

Diplomarbeit

**Experimentelle Untersuchungen der
Prozesse auf technischer Skala bei der
In-situ-Reinigung gering durchlässiger,
gesättigter Böden mit festen
Wärmequellen**

vorgelegt von
cand.-Ing. Philipp Leube
Matrikelnummer 2187057

Stuttgart, den 14. November 2008

Prüfer: Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig, Dr.-Ing. Holger Class
Betreuer: Dipl.-Ing. Uwe Hiester, Dipl.-Ing. Oliver Trötschler

Schriftliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Diplomarbeit selbständig, ohne unerlaubte Hilfe und ohne andere, als die angegebenen Hilfsmittel angefertigt zu haben. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht.

Unterschrift

Datum

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Motivation	1
1.2	Zielsetzung	2
1.3	Gliederung	2
2	Grundlagen	3
2.1	Thermodynamische/physikalische Grundlagen	3
2.2	Wärme- und Stofftransport	16
2.3	Stoffeigenschaften	21
2.4	Heat Pipe	22
3	Versuchsaufbau und Konzept	24
3.1	Aufbau	24
3.2	Messtechnik	26
3.2.1	Temperaturmessung	26
3.2.2	Sättigung	27
3.2.3	Durchflüsse, Piezometerhöhen	28
3.3	Analytik	28
3.3.1	Gasproben	28
3.3.2	Flüssigproben	30
3.4	Wärmetransportexperimente	32
4	Versuchsdurchführung	34
4.1	Kleiner Behälter	34
4.1.1	Einbau des Schadstoffs	34
4.1.2	Betriebsphasen	35
4.1.3	Beprobung	36
4.2	Großer Behälter	36
4.2.1	Einbau des Schadstoffs	36
4.2.2	Betriebsphasen	37
4.2.3	Beprobung	37

5	Ergebnisse der Messdaten	38
5.1	Kleiner Behälter	38
5.1.1	Temperaturen	38
5.1.2	Konzentrationsganglinien	42
5.1.3	Massenausstragssummenkurven	44
5.1.4	Grundwasserkonzentrationen	46
5.1.5	Gaskonzentration in der ungesättigten Zone	51
5.1.6	Durchflüsse	53
5.2	Großer Behälter	54
5.2.1	Temperaturen	54
5.2.2	Konzentrationsganglinien	54
5.2.3	Massenausstragssummenkurven	55
5.2.4	Grundwasserkonzentrationen	57
5.2.5	Durchflüsse	58
6	Auswertung der Ergebnisse	59
6.1	Erzeugung eines 2-Phasen-Gebietes	59
6.1.1	Kleiner Behälter	59
6.1.2	Großer Behälter	62
6.2	Erfassung der Linsen durch die Dampffront	62
6.3	Temperaturen vs. Massenausträge	68
6.4	Einzelstrangbeprobung	73
6.5	Intermittierender Betrieb	73
6.6	Ermittlung der Wärmetransportprozesse durch Kennzahlen	79
6.7	Wärmebilanz des Behälters	82
6.8	Bewertung der Ergebnisse	85
6.8.1	Temperaturen	85
6.8.2	Gaschromatographie	87
6.8.3	Flüssigprobenahme	88
7	Interpretation der Wärme- und Strömungsprozesse	90
7.1	Strömung und Transport von Schadstoff	90
7.2	Wärme- und Strömungsprozesse	91
7.3	Herleitung eines Erwartungswertes für die postexperimentelle Erkundung	92
7.3.1	Kleiner Behälter	92
7.3.2	Großer Behälter	96
8	Postexperimentelle Erkundung	98
8.1	Messtechnik	98
8.1.1	Erkundungsbohrung	98
8.1.2	Grundwassermesstelle	98
8.2	Konzept	99

8.3	Durchführung	100
8.4	Ergebnisse	101
8.5	Erweitertes Erkundungskonzept	101
8.6	Weitere Ergebnisse	104
8.6.1	Kleiner Behälter	104
8.6.2	Großer Behälter	106
8.7	Bewertung der Ergebnisse	106
9	Ableitung eines erweitereten Sanierungskonzeptes	108
9.1	Wahl eines Konzeptes	108
9.2	Ausarbeitung des Konzept	109
10	Zusammenfassung und Ausblick	111
	Literaturverzeichnis	113

Abbildungsverzeichnis

2.1	Temperaturabhängigkeit des Henry-Koeffizienten von PCE in Wasser	6
2.2	Schematische Darstellung der Partialdruckkurven bei flüssigen Mischungen mit Grenztangenten nach Raoult und Henry	7
2.3	Dampfdruckkurven ausgewählter Stoffe	8
2.4	Binäres 2-Phasen Diagramm von Wasser und PCE	9
2.5	Temperaturabhängigkeit der Viskosität von Wasser und PCE	10
2.6	Gleichgewicht an der Grenzfläche Wasser, Luft und Feststoff	11
2.7	Temperaturabhängigkeit der Oberflächenspannung von Wasser	12
2.8	Kapillardruck-Sättigungs-Beziehung	13
2.9	Beziehung zwischen Gesamtporen-, Nutzporen- und Haftwasserraum in Abhängigkeit von der Korngröße	14
2.10	Relative Permeabilitäts-Sättigungs Beziehung	15
2.11	Strukturformeln von PCE, 1,2 DCB und 1,4 DCB	22
2.12	Prinzip des Heat-Pipe-Effekts	23
3.1	Draufsicht des kleinen und großen Behälters	25
3.2	Beispiel für das Chromatogramm eines Gaschromatographen	29
3.3	Zeitlicher Drift der Kalibrationsgeraden gegen den Uhrzeigersinn	30
3.4	Schnitt durch den kleinen und großen Behälter	31
3.5	Schema Gas-und Flüssigprobenahme	32
3.6	Entwicklung des 2-Phasengebiets in unterschiedlichen Höhen und bei verschiedenen Durchflüssen	33
5.1	Schematische Temperaturschnitte durch die Behälter	39
5.2	Stationäre Temperaturen am Ende der Betriebsphasen 0-1 im Längs- und Diagonalschnitt für den kleinen Behälter	40
5.3	Stationäre Temperaturen am Ende der Betriebsphasen 2-4 im Längs- und Diagonalschnitt für den kleinen Behälter	41
5.4	Konzentrationsganglinie für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im kleinen Behälter	42
5.5	Massensummenkurven für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im kleinen Behälter	44
5.6	Grundwasserkonzentrationen im kleinen Behälter von -1.17 d bis 4.81 d	47

5.7	Grundwasserkonzentrationen im kleinen Behälter von 10.84 d bis 29.66 d	48
5.8	Grundwasserkonzentrationen im kleinen Behälter von 40.87 d bis 67.89 d	50
5.9	Grundwasserkonzentrationen im kleinen Behälter nach 95.71 d	51
5.10	Gaskonzentrationen der ungesättigten Zone im Zeitraum von 20.75 d bis 33.92 d	52
5.11	Gaskonzentrationen der ungesättigten Zone im Zeitraum von 43.79 d bis 57.04 d	53
5.12	Stationäre Temperaturen im Längsschnitt a) und in der Diagonalen b) für den großen Behälter	54
5.13	Konzentrationsganglinie für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im großen Behälter	55
5.14	Massensummenkurven für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im großen Behälter	56
5.15	Grundwasserkonzentrationen im großen Behälter von -1.94 d bis 25.18 d	57
5.16	Grundwasserkonzentrationen im großen Behälter von 52.93 d bis 102.06 d	58
6.1	Relative Permeabilität von Dampf und Wasser	60
6.2	Horizontalschnitte durch die Linsen nach Erreichen der stationären Temperaturen im kleinen Behälter	61
6.3	Horizontalschnitte durch die Linsen nach Erreichen der stationären Temperatur im großen Behälter	62
6.4	Dampferfassung der Linsen im kleinen Behälter	63
6.5	Dampferfassung der Linsen im großen Behälter	64
6.6	Zusammenhang zwischen der Zeit zum Erzeugen eines Dampfraums und dem Schadstoffaustrag	66
6.7	Zusammenhang zwischen Eindringtiefe der Dampffront und Versuchszeit	67
6.8	Zusammenhang zwischen Eindringtiefe der Dampffront und Massenausstrag	68
6.9	Temperaturdifferenzprofile h und j für den großen Behälter mit Schadstoff Konzentrationsganglinie in der BLA	69
6.10	Temperaturdifferenzprofile g und u für den großen Behälter mit Schadstoff Konzentrationsganglinie in der BLA	70
6.11	Druckprofile des hydrostatischen Drucks und des Drucks in der Flüssigphase im großen Behälter	72
6.12	Zusammenhang zwischen Eindringtiefe der Dampffront und Massenausstrag	73
6.13	Konzentrationen im Austrag für verschiedene Ausschaltphasen	74
6.14	Ermittlung des Massenmehraustrags während des intermittierenden Betriebs	74
6.15	Konzentrationssteigerungen und Massenmehrausträge während des intermittierenden Betriebs	75
6.16	Bewertung des Massenmehraustrags aus dem intermittierenden Betriebs	76
6.17	Einfluss des intermittierenden Betriebs auf die Grundwasserkonzentrationen	77

6.18	Einfluss der Ausschaltphase auf die Temperaturen im großen Behälter .	78
6.19	Anwendung des Typkurvenverfahren von THEIS auf den Dampfraum .	79
6.20	Prinzipielle Darstellung der Wärmetransportprozesse mit der Pe-Zahl .	81
6.21	Temperaturganglinie als Charakteristikum für Wärmetransportprozesse	82
6.22	Temperaturverteilung an der Berandung des großen Behälters	84
6.23	Abweichung der absoluten Siedelinie von der gemittelten Siedelinie . . .	86
6.24	Ausgewählte Chromatogramme des Gaschromatographen aus dem aktuellen Versuch	87
7.1	Prinzip der Wärmewalze	91
7.2	Transportprozesse und die erwartete Schadstoffverteilung im kleinen Behälter	95
7.3	Erwartete Schadstoffverteilung im großen Behälter	96
8.1	Schnitt durch ein Bohrprofil mit den 5 Entnahmetiefen	99
8.2	Draufsicht der Probenahmestellen im kleinen und im großen Behälter .	100
8.3	Grundwasserkonzentrationen im Profil 1	101
8.4	Wiederanstieg der Wassersäule im Brunnenrohr	102
8.5	Sichtbarer Materialeintrag mit Dämmer im geöffneten Ringraum	102
8.6	Entwicklung einer Ringraumverfüllung	103
8.7	Grundwasserkonzentrationen in den Profilen 2-4	104
8.8	Grundwasserkonzentrationen in den Profilen 5-7	105
8.9	Grundwasserkonzentrationen in den Profilen 1-2	106
9.1	Erweitertes Sanierungskonzept für den kleinen und großen Behälter . .	109

Tabellenverzeichnis

2.1	Konstanten zur Bestimmung des Dampfdrucks	8
2.2	Wärmeleitfähigkeit ausgewählter Stoffe bei 20 °C und 1 bar	16
2.3	Emissionsgrad ausgewählter Stoffe bei 20 °C und 1 bar	19
2.4	Ausgewählte Stoffeigenschaften von PCE, 1,2 DCB und 1,4 DCB	22
3.1	Zusammenfassung des Setups beider Behälter	26
4.1	Einbaumassen im kleinen Behälter	34
4.2	Überblick über die Versuchsphasen im kleinen Behälter	36
4.3	Einbaumassen im großen Behälter	37
4.4	Überblick über die Versuchsphasen im großen Behälter	37
5.1	Gesamtmassenausstrag über die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im kleinen Behälter	45
5.2	PCE Austrag der oberen und unteren Linse im kleinen Behälter	45
5.3	Übersicht der Betriebsparameter im kleinen Behälter	53
5.4	Gesamtmassenausstrag über die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im großen Behälter	56
5.5	PCE Austrag der oberen und unteren Linse im großen Behälter	56
5.6	Übersicht der Betriebsparameter im großen Behälter	58
6.1	Zusammenfassung der Merkmale während der Dampferfassung der Linsen für den kleinen (oben) und den großen Behälter (unten)	65
6.2	Summenausträge zu verschiedenen Zeitpunkten für die Linsen aus dem kleinen (oben) und dem großen Behälter (unten)	65
6.3	Vergleich der tatsächlichen Austragsmasse mit einem Szenario ohne intermittierenden Betrieb	76
6.4	Ergebnisse des Typkurvenverfahrens von THEIS	78
6.5	Überblick über die ermittelten Pe-Zahlen für den kleinen (oben) und den großen Behälter (unten)	80
6.6	Übersicht Enthalpieströme für den großen Behälter im stationären Fall	82

6.7	Wärmeübergangskoeffizienten α , Strahlungswärmeübergangskoeffizienten α_S und Wärmedurchgangskoeffizienten k für die Berandung des Behälters	83
6.8	Wärmeverluste über die Berandung des großen Behälters	85
6.9	Unterscheidung nach Art des Wärmeverlusts	85
8.1	Entnahmetiefen der Grundwassermessstelle	100

Abkürzungsverzeichnis

BLA	<u>B</u> oden <u>l</u> uft <u>a</u> bsaugung	
Bottom Lens		Untere Linse
1,2 DCB	1,2 <u>D</u> ichlor <u>b</u> enzol	
1,4 DCB	1,4 <u>D</u> ichlor <u>b</u> enzol	
ECD	<u>E</u> lectron <u>C</u> apture <u>D</u> issociation	Elektroneneinfangdetektor
GEPA	Gemeinde <u>G</u> eben <u>b</u> ach	
GW	<u>G</u> round <u>w</u> ater	Grundwasser
HE	<u>H</u> eating <u>E</u> lements	Heizelemente
HPLC	<u>H</u> igh <u>P</u> erformance <u>L</u> iquid <u>C</u> hromatography	Hochleistungsflüssigkeitschromatografie
HTC	<u>H</u> igh <u>T</u> emperature and <u>C</u> orrosion resistant	
Inflow		Zulauf
Large Container		Großer Behälter
Long Side		Längsseite
Mass extraction		Massenaustrag
NAPL	<u>N</u> on <u>A</u> queous <u>P</u> hase <u>L</u> iquid	
Outflow		Ablauf
PCE	<u>P</u> erchlorethylen	
Sampling Ports		Probenahmestellen
SERDP	<u>S</u> trategic <u>E</u> nvironmental <u>R</u> esearch and <u>D</u> evelopment <u>P</u> rogram	
Small Container		Kleiner Behälter
Steamfront		Dampffront
SVE	<u>S</u> oil <u>V</u> apour <u>E</u> xtraction	Bodenluftabsaugung
Top Lens		Obere Linse
TCE	<u>T</u> richlorethylen	
TDR	<u>T</u> ime <u>D</u> omain <u>R</u> eflectometry	Zeitbereichsreflektometrie
THERIS	Technologieentwicklung zur <u>t</u> hermischen <u>I</u> n-situ- <u>S</u> anierung (gering durchlässiger Böden)	
TUBA	<u>T</u> hermisch <u>u</u> nterstützten <u>B</u> odenluft <u>a</u> bsaugung	
TTZ	<u>T</u> raffic <u>T</u> arget <u>Z</u> one	Zentraler Bereich
Unsaturated Zone		Ungesättigte Zone

Generelle Vorbemerkung

Da das Projekt eine binationale Zusammenarbeit von *VEGAS* und den Firmen TerraTherm, Inc. und MKTechSolutions ist, sind viele Diagramme in englischer Sprache verfasst. Im angelsächsischen Zahlensystem erfolgt die Dezimaltrennung durch einen Punkt und die Tausendertrennung durch ein Komma. Aus Konsistenzgründen wird diese Schreibweise in den anderen Diagrammen und im Text beibehalten.

