH, L. (1999):** Effects of electroosmosis on natural soil: field test.- *J. Geotech. Geoenviron. Engrg.*, **125(12)**: 1090-1098.
- CHEN, J.-L., AL-ABED, S. R., BRYNDZIA, L. T. & MURDOCH, L. (1999):** Cation transport and partitioning during a field test of electroosmosis.- *Water Resources Research*, **35(12)**: 3841-3851.
- CHEN, J.-L., AL-ABED, S., RYAN, J., ROULIER, M. & KEMPER, M. (2002):** Effects of electroosmosis on soil temperature and hydraulic head II: Numerical simulation.- *J. Environ. Engrg.*, **128 (7)**: 596-603.
- CHILINGAR, G. V., EL-NASSIR, A. & STEVENS, R. G. (1970):** Effect of direct electrical current on permeability of sandstone cores.- *J. Pet. Technol.*, **22(7)**: 830-836.
- CHINTHAMREDDY, S. & REDDY, K. R. (1999):** Oxidation and mobility of trivalent chromium in manganese-enriched clays during electrokinetic remediation.- *J. Soil Contamination*, **8(2)**: 197-216.
- CHUNG, H. I. & KANG, B. H. (1999):** Lead removal from contaminated marine clay by electrokinetic soil decontamination.- *Engrg. Geol.*, **53**: 139-150.
- COLLIN, M. & RASMUSON, A.(1988):** A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media.- *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **52 (6)**: 1559-1565.
- COLLINS, K. & MCGOWN, A. (1974):** The form and function of microfabric features in a variety of natural soils.-*Geotechnique*, **24(2)**: 223-254.
- DARILEK, G. T., CORAPCIOGLU, Y. & YEUNG, A. T. (1996):** Sealing leaks in geomembrane liners using electrophoresis.- *J. Environ. Engrg.*, **122(6)**: 540-544.
- DARMAWAN & WADA, S.-I. (2002):** Effect of clay mineralogy on the feasibility of electrokinetic soil decontamination technology.- *Applied Clay Science*, **20**: 283-293.

- DAVIS, E. J. (1999):** Elektrokinetic densification of coal fines in waste ponds - A final report to the DOE/UCR program: 5 S.; Washington (Department of Chemical Engineering).
- DE FLAUN, M.F. & CONDEE, C. W. (1997):** Elektrokinetic transport of bacteria.- J Hazard. Mater., **55**: 263-277.
- DENTEL, S. K., ABU-ORF, M. M. & WALKER, C. A. (2000):** Optimization of slurry flocculation and dewatering based on electrokinetic and rheological phenomena.- Chem. Engrg. J., **80**: 65-72.
- DERJAGUIN, B. V. & LANDAU, L. (1941):** Theory of the stability of strongly charged lyophobic sols and of the adhesion of strongly charged particles in solutions of electrolytes.- Acta Physicochim. URSS, **14**: 633-662.
- DIEDERICHS, M. (2001):** Untersuchungen zum mikrobiellen Abbau von Chlorethenen mit H₂ als Auxiliarsubstrat.- V + 83 S.; Hamburg-Harburg [unveröff. Dipl. Arb.].
- DIN 4022 Teil 1 (1987):** Baugrund und Grundwasser; Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben im Boden und im Fels. Berlin (Beuth).
- DIN 18121 Teil 1 (1976):** Baugrund; Untersuchung von Bodenproben - Wassergehalt: Bestimmung durch Ofentrocknung. Berlin (Beuth).
- DIN 18122 Teil 1 (1997):** Baugrund; Untersuchung von Bodenproben - Zustandsgrenzen (Konsistenzgrenzen) Bestimmung der Fließ- und Ausrollgrenze. Berlin (Beuth).
- DIN 18122 Teil 2 (1997):** Baugrund; Untersuchung von Bodenproben - Zustandsgrenzen (Konsistenzgrenzen) Bestimmung der Schrumpfgrenze. Berlin (Beuth).
- DIN 18123 (1983):** Baugrund; Untersuchung von Bodenproben - Bestimmung der Korngrößenverteilung. Berlin (Beuth).
- DIN 18124 (1989):** Baugrund, Versuche und Versuchsgeräte - Bestimmung der Korndichte Kapillarpyknometer - Weithalspyknometer. Berlin (Beuth).
- DIN 18128 (1990):** Baugrund; Versuche und Versuchsgeräte; Bestimmung des Glühverlusts. Berlin (Beuth).
- DIN 18129 (1990):** Baugrund; Versuche und Versuchsgeräte; Kalkgehaltsbestimmung. Berlin (Beuth).
- DIN 18130 Teil 1 (1989):** Baugrund; Versuche und Versuchsgeräte; Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts. Berlin (Beuth).
- DIN 18132 (Entwurf) (1993):** Baugrund; Versuche und Versuchsgeräte - Bestimmung des Wasseraufnahmevermögens. Berlin (Beuth).
- DIN 19684 Teil 1 (1990):** Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Chemische Laboruntersuchungen - Bestimmung des pH-Wertes des Bodens und Ermittlung des Kalkbedarfs. Berlin (Beuth).
- DIN 38404 Teil 5 (1984):** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung des pH-Wertes (C5). Berlin (Beuth).

- DIN 38404 Teil 6 (1984):** Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Physikalische und physikalisch-chemische Kenngrößen (Gruppe C); Bestimmung der Redox-Spannung (C6). Berlin (Beuth).
- DIN 38407 Teil 5 (1991):** Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Bestimmung von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen LHKW durch gaschromatographische Dampfraumanalyse (F5). Berlin (Beuth).
- DIN 38414 Teil 4 (1984):** Schlamm und Sedimente (Gruppe S) - Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4). Berlin (Beuth).
- DIN 66133 (1993):** Bestimmung der Porenvolumenverteilung und der spezifischen Oberfläche von Feststoffen durch Quecksilberintrusion. Berlin (Beuth).
- DOHRMANN, R. & ECHLE, W. (1996):** KAK-Bestimmung mit Ammoniumacetat und Silber-Thioharnstoff: Einfluß von Ca-Karbonat auf S-Wert und T-Wert.- In: WOLF, D., STARKE, R. & KLEEBERG, R. [Hrsg.], Beiträge zur Jahrestagung- DTTG, 4: 99-112 S.; Freiberg (Medienzentrum der TU Bergakademie Freiberg).
- DULLIEN, F. A. L. (1992):** Porous media - Fluid transport and pore structure.- 2. Aufl., XX + 574 S.; San Diego (Academic Press, INC.).
- DVWK (1992):** Regeln zur Wasserwirtschaft: Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben.- Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau 128: 36 S.; Hamburg (Parey).
- DZENITIS, J. M. (1996):** Soil chemistry effects and flow prediction in remediation of soils by electric fields.- XIII + 123 S.; Cambridge (Massachusetts Institute of Technology).
- **(1997 a):** Soil chemistry effects and flow prediction in electro remediation of soil.- Environ. Sci. Technol., 31: 1191-1197.
 - **(1997 b):** Steady state and limiting current in electroremediation of soil.- J. Electrochem. Soc., 144(4): 1317-1322.
- EL NAGGAR, M. H. & ROUTLEDGE, S. A. (2004):** Effect of electro-osmotic treatment of piles.- Ground Improvement, 8: 17-31.
- ELEKTOROWICZ, M. & LIN, J. (2001):** Removal of PAH using electrokinetic transport of biosurfactants in clayey soil.- In: CZURDA, K., HAUS, R., KAPPELER, C. & ZORN, R. [Hrsg.]: Erem 2001 - 3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation, 63: 15-1 – 15-12; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- ENDELL, K. (1935):** Beitrag zur chemischen Erforschung und Behandlung von Tonböden.- Bautechnik, 13: 226 - 229.
- ESRIG, M. I. & GEMEINHARDT, J. P. (1967):** Electrokinetic stabilization of illitic clay.- J. of Soil Mechanics and Foundations Division, 93: 234-245.
- EVANGELOU, V. P. (1998):** Environmental soil and water chemistry: principles and applications.- XIX + 564 S.; New York (John Wiley & Sons).
- EVERETT, D. H. (1992):** Grundzüge der Kolloidwissenschaft.- 248 S.; Darmstadt (Steinkopff).
- EYKHOLT, G.R. & DANIEL, D.E. (1994):** Impact of system chemistry on electroosmosis in contaminated soil.- J. Geotech. Engrg., 120 (5): 797-815.

- FADER UMWELTANALYTIK (1999):** Nähere Erkundung Gelände Firma Stahl in Birkenfeld.- [unveröff. Bericht].
- FERREIRA, C., JENSEN, P., OTTOSEN, L. & RIBEIRO, A. (2005):** Removal of selected heavy metals from MSW fly ash by the electro-dialytic process.- In: MAES, N. & MOORS, H. [Hrsg.] Electrokinetic remediation - EREM 2003, **77 (3-4)**: 339-347; Amsterdam (Elsevier).
- FETTER, C. W. (1999):** Contaminant hydrology.- 2. Aufl., 500 S.; New-Jersey (Simon & Schuster).
- FEYERABEND, D. (2002):** Elektrokinetische in-Situ-Sanierung eines LCKW-Schadenfalls - Testfeld Birkenfeld.- XV + 153 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- FICK, A. (1855):** On liquid diffusion.- Phil. Mag., **294 (X)**: 30-39.
- FRANK, M. (1934):** Erläuterungen zum Blatt 7117 Birkenfeld.- 1. Aufl., 154 S.; Stuttgart (Geologisches Landesamt Baden-Württemberg).
- FREEDMAN, D. L. & GOSSETT, J. M. (1989):** Biological reductive dechlorination of tetrachloroethylen and trichloroethylene to ethylene under methanogenic conditions.- Appl. Environ. Microbiol., **55**: 2144 - 2151.
- FRESENIUS UMWELTTECHNIK GMBH (1995):** Bedienungsanleitung - airTox Gas Meßsystem.: 19 S..
- FRICK, U. (1993):** Beurteilung der Diffusion im Grundwasser von Kristallingesteinen – Ein Beitrag zur Kristallinstudie 1993; mit Anhängen von SKAGIUS, K. & ALEXANDER, W. R.: 84 S.; Wettingen Interner Bericht **92-92**, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (NAGRA).
- FRICKE, S. & SCHÖN, J. (1999):** Praktische Bohrlochgeophysik.- IX + 254 S.; Stuttgart (Enke im Georg Thieme Verlag).
- FRIMEL, F. H. (1980):** Skriptum Wasserchemie für Ingenieure zur Vorlesung Chemische Technologie des Wassers.- 492 S.; Frankfurt (ZfGW-Verlag GmbH).
- FRITZE, C. (2004):** Tensidgestützte elektrokinetische Sanierung schwermetallkontaminierter natürlicher Böden.- Mitt. Ing.- u. Hydrogeol., **90**: X + 190 S.; Aachen (Lehrstuhl für Ingenieurgeologie und Hydrogeologie).
- FULLER, E. N., SCHETTLER, P. D. & GIDDINGS, J. C. (1966):** A new method for prediction of binary gas-phase diffusion coefficients.- Ind. Eng. Chem., **58**: 19-27.
- GENT, D., LARSON, S., ALSHAWABKEH, A. N., BRICKA, M. & GRANADE, S. (2003):** Electrokinetic extraction of chromium and cadmium from soils under brackish conditions- pilot-scale study.- In: CZURDA, K., DE FREITAS, M. H., PUSCH, R., NERETNIEKS, I., MAES, A., ALSHAWABKEH, A., LAGEMAN, R., ZORN, R. & MAES, N. [Hrsg.]: 4th Symposium on electrokinetic remediation - Book of abstracts.- 39-40 S.; Mol (SCK-CEN).
- GEYER, O. & GWINNER, M. (1991):** Geologie von Baden-Württemberg.- 4. Aufl., 482 S.; Stuttgart (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).
- GILBERT, E. (1980):** Chemische Oxidation.- In: DVGW-Schriftenreihe Wasser, **206**, 10-1 - 10-26, Eschborn.
- GODSCHALK, M. S. & LAGEMAN, R. (2005):** Electrokinetic Biofence, remediation of VOCs with solar energy and bacteria.- In Maes, N. & Moors, H. [Hrsg.] Electrokinetic remediation - EREM 2003, **77 (3-4)**: 225-231; Amsterdam (Elsevier).

- GOLDMANN, T. (2000):** Stabilisierung des Boden-pH-Werts bei elektrokinetischen In-situ-Sanierungsmaßnahmen.- In: BAYRISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ [Hrsg.]: Elektrokinetische Verfahren - Methoden zur Altlastensanierung, Fachtagung an 22. November 2000: 17-22; Augsburg (Bayrisches Landesamt für Umweltschutz).
- GRATHWOHL, P. (1989):** Verteilung unpolarer organischer Schadstoffe in der ungesättigten Bodenzone am Beispiel leichtflüchtiger, chlorierter Kohlenwasserstoffe.- *Z. dt. geol. Ges.*, **139**: 505-513.
- **(1998 a):** Diffusion in natural porous media: contaminant transport, sorption/desorption and dissolution kinetics.- 1. Aufl., 207 S.; London (Kluwer Academic Publishers).
 - **(1998 b):** Bodengasanomalien zur Schadensherderkundung - 1. Grundlagen, 2. Beprobung (Beispiele), 3. Bewertung: Gefahr für das Grundwasser?.- Altlastenforum Fortbildung, Karlsruhe Nov. 1998: 19 S.; Tübingen (Geologisches Institut).
- GRAY, D. H. (1970):** Electrochemical hardening of clay soils.- *Géotechnique*, **20(1)**: 81-93.
- GRAY, D. H. & MITCHELL, J. K. (1967):** Fundamental aspects of electro-osmosis in soil.- *J. Soil Mech. Found.*, **SM 6**: 209 - 236.
- GREENLAND, D. J. & HAYES, M. H. B. (1978):** The chemistry of soil constituents.- XII + 469 S.; Chichester (John Wiley & Sons).
- GREGOLEC, G. (1999):** Elektrokinetische Bodensanierung - Einfluß der Arsenverteilung und -speziation im Untergrund des Altstandortes Wildau.- 95 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- GREGOLEC, G. ROEHL, K. E. & CZURDA, K. (2005):** Electrokinetic techniques.- In: ROEHL, K. E., MEGGYES, T., SIMON, F.-G. & STEWART, D. I. [Hrsg.]: Long-term performance of permeable reactive barriers - Trace metals and other contaminants in the environment 7: 183 - 209; Amsterdam (Elsevier).
- GREGOLEC, G., ZORN, R., KURZBACH, A. ROEHL, K. E. & CZURDA, K. (2001):** Coupling of hydraulic and electric gradients in sandy soils.- In: CZURDA, K., HAUS, R., KAPPELER, C. & ZORN, R. [Hrsg.]: Erem 2001 - 3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation, **63**: 41-1 – 41-15; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- HAEGEL, F. H. & LEWANDOWSKI, H. (1996):** Ladungseffekte an Grenzflächen.- In: SCHWUGER, M. J. [Hrsg.]: Lehrbuch der Grenzflächenchemie: 45 - 84; Stuttgart (Georg Thieme Verlag).
- HALBACH, A. (2001 a):** Elektrokinetische Bodensanierung eines LCKW-kontaminierten Rötmergels: Mobilisierung, Sorptionsvermögen und Modellierung- Teil 1.- 112 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- **(2001 b):** Geologische Kartierung zwischen Neuenbürg und Birkenfeld, Baden-Württemberg - Teil 2.- 58 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- HALLER, D. (2001):** Elektrokinetische Bodensanierung eines Standortes in Bad Liebenzell, Nordschwarzwald - Mobilisierbarkeit leichtflüchtiger, chlorierter Kohlenwasserstoffe in hochkontaminierten Sedimenten.- 64 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- HAMED, J., ACAR, Y. B. & GALE, R. J. (1991):** Pb (II) Removal from Kaolinite Using Elektrokinetics.- *J Geotech. Engrg.*, **117(2)**:241-271.

- HANSEN, H. K., OTTOSEN; L. M., KLIEM, B. K. & VILLUMSEN, A. (1997):** Electrodialytic remediation of soils polluted with Cu, Cr, Hg, Pb and Zn.- *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, **70**: 67-73.
- HANSEN, H. K., OTTOSEN, L. M. & VILLUMSEN, A. (1999):** Electrical resistance and transport numbers of ion-exchange membranes used in electrodialytic soil remediation.- *Separation science and technology*, **34(11)**: 2223-2233.
- HARDY, M. (1992):** X-ray diffraction measurement of quartz content of clay and silt fractions in soils.- *Clay Minerals*, **27**: 47-55; London.
- HARNISCH, S. (2002):** Einrichtung und Betrieb eines Elektrokinetik-Testfeldes mit Horizontalfilterelektroden in Birkenfeld (Baden-Württemberg) - mit geologischer Kartierung.- XIV + 142 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- HAUS, R. (1993):** Mikrogefügeänderungen toniger Böden nach Kohlenwasserstoffkontamination und Tensideinsatz.- XV + 193 S.; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- **(2002):** Elektrokinetische Bodensanierung.- **65**; XXIII + 214 S.; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- HAUS, R., ZORN, R., CZURDA, K. & TERFEHR, S. (2002):** Elektrokinetische In-Situ-Sanierung - Stand der Technik, Planung, Implementierung.- *Altlastenforum Baden-Württemberg e. V.*, **7**; 25 S.; Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermiller).
- HAUS, R. & CZURDA, K. (1997):** Electrokinetic remediation of clays.- In: KODAMA, H. MERMUTT, A. R. & TORRANCE, J. K. [Hrsg.]: *Clays for our future: Proceedings of the 11th International clay Conference*: 191 - 198; Ottawa.
- HAUS, R. & WEILER, D. (1997):** Elektrokinetische Sanierungsverfahren im bindigen Untergrund - Tonmineralogische Einflußgrößen.- In: WOLF, D., STARKE, R. & KLEEGERG, R. [Hrsg.]: *Beiträge zur Jahrestagung Freiberg*, **4**: 170 - 181; Freiberg (Medienzentrum der TU Bergakademie Freiberg).
- HAYDUK, W. & LAUDIE, H. (1974):** Prediction of diffusion coefficients for nonelectrolytes in dilute aqueous solutions.- *AIChE Journal*, **20 (3)**:611-615.
- HELMHOLTZ, H. VON (1879):** Studien über elektrische Grenzschichten.- *Wiedemanns Annalen der Physik*, **7**: 337-382; Leipzig.
- HICKS, R.E. & TONDORF, S. (1994):** Electrorestoration of metal contaminated Soils.- *Environ. Sci. Technol.*, **28 (12)**: 2203-2210.
- HIRNER, A. V., REHAGE, H. & SULKOWSKI, M. (2000):** Umweltgeochemie - Herkunft, Mobilität und Analyse von Schadstoffen in der Pedosphäre.- 1. Aufl.: XVII + 836 S.; Darmstadt (Steinkopff Verlag).
- HO, S.V., SHERIDAN, P.W., ATHMER, C.J., HEITKAMP, M.A., BRACKIN, J.M., WEBER, D. & BRODSKY (1995):** Integrated in situ soil remediation technology: The Lasagna process.- *Environ. Sci. Technol.*, **29**: 2528-2534.
- HO, S.V., ATHMER, C., SHERIDAN, P.W., & SHAPIRO, A. (1997):** Scale-up aspects of the Lasagna process for in situ soil decontamination.- *J. Hazard. Mater.*, **55**: 39-60.
- HO, S.V., ATHMER, C., SHERIDAN, P.W., HUGHES, B.M., ORTH, R., MCKENZIE, D., BRODSKY, P.H., SHAPIRO, A., THORNTON, R., SALVO, J., SCHULTZ, D., LANDIS, R., GRIFFITH, R. &**

- SHOEMAKER, S. (1999 a):** The Lasagna technology for in situ soil remediation. 1. Small field test.- Environ. Sci. Technol., **33 (7)**: 1086-1091.
- **(1999 b):** The Lasagna Technology for in situ soil remediation. 2. Large field test.- Environ. Sci. Technol., **33 (7)**: 1092-1099.
- HOFFMANN, F. (1995):** Retardation of volatile organic compounds in groundwater in low organic carbon sediments (Interim Report). Lawrence Livermore National Laboratory. Available to the public from the National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce, 5285 Port Royal Rd.; Springfield, VA 22161.
- HÖLTING, B. (1992):** Hydrogeologie: Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie.- 4. Aufl.: 415 S.; Stuttgart (Enke).
- IMKO:** Operating Manual TRIME-IPH.- Ettlingen (IMKO Mikromodultechnik GmbH).
- INTERNATIONAL UNION OF PURE AND APPLIED CHEMISTRY (1985):** Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity.- Pure & Appl. Chem., **57(4)**: 603-619.
- IWATA, M. (2000):** Final moisture distribution in materials after electro-osmotic dewatering.- J. Chem. Engrg. of Japan, **30(2)**: 308-312.
- JACAZIO, G., PROBSTEIN, R. F., SONIN, A. A. & YUNG, D. (1972):** Electrokinetic salt rejection in hyperfiltration through porous material - Theory and experiment.- J. Phys. Chem., **76**: 4015-4023.
- JACKMAN, S.A., MAINI, G., SHARMAN, A.K. & KNOWLES, C.J. (1999):** The effects of direct electric current on the viability and metabolism of acidophilic bacteria.- Enzyme Microb. Techhnol., **24**: 316-324.
- JACKMAN, S. A., MAINI, G., SHARMAN, A. K., SUNDERLAND, G. & KNOWLES C. J. (2001):** Electrokinetic movement and biodegradation of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid in silt soil.- Biotechnology and bioengineering, **74 (1)**: 40-48.
- JACOBS, R. A. (1995):** Two-dimensional modeling of the removal of contaminants from soils by electric fields.- PhD Diss., Dept. of Mechanical Engineering, Mass, Inst. Of Technology.
- JACOBS, R. A., SENGUN, M. Z., HICKS, R. E. & PROBSTEIN, R. F. (1994):** Model and experiments on soil remediation by electric fields.- J. Environ. Sci. Health, **29 (9)**: 1933-1955.
- JACOBS, R. A. & PROBSTEIN, R. F. (1996):** Two-dimensional modelling of electroremediation.- AIChE Journal, **A 24 (6)**: 1685-1696.
- JONES, R. C. (1989):** A computer technique for X-ray diffraction curve fitting/peak decomposition.- In: PEVEAR, D. R. & MUMPTON, F. A. [Hrsg]: Quantitative mineral analysis of clays, CMS workshop lectures, **1**: 51-101; Evergreen/Colorado (Clay Minerals Society).
- KARICKHOFF, S. W., BROWN, D. S. & SCOTT, T. A. (1979):** Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments.- Water Research, **A13(3)**: 241-248.
- KIEFER, G. (2003):** VDE 0100 und die Praxis.- 11. Aufl., 852 S.; Berlin (VDE Verlag).
- KIM, J. & LEE, K. (1999):** Effekts of electric field directions on surfactant enhanced electrokinetic remediation of diesel-contaminated sand column.- J. Environ. Sci. Health, **A34(4)**: 863-877.