Kapitel 1

Einleitung

1.1 Motivation

Grundwasser hat für den Menschen seit jeher eine strategische Bedeutung. Jüngst wurde von der UNO eine globale Bestandsaufnahme des Grundwassers gemacht und die erste Grundwasser-Weltkarte herausgegeben (<http://unesdoc.unesco.org/images/0013/001344/134433e.pdf>). Deutschland werden zwar große Vorkommen bescheinigt, doch müssen diese „geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden“ (EU-Wasserrahmenrichtlinie vom 23.10.2000). Hierzulande wird der Trinkwasserbedarf zu rund 73 % aus Grundwasservorkommen gespeist (HÖLTING, 2005 [15]).

Ist das Grundwasser kontaminiert, muss es zeit- und kostenaufwendig saniert werden. Hier kommt den sogenannten (D)NAPL (Non Aqueous Phase Liquid) Schadstoffen ein besonderes Gefährdungspotential zu. Der Vorsatz D bezeichnet dabei wasserunlösliche Schadstoffe, welche schwerer (Denser) als Wasser sind und im Grundwasser absinken. Dadurch sind sie besonders schwer zugänglich. Hier scheitern sowohl konventionelle Aushubverfahren, als auch „Pump and Treat“ Verfahren. Die „Kalte“ Bodenluftabsaugung stellt eine Möglichkeit dar, den Schadstoff mittels einer Bodenluftabsaugung zu entnehmen. Hierbei wird der in der Bodenluft gelöste Schadstoff mit derselben ausgetragen. Durch die Einbringung von Wärme (z.B. Dampf) kann dieser Vorgang beschleunigt werden. Befindet sich der Schadstoff in einer gering durchlässigen Schicht, limitiert dies die Wirkung von Verfahren mittels Dampf-Injektion, da Heterogenitäten nicht vollständig vom Dampf erfasst werden. Feste Wärmequellen (THERIS-Verfahren) stellen eine weitere Möglichkeit der Sanierung dar. Im Gegensatz zur Dampf-Injektion haben diese den Vorteil, dass die Wärme konduktiv in den Untergrund eingetragen wird. Dadurch ist es möglich auch gering durchlässige Bereiche zu erfassen. Darüber hinaus kann der Untergrund bei dem Einsatz fester Wärmequellen auf über 100 °C erhitzt werden.

1.2 Zielsetzung

THERIS-Verfahren wurden in der Vergangenheit von HIESTER (2008) [12] für die ungesättigte Zone entwickelt und im Feld zur Entfernung von CKW-Schäden erfolgreich zur Anwendung gebracht. Diese Methode wird nun im Rahmen von SERDP für die gesättigte Zone weiterentwickelt. In kleinskaligen Küvettenversuchen wurden bereits mit Erfolg Versuche mit Schadstoff durchgeführt (HIESTER ET AL., 2006 [13]). Dabei konnten 92 % des eingebauten Schadstoffs geborgen werden.

Ziel dieser Arbeit ist es, den Sanierungserfolg bei der Anwendung fester Wärmequellen in großtechnischen Untersuchungen zu quantifizieren. Dabei soll durch die Untersuchung der Strömungs- und Transportprozesse ein grundlegendes Prozessverständnis für die bei der Sanierung ablaufenden Prozesse gewonnen werden. Weiter sollen die Prozesse vor dem Hintergrund einer Schadstoffverfrachtung infolge der Untergrunderwärmung bewertet werden.

1.3 Gliederung

In der vorliegenden Arbeit wird in Kapitel 2 ein Überblick über die relevanten thermodynamischen und strömungsmechanischen Grundlagen gegeben. Kapitel 3 stellt den Aufbau der Großbehälterversuche und die Probenahmetechnik vor. Es folgt die Versuchsdurchführung in Kapitel 4. Hier werden die Randbedingungen und die Unterteilung in die Versuchsphasen vorgestellt. In Kapitel 5 werden die messtechnisch erfassten Daten präsentiert. Dies umfasst die Temperaturen, die Konzentrationen in der Bodenluftabsaugung sowie um Grundwasser und die Durchflüsse. Hierauf folgt in Kapitel 6 eine Auswertung der Ergebnisse. Dabei werden für das Prozessverständnis relevante Zusammenhänge abgeleitet. In Kapitel 7 werden die Prozesse zusammengefasst und ein Erwartungswert für eine postexperimentelle Erkundung hergeleitet. Die Durchführung und das Ergebnis der Erkundung werden in Kapitel 8 wiedergegeben. In Kapitel 9 wird ein erweitertes Sanierungskonzept vorgestellt. In Kapitel 10 folgt die Zusammenfassung der Erkenntnisse aus dieser Arbeit.

Kapitel 2

Grundlagen

2.1 Thermodynamische/physikalische Grundlagen

Thermodynamisches System

Ein thermodynamisches System ist nach HAHNE (2000) [9] eine abgegrenzte Quantität, welche für die Betrachtung maßgebend ist. Das System wird durch die Systemgrenze von der Umgebung abgegrenzt. Diese Grenze kann mit der wirklichen Berandungen zusammenfallen oder auch nur gedacht sein. Man unterscheidet zwischen

- homogenen (eine Phase) und heterogenen (mehrere Phasen) Systemen
- offenen (Wärme- und Stoffaustausch über die Systemgrenze), geschlossenen (kein Stoffaustausch über die Systemgrenze) und adiabaten (kein Wärmeaustausch über die Systemgrenze) Systemen

Zustandsgrößen und Prozessgrößen

Bei einer Zustandsänderung wird zwischen Zustands- und Prozessgrößen unterschieden (SCHIEDWILL ET AL, 2008 [22]). Die zur Beschreibung des Systemzustands benötigten Eigenschaften werden als Zustandsgrößen bezeichnet. Hierzu zählen das Volumen v , der Druck p und die Temperatur T .

Die Änderung eines Zustands wird durch einen Prozess hervorgerufen. Hieraus ergibt sich die Prozessgröße, welche durch die Wahl des Prozesses und des Weges festgelegt wird, z.B. die Wärme Q .

Phasen, Komponenten, Konzentrationen

Im Gegensatz zu Gasen sind Flüssigkeiten häufig nur begrenzt mischbar. Dabei trennen sich diese in deutlich voneinander unterscheidbare Schichten, sog. Phasen (STEPHAN, 1999 [25]). Diese stehen im Gleichgewicht zueinander. Setzt sich die Phase eines Systems aus mehreren Komponenten zusammen, so ist die Zusammensetzung der Phase

durch die Mengenangabe der einzelnen Komponenten definiert. Hier ist es vorteilhaft bezogene Mengen zu bilden. Als zweckmäßig haben sich folgende Maße erwiesen: Massenbruch und Molenbruch. Es gibt noch weitere Maße, auf welche hier allerdings nicht eingegangen wird.

Der Massenbruch $x_i^{(m)}$ [kg/kg] definiert den Massenanteil m_i [kg] der Komponente i bezogen auf die gesamte Masse m [kg] der Phase. Es gilt Gl. 2.1:

$$x_i^{(m)} = \frac{m_i}{m} \quad \text{mit} \quad \sum_1^i m_i = 1. \quad (2.1)$$

Als Molenbruch $x_i^{(n)}$ [mol/mol] wird der molare Anteil n_i [mol] der Komponente i bezogen auf die Molmasse n [mol] der Phase bezeichnet. Weiter gilt Gl. 2.2:

$$x_i^{(n)} = \frac{n_i}{n} \quad \text{mit} \quad \sum_1^i n_i = 1. \quad (2.2)$$

Die Molmasse M_i ist definiert als $M_i = m_i/n_i$ [g/mol]. Durch Gl. 2.3

$$x_i^{(n)} = \frac{m_i/M_i}{\sum_1^i m_i/M_i} \quad (2.3)$$

kann der Massenbruch in den Molenbruch überführt werden.

Im Gegensatz zum Massen- und Molenbruch, ist die Konzentration immer auf das Volumen des Lösungsmittels bezogen. Auch hier wird zwischen der Massen- und Stoffmengenkonzentration unterschieden, letztere auch als Molarität bezeichnet. In der Naturwissenschaft wird diese Gehaltsangabe gerne verwendet. Die Molkonzentration

$$c_i^{(n)} = \frac{n_i}{V} \quad (2.4)$$

kann durch Multiplikation mit der Molmasse M_i [g/Mol] in die Massenkonzentration

$$c_i^{(m)} = \frac{m_i}{V} \quad (2.5)$$

umgerechnet werden. Das Maß der Massenkonzentrationen wird während dieser Arbeit bevorzugt verwendet.

Thermisches, mechanisches und chemisches Gleichgewicht

Ein System befindet sich im thermodynamischen Gleichgewicht, wenn alle treibenden Kräfte ausgeglichen sind. Dies erfordert die Erfüllung folgender Gleichgewichtszustände:

- *Thermisches Gleichgewicht:* Zwei Systeme, die miteinander in thermischem Kontakt stehen, befinden sich genau dann im thermischen Gleichgewicht, wenn beide Systeme die gleiche Temperatur haben.

- *Mechanisches Gleichgewicht*: Ein System ist im mechanischen Gleichgewicht, wenn sowohl alle Kräfte i als auch alle Momente j im Gleichgewicht sind, d.h. wenn $\sum F_i = 0$ und $\sum M_j = 0$ gilt.
- *Chemisches Gleichgewicht*: Ist ein System im chemischen Gleichgewicht, so ändern sich die Konzentrationen der Edukte und Produkte nicht. Die Geschwindigkeit der Hinreaktion ist dann gleich der Geschwindigkeit der Rückreaktion.

Ideale und reale Gase

Nach dem Satz von AVOGADRO enthalten gleiche Volumina idealer Gase bei gleichem Druck und gleicher Temperatur gleich viele Moleküle und es gilt der Zusammenhang aus Gl. 2.6 (STEPHAN, 1999 [25]):

$$pV = m_i R_i T = n_i \Re T, \quad (2.6)$$

wobei p [Pa] der Druck, V [m³] das Volumen, m_i [kg] die Masse, n_i [mol] die Stoffmenge und T [K] die absolute Temperatur des Gases i sind. \Re ist die ideale Gaskonstante mit $\Re = 8.314472$ [J/molK]. Nach DALTON ist bei einem Gemisch idealer Gase die Summe aller Partialdrücke p_i gleich dem Gesamtdruck des Gemisches p . Für k Komponenten ergibt sich das ideale Gasgesetz zu Gl. 2.7:

$$p = \sum_{i=1}^k p_i = \sum_{i=1}^k n_i \Re \frac{T}{V}. \quad (2.7)$$

Somit kann in einem Gemisch idealer Gase der Molenbruch $x_i^{(n)}$ eines idealen Gases auch aus dem Quotient des Partialdruckes p_i und dem Gesamtdruck des Systems berechnet werden (Gl. 2.8):

$$x_i^{(n)} = \frac{p_i}{p}. \quad (2.8)$$

Die Zustandsgleichung des idealen Gases gilt für reale Gase nur als Grenzgesetz bei kleinen Dichten (STEPHAN, 1999 [25]). Für diesen Zweck wurde der Realgasfaktor Z eingeführt, welcher das ideale Gasgesetz erweitert. Der Realgasfaktor ist temperatur- und druckabhängig. Er kann unterschiedliche Werte sowohl größer als auch kleiner 1 annehmen. Das ideale Gasgesetz ändert sich damit zu Gl. 2.9:

$$Z = \frac{pV}{n_i \Re T}. \quad (2.9)$$

Als perfekte Gase werden ideale Gase bezeichnet, welche eine konstante Wärmekapazität c_p [kJ/kgK] haben, die weder vom Druck noch von der Temperatur abhängig ist.

Raoultisches Gesetz und Henrysches Gesetz

Das Raoultische Gesetz gibt für binäre Gemische, deren Komponenten chemisch ähnlich sind, einen linearen Zusammenhang zwischen den Partialdrücken p_i [bar] der Komponenten i und deren Molenbrüchen $x_i^{(n)}$ [mol/mol] in der flüssigen Phasen an (ATKINS, 2002 [2]). Gl. 2.10 gibt den Zusammenhang wieder:

$$p_i = x_i^{(n)} p_d, \quad (2.10)$$

wobei p_d [bar] für den Dampfdruck der Komponente i steht.

Unterscheiden sich die Komponenten zu stark, so gilt das Raoultische Gesetz nur für Molenbrüche $x_i^{(n)}$ nahe 1. Bei Mischungen, welche das Raoultische Gesetz im gesamten Bereich möglicher Zusammensetzungen erfüllen, spricht man von *idealen Mischungen*. Zur Berechnung des Partialdrucks des Lösungsmittels kann das Raoultische Gesetz also bei verdünnten Lösungen in guter Näherung angewandt werden.

Um den Partialdruck des gelösten Stoffes zu berechnen, hat HENRY den in Gl. 2.11 dargestellten Zusammenhang ermittelt (ATKINS, 2002 [2]):

$$p_i = H_i x_i^{(n)}. \quad (2.11)$$

Dabei folgt der Partialdruck des gelösten Stoffes einem ähnlichen Zusammenhang wie beim Raoultischen Gesetz. Jedoch wird hier nicht der Dampfdruck des gelösten Stoffes, sondern der temperaturabhängige Henry-Koeffizient H_i [bar] angewandt. Dieser ist experimentell zu bestimmen. Die Abhängigkeit von der Temperatur ist in Abb. 2.1 dargestellt.