- KINZELBACH W. & RAUSCH, R. (1995):** Grundwassermodellierung - Eine Einführung mit Übungen.- 1. Aufl., V + 283 S.; Berlin Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- KLEBER, W., BAUTSCH, H.-J. & BOHM, J. (1990):** Einführung in die Kristallographie.- 17. Aufl., 416 S.; Berlin (Verlag Technik GmbH).
- KNÖDEL, K., KRUMMEL, H. & LANGE, G. (1997):** Geophysik - Handbuch zur Erkundung von Deponien und Altlasten.- 1 Aufl., 3: 1063 S.; Berlin (Springer Verlag).
- KOSCHITZKY, H.-P., BRAUN, J. GREINER, P. HIESTER, U. & TRÖTSCHLER, O. (2004):** Innovative thermische und Spül-Verfahren zur In-situ-Sanierung.- In: DECHEMA E.V. [Hrsg.]: In-Situ Sanierung - Trends in Forschung und Praxis - 23.-24. Nov. 2004 - Tagungshandbuch.-: 31-35; Frankfurt (Dechema e. V.).
- KUCHLING, H. (1991):** Taschenbuch der Physik.- 13. Aufl., 672 S.; Leipzig (Fachbuchverlag Leipzig).
- KUEHL, S. A., HARIU, T. M., SANFORD, M. W., NITTROUER, C. A. & DEMASTER, D. J. (1991):** Millimeter-scale sedimentary structure of fine-grained sediments: Examples from continental margin environments.- In: BENNETT, R. H. BRYANT, W. R. & HULBERT, M. H. [Hrsg.]: Microstructure of fine-grained sediments - From mud to shale: 33 - 46; New York (Springer Verlag).
- KRAJEW, A. P. (1957):** Grundlagen der Geoelektrik.- 1. Aufl., 358 S.; Berlin (VEB Verlag Technik).
- KRAUSS, H. (2000):** Quecksilberporosimetrie toniger Sedimente und Einfluss der Porengröße auf die Elektroosmose.- 70 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- KRAUSS, H, ZORN, R., HAUS, R. & CZURDA, K. (2001):** Electroosmotic transport in fine grained sediments with respect to pore throats.- In: CZURDA, K., HAUS, R., KAPPELER, C. & ZORN, R. [Hrsg.]: Erem 2001 - 3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation, 63: 31-1 – 41-12; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- KRISTENSEN, I. V. (1999):** The Effect of soil temperature on electro-dialytic remediation.- In: OTTOSEN, L. [Hrsg.]: Electromigration applied to soil remediation,; 165-170; Denmark.
- LAGALY, G. (1993):** Reaktionen der Tonminerale.- In: JASMUND, J. & LAGALY, G. [Hrsg.]: Tonminerale und Tone: 89 - 167; Darmstadt (Steinkopff Verlag).
- LAGALY, G. & KÖSTER, H. M. (1993):** Tone und Tonminerale.- In: JASMUND, J. & LAGALY, G. [Hrsg.]: Tonminerale und Tone: 1-32; Darmstadt (Steinkopff Verlag).
- LAGEMAN, R. (1993):** Electroreclamation - Applications in the Netherlands.- J. Environ. Sci. Technol., 27(13): 2648-2650.
- LAGEMANN, R., POOL, W. & SEFFINGA, G. A. (1989):** Electro-reclamation: Theory and practice.- Chem. & Indust., 18: 585-590.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1991):** Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle: Handbuch mikrobiologische Bodenreinigung.: 1. Aufl. 231 S. Karlsruhe (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg).
- **(1997):** Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle. Probennahme von Boden und Abfall im Rahmen der Altlastenbearbeitung.- 57 S.; Karlsruhe (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg).

- LARUE, O., MOUROKO-MITOULOU, T. & VOROBIEV, E. (2001):** Pressurized electroosmotic dewatering in a filter cycle.- *Drying Technology*, **19(1)**: 185-198.
- LEAR, G. (2001):** Using electrokinetics and bioaugmentation to optimise the remediation of PCP contaminated soil. D. Dhill Transfer Report, University of Oxford, Department of Engineering Science, Oxford Centre for Environmental Microbiology (OCEB) and Centre for Ecology and Hydrology, Oxford (CEH), unveröffentlicht.
- LI, A., CHEUNG, K. A. & REDDY, K. R. (2000):** Cosolvent-enhanced electrokinetic remediation of soils contaminated with phenanthrene.- *J. Environ. Engrg.*, **126(6)**: 527-533.
- LIANG, L. (1976):** Electroosmotic dewatering of wastewater sludges.- 143 S.; Cambridge (Massachusetts Institute of Technology).
- LINDER, H. (1992):** Physik.- 13. Aufl., 576 S.; Köln (Fachbuchverlag Leipzig).
- LOCKHART, N. C. (1983):** Electroosmotic dewatering of clay. I Influence of Voltage.- *Colloids Surf.*, **6**: 229-238.
- MAES, N., MOORS, H., DIERCKX, A., AERTSENS, M., WANG, L., DE CANNIÈRE, P. & PUT, M. (2001):** Studying the migration behaviour of radionuclides in boom clay by electromigration.- In: CZURDA, K., HAUS, R., KAPPELER, C. & ZORN, R. [Hrsg.]: *Erem 2001 - 3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation*, **63**: 35-1 – 25-21; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- MAINI, G., SHARMAN, A. K., SUNDERLAND, G., KNOWLES, C. J. & JACKMAN, S. A. (2000 a):** An integrated method incorporating sulphur-oxidizing bacteria and electrokinetics to enhance removal of copper from contaminated soil.- *Environ. Sci. Technol.*, **34**: 1081-1087.
- **(2000 b):** Electrokinetic remediation of metals and organics from historically contaminated soil.- *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **75**: 657-664.
- MEINHOLD, M. (1965):** Geophysikalische Messverfahren in Bohrungen.- **4**: 237 S.; Leipzig (Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K.-G.).
- MIDDELDROP, P. & SINKE, A. (2001):** Electrokinetic mobilisation of toluene and chlorinated ethenes in low permeable soils.- In: CZURDA, K., HAUS, R., KAPPELER, C. & ZORN, R. [Hrsg.]: *Erem 2001 - 3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation*, **63**: 23-1 – 23-6; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- MILLINGTON, R. J. & QUIRK, J. P. (1960):** Transport in porous media.- In: VAN BEREN, F. A. [Hrsg.]: *Trans. Int. Congr. Soil Sci.* 7th, 1 Madison, Wi., 14-24 Aug. 1960, : 97-106; Amsterdam (Elsevier).
- MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (1990):** Leitfaden Umgang mit leichtflüchtigen chlorierten und aromatischen Kohlenwasserstoffen.: 1. Aufl., 163 S.; Stuttgart (Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg).
- MITCHELL, J. K. (1991):** Conduction phenomena: from theory to geotechnical practice.- *Géotechnique*, **41(3)**: 299-340.
- **(1993):** Fundamentals of soil behaviour.: 2. Aufl., 437 S.; New York (Wiley & Sons).
- MITCHELL, J. K. & WAN, T. Y. (1977):** Electro-osmotic consolidation - its effects on soft soils.- *Proceedings of the Ninth International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, **1**: 219-234.

- MOON, C. F. & HURST, C. W. (1984):** Fabric of muds and shales: an overview.- In: STOW, D. A. V. & PIPER, D. J. W. [Hrsg.]: Fine-grained sediments: Deep-water processes and fabrics, Geological Society Special Publication **15**, 579 - 593; London (Geological Society).
- MÜLLER-VONMOOS, M. & KAHR, G. (1982):** Bereitstellung von Bentoniten für Laboruntersuchungen.- NAGRA Technischer Bericht **82-04**: Zürich (Institut für Grundbau und Bodenmechanik)
- NAHON, D. (1991):** Introduction to the petrology of soils and chemical weathering.- 313 S.; Chichester (John Wiley & Sons).
- NARASIMHAN, B. & SRI RANJAN (2000):** Electrokinetic barrier to prevent subsurface contaminant migration: theoretical model development and validation.- J. Contaminant Hydrology, **42**: 1-17.
- NEGER, M. (1990):** Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe im Grundwasser pleistozäner Lockersedimente.: 1. Aufl., 174 S.; Stuttgart (Fischer).
- NIQUI-ARROYO, J. L. & ORTEGA-CALVO, J.-J. (2003):** Use of electrokinetics to increase the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in clay-rich soils.- In: CZURDA, K., DE FREITAS, M. H., PUSCH, R., NERETNIEKS, I., MAES, A., ALSHAWABKEH, A., LAGEMAN, R., ZORN, R. & MAES, N. [Hrsg.]: 4th Symposium on electrokinetic remediation - Book of abstracts.- 66-67 S.; Mol (SCK·CEN).
- NOWAG, S. (2001):** Voruntersuchung und Planung zur Errichtung eines Testfeldes für Elektrokinetische Bodensanierung in Birkenfeld, Baden-Württemberg.- XII + 103 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- NYSTRÖM, G. M., OTTOSEN, L. M. & VILLUMSEN, A. (2005):** Test of experimental set-ups for electro-dialytic removal of Cu, Zn, Pb and Cd from different contaminated harbour sediments.- In: MAES, N. & MOORS, H. [Hrsg.] Electrokinetic remediation - EREM 2003, **77 (3-4)**: 349-357; Amsterdam (Elsevier).
- OEY, W. & AZZAM, R. (1999):** Elektrokinetische Entfernung von Schwermetallen aus feinkörnigen kontaminierten Böden.- Müll und Abfall, **6**: 373-384.
- OTTOSEN, L., JENSEN, J.B., VILLUMSEN, A., LAURSEN, S., HANSEN, H.K. & SLOTH, P. (1995):** Electrokinetic remediation of soil polluted with heavy metals - Experiences with different kinds of soils and different mixtures of metals.- In: VAN DEN BRINK, W.J., BOSMAN, R. & ARENDT, F. [Hrsg.]: Proc. Contaminated Soil '95: (Kluwer).
- OZKAN, S., GALE, R. J. & SEALS, R. K. (1999):** Electrokinetic stabilization of kaolinite by injection of Al and PO₄³⁻ ions.- Ground Improvement, **3**: 135-144.
- PAGE, M. M. & PAGE, C. L. (2002):** Electroremediation of contaminated soils.- J. Environ. Engrg., **128(3)**: 208-219.
- PAMUKCU, S. & WITTLE, J. K. (1992):** Electrokinetic removal of selected heavy metals from soil.- Environ. Progress, **11(3)**: 241-250.
- PANKOW, J. F. & CHERRY, J. A. (1996):** Dense chlorinated solvents and other DNAPL's in groundwater.: 1. Aufl., 522 S.; Oregon (Waterloo Press).
- PARK, J.-Y, KIM, S.-J., LEE, Y.-J., BAEK, K. & YANG, J.-W. (2005):** EK-Fenton process for removal of phenanthrene in a two-dimensional soil system.- In: MAES, N. & MOORS, H. [Hrsg.] Electrokinetic remediation - EREM 2003, **77 (3-4)**: 217-224; Amsterdam (Elsevier).

- PARKER, L. V. & RANNEY, T. A. (1994):** Effect of concentration on sorption of dissolved organics by PVC, PTFE and stainless steel well casings.- *Ground Water Monitoring Review* **14(3)**: 139-149.
- PARROTT, J. E. & STUCKES, A. D. (1975):** Thermal conductivity of soils.- 157 S. London (Pion).
- PEDERSEN, A. J., KRISTENSEN, I. V., OTTOSEN, L. M., RIBEIRO, A. B. & VILLUMSEN, A. (2005):** Electrodealytic remediation of CCA-treated waste wood in pilot scale.- In: MAES, M. & MOORS, H. [Hrsg.]: *Electrokinetic remediation - EREM 2003*, **77 (3-4)**: 331-338; Amsterdam (Elsevier).
- PENMAN, H. L. (1940):** Gas and vapor movements in the soil. I. The diffusion of vapors through porous soils.- *J. Agric Sci*, **30**: 437-462.
- PITTMANN, W., MARTUS, P. & SCHMITT, R. (1999):** Natural Attenuation von MKW im Grundwasser.- In: KREYSA, G., TRACK, T., MICHELS, J. & WIESNER, J. [Hrsg.]: *Natural Attenuation - Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien, Symp. Bd. 1. Natural Attenuation vom 27. bis 28 Oktober 1999*: 79-94; Frankfurt am Main (Dechema e. V.).
- PRINZ, H. (1997):** Abriß der Ingenieurgeologie.- 3. Aufl., 546 S.; Stuttgart (Enke).
- PROBSTEIN, R. F. & HICKS, R. E. (1993):** Removal of contaminantes from soil by electric fields.- *Science*, **260**: 498-503.
- PROBSTEIN, R. F. (1994):** Physicochemical hydrodynamics: An introduction.- 2. Aufl., 400 S.; New York (John Wiley and Sons, INC).
- RABIE, H. R., MUJUMDAR, A. S. & WEBER, M. E. (1994):** Electroosmotic dewatering of bentonite in thin beds.- *Sep. Technol.*, **4**: 180-182.
- RAHNER, D., LUDWIG, G., RÖHRS, J., NEUMANN, V., NITSCHKE, C. & GUDERITZ, I. (2001):** Electrochemically induced reactions in soils – a new approach to the in-situ remediation of contaminated soils?- In: CZURDA, K., HAUS, R., KAPPELER, C. & ZORN, R. [Hrsg.] *Erem 2001 - 3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation*, **63**: 2-1 – 2-20; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- REED, B. E., BERG, M. T., THOMPSON, J. C. & HATFIELD, J. H. (1995):** Chemical conditioning of electrode reservoirs during electrokinetic soil flushing of Pb-contaminated silt loam.- *J. Environ. Engrg.*: 805-815.
- REDDY, K. R., CHAPARRO, C. & SAICHEK, E. (2003 a):** Removal of mercury from clayey soil using electrokinetics.- *J. Environ. Sci. Health*, **A38(2)**: 307-338.
- **(2003 b):** Iodide-enhanced electrokinetic remediation of mercury-contaminated soils.- *J. Environ. Engrg.*, **129(12)**: 1137-1148.
- REDDY, K. R. & SAICHEK, E. (2004):** Enhanced electrokinetik removal of phenanthrene from clay soil by periodic electric potential application.- *J. Environ. Sci. Health*. **A39(5)**: 1189-1212.
- RENAUD, P. C. & PROBSTEIN, R. F. (1987):** Electroosmotic control of hazerdous wastes.- *Physico. Chem. Hydrodyn.*, **9(1/2)**: 345-360.
- REYNOLDS, R. C. (1989):** Principles and techniques of quantitative analysis of clay minerals by X-ray powder diffraction.- In: PEVEAR, D. R. & MUMPTON, F. A. [Hrsg]: *Quantitative mineral analysis of clays, CMS workshop lectures*, **1**: 3-36; Evergreen/Colorado (Clay Minerals Society).
- RIEDEL, E. (1990):** Anorganische Chemie.- 2. Aufl., XV + 849 S.; Berlin (Walter de Gruyter).

- RÖHRS, J., LUDWIG, G. & RAHNER, D. (2001):** Electrochemically induced reactions in soils - a new approach to the in-situ remediation of contaminated soils? Part 2: remediation experiments with a natural soil containing highly chlorinated hydrocarbons.- *Electrochimica Acta*, 1-10. [im Druck].
- ROEHL, K. E. (1997):** Experimentelle Untersuchungen zu Retardation und Bindungsformen von Schwermetallen in tonigen Deponiebarrieren.- **46**; 197 S.; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- SAICKEK, R. E. & REDDY, K. R. (2003):** Effect of pH control at the anode for the electrokinetic removal of phenanthrene from kaolin soil.- *Chemosphere*, **51**: 273-287.
- **(2005):** Elektrokinetisch enhanced remediation of hydrophobic organic compounds in soils: A review.- *Critical Reviews in Environ. Sci. Technol.*, **35**: 115-192.
- SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002):** Lehrbuch der Bodenkunde.- 15. Aufl., XIV + 593 S.; Heidelberg, Berlin (Spektrum Akademischer Verlag).
- SCHICK, P. & WUNSCH, R. (1994):** Diffusion chlorierter Kohlenwasserstoffe durch Bentokiesdichtungen.- *Geotechnik*, **18**: 197-204.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995):** Bodenkundliches Praktikum.- 2. Aufl., 295 S.; Berlin (Blackwell Wissenschafts-Verlag).
- SCHMID, M., & MARB, C. (2001):** Control of electrode processes in electrokinetic soil remediation.- In: CZURDA, K., HAUS, R., KAPPELER, C. & ZORN, R. [Hrsg.]: Erem 2001 - 3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation, **63**: 34-1 – 34-13; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- SCHMIDT, B. (1989):** Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW) im Untergrund (Literaturstudie).- **5**: 116 S.; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe)..
- SCHNELL, K. (2001):** Hydrogeochemische Prozesse bei Weichgelinjektionen - Stoffbilanzierung, potentielle Langzeitfolgen und Grundwassergefährdungspotenziale.- **61**; XX + 204 S.; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- SCHULTZ, D. S. (1997):** Electroosmosis technology for soil remediation: laboratory results, field trial, and economic modeling.- *J. Hazard. Mater.*, **55**: 81-91.
- SCHWEDT, G. (1995):** Analytische Chemie: Grundlagen, Methoden und Praxis.- 422 S.; Stuttgart (Thieme).
- SCHWERTMANN & NIEDERBUDE (1993):** Tonminerale in Böden.- In: JASMUND, J. & LAGALY, G. [Hrsg.]: Tonminerale und Tone: 1-32; Darmstadt (Steinkopff Verlag).
- SCHWILLE, F., BERTSCH, W., LINKE, R. REIF, W. & ZAUTER, S. (1984):** Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe in porösen und klüftigen Medien.: 1. Aufl., 72 S.; Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr.46. Koblenz (Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz).
- SEGALL, B. A. & BRUELL, C. J. (1992):** Electroosmotic Contaminant-Removal Processes.- *J. Environ. Engrg.*, **118** (1): 84-100.
- SEGALL, B. A., O'BANNON, C. E. & MATTHIAS, J. A. (1980):** Electro-osmosis chemistry and water quality.- *J. Geotech. Engrg.*, **106**(10): 1148-1152.

- SHACKELFORD, C. D. & DANIEL, D. E. (1991):** Diffusion in saturated soil - Background.- J. Geotech. Engrg. Div., ASCE, **117(3)**: 467 - 484.
- SHANG, J. Q. (1996):** Electrokinetic dewatering of clay slurries as engineered soil covers.- Can. Geotech. J., **34**: 78-86.
- SHAPIRO, A. P. & PROBSTEIN, R. F. (1993):** Removal of contaminants from saturated clay by electroosmosis.- Environ. Sci. Technol., **27(2)**: 283-291.
- SHAPIRO, A. P., RENAUD, P. C. & PROBSTEIN, R. F. (1989):** Preliminary studies on the removal of chemical species from saturated porous media by electroosmosis.- Physicochemical Hydrodynamics, **11 (5/6)**: 785-802.
- SHAW, D. J. (1980):** Introduction to colloid and surface chemistry.- 3. Aufl., VIII + 273 S.; London (Butterworths).
- SHEPHARD, L. E. & RUTLEDGE, A. K. (1991):** Clay fabric of fine-grained turbidite sequences from the southern Nares Abyssal Plain.- In: BENNETT, R. H. BRYANT, W. R. & HULBERT, M. H. [Hrsg.]: Microstructure of fine-grained sediments - From mud to shale: 61 - 72; New York (Springer Verlag).
- SHMAKIN, B.M. (1985):** The method of partial extraction of metals in a constant current electrical field for geochemical exploration.- J. Geochem. Explor., **23 (1)**: 35-60.
- SHUMAN, L. M. (1982):** Separating soil iron- and manganese-oxide fractions for microelement analysis.- Soil. Sci. Soc. Am. J., **46**: 1099-1102.
- SKOOG, D. A. & LEARY, J. J. (1996):** Instrumentelle Analytik.- 898 S.; Berlin (Springer).
- SMOLUCHOWSKI, M. VON (1921):** Elektrische Endosmose und Strömungsströme.- Handbuch der Elektrizität und des Magnetismus, **2**: 366-428; Leipzig.
- SPOSITO, G. (1984):** The Surface Chemistry of Soils.- 1. Aufl., 234 S.; New York, Oxford (Oxford University Press).
- **(1998):** Bodenchemie.- 1. Aufl.: 230 S.; Stuttgart (Enke).
- STACHEDER, M. (1996):** Die Time Domain Reflectometry in der Geotechnik: Messung von Wassergehalt, elektrischer Leitfähigkeit und Stofftransport.- **40**; 170; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- STEGER, H. (1998):** Ermittlung von Störungzonen im Bereich der Metasedimente der Mittleren- und Unteren Siegen-Schichten im Hinblick auf die Neuerschließung des Narneddy Sprudels (Andernach).- XI + 79 S.; Karlsruhe [unveröff. Dipl. Arb.].
- STEGER, H., ZORN, R., HAUS, R. & CZURDA, K. (2001):** Removal of tetrachlorethylene from fine-grained soils by electrokinetic processes.- In: CZURDA, K., HAUS, R., KAPPELER, C. & ZORN, R. [Hrsg.]: Erem 2001 - 3rd Symposium and status report on electrokinetic remediation, **63**: 25-1 – 25-14; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- STEGER, H., ZORN, R., CZURDA, K., FADER, H. J., HAUS, R., PENZ, M. & LEYENS, D. (2004):** Electrokinetic removal of tetrachloroethylene from soils using horizontal filter electrodes.- Engrg. Geol., (Submitted).