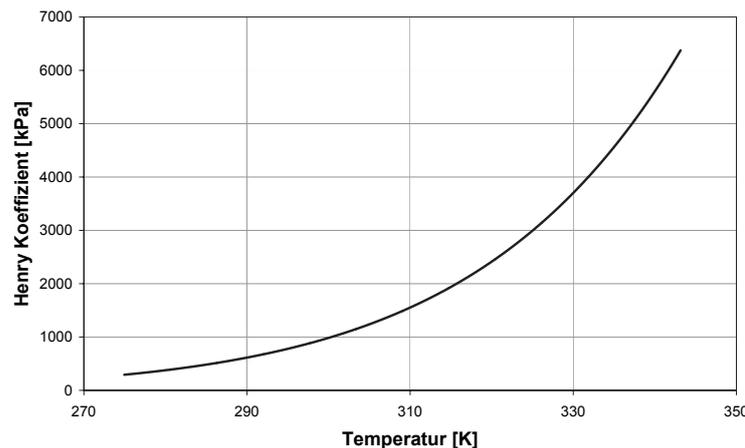


Abb. 2.1: Temperaturabhängigkeit des Henry-Koeffizienten von PCE in Wasser (DDB [1])

Abb. 2.2 veranschaulicht den Gültigkeitsbereich für das Raoultische und das Henrysche Gesetz.

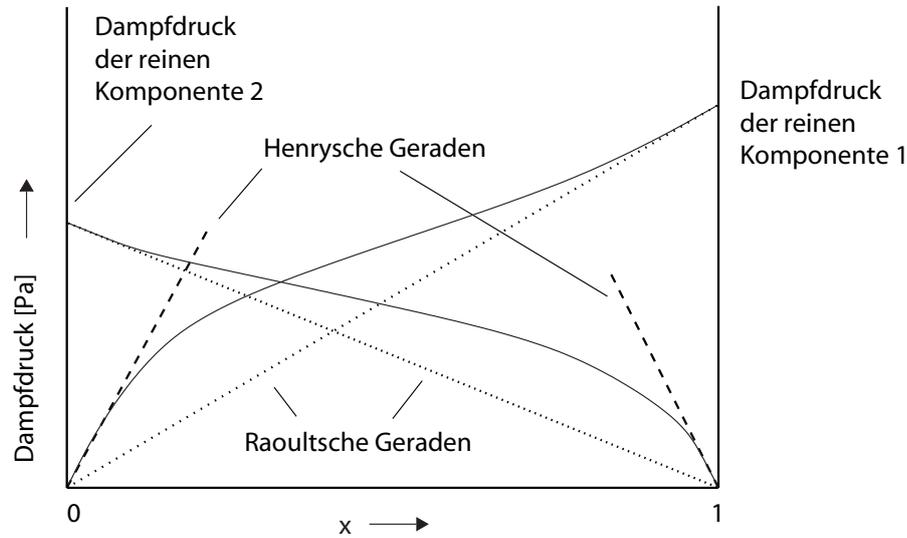


Abb. 2.2: Schematische Darstellung der Partialdruckkurven bei flüssigen Mischungen mit Grenztangenten nach Raoult und Henry

Dampfdruck

Als Dampf wird ein gasförmiges Fluid bezeichnet, dessen Zustand sich nahe dem Nassdampfgebiet befindet. Dies ist das Gebiet, in dem ein Fluid sowohl in der flüssigen als auch in der gasförmigen Phase vorliegt. Der Dampfdruck p_d eines Stoffes ist dabei als der Druck definiert, der sich im thermischen Gleichgewicht über der flüssigen Phase eines Stoffes einstellt (STEPHAN, 1999 [25]). Er ist nur von der Temperatur abhängig und wird in einem p,T -Diagramm als Dampfdruckkurve dargestellt. Abb. 2.3 zeigt die Dampfdruckkurven von Wasser, PCE (Perchloroethylen) und 1,2 DCB (Dichlorbenzol).

Die Dampfdruckkurve wurde anhand vieler halbempirischer Ansätze bestimmt. Der Ansatz von WAGNER ist in Gl. 2.12 dargestellt (REID ET AL, 1988 [20]):

$$\ln p_{d,r} = \frac{a\tau + b\tau^{1.5} + c\tau^3 + d\tau^6}{T_r} \quad (2.12)$$

mit den tabellierten Konstanten a , b , c und d (siehe Tab. 2.1), dem reduzierten Druck $p_{d,r} = p_d/p_c$ [-], der reduzierten Temperatur $T_r = T/T_c$ [-] und $\tau = 1 - T_r$ [-]. T_c [K] und p_c [bar] entsprechen dabei der Temperatur und dem Druck am sogenannten kritischen Punkt, dem Punkt oberhalb dessen ein Fluid nur noch in der Gasphase vorliegt.

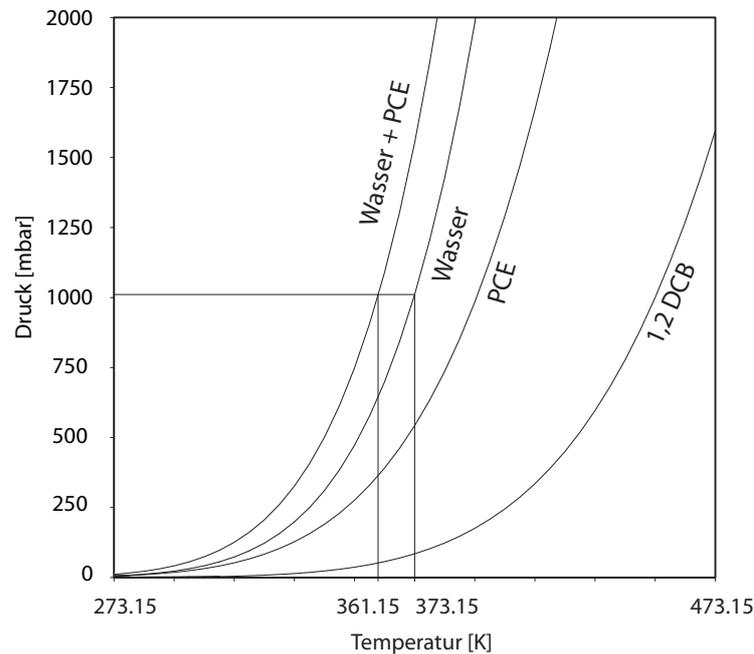


Abb. 2.3: Dampfdruckkurven ausgewählter Stoffe (REID (1988) [20])

Stoff	a	b	c	d	T_c [K]	p_c [bar]
Wasser	-7.76451	1.45838	-2.77580	-1.23303	647.3	221.2
TCE	-7.38190	1.94817	-3.03294	-5.34536	572.0	50.5
DCE	-6.97612	1.11972	-1.88483	-3.3203	537.0	56.0
1,2-DCB	-8.23991	6.34949	-13.24326	17.25417	729.0	41.0
PCE	-7.36067	1.82732	-3.47735	-1.00033	620.2	47.6

Tab. 2.1: Konstanten zur Bestimmung des Dampfdrucks (REID ET AL, 1988 [20])

Überdies hängt der Atmosphärendruck $p(h)$ [Pa] von der Höhenlage ab. Diese Abhängigkeit ist in der barometrischen Höhenformel in Gl. 2.13 zusammengefasst (ROEDEL, 2000 [21]):

$$p(h) = p(h_o) \exp\left(-\frac{\Delta h}{h_s}\right) \quad \text{mit} \quad h_s = \frac{\mathfrak{R}T}{Mg} \quad (2.13)$$

Hierbei ist h_s [m] ein Ausdruck für die so genannte Skalenhöhe mit \mathfrak{R} [kJ/mol K], T [K], M [g/mol] und g [m/s²]. Der Skalendruck $p(o)$ [Pa] ist der Druck der Skalenhöhe h_s . Unter Berücksichtigung der in Gl. 2.12 beschriebenen Zusammenhänge folgt, dass die Siedetemperatur von Wasser von der Höhenlage abhängt. Bei einer Höhe von 500 m ü. NN (Standort Vaihingen) ergibt sich für das Wasser eine Siedetemperatur von $T_{Siede} = 98^\circ\text{C}$. Gleiches gilt für einen Punkt unter Wasser. Mit zunehmender Was-

säule h [m] steigt die Siedetemperatur von Wasser nach dem in Gl. 2.14 beschriebenen hydrostatischen Druck p_h [Pa]:

$$p_h = \rho g h, \quad (2.14)$$

mit der Dichte ρ [kg/m³] des Wassers und g [m/s²]. Da das Grundwasser in den folgenden Experimenten eine Mächtigkeit von 3 m besitzt, ergibt sich für den Siedepunkt von Wasser ein Spanne von fast 7°C.

Für zwei begrenzt mischbare Flüssigkeiten zeigt sich hier ein weiteres wichtiges Merkmal. Nach dem in Abschn. 2.1 beschriebenen Gesetz von DALTON addiert sich der Gesamtdampfdruck p_d des Systems bei zwei Komponenten (1) und (2) zu $p_d = p_{sat}^1 + p_{sat}^2$ (vgl. Abb. 2.3). Als Konsequenz ergibt sich, dass der Siedepunkt des Systems im Vergleich zu den Siedepunkten der Reinkomponenten herabgesetzt wird. Die tiefste Siedetemperatur erhält man am azeotropen Punkt. Hier fallen Siede- und Taulinie zusammen. In Abb. 2.4 ist ein Phasendiagramm für die binäre Mischung Wasser-PCE dargestellt.

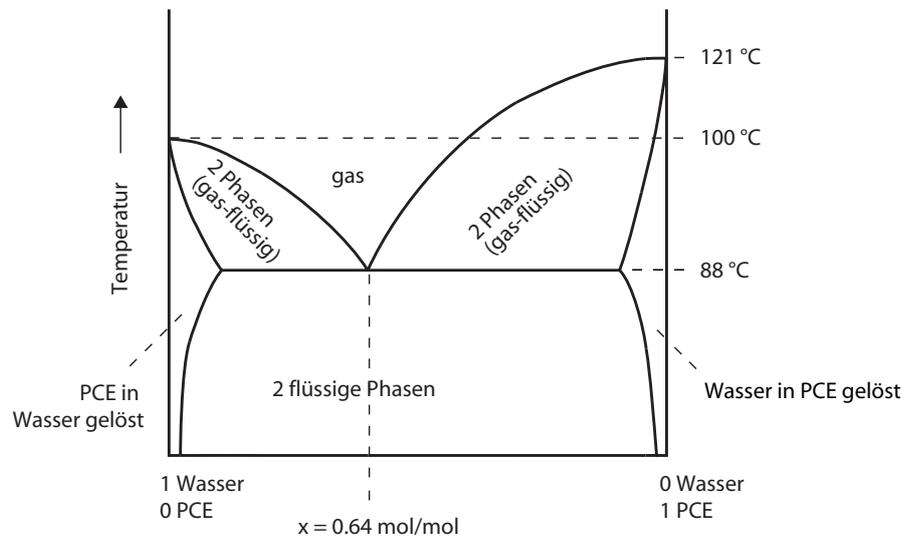


Abb. 2.4: Binäres 2-Phasen Diagramm von Wasser und PCE

Im Bereich der 2 flüssigen Phasen beginnt das Gemisch bei 88°C zu sieden. Der Dampf, der hier entsteht, hat unabhängig von der Zusammensetzung der Flüssigphasen die den Molenbruch $x_W^{(n)} = 0.64$ mol/mol. Im Bereich der Löslichkeit eines Stoffes steigt der Siedepunkt, je nach Lösungsmittel und gelöster Substanz, auf 100 bzw. 121°C. Bei der Wasserdampfdestillation wird diese Eigenschaft ausgenutzt, um den Siedepunkt organischer Verbindungen herabzusetzen. Bei homogenen Mischungen wird ein Additiv hinzugegeben um eine Mischungslücke zu erzeugen.

Viskosität

Die Viskosität ist ein Maß für die Fließfähigkeit eines Fluids (ATKINS, 2002 [2]). Diese ist auf die innere Reibung des Fluids zurückzuführen. Es ist zu unterscheiden zwischen der dynamischen Viskosität μ [Ns/m²] und der kinematischen Viskosität ν [m²/s]. Es gilt der in Gl. 2.15 folgende Zusammenhang:

$$\mu = \frac{\tau}{\delta v / \delta x}, \quad (2.15)$$

mit der Schubspannung τ [N/m²] und dem Geschwindigkeitsgradienten $\delta v / \delta x$ [1/s]. Die kinematische Viskosität ergibt sich aus der Division durch die Dichte ρ [kg/m³], wie Gl. 2.16 zeigt:

$$\nu = \frac{\mu}{\rho}. \quad (2.16)$$

Die Viskosität von Flüssigkeiten nimmt mit steigender Temperatur ab. Dieser Zusammenhang ist für die Stoffe Wasser und PCE in Abb. 2.5 gezeigt.

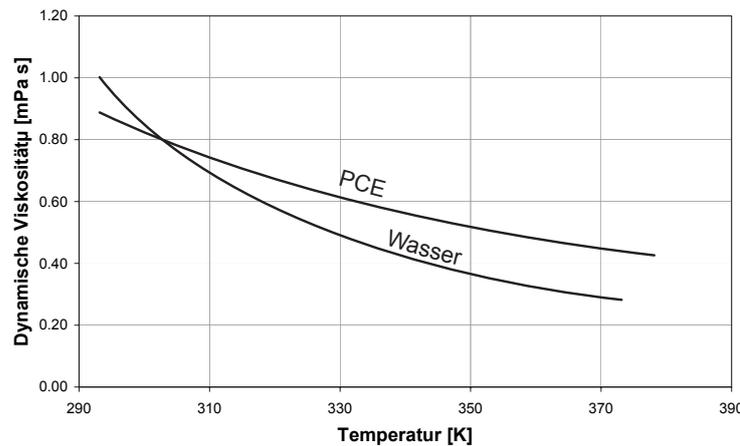


Abb. 2.5: Temperaturabhängigkeit der Viskosität von Wasser und PCE (DDB [1])

Grenzflächenspannung, Benetzung und Kapillarität

Als Sättigung S_α [-] wird der volumetrische Anteil am Porenvolumen V_p [m³] bezeichnet, der mit dem Volumen V_α [m³] der Phase α gefüllt ist (Gl. 2.17):

$$S_\alpha = \frac{V_\alpha}{V_p} \quad (2.17)$$

Stehen zwei Phasen miteinander in Kontakt, so liegt an der Grenzfläche eine freie Energie vor (FETTER, 1999 [8]). Zwischen den Molekülen innerhalb einer Phase wirken Anziehung- und Abstoßungskräfte. Da jedes Molekül von anderen Molekülen umgeben ist, heben sich die wirkenden Kräfte untereinander auf. An der Grenzfläche bildet sich

eine Resultierende nach innen, da nicht mehr genügend Nachbarmoleküle zur Verfügung stehen. Dabei stellt sich die Grenzflächenspannung σ ein. Für den Fall, dass es sich um eine Grenzfläche zwischen einem Gas und einer Flüssigkeit handelt, spricht man von der Oberflächenspannung.