- STEGER, H., ZORN, R. GREGOLEC, G., CZURDA, K. & BORST, M. (2005):** Soil structure changing caused by electrokinetic processes.- EREM2005 5. Symposium on Electrokinetic Remediation, May 2005, Ferrara, Italy.
- STERN, O. (1924):** Zur Theorie der elektrischen Doppelschicht.- *Z. Elektrochem.*, **30**: 508-516.
- STUMM, W. & MORGAN, J.J. (1996):** Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters.- 1022 S.; New York (John Wiley & Sons).
- STUPP, H.-D. (2002):** Migration und Dechlorierung von LCKW in Grundwasserleitern.- <http://www.grundwassersanierung.de/paper6.html>: 22 S..
- STUPP, H.-D. & PAUS, L. (2002):** Migrationsverhalten organischer Grundwasser-Inhaltsstoffe und daraus resultierende Ansätze zur Beurteilung von Monitored Natural Attenuation (MNA).- <http://www.grundwassersanierung.de/gwsanierung2.htm>: 17 S..
- THOREZ, B.K.G. (1976):** Practical identification of clay minerals.- 90 S.; Dison/Belgien (Lelotte).
- THORNTON, R.F. & SHAPIRO, A.P. (1995):** Modelling and economic analysis of in-situ remediation of Cr(VI)-contaminated soil by electromigration.- In: TEDDER, D.W. & POHLAND, F.G. [Hrsg.]: ACS Symposium Series 607: Emerging technologies in hazardous waste management V: 33-47; Washington/DC (ACS).
- TIMM, F. (2000):** Elektrochemische Prozesse im Bereich von Porphyry-Kupferlagerstätten.- Scientific Technical Report STR00/09, III + 126 S.; Potsdam (Geoforschungszentrum Potsdam).
- TOPP, G. C., DAVIS, J. L & ANNAN, A. P. (1980):** Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines.- *Water Resour. Res.*, **16(3)**: 574-582.
- TRIBUTH, H. & LAGALY, G. (1991):** Identifizierung und Charakterisierung von Tonmineralen.- *Ber. DTTG*, **1**: 163 S.; Gießen.
- TRUNKÓ, L. (1984):** Karlsruhe und Umgebung: Nördlicher Schwarzwald, südlicher Kraichgau, Rheinebene, Ostrand des Pfälzer Waldes und der Nordvogesen.- **78**, X + 227 S., Berlin (Gebrüder Borntraeger).
- UGAZ, A., PUPPALA, S. GALE, R. J. & ACAR, Y. B. (1994):** Electrokinetic soil processing - complicating features of electrokinetic remediation of soils and slurries: Saturation effects and the role of the cathode electrolysis.- *Chem. Eng. Comm.*, **129**: 183-200.
- U.S. EPA (1997):** Resource guide for electrokinetics laboratory and field processes applicable to radioactive and hazardous mixed wastes in soil and groundwater from 1992 to 1997.- **EPA 402-R-97-006**: 78 S.; Washington DC.
- U.S. EPA (1998):** Sandia National Laboratories In-situ electrokinetic extraction technology - Innovative Technology Evaluation Report.- **EPA/540/R-97/509**: 55 S.; Cincinnati/OH.
- U.S. EPA (2002):** Technical Factsheet on: Trichlorethylene. <http://www.epa.gov/safewater/dwh/t-voc/>.
- VAN BRAKEL, J. & HEERTJES, P. M. (1974):** Analysis of diffusion in macroporous media in terms of a porosity, a tortuosity and a constrictivity factor.- *Int. J. heat Mass Transfer*, **17**: 1093-1103.
- VAN DOREN, E.P. & BRUELL, C.J. (1987):** Electro-osmotic removal of benzene from a water saturated clay.- In: Proc. NWWA/API Conf. on petroleum hydrocarbons and organic chemicals in groundwater: 107-126.

- VAN OLPHEN, H. (1977):** An introduction to clay colloid chemistry.- 2. Aufl., 315 S.; New York (Wiley).
- VDE 0100 (1973):** Bestimmungen für das Errichten von Starkstromanlagen mit Nennspannungen bis 1000 V; Berlin (VDE Verlag).
- VDE 0100 TEIL 410 (1997):** Errichten von Starkstromanlagen mit Nennspannungen bis 1000 V; Schutz gegen elektrischen Schlag; Berlin (VDE Verlag).
- VDE 0100 TEIL 430 (1991):** Errichten von Starkstromanlagen mit Nennspannungen bis 1000 V Schutzmaßnahmen; Schutz von Kabeln und Leitungen bei Überstrom, Berlin (VDE Verlag).
- VDE 0100 TEIL 444 (1999):** Elektrische Anlagen von Gebäuden Schutzmaßnahmen - Schutz bei Überspannungen - Schutz gegen elektromagnetische Störungen (EMI) in Anlagen von Gebäuden, Berlin (VDE Verlag).
- VDE 0105 TEIL 1 (1997):** Betrieb von elektrischen Anlagen; Berlin (VDE Verlag).
- VDE 0105 TEIL 7 (1987):** Betrieb von Starkstromanlagen; Zusatzfestlegungen für explosivstoffgefährdete Bereiche; Berlin (VDE Verlag).
- VEDER, C. (1963):** Die Bedeutung natürlicher elektrischer Felder für Elektroosmose und Elektrokataphorese im Grundbau.- *Der Bauingenier*, **38(10)**: 378 - 389.
- VERWEY, E. J. W. & OVERBEEK, J. T. G. (1948):** Theory of the stability of lyophobic colloids: The interaction of soil particles having an electric double layer.- 205 S.; New York (Elsevier Publ. Co.).
- VESHEV, S. A., ALEKSEEV, S. G. & DUKHANIN, A. S. (1996):** Migration of radionuclides in soil under a static electric field.- *Geochemistry International*, **34(10)**: 908-911.
- VIJH, A. K. (1995):** Electrochemical aspects of electroosmotic dewatering of clay suspensions.- *Drying Technology*, **13(1&2)**: 215-224.
- VOGEL, H. (1999):** Gerthsen Physik.- 20. Aufl., 1262 S.; Berlin (Springer Verlag).
- VOLLHARDT, P. C. & SHORE, N. E. (2000):** Organische Chemie.: 3. Aufl., 1445 S.; Weinheim (Wiley-VCH Verlag GmbH).
- WALTER, R. (1995):** Geologie von Mitteleuropa.- 6. Aufl., IX - 566 S.; Stuttgart (Schweizerbart).
- WARTEL, S., SINGH, S. P. & FAAS, W. (1991):** The nature and significance of Gas-generated microvoids as „secondary“ microfabric features in modern and pleistocene marine and estuarine sediments.- In: BENNETT, R. H. BRYANT, W. R. & HULBERT, M. H. [Hrsg.]: *Microstructure of fine-grained sediments - From mud to shale*: 55 - 60; New York (Springer Verlag).
- WEBB, P. A. & ORR, C. (1997):** Analytical methods in fine particle technology.- XVII + 301 S.; Norcross (Micromeritics Instrument Corporation).
- WEBER, K. (2002):** Bilanzierung und Modellierung des BTEX-Austrags aus dem Grundwasser eines Gaswerksgeländes.- **67**; 139 S ; Karlsruhe (Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe).
- WEDA, S.-I. & UMEGAKI, Y. (2001):** Major ion and electrical potential distribution in soil under electrokinetic remediation.- *Environ. Sci. Technol.*, **35**: 2151-2155.
- WIEDEMANN, G. (1852):** *Pogg. Ann.*, **87**: 321.

- WILHELMS, A., HORSTAD, I. & KARLSEN, D. (1996):** Sequential extraction - a useful tool for reservoir geochemistry?.- *Org. Geochem.*, **24**: 1157 - 1172.
- WILSON, D.J. (1996):** Electrokinetic remediation. III: Enhancement with base.- *Separation Science and Technology*, **31 (4)**: 435-451.
- WILSON, D.J., RODRIGUEZ-MAROTO, J.M. & GOMEZ-LAHOZ, C. (1995a):** Electrokinetic remediation. I: Modeling of simple systems.- *Separation Science and Technology*, **30 (15)**: 2937-2961.
- WILSON, D.J., RODRIGUEZ-MAROTO, J.M. & GOMEZ-LAHOZ, C. (1995b):** Electrokinetic remediation. II: Amphoteric metals and enhancement with a weak acid.- *Separation Science and Technology*, **30 (16)**: 3111-3128.
- WONG, J. S. H., HICKS, R. E. & PROBSTEIN, R. (1997):** EDTA-enhanced electroremediation of metal-contaminated soils.- *J. Hazard Mater.*, **55**: 61-79.
- YANG, G. C. C. & LONG, Y.-W. (1999):** Removal and degradation of phenol in a saturated flow by in-situ electrokinetic remediation and Fenton-like process.- *J. Hazard. Mater.*, **B69**: 259-271.
- YANG, G. C. C. & LIU, C.-Y. (2001):** Remediation of TCE contaminated soils by in situ EK-Fenton process.- *J. Hazard. Mater.*, **B 85**: 317-331.
- YEUNG, A.T., HSU, C. & MENON, R.M. (1996):** EDTA-enhanced electrokinetic extraction of lead.- *J. Geotech. Engrg.*: 666-673.
- **(1997):** Physicochemical soil-contaminant interactions during electrokinetic extraction.- *J. Hazard. Mater.*, **55**: 221-237.
- YEUNG, A. T., SCOTT, T. B., GOPINATH, S., MENON, R. M. & HSU, C.-N. (1997):** Design, fabrication, and assembly of an apparatus for electrokinetic remediation studies.- *Geotechnical Testing Journal*, **GTJODJ**, **20(2)**: 199-210.
- YEUNG, A. T., CHUNG, M., CORAPCIOGLU, M. Y. & STALLARD, W. M. (1997):** Impoundment liner repair by electrophoresis of clay.- *J. Environ. Engrg.*, **123(10)**: 993-1001.
- ZEICHMANN, W. & MÜLLER-WEGENER, U. (1990):** *Bodenchemie.*: 1. Aufl., 326 S.; Mannheim (Bi-Wiss.-Verl.).
- ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1989):** Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden.- *Mittl. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, **59**: 505-510; Hohenheim.
- ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1991):** Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden.- In: FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH [Hrsg.]: *Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen.*- *Ber. Ökol. Forsch.*, **6**: 62-91; Jülich.
- ZORN, R. (2005):** *Elektrokinetische Bodensanierung: Numerische Modellierung des Stofftransportes unter Einfluss eines elektischen Gradienten.*- XXII + 154 S.; Karlsruhe (im Druck).
- ZORN, R., HAUS, R. & CZURDA, K. (2000):** Importance of water chemistry for modelling electrokinetic processes in soil.- In: *Proc. 7th Intern. KfK/TNO Conference on Contaminated Soil, ConSoil 2000*: 1264-1265; London (Telford).

- **(2001):** Removal of phenol in soils by using dc electric fields.- Proc. Prague 2000, Fifth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, 12.-14. September 2000, Prague, Czech Republic.

ZORN, R., CZURDA, K., GOLDMANN, T., HAUS, R., STEGER, H. & RUDOLPH, C. (2003): Electrokinetic transport of phenol in field scale.- In: CZURDA, K., DE FREITAS, M. H., PUSCH, R., NERETNIEKS, I., MAES, A., ALSHAWABKEH, A., LAGEMAN, R., ZORN, R. & MAES, N. [Hrsg.]: 4th Symposium on electrokinetic remediation - Book of abstracts.- 41 S.; Mol (SCK-CEN).

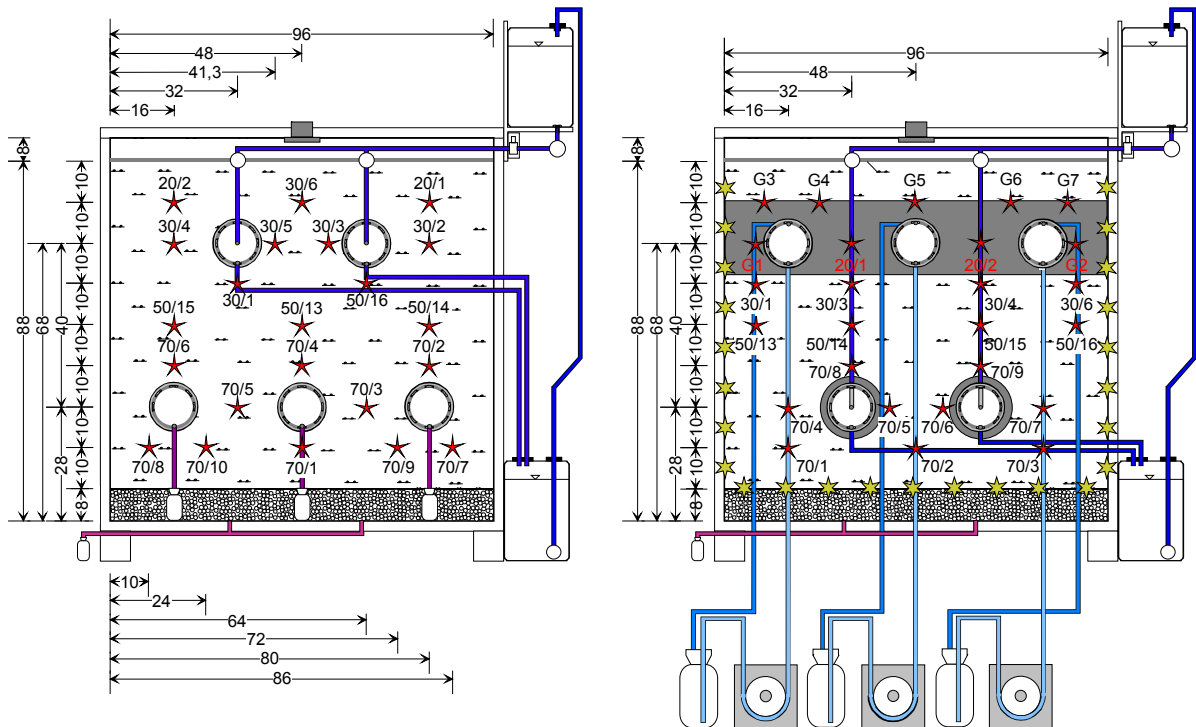
ZORN, R., STEGER, H., HAUS, R., CZURDA, K. & PENZ, M. (2001): Elektrokinetische Bodensanierung - Einfluß auf die Standfestigkeit tonhaltiger Böden.- In: CZURDA, K., FERNANDEZ-STEGER, T. & ROEHL, K. E. [Hrsg.]: 13. Nationale Tagung für Ingenieurgeologie, 2.-6. April 2001, Karlsruhe: 243-244; Essen (Verlag Glückauf).

Internet-Zitate

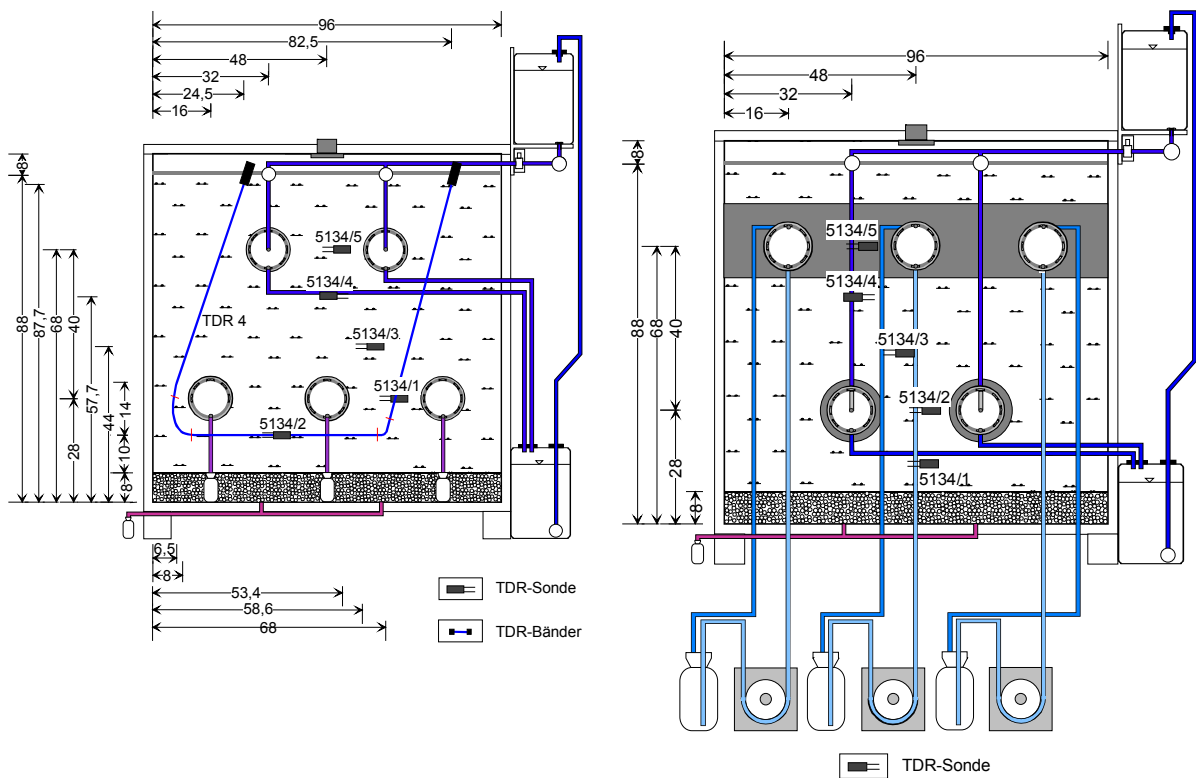
www.xfaweb.baden-württemberg.de/alfaweb/

11 Anhang

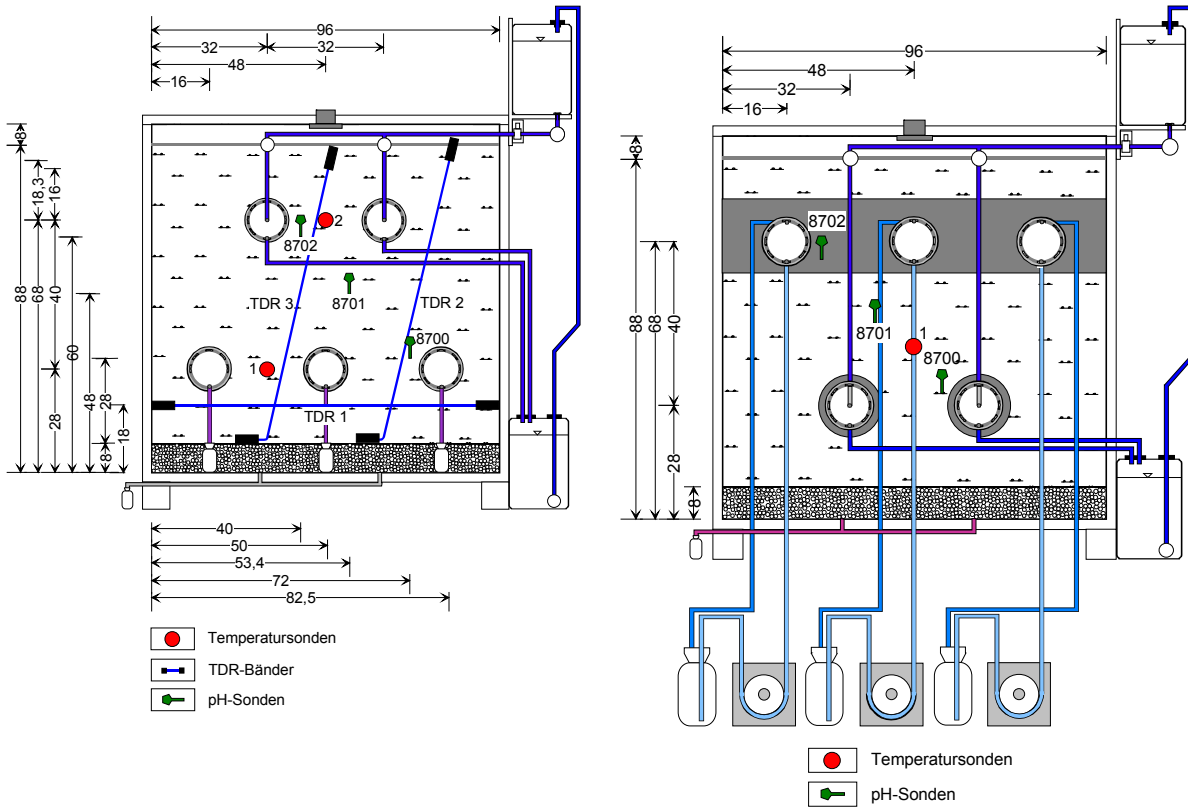
Anhang 1: Lage der Sonden im Technikumsversuch H1 und H4.



Lageplan der Spannungssonden im Technikumsversuch H1 (links) und H4 (rechts). Die roten Sterne sind Spannungssonden, die olivenfarbenen Sterne Messstellen der Spannungsbänder.



Lageplan der TDR-Sonden und TDR-Bänder H1 (links) und H4 (rechts).



Lageplan der TDR-Bänder, pH-Sonden und Temperatursonden im Technikumsversuch H1 (links) und H4 (rechts).

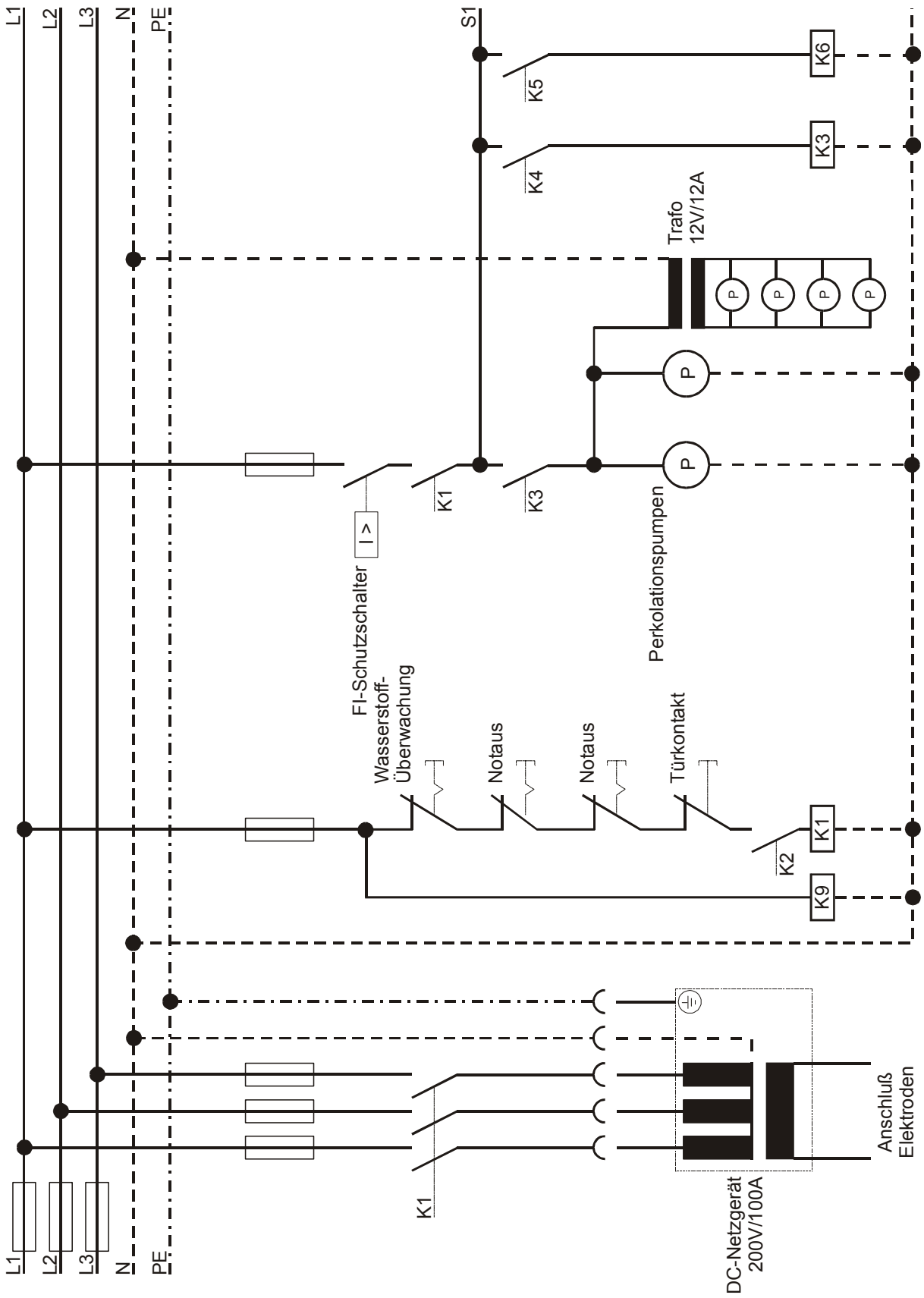
Anhang 2: Tiefenhorizontierte Tetrachlorethenkonzentrationen der Rammkernsondierungen in mg/kg Trockengewicht.