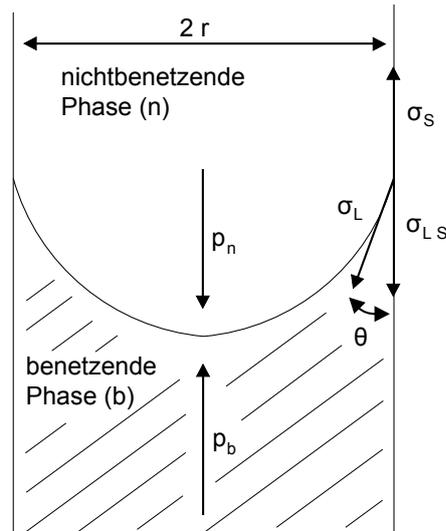


Abb. 2.6: Gleichgewicht an der Grenzfläche Wasser, Luft und Feststoff

Abb. 2.6 zeigt die Grenzflächenspannung am Beispiel Wasser-Luft in einer Kapillarröhre. Der Winkel θ zwischen der Wand und der Wasser-Luft-Grenzfläche wird als Kontaktwinkel bezeichnet. Er beschreibt das Verhältnis von Adhäsion zu Kohäsion. Für θ ergibt sich der in Gl. 2.18 folgende Zusammenhang:

$$\cos \theta = \frac{\sigma_S - \sigma_{LS}}{\sigma_L}, \quad (2.18)$$

wobei σ_L [N/m²] für die Oberflächenspannung der Flüssigkeit, σ_S [N/m²] für die Oberflächenenergie der Wand und σ_{LS} [N/m²] für die Grenzflächenenergie zwischen Wasser und Wand stehen. Der Kontaktwinkel θ kann Werte zwischen 0 und 180° annehmen. Ist der Kontaktwinkel $\theta < 90^\circ$, wird das Fluid als benetzende Phase (b) bezeichnet. Ist der Kontaktwinkel dagegen $> 90^\circ$, spricht man von der nichtbenetzenden Phase (n). Die Oberflächenspannung hängt von der Temperatur ab. Abb. 2.7 zeigt dies am Beispiel System Wasser-Luft.

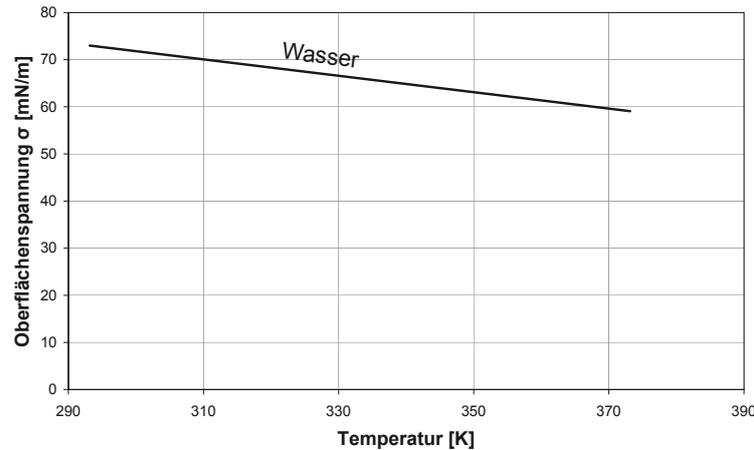


Abb. 2.7: Temperaturabhängigkeit der Oberflächenspannung von Wasser (DDB [1])

Aus Abb. 2.6 ergibt sich ein weiterer wichtiger Zusammenhang - die Kapillarität. Der Druckunterschied zwischen der benetzenden und der nichtbenetzenden Phase lässt sich zu Gl. 2.19 formulieren:

$$p_n = p_b + \frac{2\sigma \cos \theta}{r}, \quad (2.19)$$

wobei p_n [Pa] der Druck in der nichtbenetzenden, p_b [Pa] der Druck in der benetzenden Phase und r [m] der Radius der Kapillarröhre ist. Zur Erfüllung des hydrostatischen Gleichgewichts in der Röhre folgt die Forderung, dass die benetzende Phase um Δh [m] ansteigen muss. Diese Höhendifferenz lässt sich aus dem in Gl. 2.20 beschriebenen Zusammenhang berechnen:

$$\Delta h = \frac{2\sigma \cos \theta}{\rho_b g r}. \quad (2.20)$$

Hierbei ist ρ_b [kg/m³] die Dichte der benetzenden Phase und g [m/s²] die Erdbeschleunigung. Δh [m] wird als kapillare Steighöhe bezeichnet. Die Druckdifferenz aus Gl. 2.21

$$\Delta p_c = p_{nb} - p_b \quad (2.21)$$

wird als Kapillardruck p_c [Pa] bezeichnet.

Der Boden kann als ein Netzwerk miteinander verbundener Kapillaren beschrieben werden. Hierbei stellt sich eine Verteilung des Kapillardrucks p_c [Pa] ein. Da zuerst die kleinen Poren mit kleinen Radien und mit zunehmender Sättigung die größeren Poren mit den großen Radien benetzt werden, sinkt der Kapillardruck mit zunehmender Sättigung. Dies wird als Kapillardruck-Sättigungs-Beziehung bezeichnet. Abb. 2.8 erläutert diese Zusammenhänge näher.

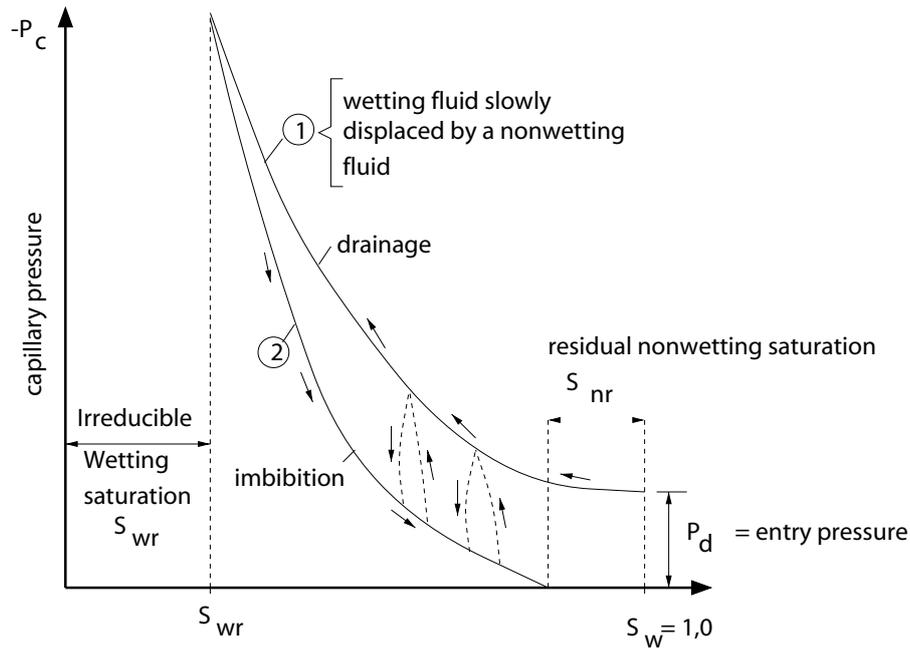


Abb. 2.8: Kapillardruck-Sättigungs-Beziehung aus HELMIG (2007) [10]

Verdrängt das nichtbenetzende Fluid das benetzende Fluid, so spricht man von Drainage. Hierbei nimmt die Sättigung der benetzenden Phase ab. Sie zieht sich in kleinere Poren zurück und der Kapillardruck nimmt zu. Dabei ist zu beachten, dass zuerst der Eindringdruck p_e aufgebracht werden muss, um die benetzende Phase aus der Pore zu verdrängen. Sobald das benetzende Fluid nicht weiter verdrängt werden kann, ist die residuale Sättigung S_{br} erreicht.

Verdrängt die benetzende die nichtbenetzende Phase, spricht man von Inhibition oder auch Wiederbewässerung. Es ist auffällig, dass die Kurve nicht identisch mit der Drainage-Kurve ist. Dieses Verhalten nennt man Hysterese. Obwohl die Inhibitions-Kurve mit wachsender Sättigung einen Kapillardruck von Null erreicht, wird keine Vollsättigung des benetzenden Fluids erreicht. Ein Teil der nichtbenetzenden Phase verbleibt im Porenraum. Dieser wird als residuale Sättigung des nichtbenetzenden Fluids S_{nr} bezeichnet. Um die Sättigung unabhängig von der residualen Sättigung der benetzenden Phase zu beschreiben, wird nach die effektive Sättigung nach Gl. 2.22 eingeführt (HELMIG, 2007 [10]):

$$S_e = \frac{S_b - S_{br}}{1 - S_{br}} \quad (2.22)$$

Abb. 2.9 veranschaulicht die effektive Sättigung. Sie ergibt sich aus dem nutzbaren Porenraum. Da ein Teil des Wassers an den Körnern als Haftwasser adhäsiv gebunden ist und sich nicht bewegen kann, bleibt nur das Wasser des nutzbaren Porenraum bewegungsfähig (HÖLTING, 2005 [15]).

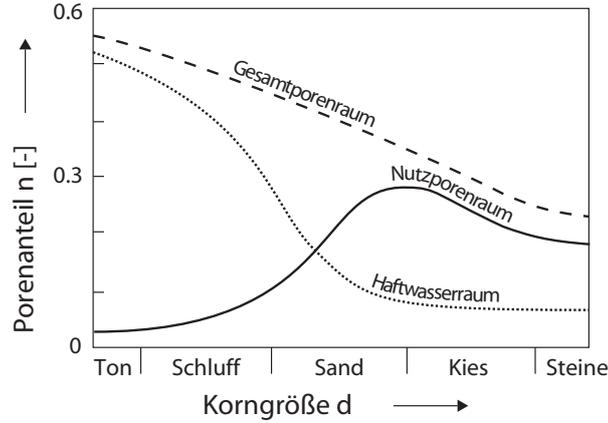


Abb. 2.9: Beziehung zwischen Gesamtporen-, Nutzporen- und Haftwasserraum in Abhängigkeit von der Korngröße (HÖLTING, 2005 [15])

Es gibt verschiedene empirische Ansätze zur Bestimmung der Kapillardruck-Sättigungs-Beziehung, unter anderem von BROOKS & COREY und von VAN GENUCHTEN. BROOKS & COREY definieren die effektive Sättigung S_e [-] in Abhängigkeit des Kapillardrucks p_c [Pa] und des Eindringdrucks p_e [Pa], wie Gl. 2.23 zeigt (HELMIG, 1997 [10]).

$$S_e(p_c) = \left(\frac{p_e}{p_c}\right)^\lambda \quad \text{für} \quad p_c < p_d. \quad (2.23)$$

Der dimensionslose Parameter λ [-] liegt bei natürlichen Böden zwischen 0.2 und 3 und beschreibt die Ungleichmäßigkeit in der Porenverteilung der Kornmatrix (WINKLER, 2003 [27]). Je größer λ ist, desto ungleichverförmiger ist die Porenverteilung.

VAN GENUCHTEN verknüpft die effektive Sättigung S_e [-] mit dem Kapillardruck p_c [Pa] über die Parameter a [-], n [-] und m [-], wie in Gl. 2.24 dargestellt (HELMIG, 1997 [10]):

$$S_e(p_c) = \left[\frac{1}{1 + (a p_c)^n}\right]^m \quad \text{mit} \quad m = 1 - \frac{1}{n} \quad (2.24)$$

Intrinsische und relative Permeabilität

Bei der Betrachtung von Mehrphasenströmungen, wird ein poröses Medium u.a. durch die fluidunabhängige intrinsische Permeabilität k_0 [m²] charakterisiert. Mit den Eigenschaften ρ [kg/m³] und μ [m²/d] ergibt sich für ein Fluid die spezifische hydraulische Leitfähigkeit k_f [m/s] nach Gl. 2.25 (HELMIG, 1997 [10]):

$$k_f = k_0 k_{ar} \frac{\rho g}{\mu}, \quad (2.25)$$

wobei k_{ar} [-] für die relative Permeabilität der Phase α steht. Die relative Permeabilität ergibt sich aus der Tatsache, dass sich zwei gleichzeitig strömende Fluide gegenseitig

behindern. Hierbei steht den Phasen jeweils nur ein Teil des Porenraums zur Verfügung. Die relative Permeabilität ist in erster Linie eine Eigenschaft des Gesteins und der Benetzbarkeit und weniger von der Änderung der Fluideigenschaften beeinflusst. Abb. 2.10 zeigt die Beziehung zwischen Sättigung und relativer Permeabilität k_{or} [-] eines Zweikomponentensystems. Die relative Permeabilität der benetzenden Phase k_{br} sinkt mit abnehmender Sättigung S_b [-]. Ist die residuale Sättigung S_{br} [-] erreicht, nimmt k_{br} [-] einen Wert von 0 an. Nur bei Sättigungen über der residualen Sättigung ist diese Phase mobil. Der gleiche Befund gilt für das nichtbenetzende Fluid. Dieses ist erst mobil, wenn ihre Residualsättigung S_{nr} [-] überschritten wird.