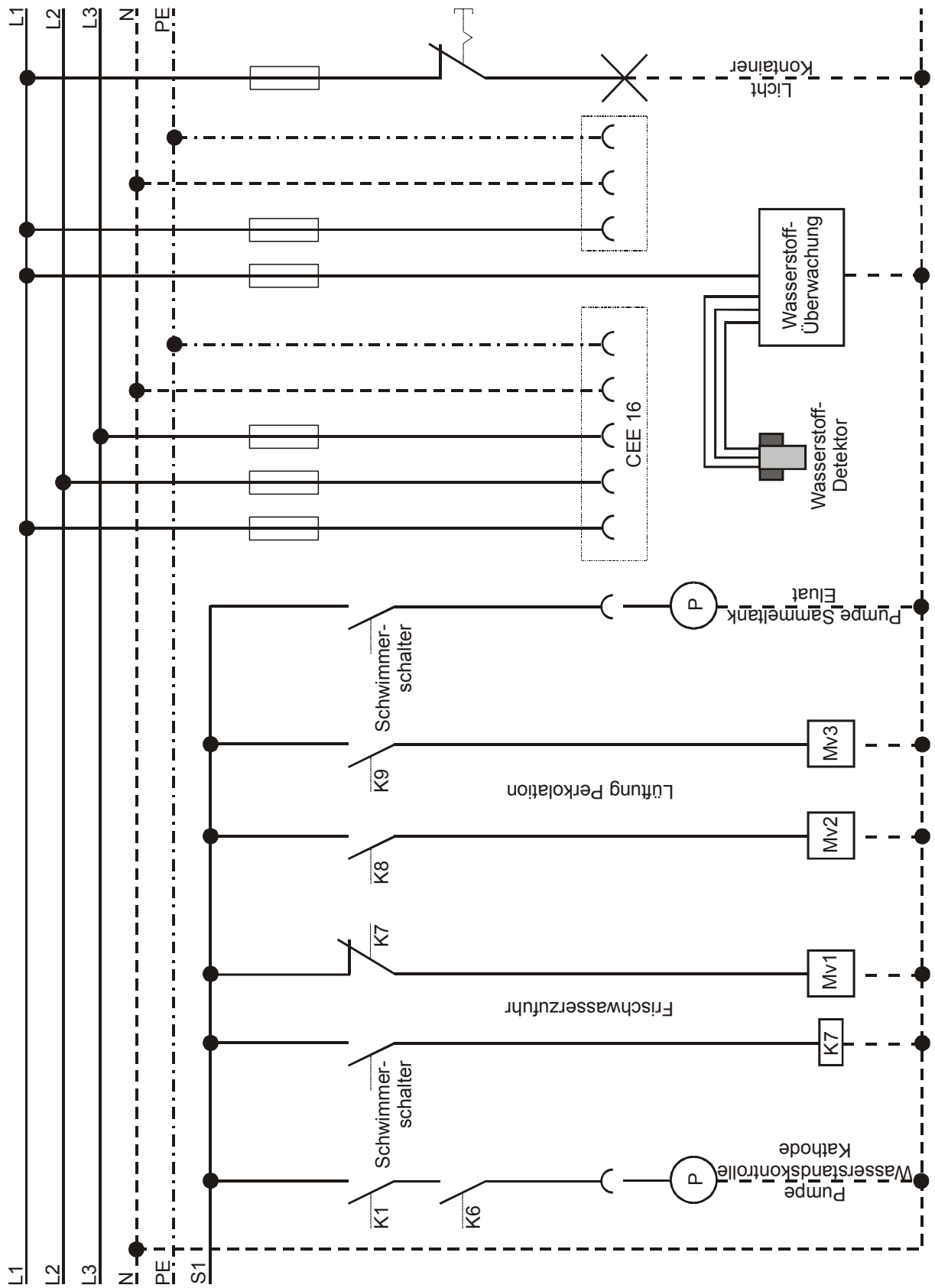
B7		B11		B14		B15	
Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz
[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]
		0,3-1,0	1,400			1,0-1,6	0,520
		1,0-2,0	1,600			1,6-2,05	680,000
2,0-3,0	2350,000	2,0-2,6	11,600	2,1-3,0	13,000	2,05-2,55	259,000
		3,8-5,0	9,900	3,0-3,1	120,000	2,55-3,05	12,300
				3,1-3,4	1600,000	3,05-3,55	4,410
				3,6-3,75	21,000		
				4,0	20,000		
				4,3-4,45	7,700		
				4,55-4,7	6,400		
				5,0-5,5	0,120		
B16		B17		B18		B19	
Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz
[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]
1,1-1,55	11,800	1,1-1,6	6,790				
1,55-2,1	406,000	1,6-2,1	0,401	1,4-2,05	0,002	1,6-2,1	0,190
2,1-2,6	2070,000	2,1-2,6	7,290	2,05-2,55	0,700	2,1-2,6	1,020
2,6-3,1	1360,000	2,6-3,1	3,030	2,55-3,05	0,650	2,6-3,1	2,680
3,1-3,55	10,900	3,1-3,6	0,111	3,05-3,55	0,022		
3,55-4,0	1,710	3,6-4,1	0,083				
B20		B21		B22		B23	
Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz
[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]
						1,1-1,6	0,001
		1,5-2,1	0,031			1,6-2,1	0,021
2,1-2,55	0,820	2,1-2,6	0,770	2,1-2,6	0,011	2,1-2,6	0,016
2,55-3,05	7,790	2,6-3,1	0,300	2,6-3,1	0,016	2,6-3,05	0,007
3,05-3,4	1,930	3,1-3,55	0,013	3,1-3,45	0,011	3,05-3,4	0,004
3,4-3,7	0,960						

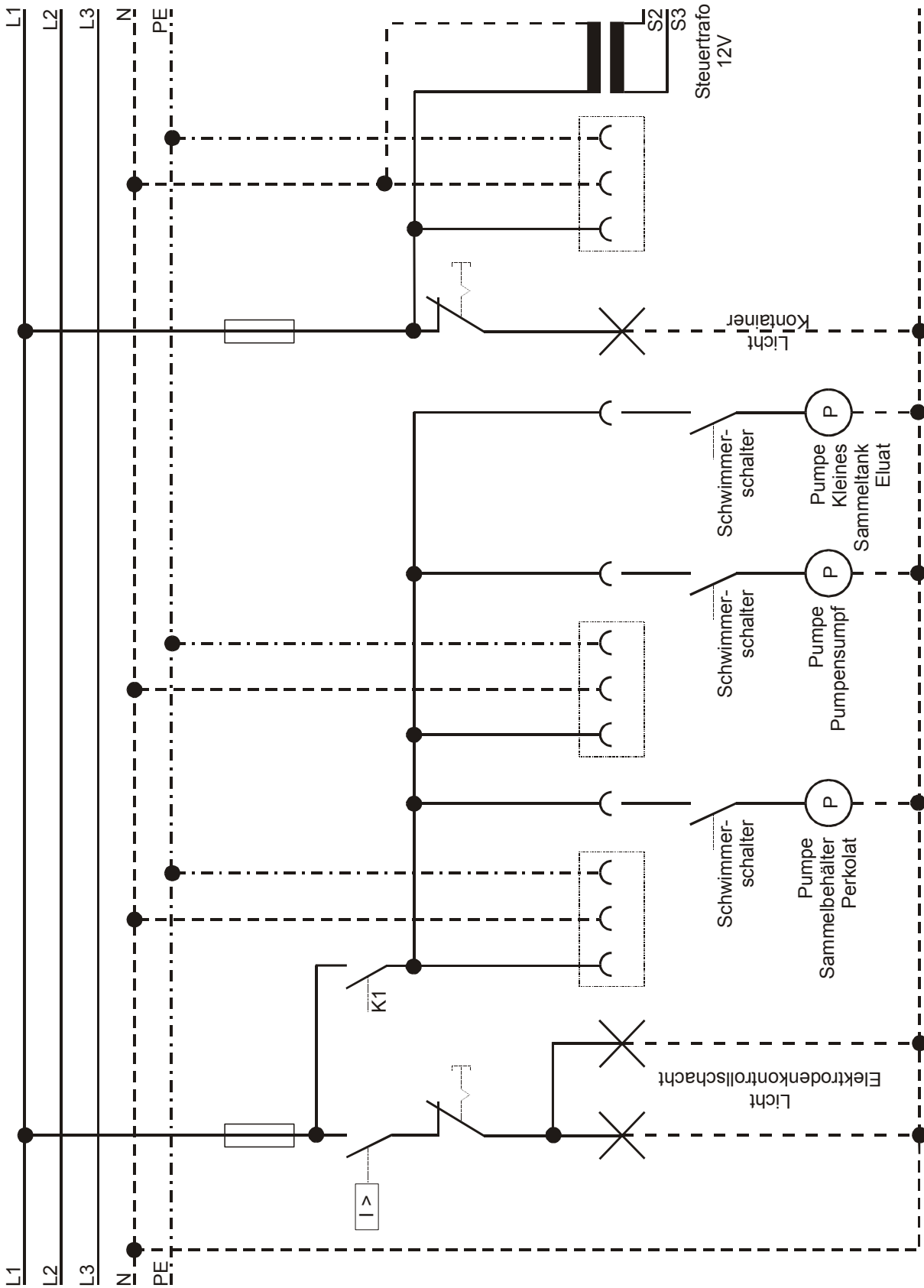
B24		B25		B28		B29	
Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz
[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]
		0,6-1,1	0,011				
		1,1-1,35	0,006	1,0-1,65	0,007	1,1-1,6	0,590
1,6-2,1	0,003	1,35-2,1	0,002	1,65-2,0	0,007	1,6-2,1	0,066
2,1-2,6	0,005	2,1-2,6	0,006	2,0-2,5	0,250	2,1-2,6	0,360
2,6-3,05	0,003	2,6-3,1	0,006	2,5-3,0	0,550	2,6-3,1	4,400
3,05-3,55	0,002						
B30		B31		B32		B33	
Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz
[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]
				0-0,5	0,404	0-0,5	0,148
				0,5-1,0	0,650	0,5-1,0	0,687
1,1-1,7	0,390	1,1-1,7	0,021	1,0-1,5	1,354	1,0-1,5	0,943
1,7-2,1	538,000	1,7-2,1	0,063	1,5-2,0	448,543	1,5-2,0	239,256
2,1-2,6	5440,000	2,1-2,6	1,700	2,0-2,5	1289,325	2,0-2,5	1025,823
2,6-3,1	305,000	2,6-3,1	0,550	2,5-3,0	145,953	2,5-3,0	324,883
				3,0-3,5	45,703	3,0-3,5	469,133
				3,5-4,0	7,982	3,5-4,0	2,448
B34		B35		B36		B38	
Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz
[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]
				0-0,3	0,629		
0-,025	0,309	0-0,2	0,756	0,3-0,6	0,348		
0,25-0,75	0,474	0,2-0,6	0,371	0,6-0,9	0,291		
0,75-1,25	0,468	0,6-1,0	0,604	0,9-1,1	0,278	0,5-1,0	0,500
1,25-1,75	0,774	1,0-1,5	0,842	1,1-1,5	1,288	1,0-1,5	0,894
1,75-2,0	52,112	1,5-2,0	1,021	1,5-2,0	0,403	1,5-2,0	1,660
2,0-2,5	112,288	2,0-2,5	0,971	2,0-2,5	0,320	2,0-2,5	4,679
2,5-3,0	234,303	2,5-3,0	10,526	2,5-2,8	0,417	2,5-3,0	8,545
3,0-3,5	134,676	3,0-3,5	7,028	2,8-3,0	0,313		
		3,5-4,0	0,623				

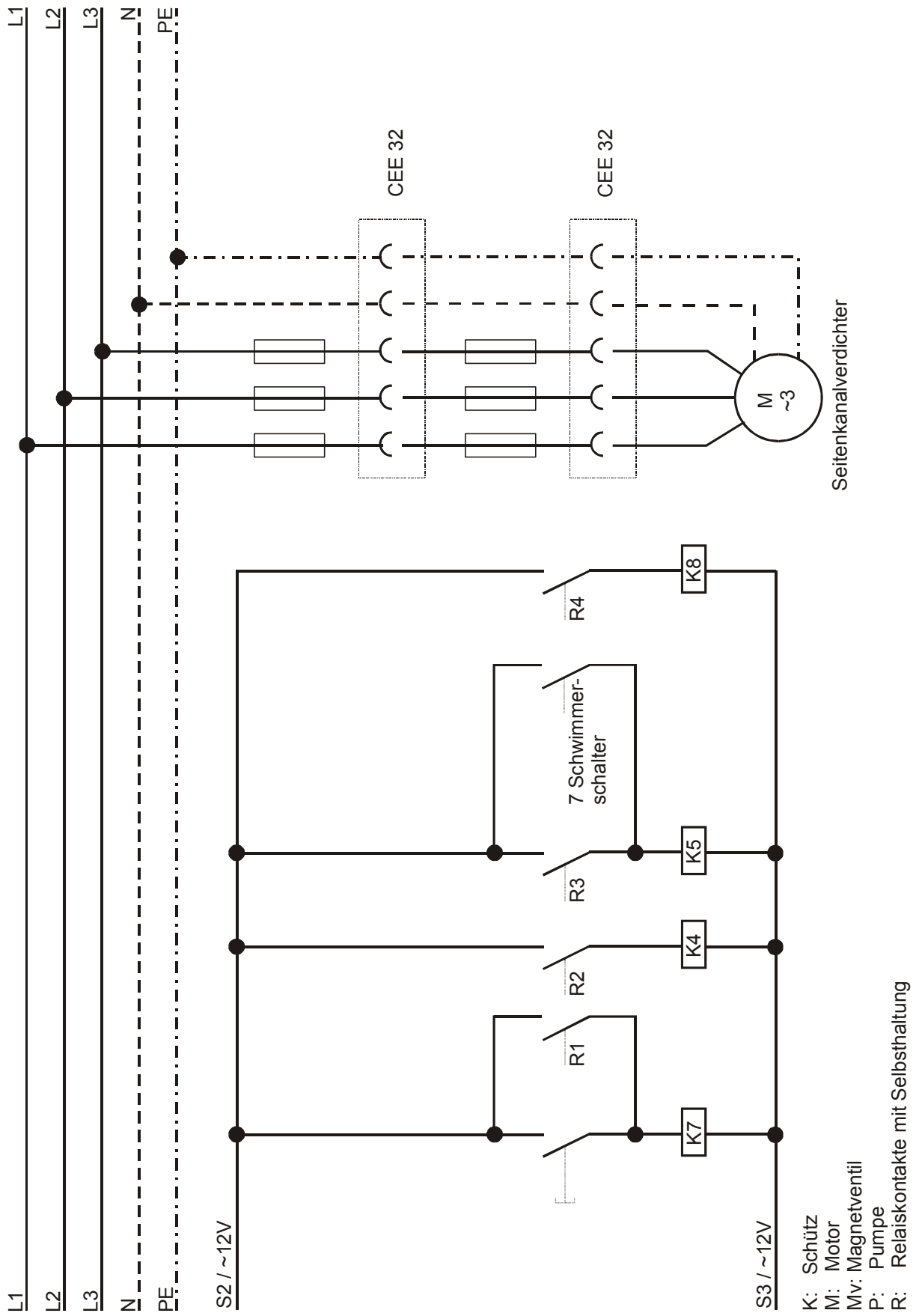
B39		B40		B41		B42	
Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz
[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]
		0,25-0,6	0,000	0,25-0,6	0,154	0-0,5	0,348
0,5-1,0	0,793	0,6-1,0	0,109	0,6-1,0	0,363	0,5-1,0	0,321
1,0-1,5	1,418	1,0-1,5	0,018	1,0-1,5	0,152	1,0-1,5	0,058
1,5-2,0	1,225	1,5-2,0	0,092	1,5-2,0	0,059	1,5-2,0	0,082
2,0-2,5	5,620	2,0-2,5	2,565	2,0-2,5	0,515	2,0-2,5	2,000
2,5-3,0	4,101	2,5-3,0	1,790	2,5-3,0	0,445	2,5-3,0	3,800
3,0-3,3	2,707	3,0-3,5	6,937	3,0-3,5	0,105	3,0-3,5	0,592
3,3-3,6	0,727	3,5-4,0	0,668	3,5-4,0	0,048	3,5-4,0	0,097
B43		B44		B45		B46	
Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz	Tiefe	Konz
[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]	[m]	[mg/kg]
				0-0,1	0,222		
0,2-0,5	0,126	0,2-0,6	0,033	0,1-0,5	0,917	0,2-0,6	89,455
0,5-1,0	0,295	0,6-1,0	0,060	0,5-1,0	0,242	0,6-1,0	5,920
1,0-1,5	0,095	1,0-1,5	0,016	1,0-1,5	0,314	1,0-1,5	2,695
1,5-2,0	0,099	1,5-2,0	0,361	1,5-2,0	0,762	1,5-2,0	2,930
2,0-2,5	0,570	2,0-2,5	2,960	2,0-2,5	4,595	2,0-2,5	1894,055
2,5-3,0	1,150	2,5-3,0	7,885	2,5-3,0	5,515	2,5-3,0	920,000
3,0-3,5	0,629	3,0-3,5	3,378	3,0-3,5	1,660	3,0-3,5	6,425
3,5-4,0	0,090	3,5-4,0	0,206	3,5-4,0	1,920	3,5-4,0	2,250
						4,0-4,5	12,100
						4,5-4,85	4,100
B47							
Tiefe	Konz						
[m]	[mg/kg]						
0,1-0,3	0,240						
0,3-1,0	0,117						
1,0-1,5	0,065						
1,5-2,0	0,048						
2,0-2,5	0,500						
2,5-3,0	0,565						
3,0-3,5	0,540						
3,5-4,0	1,605						

Anhang 3: Schaltplan Testfeld.

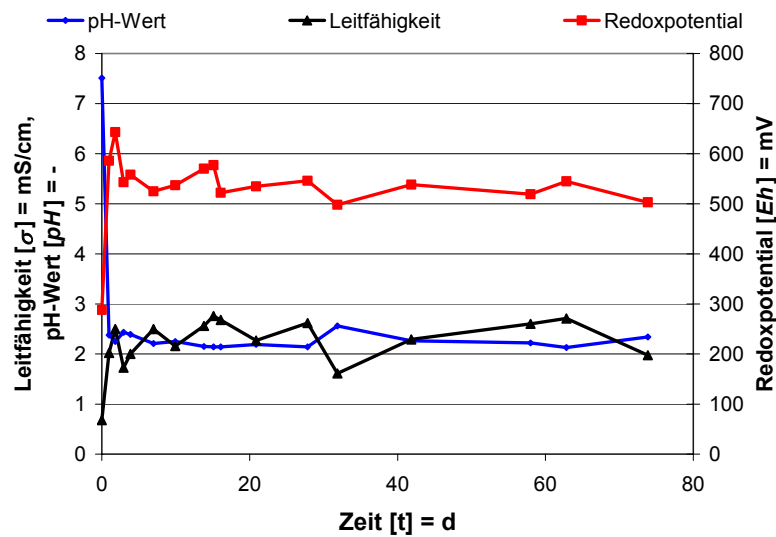
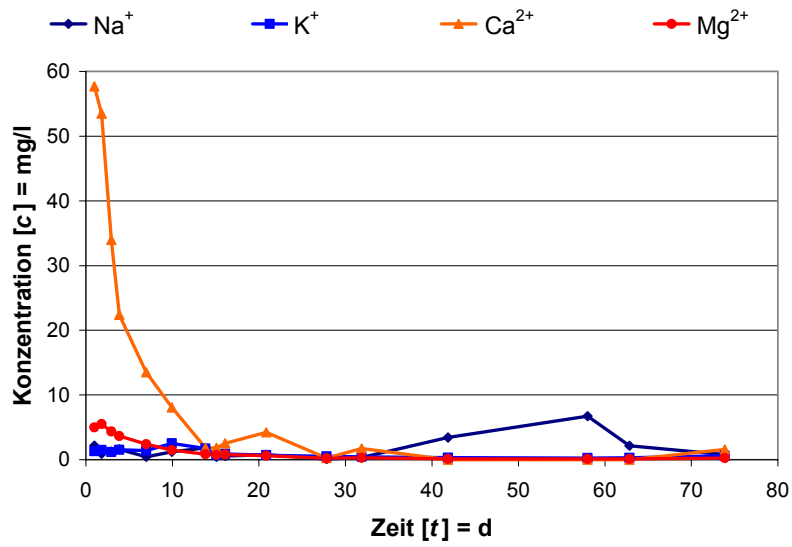








Anhang 4: Entwicklung der Hauptkationenkonzentration (oben), des pH-Werts, der Leitfähigkeit und des Redoxpotentials (unten) im Perkolat.



Abriss des Lebens- und Bildungsganges

Daten zur Person:

Hagen Heinrich Albert Steger
Mittelstrasse 11
D-76227 Karlsruhe
Telefon 0721/407313
geb. am 13.06.1964 in Göppingen (Baden-Württemberg)
ledig

Schulbildung:

09/71 - 07/75	Grundschule in Gingen/Fils
08/75 - 07/80	Hauptschule in Gingen/Fils
08/80 - 07/81	Berufsfachschule in Geislingen/Steige
09/81 - 12/83	Berufsschule in Geislingen/Steige
08/89 - 07/90	Gewerblich-technische Berufsaufbauschule in Göppingen
09/90 - 06/92	Technische Oberschule in Ulm

Lehre:

08/81 - 02/84	Ausbildung zum Elektroinstallateur bei Martin Burkhardt in Gingen/Fils
---------------	--

Zivildienst:

02/86 - 09/87	Ruppert-Mayer-Heim der kath. Kirchenpflege in Göppingen
---------------	---

Studium:

10/92 - 12/98	Studium der „Geologie“ an der Universität Karlsruhe (TH). Abschluss mit der Diplomarbeit: Teil 1: Vergleichende Untersuchungen zum Diffusionsverhalten konservativer und kationischer Tracer in unterschiedlichen Festgesteinen. Teil 2: Ermittlung von Störungszonen im Bereich der Metasedimente der Mittleren und Unteren Siegen-Schichten im Hinblick auf die Neuerschließung des Namedy Sprudels (Andernach).
---------------	---

Berufliche Tätigkeiten:

02/84 - 01/86 und 10/87 - 09/89	Elektroinstallateur bei Martin Burkhardt in Gingen/Fils
01/99 - 06/99	wissenschaftliche Hilfskraft am Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Universität Karlsruhe (TH).
Seit 07/99	als wissenschaftlicher Angestellter am Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Universität Karlsruhe (TH). Schwerpunkt: Projektleitung im F & E-Vorhaben „Elektrokinetische Bodensanierung“ EnBW Baden-Württemberg AG und wissenschaftlicher Mitarbeiter im FE&D-Projekt „Entwicklung neuer Hinterfüllmassen für untiefe Erdwärmesonden“ EnBW Baden-Württemberg AG.
Seit 02/02	Beginn der Dissertation „Elektrokinetische In-situ-Sanierung LCKW-kontaminierter gering durchlässiger Lockergesteine“.