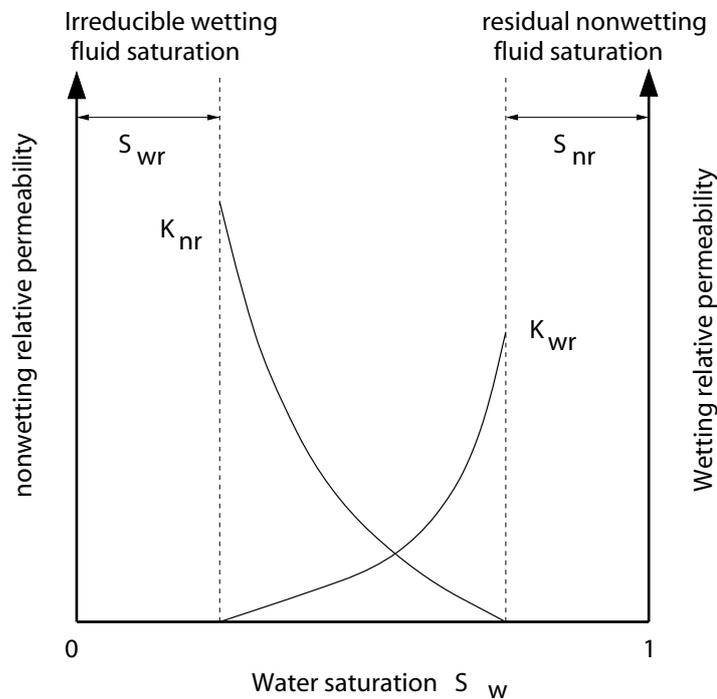


Abb. 2.10: Relative Permeabilitäts-Sättigungs-Beziehung (HELMIG, 2007 [11])

Auch hier gibt es verschiedene Ansätze zur Beschreibung dieser Zusammenhänge. Im Folgenden seien die Ansätze VAN GENUCHTEN und BROOKS & COREY im Zweiphasensystem vorgestellt. Der Ansatz von BROOKS & COREY liefert Gl. 2.26 (HELMIG, 2007 [11]):

$$k_{br} = S_e^{\frac{2+3\lambda}{\lambda}} \quad \text{und} \quad k_{nr} = (1 - S_e)^2 (1 - S_e^{\frac{2+\lambda}{\lambda}}), \quad (2.26)$$

wobei k_{br} [-] die relative Permeabilität des benetzenden und k_{nr} [-] die der nichtbenetzenden Phase ist. λ [-] ist der bereits erwähnt bodenspezifische Parameter. Der Ansatz von VAN GENUCHTEN stellt sich in Gl. 2.27 dar (HELMIG, 2007 [11]):

$$k_{br} = \sqrt{S_e} [[1 - (1 - S_e)^{1/m}]^m]^2 \quad \text{und} \quad k_{nr} = \sqrt{\frac{S_{nw}}{1 - S_w}} [1 - S_e^{1/m}]^{2m}. \quad (2.27)$$

Hierbei ist m [-] der bodenspezifische Parameter.

2.2 Wärme- und Stofftransport

Wärme

Wärme ist die Energie, die über die Grenze eines Systems transportiert wird (BAEHR, 2006 [3]). Sie tritt dabei nur bei Vorliegen eines Temperaturgefälles auf. Tritt Wärme über die Systemgrenze, so führt das zur Erhöhung der inneren Energie und damit zu einer Temperaturerhöhung. Wärme kann dabei auf drei Arten transportiert werden. Man unterscheidet zwischen Wärmeleitung (Konduktion), Wärmeübergang (Konvektion) und Wärmeabstrahlung. In strahlungsundurchlässigen Festkörpern wird die Energie allein durch Wärmeleitung transportiert. In Flüssigkeiten und Gasen dagegen überlagern sich alle Formen der Übertragung.

Konduktion

Wärmeleitung (Konduktion) ist der Energietransport zwischen benachbarten Molekülen aufgrund eines Temperaturgefälles. Die daraus resultierende Wärmestromdichte \dot{q} folgt der in Gl. 2.28 dargestellten, von FOURIER erkannten, Proportionalität (BAEHR, 2006 [3]):

$$\dot{q} = -\lambda \nabla T, \quad (2.28)$$

wobei die Wärmestromdichte \dot{q} [W/m²] der querschnittbezogene Wärmestrom \dot{Q} [W] ist. Die Proportionalitätskonstante λ [W/mK] wird als Wärmeleitfähigkeit bezeichnet. Sie ist vom Material, dem Druck p und der Temperatur T abhängig. In Tab. 2.2 ist die Wärmeleitfähigkeit einiger Stoffe aus BAEHR (2006) [3] aufgelistet.

Stoff	λ [W/mK]	Stoff	λ [W/mK]
Eisen	81	Luft	0.0257
legierte Stähle	13-48	Sand (trocken)	0.27
Wasser	0.598	Sand (feucht)	0.58
HDPE	0.4		

Tab. 2.2: Wärmeleitfähigkeit ausgewählter Stoffe bei 20 °C und 1 bar

Die Wärmeleitfähigkeit des Bodens ist von der Bodenfeuchte abhängig. Sie bewegt sich zwischen der Wärmeleitfähigkeit von Trockenmasse, Luft und Wasser. Hierfür wurden empirische Zusammenhänge entwickelt. Ein Ansatz ist die in Gl. 2.29 dargestellte äquivalente Wärmeleitfähigkeit (SOMMERTON (1974) [23]).

$$\lambda_{pm} = \lambda_{pm}^{S_W=0} + \sqrt{S_W}(\lambda_{pm}^{S_W=1} - \lambda_{pm}^{S_W=0}) \quad (2.29)$$

Um die Wärmeleitung durch eine mehrschichtige Wand zu ermitteln muss der mittlere Wärmedurchgangskoeffizient k [W/m²K] gebildet werden, welcher sich nach Gl. 2.30 berechnen lässt.

$$\frac{1}{kA} = \frac{\delta_1}{\lambda_1 A_1} + \dots + \frac{\delta_i}{\lambda_i A_i} \quad (2.30)$$

Hierbei steht δ [m] die Wandstärke und A [m²] für die Bezugsfläche. Durch Einsetzen in Gl. 2.31

$$\dot{Q} = k A (T_2 - T_1) \quad (2.31)$$

lässt sich somit der Wärmestrom \dot{Q} durch eine mehrschichtige Wand berechnen.

Konvektion

Die konvektive Wärmeübertragung erfolgt durch einen bewegten Träger (BAEHR, 2006 [3]). Die Energie wird dabei mit dem strömenden Fluid transportiert. Strenggenommen geschieht auch dies immer als Überlagerung mit der Wärmeleitung, denn wie bereits erläutert kann ohne einen Temperaturgradienten keine Wärme übertragen werden. Bei der konvektiven Wärmeübertragung wird meist der Wärmeübergang zwischen einem Fluid und einer festen Wand betrachtet. Dabei wird zwischen *freier* und *erzwungener Konvektion* unterschieden. Bei der *freien Konvektion* wird die Strömung durch den Wärmeübergang im Fluid selbst hervorgerufen. Durch den Temperaturgradienten und die daraus resultierenden Dichteunterschiede wird eine Auftriebsströmung induziert. Bei der *erzwungenen Konvektion* hingegen wird durch äußere Kräfte, z.B. eine Pumpe oder ein Gebläse, eine Strömung erzeugt. Der in beiden Fällen erzeugte Wärmestrom \dot{q} [W/m²] kann nach NEWTON folgendermaßen beschrieben werden (Gl. 2.32):

$$\dot{q} = \alpha (T_W - T_F). \quad (2.32)$$

Dabei ist T_W [K] die an der Wand vorherrschende Temperatur und T_F [K] die Temperatur des Fluids. Der Wärmeübergangskoeffizient α [W/m²K] ist eine Funktion der Stoffeigenschaften des Fluids, der Art der Strömung und der geometrischen Verhältnisse. Für technische Berechnungen der freien Konvektion wird der Wärmeübergangskoeffizient α [W/m²K] aus der dimensionslosen Nu-Zahl (Nußelt-Zahl) abgeleitet. Dieser Zusammenhang ist in Gl. 2.32 gezeigt (BAEHR, 2006 [3]).

$$\alpha = \frac{\lambda_i}{l} Nu, \quad (2.33)$$

wobei λ_i [W/mK] die Wärmeleitfähigkeit des Fluids und l [m] die charakteristische Länge des Wärmeübergangsproblems ist.

Für die Berechnung der Nu-Zahl gibt es verschiedene empirische Ansätze. Im Folgenden ist ein Weg nach БÖCKН (2006) [4] beschrieben. Hierbei werden zwei Fälle unterschieden: *freie Konvektion* an einer vertikalen und *freie Konvektion* an einer horizontalen Wand.

Freie Konvektion an einer vertikalen Wand

Die Nu-Zahl (Gl. 2.34) wird über die Ra-Zahl (Rayleigh-Zahl) (Gl. 2.35) und die Pr-Zahl (Prandtl-Zahl) (Gl. 2.36) ermittelt. Durch Einsetzen der Nu-Zahl in Gl. 2.33 kann der Wärmeübergangskoeffizient α für das spezifische Problem berechnet werden. Folgende Gleichungen sind zu verwenden:

$$Nu = [0.852 + 0.387 Ra^{1/6} (1 + 0.671 Pr^{-9/16})^{-8/27}]^2, \quad (2.34)$$

$$Ra = \frac{g \beta}{\nu \alpha} (T_W - T_F) l^3, \quad (2.35)$$

$$Pr = \frac{\eta c_p}{\lambda}. \quad (2.36)$$

Hierbei ist β [1/K] der Wärmeausdehnungskoeffizient und c_p [kJ/kg K] die spezifische Wärmekapazität des Fluids. Die charakteristische Länge l [m] entspricht der Behälterhöhe h [m].

Freie Konvektion an einer horizontalen Wand

Die Vorgehensweise ist hier analog zu vertikalen Wand. Der Unterschied besteht in der Nu-Zahl aus Gl. 2.37:

$$Nu = 0.15 \cdot [Ra (1 + 0.536 Pr^{-11/20})^{-20/11}]^{1/3} \quad (2.37)$$

Für die Ermittlung der Ra-Zahl und der der Pr-Zahl gelten dieselben Beziehungen wie für die vertikale Wand, wobei die charakteristische Länge hier für eine Rechtecksfläche $l = (ab)/(2(a+b))$ bzw. für eine Kreisfläche $l = d/4$ ist.

Wärmeabstrahlung

Die Übertragung durch Wärmeabstrahlung erfolgt durch das Strahlungsvermögen eines jeden Körpers. Hiefür ist keine Materie notwendig. Jeder Körper dessen Temperatur über dem absoluten Nullpunkt liegt, sendet elektromagnetische Wellen aus.

Die maximale Wärmestromdichte der von der Oberfläche eines Körpers ausgesandten Wärmestrahlung wurde von STEFAN und BOLTZMANN in Gl. 2.38 zusammengefasst (BAEHR, 2006 [3]):

$$\dot{q} = \sigma T^4, \quad (2.38)$$

wobei T [K] für die thermodynamische Temperatur des strahlenden Körpers steht. Die Stefan-Boltzmann-Konstante beträgt $\sigma = (5.67040 \pm 0.00004) \times 10^{-8} \text{ W/m}^2 \text{ K}^4$. Sie ist eine Naturkonstante. Ein Strahler, welcher die nach Gl. 2.38 angegebene Wärmestromdichte erreicht, heißt *Schwarzer Körper*. Er ist ein idealer Strahler, dessen Strahlung von keinem anderen Körper gleicher Temperatur übertroffen werden kann (BAEHR, 2006 [3]). Die Strahlung wirklicher Körper ist um den Emissionsgrad ϵ gemindert. Daraus ergibt sich Gl. 2.3:

$$\dot{q} = \epsilon(T) \sigma T^4 \quad (2.39)$$

Der Emissionsgrad ϵ hängt vom Material eines Körpers und dessen Oberfläche ab. Nach Gl. 2.38 muss gelten: $\epsilon(T) \leq 1$. Einige Werte von ϵ sind in Tab. 2.3 dargestellt.

Stoff	T [K]	ϵ	Stoff	T [K]	ϵ
Beton, rauh	293	0.94	Nickel, poliert	373	0.053
Holz, Eiche	293	0.90	Eisen, blank geätzt	423	0.158
Ziegelstein, rot	293	0.93	Kupfer, oxidiert	403	0.725
Alluminium, walzblank	443	0.049			

Tab. 2.3: Emissionsgrad ausgewählter Stoffe bei 20 °C und 1 bar

Trifft Strahlung auf einen Körper, wird ein Teil reflektiert, ein Teil absorbiert und ein Teil durchgelassen. Diese Anteile sind durch den Reflexionsgrad r [-], den Absorptionsgrad a [-] und den Transmissionsgrad τ [-] gekennzeichnet. Sie hängen einerseits vom Material, aber auch von dessen Oberfläche und der Art der auftretenden Strahlung ab. Hierbei gilt Gl. 2.40:

$$r + a + \tau = 1. \quad (2.40)$$

Für die technische Anwendung wird meist der Strahlungswärmeübergangskoeffizient aus Gl. 2.41 verwendet:

$$\alpha_S = \epsilon 4 \sigma \left(\frac{T_2 - T_1}{2} \right)^3 \quad (2.41)$$

\dot{Q} [W] kann durch einsetzen von α_S [W/m²K] in Gl. 2.32 errechnet werden.

Molekulare Diffusion

Die molekulare Diffusion ist ein Transportprozess, der durch die Brownsche Molekularbewegung hervorgerufen wird (ATKINS, 2002 [2]). Treibende Kraft ist ein Konzentrationsgefälle, welches die Moleküle bestrebt sind auszugleichen. Die Massenflussdichte ist proportional zum Konzentrationsgradienten und kann durch das 1. Ficksche Gesetz beschrieben werden. Daraus ergibt sich Gl. 2.42:

$$J_d = -D_m \nabla c, \quad (2.42)$$

wobei ∇c [mol/m⁴] der Konzentrationsgradient und J_d [mol/m²s] die Massenflussdichte ist. Der molekulare Diffusionskoeffizient D_m [m²/s] hängt vom gelösten Stoff, dem Fluid, sowie von Temperatur, Druck und Dichte ab.

Im porösen Medium ist der molekulare Diffusionskoeffizient D_m kleiner. Dies wird durch die Tortuosität τ [-] beschrieben. Für den effektiven Diffusionskoeffizient D_e [m²/s] gilt Gl. 2.43:

$$D_e = \frac{1}{\tau}. \quad (2.43)$$

In der gesättigten Zone kann für τ als gute Näherung der Kehrwert der effektive Porosität n_e verwendet werden (Gl. 2.44):

$$\tau = \frac{D}{n_e}. \quad (2.44)$$

Die in Gl. 2.42 beschriebene Massenflussdichte erweitert sich damit zu Gl. 2.45:

$$J_d = -n_e^2 D_m \nabla c. \quad (2.45)$$

Advektion

Die Ausbreitung von Stoffen mit der Strömung des transportierenden Fluids wird Advektion genannt. Dabei wird die Massenstromdichte J_a [mol/m²s] durch den spezifischen Durchfluss bzw. die Filtergeschwindigkeit v_f [m/s] und die Konzentration c [mol/l] in Gl. 2.46 beschrieben:

$$J_a = v_f c. \quad (2.46)$$

Die Filtergeschwindigkeit der einzelnen Phasen α kann nach Gl. 2.47 dargestellt werden (CLASS, 2001 [6]):

$$v_{f\alpha} = -k_{r\alpha} \frac{k_0}{\mu_\alpha} (\nabla p_\alpha - \rho_\alpha g), \quad (2.47)$$

mit der intrinsischen Permeabilität k_0 [m²] und der relativen Permeabilität $k_{r\alpha}$ [-], der Viskosität μ_α [kg/ms] und der Dichte ρ [kg/m³] der Phase α .

Dispersion

Im porösen Medien tragen unterschiedliche Prozesse zur sogenannten Dispersion bei (nach NOWAK & FELIX, 2007 [19]):

- das parabolisch ausgebildete Geschwindigkeitsprofil
- der diffuse Austausch zwischen durchströmten und nicht durchströmten Bereichen
- unterschiedliche Geschwindigkeiten aufgrund von abweichenden Porendurchmessern
- Ablenkung der Strömung in Querrichtung durch die Kornstruktur

Analog zur molekularen Diffusion kann die Massenflussdichte J_{disp} [mol/m²s] der Dispersion nach Gl. 2.48 berechnet werden:

$$J_{disp} = -n_e D_{disp} \nabla c \quad (2.48)$$

Dabei ist D_{disp} [m²/s] eine tensorielle Größe, welche sich aus dem Produkt der Abstandsgeschwindigkeit v_a [m/s] und der longitudinalen bzw. transversalen Dispersion α_L [m] bzw. α_T [m] zusammensetzt. Da Dispersion und Diffusion ähnliche Prozesse darstellen, können sie in der hydrodynamischen Dispersion zum longitudinalen bzw. transversalen hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten zusammengefasst werden (Gl. 2.49):

$$D_{hy,L(T)} = D_{disp} + D_m = \alpha_{L(T)} v_{a,L(T)} + D_m \quad (2.49)$$

Die Massenflussdichte J_{disp} [mol/m²s] berechnet sich analog zu Gleichung 2.48.

2.3 Stoffeigenschaften

Perchloräthylen (PCE) gehört zur Gruppe der aliphatischen Kohlenwasserstoffe. Die farblose, ölige Substanz ist unpolar und lipophil, weshalb sie in der Metallindustrie als organisches Lösungsmittel Anwendung findet. PCE lässt sich von Ethen ableiten, bei dem alle vier Wasserstoffatome durch Chloratome ersetzt wurden. Abb. 2.11 zeigt unter anderem die Strukturformel von PCE.

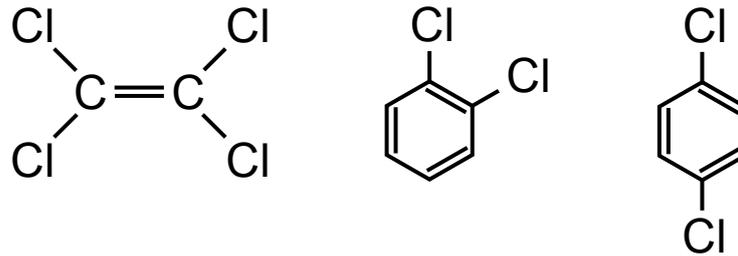


Abb. 2.11: Strukturformeln von PCE, 1,2 DCB und 1,4 DCB

Der flüchtige Schadstoff besitzt eine Flüssigdicke von 1620 kg/m^3 , weshalb er der Gruppe der DNAPL Schadstoffe zugeordnet wird. Der Begriff NAPL (Non Aquous Liquid) bezeichnet Flüssigkeiten, welche sich in Wasser nicht lösen lassen. Der Zusatz D steht hierbei für Flüssigkeiten mit einer größeren Dichte als Wasser (Denser than water). Dem gegenüber steht die Gruppe der LNAPL, welche leichter als Wasser sind (Lighter than water). Dies bedeutet, dass LNAPL im Grundwasser aufschwimmen und DNAPL absinken, was für das jeweilige Bergungsverfahren zu unterschiedlichen Konsequenzen führt.

Dichlorbenzole (DCB) bilden eine Stoffgruppe von aromatischen Verbindungen. Sie bestehen aus einem Benzolring und zwei Chlorsubstituenten. Hieraus lassen sich drei Isomere bilden. Auch sie sind in Wasser praktisch unlöslich und werden in der Industrie als organische Lösungsmittel eingesetzt. Ihr Siedepunkt liegt etwas höher als der von PCE. Abb. 2.11 zeigt den Aufbau der beiden Isomere 1,2 DCB und 1,4 DCB. Tab. 2.4 gibt eine Übersicht über die Stoffeigenschaften (REID, 1988 [20]).

	M [g/mol]	ρ [kg/m ³] (20°C)	T_{Siede} [°C] (1 bar)	Aggregatzustand (20°C)
PCE	165.83	1.62	121.1	flüssig
1,2 DCB	147.01	1.30	180.5	flüssig
1,4 DCB	147.01	1.25	174.0	fest

Tab. 2.4: Ausgewählte Stoffeigenschaften von PCE, 1,2 DCB und 1,4 DCB (REID, 1988 [20])

2.4 Heat Pipe

Die Heat-Pipe ist eine Zirkulationsströmung, welche einen schnellen Energieaustausch durch Konvektion, Konduktion, Diffusion und Kapillarkräfte bewirkt. Der Energieaustausch läuft hier wesentlich schneller ab, als bei der rein konduktiven Form. Wie Abb. 2.12 zeigt, wird am linken Rand einer wassergefüllten Säule ein konstanter Wärmestrom durch die Heizelemente zugeführt. Dieser bewirkt eine Aufheizung der Kornmatrix und des Wassers bis über den Siedepunkt. Der entstandene Dampf wandert - vom Druckgefälle in der Gasphase angetrieben - von der Wärmequelle weg und kondensiert in

Bereichen, deren Temperatur den Siedepunkt noch nicht erreicht hat, aus. Dort gibt er seine Verdampfungsenthalpie wieder ab, was zu einem ungleichmäßigen Sättigungsprofil führt. Dabei befindet sich die größte Sättigung am rechten Rand (1) und die kleinste Sättigung am linken Rand (0). Der daraus entstehende Sättigungsgradient führt zu einem Kapillardruckgradient, welcher ein Zurückströmen des kondensierten Wassers in die beheizte Zone bewirkt. Dort wird die Flüssigphase erneut verdampft - eine Zirkulationsströmung entsteht.

Die Länge der Heat-Pipe ist eine Funktion des Wärmestroms, der Fluideigenschaften und der Charakteristika des porösen Mediums (UDELL, 1985 [26]). Dabei nimmt die Länge der Heat-Pipe mit zunehmenden Kapillarkräften zu. Es lassen sich drei Bereiche unterscheiden:

- das Einphasengebiet Dampf auf Seite der Wärmequelle. Hier liegt die Temperatur deutlich über dem Siedepunkt. Die Wärmeübertragung ist konduktiv dominiert
- das Einphasengebiet Wasser auf der der Wärmequelle abgewandten Seite. Die Temperatur befindet sich unter dem Siedepunkt von Wasser. Auch ist die Wärmeübertragung konduktiv dominiert.
- der Zweiphasenbereich Wasser-Dampf. Hier gibt es kein Temperaturgefälle. Die Wärmeübertragung erfolgt konvektiv.

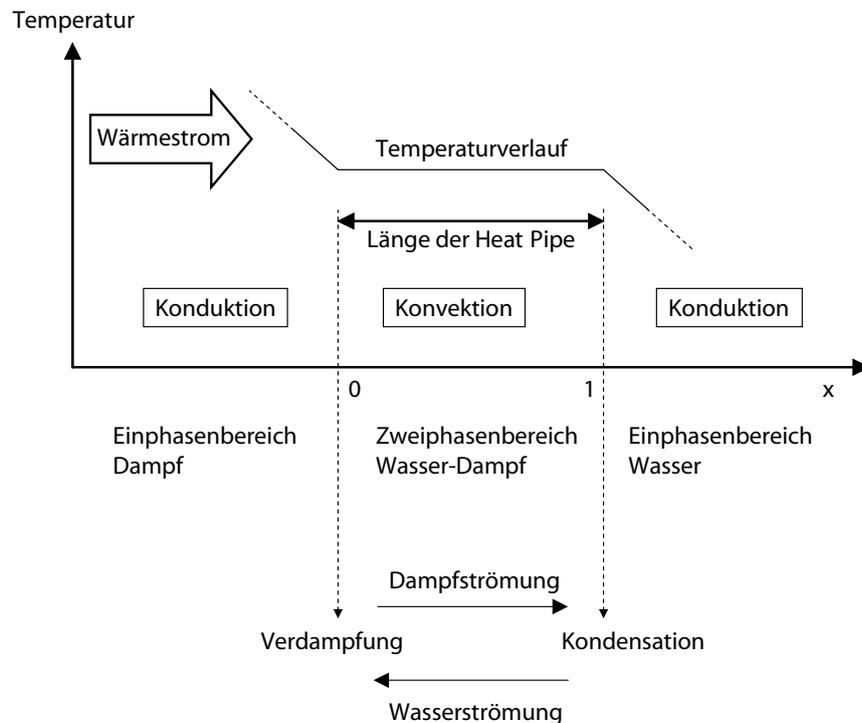


Abb. 2.12: Prinzip des Heat-Pipe-Effekts (geändert nach UDELL (1985) [26])

Kapitel 3

Versuchsaufbau und Konzept

3.1 Aufbau

Für die Sanierungsexperimente stehen zwei Großbehälter mit den Grundflächen $6\text{ m} \times 6\text{ m}$ und $6\text{ m} \times 3\text{ m}$ zur Verfügung. Die Behälterhöhe beträgt 4.5 m . Der Behälteraufbau ist einem regionalen Grundwasserleiter (Aquifer) nachempfunden, welcher von einer gering durchlässigen Schicht (Aquitard) überdeckt wird. Darüber befindet sich eine gut durchlässige Schicht, welche die ungesättigte Zone repräsentiert. Die Schichten haben eine Mächtigkeit von 1.5 m . Der Aquitard besitzt im kleinen Behälter einen k_f -Wert von $1 - 4 \times 10^{-7}\text{ m/s}$, die beiden Schichten darüber und darunter einen k_f -Wert von $1 \times 10^{-4}\text{ m/s}$. Diese stehen Durchlässigkeiten im großen Behälter gegenüber, welche um eine Größenordnung größer sind. Das heißt der Aquitard hat dort einen k_f -Wert von $1 - 4 \times 10^{-6}\text{ m/s}$ und die besser durchlässigen Schichten einen k_f -Wert von $1 \times 10^{-3}\text{ m/s}$. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass der longitudinale k_f -Wert eine höhere Durchlässigkeit besitzt, als der k_f -Wert in Querrichtung. Dies ist auf Anisotropie zurückzuführen, welche durch das Verdichten der Schichten während des Einbaus entstanden ist. Die Erhöhung des k_f -Wertes kann das 5 - 20 fache betragen (NOWAK (2007) [19]).

Der Schadstoff wird auf zwei Linsen verteilt. Diese befinden sich in den Lagen $2.0\text{ m} - 2.2\text{ m}$ sowie $2.7\text{ m} - 2.9\text{ m}$ und haben eine Grundfläche von 0.5 m^2 . Um den Schadstoff möglichst gleichmäßig und homogen einzubringen bestehen die Linsen aus einem 1:1-Gemisch von Dorsilit 5 und Dorsilit 7. Zusätzlich sind die Linsen von einer 2 cm dicken Schicht GEBA umgeben

Für die Energiezufuhr stehen insgesamt acht Heizlanzen zur Verfügung, welche jeweils über eine Leistung von 1.5 kW verfügen. Die Heizlanzen werden in dafür vorgesehene Hüllrohre eingebaut, welche in einem um 45° gedrehten Quadrat um die Linsen stehen. Um den verdampften Schadstoff zu entnehmen, werden im kleinen Behälter zwei bzw. im großen Behälter vier Absaugbrunnen betrieben. Diese reichen bis auf eine Tiefe von 3.2 m und sind bis auf 3.7 m verfiltert. Eine Draufsicht beider Behälter ist in Abb. 3.1 dargestellt. Die Darstellung im Schnitt findet sich in Abb. 3.4 wieder.

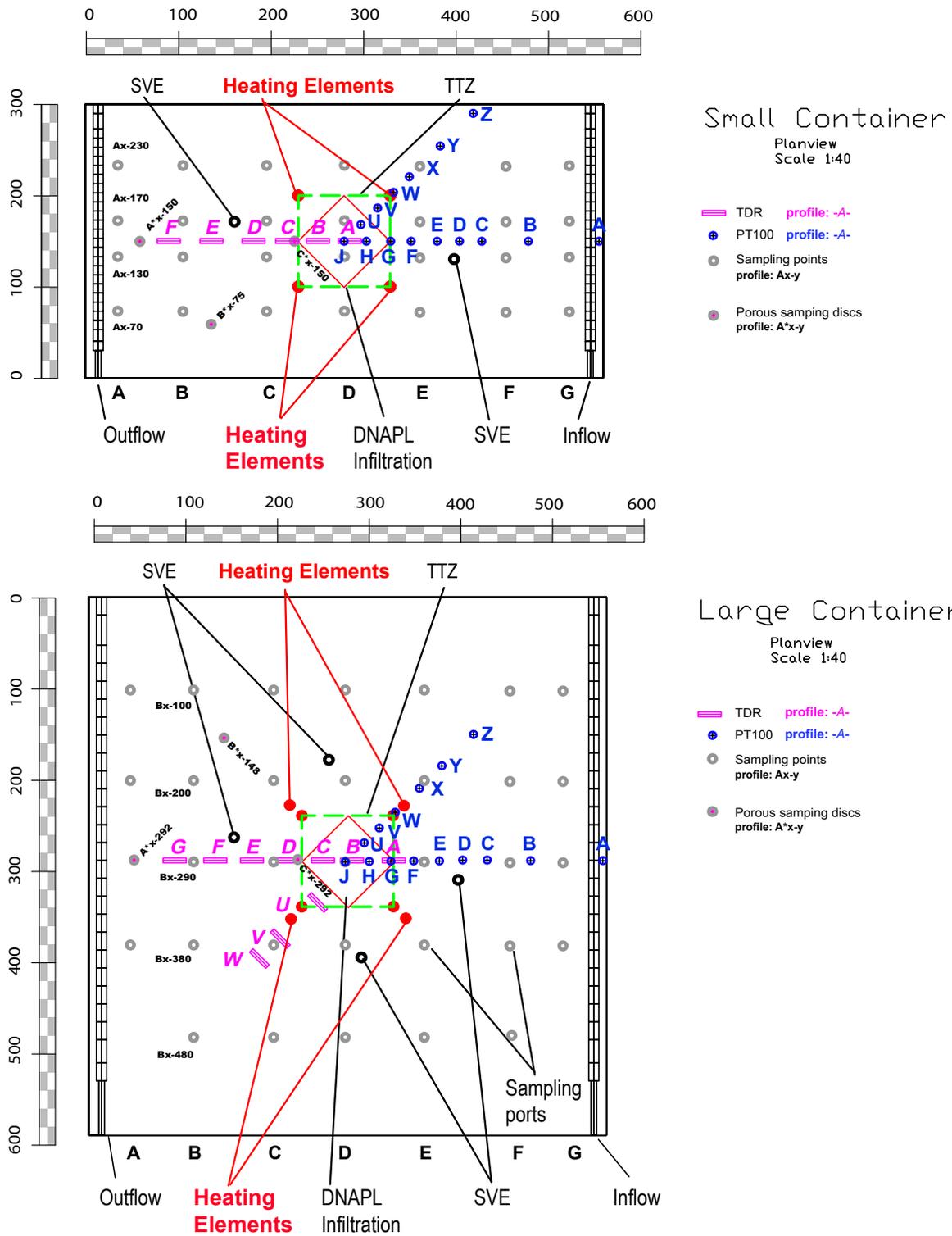


Abb. 3.1: Draufsicht des kleinen und großen Behälters

Tab. 3.1 zeigt eine Zusammenfassung des Setups beider Behälter.

	Kleiner Behälter	Großer Behälter
Grundfläche [m ²]	36	18
Höhe [m]	4.5	4.5
Wasserstand [m ü.G.]	3	3
Heizleistung [kW]	6 bzw. 12	12
BLA-Brunnen	2	4
NAPL Linsen	2	2

Tab. 3.1: Zusammenfassung des Setups beider Behälter

3.2 Messtechnik

Zur Überwachung während des Betriebes und zur anschließenden Auswertung werden die Zustands- und Prozessgrößen des Systems erfasst. Diese werden im Folgenden näher beschrieben.

3.2.1 Temperaturmessung

Für die räumlich-zeitliche Temperaturmessung stehen verschiedene Messsysteme zur Verfügung. Hierbei ist zu unterscheiden zwischen Pt100-Widerstandsthermometer und Thermoelementen. Die Großbehälter sind mit jeweils 164 Pt100-Widerstandsthermometer, welche auf einer Längshalbachse und einem im 45° Winkel angeordneten Schenkel gitternetzartig eingebaut wurden (siehe Abb. 3.1). Darüber hinaus gibt es 24 Thermoelemente, welche im Nahbereich der Hüllrohre angebracht wurden. Hinzu kommen im kleinen drei bzw. im großen Behälter sechs Thermoelemente, welche die Temperaturen entlang eines Heizelements (und direkt an einem Hüllrohr) messen. Für die Temperaturen an der Außenhülle der Behälter stehen Oberflächentemperaturfühler zur Verfügung. Die Pt100-Widerstandsthermometer sind an Messboxen angeschlossen, welche das Signal verstärken und dieses über ein CAN-Bus-System an den PC übermitteln. Dort werden die Werte aufgezeichnet und stehen sowohl zum Monitoring, als auch in Dateiform zur Verfügung. Pt100-Widerstandsthermometer machen sich die Eigenschaft zunutze, dass sich der ohmsche Widerstand R_T zwischen 0 und 100 °C linear mit der Temperatur ändert (Gl. 3.1):

$$R_T = R_O (1 + \alpha T), \quad (3.1)$$

mit dem Nennwiderstand $R_O = 100 \Omega$ und $\alpha_{Platin} = 3,85 \times 10^{-3} \text{ K}$. Als temperaturempfindliches Element wird ein Platindraht verwendet. Platin hat den Vorteil, dass es

eine hohe Genauigkeit besitzt und darüberhinaus eine hohe Langzeitstabilität aufweist. Thermolemente bestehen aus zwei verschiedenen Metallen oder Legierungen, welche von einem Strom durchflossen werden. Dies ist dann gewährleistet, wenn sich die Kontaktstellen auf unterschiedlichen Temperaturniveaus befinden (Seebeck- Effekt). Durch Umstellen von Gl. 3.2 kann aus der am Thermolement gemessenen Spannung die Temperatur berechnet werden.

$$U_{th} = (k_{NiCr} - k_{Ni}) \Delta T, \quad (3.2)$$

mit $\Delta T = T_{Mess} - T_{Vergleichstemperatur}$ und den thermoelektrischen Koeffizienten k_{NiCr} und k_{Ni} zweier Metalle.

3.2.2 Sättigung

Für die Erfassung der Sättigungen kommen HTC-TDR (High Temperature and Corrosion resistant - Time Domain Reflectometry System) Sensoren zum Einsatz. Da in den Großbehälterversuchen hohe Temperaturen herrschen, welche in Verbindung mit Wasser und vor allem Schadstoff ein erhöhtes Korrosionsrisiko für Werkstoffe und Sensoren darstellen, wurde dieses spezielle Messsystem entwickelt. Insgesamt sind im großen 64 bzw. im kleinen Behälter 36 dieser Sensoren eingebaut. Diese sind über einen Multiplexer und einen Kabeltester an einen PC angeschlossen. Die einzelnen Kanäle können über ein EDV-Programm angesteuert werden. Die Sensoren sind in acht Ebenen eingebaut, mit bis zu sechs Sensoren pro Ebene im kleinen bzw. zehn Sensoren im großen Behälter (siehe Abb. 3.1 und 3.4). Die TDR-Sonden ermitteln die Laufzeit, die ein Hochfrequenz-Signal entlang der Sondenstäbe benötigt. Diese ist nach Gl. 3.3 abhängig von der mittleren Dielektrizität ϵ_m [-] des umgebenden Materials, der Sondenlänge l [m] und der Ausbreitungsgeschwindigkeit der elektromagnetischen Welle c [m/s]:

$$t = \sqrt{\epsilon_m} \frac{2l}{c} \quad (3.3)$$

Die mittlere Dielektrizität ist abhängig von der Dielektrizität des Bodens ϵ_s [As/Vm], der von Wasser ϵ_w [As/Vm] und der von Luft ϵ_a [As/Vm]. Dabei sind die Dielektrizitäten ϵ_s [As/Vm], ϵ_w [As/Vm] und ϵ_a [As/Vm] sehr unterschiedlich. Der Wert für Boden liegt in Abhängigkeit der Bodenart zwischen 3 und 5, für Luft bei 1 und für Wasser bei 80. In STACHEDER (1996) [24] wird die Berechnung von ϵ_m [As/Vm] im Dreiphasensystem Boden-Wasser-Luft wie folgt beschrieben (Gl. 3.4):

$$\epsilon_m = \sum [\Theta_i \epsilon_i^a]^{1/a} = (\Theta \epsilon_w^a + (1 - n) \epsilon_s^a + (n - \Theta) \epsilon_a^a)^{1/a}, \quad (3.4)$$

wobei n [-] die Porosität, a [-] der Geometrieparameter und θ [-] die Bodenfeuchte sind. Da die mittlere Dielektrizität von der Temperatur abhängt, muss ϵ_w [As/Vm] bei der Auswertung vom Einfluss der Temperatur bereinigt werden. ϵ_w [As/Vm] verringert sich

von 80 bei 20 °C auf einen Wert von 56 bei 100 °C. Für die Bestimmung der Porosität n [-] werden beim Einbau in verschiedenen Ebenen mittels einem Stechzylinder Bodenproben entnommen und deren Trockendichte bestimmt. Aus diesen können die mittlere Porosität und deren Abweichung ermittelt werden (HIESTER & SCHMID, 2003 [14]). Der Geometrieparameter a [-] wird durch Kalibration abgeschätzt. Die Wassersättigung S_w [-] bzw. der gravimetrische Wassergehalt w [-] können aus der Bodenfeuchte Θ [-] nach Gl. 3.5 bestimmt werden:

$$S_w = \frac{\Theta}{n} \quad w = \Theta \frac{\rho_w}{(1-n)\rho_d}. \quad (3.5)$$

Hier sei angemerkt, dass bis zum Ende der Auswertphase keine expliziten Sättigungsdaten vorlagen. Die Datenlage beschränkt sich auf das Vorhandensein der Signale aus den TDR-Sonden. Daher werden Sättigungswerte in den Auswertungen nicht berücksichtigt.

3.2.3 Durchflüsse, Piezometerhöhen

Zur Bestimmung der Durchflüsse an den Absaugbrunnen der Bodenluftabsaugung kommt ein Differenzdruckverfahren zum Einsatz. Die Schläuche sind vor und hinter der jeweiligen Blende durch ein U-Rohr miteinander verbunden und an eine Piezometerharfe angeschlossen. Durch Ablesen kann die Differenz der Steighöhen und damit der Differenzdruck ermittelt werden. Daraus wird rechnerisch der Durchfluss ermittelt. Der Gesamtdurchfluss wird aus der Differenzbildung System-Atmosphäre abgeleitet. Darüberhinaus wird der Gesamtdurchfluss der Absaugung über einen Schwebekörper-Durchflussmesser ermittelt. Durch den Auftrieb eines Schwebekörpers in einem konischen Rohr kann auf den Durchfluss rückgeschlossen werden.

Die Bestimmung der Grundwasserzulaufmenge beruht auf der MID Methode (Magnetisch-induktive-Durchflussmessung). Hierbei verhält sich ein magnetisch induzierter Strom proportional zur Durchflussgeschwindigkeit. Der Grundwasserauslass wird diskontinuierlich mittels Handmessungen erfasst. Dabei wird ein definiertes Volumen abgelesen und die Zeit bis zur Erreichung dieses gestoppt. Aus dem Quotient lässt sich der Durchfluss bilden.

Zur Bestimmung der Piezometerhöhen im Grundwasser, werden an ausgewählten Probenahmestellen Piezometerschläuche angeschlossen. Die Schläuche sind über einen Drei-Wege-Hahn montiert und an einer Piezometerharfe zusammengefasst.

3.3 Analytik

3.3.1 Gasproben

Zur Aufzeichnung der Gaskonzentrationen im Abluftstrom kommt ein Gaschromatograph zum Einsatz. Dieser ist an die Bodenluftabsaugung angeschlossen und misst dort

die Konzentrationen.

Der Gaschromatograph funktioniert nach folgendem Prinzip: In einem ersten Schritt wird ein definiertes Probenvolumen über ein Trägergas auf eine Trennsäule geschickt. Die in der Luft enthaltenen Substanzen sorbieren und resorbieren auf dieser Trennsäule aufgrund unterschiedlicher Affinitäten unterschiedlich oft. Je öfter eine Substanz diesen Prozess durchläuft, desto später kommt sie am Ende dieser Säule. Jeder Substanz wird damit eine spezifische Retentionszeit zugewiesen. Diese ist von Temperatur, Druck, Säulenmaterial und Trägergas abhängig und ist vor jedem Experiment und für jeden Stoff experimentell zu ermitteln.

In einem zweiten Schritt wird die Quantität des Substanzen ermittelt. Dies geschieht über einen Elektroneneinfangdetektor (ECD). Der ECD besitzt eine Ionisationskammer mit einer Kathode und einer Anode. Dort entsteht ein Ionisationsgrundstrom., welcher durch die Elektronenaffinität der Probenahmesubstanz verringert wird. Diese Verringerung stellt das Detektorsignal dar, welches in Form von Flächenpeaks über die Zeit aufgetragen werden (Chromatogramm). Der ECD reagiert auf Substanzen, die eine Affinität zu Elektronen haben (z.B. halogenierte Verbindungen wie PCE und DCB).

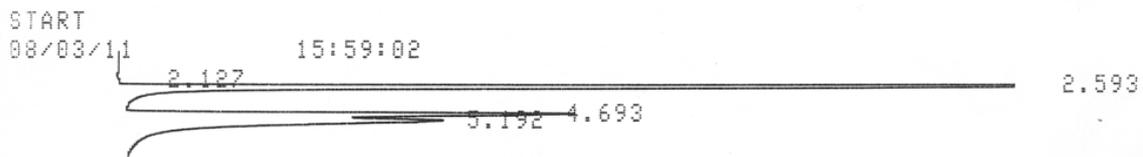


Abb. 3.2: Beispiel für das Chromatogramm eines Gaschromatographen

Abb. 3.2 zeigt ein typisches Chromatogrammen. Zu jedem Peak wird eine Tabelle mit Retentionszeit und Fläche der Peaks gedruckt. Mittels Kalibrationsfunktionen wird die Fläche in eine Konzentration umgerechnet. Die Kalibrationsgeraden ergeben sich aus Mehrpunktmessungen, in welchen eine vorher bekannte Konzentration eines Stoffes auf den Gaschromatographen gegeben wird. Durch das Wiederholen mit unterschiedlicher Konzentrationen ergibt sich eine lineare Korrelation zwischen Eintragskonzentration und Peakfläche. Eine Ursprungsgerade kann aufgetragen werden. Die Ermittlung einer Kalibrationsgeraden sollte in regelmäßigen Abständen erfolgen, da die Lampe in der Ionisationskammer zur quantitativen Erfassen im Laufe ihres Betriebes zunehmend schwächer wird. Dies zeigt sich bei den Kalibrationsgeraden durch einen Drift um den Ursprung. Abb. 3.3 verdeutlicht diesen Zusammenhang.

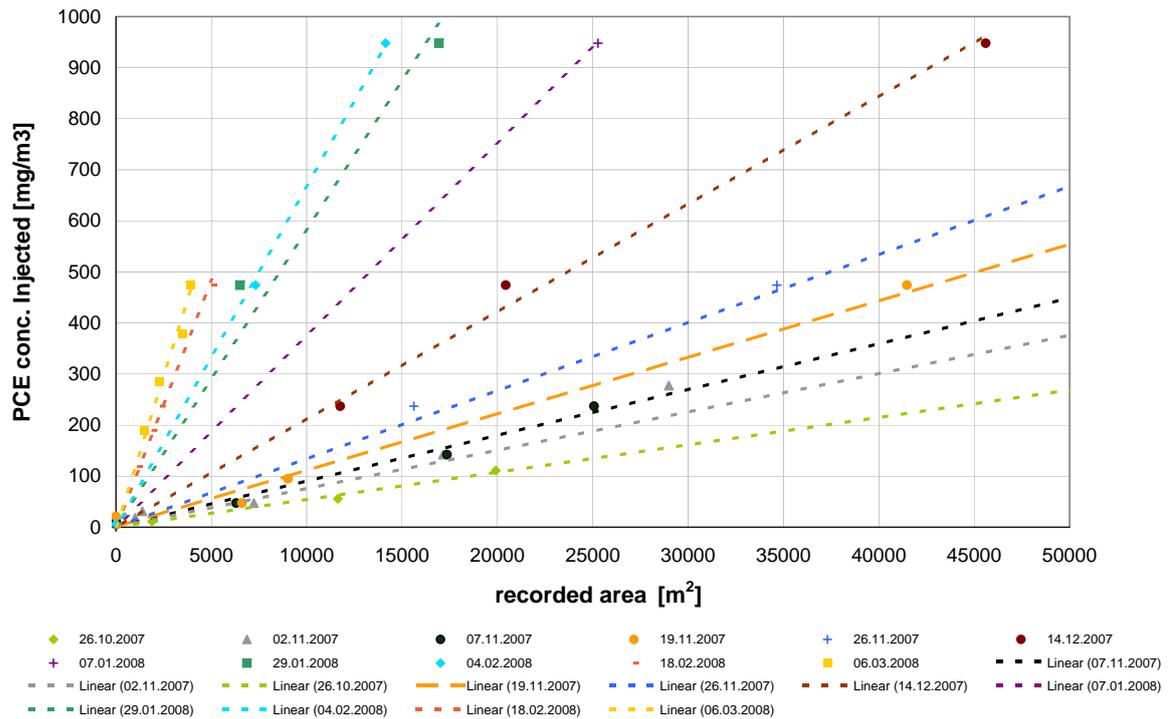


Abb. 3.3: Zeitlicher Drift der Kalibrationsgeraden gegen den Uhrzeigersinn

3.3.2 Flüssigproben

Flüssigproben werden zur Bestimmung der Konzentrationen im Grundwasser herangezogen. Dafür werden im kleinen 67 bzw. im großen Behälter 74 Grundwasserprobenahmestellen eingerichtet. Darüber hinaus wird der Grundwasserauslassbehälter beprobt. Die vertikale Verteilung der Probenahmestellen ist in beiden Behältern gleich. Die unteren drei Lagen geben den Aquifer wieder und befinden sich auf den Höhen 20 cm, 100 cm und 142 cm. Die oberen beiden Lagen sind dem Aquitard zugeordnet und repräsentieren die Höhen 180 cm und 260 cm. Diese Anordnung kann den Abb. 3.4 entnommen werden. Die beiden Behälter unterscheiden sich in der Anzahl der Messreihen. Aufgrund seiner doppelten Breite von 6 m besitzt der große Behälter in dieser Ausdehnung eine Messreihe mehr (siehe Abb. 3.1).

Es wird deutlich, dass das Hauptanliegen darin bestand, den Aquifer möglichst gut abzubilden. Oberstromig werden im Aquifer Messstellen mit der gleichen Dichte eingerichtet. Dies gilt nicht für den Aquitard. Hier befinden sich lediglich sechs Probenahmestellen im Abstrom des zentralen Bereichs.

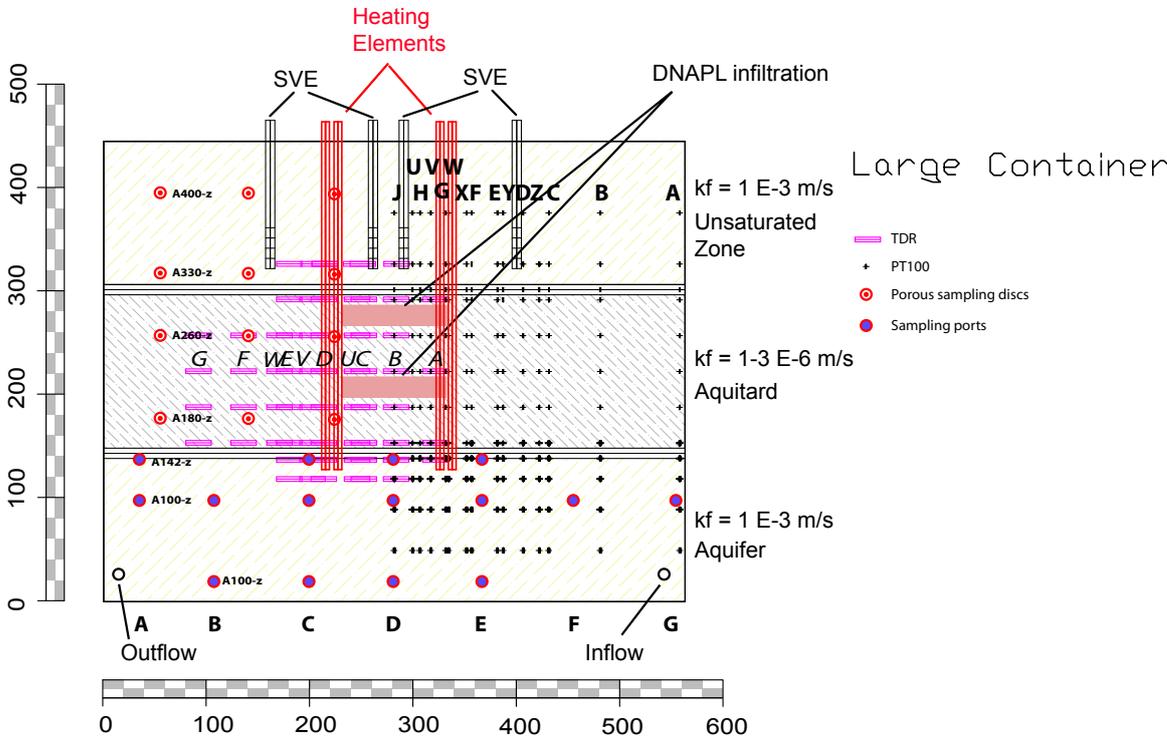
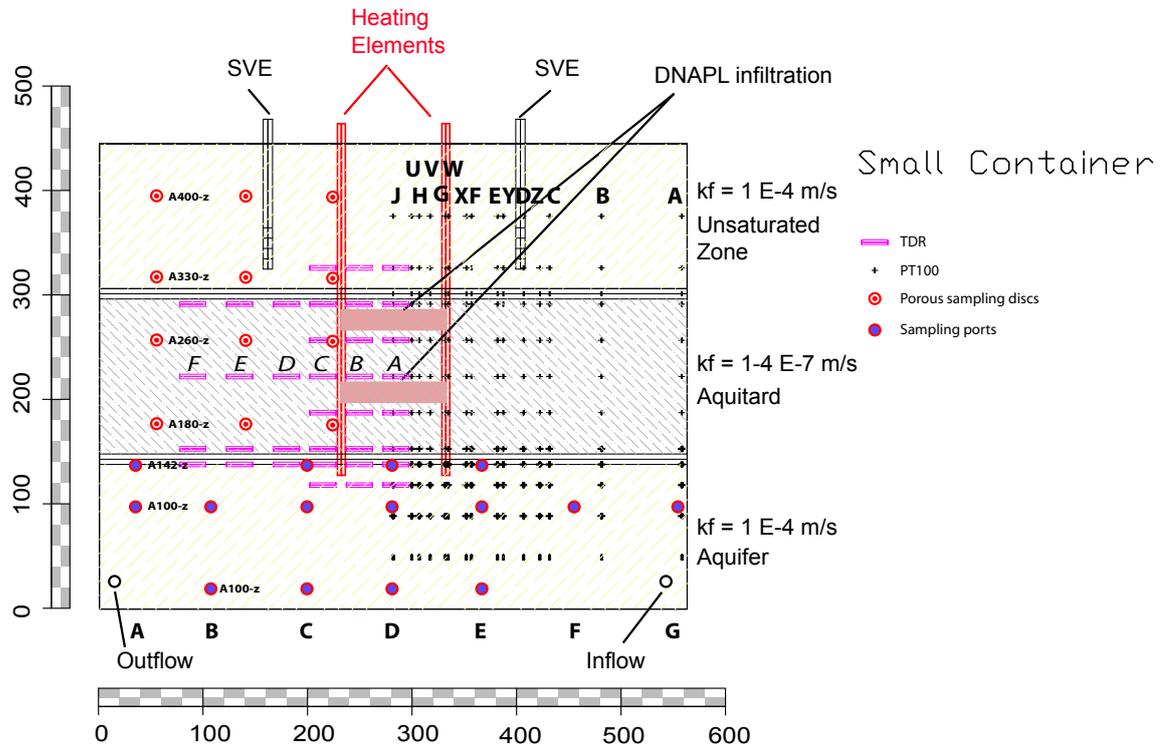


Abb. 3.4: Schnitt durch den kleinen und großen Behälter

menhänge vor dem Hintergrund sanierungswirksamer Zustände und Schadstoffverfrachtung in unerwünschte Bereiche untersucht. Dies führte zu folgendem Ergebnis: In den Sanierungsexperimenten muss der Grundwasserzustrom so eingestellt werden, dass im gesamten zentralen Bereich ein 2-Phasengebiet vorliegt. Der Grundwasserzustrom hat eine kühlende Wirkung, da er Wärme abtransportiert. Durch das Regulieren ändert sich der Netto-Wärme-Eintrag, welcher für die Verdampfung von Wasser und damit zur Erzeugung eines Dampfraums zur Verfügung steht. Abb. 3.6 kann der Zusammenhang zwischen der Dampffläche und dem Grundwasserzustrom entnommen werden. Hier wird deutlich, dass der richtige Grundwasserstrom zwei Kriterien genügen muss. Zum einen muss er klein genug sein, damit der Dampfraum die untere Linse erfasst, andererseits muss er groß genug sein um ein Ausbreiten der Dampffront in den gutdurchlässigen Aquifer zu verhindern. Dies würde bedeuten, dass Schadstoff irreversibel verfrachtet wird und über die BLA nicht mehr zu erreichen ist. Der Kompromiss, welcher hieraus hervorgeht, ist ein Durchfluss von $3 \text{ m}^3/\text{d}$. Bei diesem Durchfluss sind optimale Verhältnisse zu erwarten.

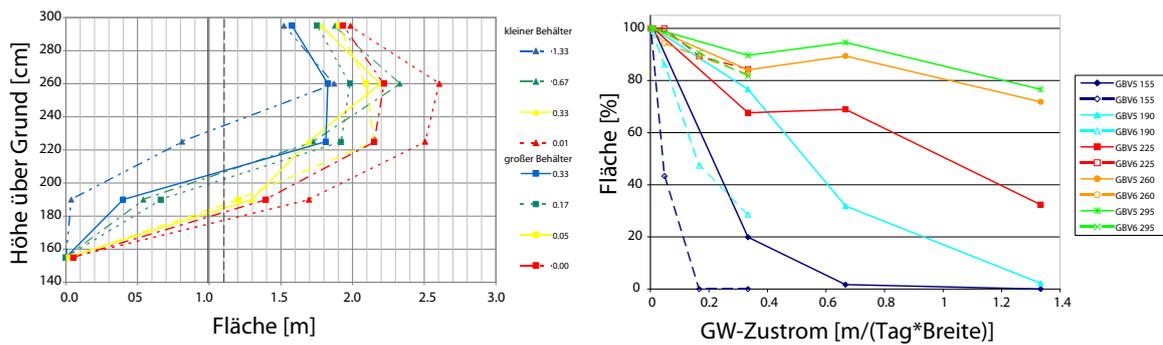


Abb. 3.6: Entwicklung des 2-Phasengebiets in unterschiedlichen Höhen und bei verschiedenen Durchflüssen

Kapitel 4

Versuchsdurchführung

4.1 Kleiner Behälter

4.1.1 Einbau des Schadstoffs

Der Schadstoff Perchloroethylen (PCE) (siehe Abschn. 2.3) wird zu gleichen Teilen auf die oberen und die unteren Linse verteilt. Um einen hohen Wiedererkennungswert zu erzielen und den Sanierungserfolg in der Auswertung differenziert bewerten zu können, sollte der ausgetragene Schadstoff den Linsen einzeln zuweisbar sein. Für diesen Zweck werden zwei unterschiedliche Tracer beigemischt. An diese wird die Forderung gestellt, dem Schadstoff einerseits hinsichtlich dem Siedepunkt möglichst ähnlich zu sein. Zum anderen sollen sie sich auf der Säule im Gaschromatographen (GC) möglichst gut trennen lassen.

Hierfür werden 1,2 Dichlorbenzol (1,2 DCB) und 1,4 Dichlorbenzol (1,4 DCB) ausgewählt (siehe Abschn. 2.11). Die beiden Tracer werden vor dem Einbau als Feststoff (1,2 DCB) bzw. Flüssigkeit (1,4 DCB) im Schadstoff gelöst. Der Einbau erfolgt über zwei Diffusoren, welche über eine Schlauchquetschpumpe beschickt werden. Um das kapillare Haltevermögen des Schadstoffs zu gewährleisten, wird alle 15 min je 1 min mit Wasser gespült. Das PCE - 1,4 DCB Gemisch wird in die obere Linse eingebaut und das PCE - 1,2 DCB Gemisch der unteren Linsen zugeführt. Insgesamt sollen 20 kg PCE eingebaut werden. Die Tracer betragen 20 Gew.% des Schadstoffs. Die eingebauten Massen können Tab. 4.1 entnommen werden.

	PCE oben	1,4 DCB	PCE unten	1,2 DCB
Masse [kg]	10	2	10	2

Tab. 4.1: Einbaumassen im kleinen Behälter

4.1.2 Betriebsphasen

Das Experiment im kleinen Behälter wird in 5 Phasen betrieben, in welchen jeweils unterschiedliche Randbedingungen herrschen. Dahinter steht das Ziel, erst die obere und anschließend die untere Linse zu sanieren. Durch das Ändern des Grundwasserdurchsatzes kann die Höhe der Dampffront eingestellt werden. Die dafür notwendigen Parameter wurden im vorangegangenen Wärmetransportexperiment ermittelt (siehe Abschn. 3.4). Folgende Betriebsphasen sind zu unterscheiden:

Betriebsphase 0

Nach den Erkenntnissen aus den Wärmetransportexperimenten bleibt die Dampffront bei einem Heizelementabstand von 1 m, der Heizleistung von 4 Heizelementen (6 kW) und einem Grundwasserdurchsatz von $7 \text{ m}^3/\text{d}$ unterhalb der oberen Linse stehen. Mit dieser Konfiguration wird der Versuchbetrieb gestartet. Damit soll erst die obere Linse erfasst werden.

Betriebsphase 1

Durch das Drosseln des Wasserdurchsatzes auf $3 \text{ m}^3/\text{d}$ stellt sich die Dampffront oberhalb der unteren Linse ein. Die Grundwasserströmung hat einen kühlenden Effekt auf den Dampfraum, da er Enthalpie abtransportiert. Wird weniger Enthalpie entzogen, steht mehr Netto-Wärme zur Verdampfung zur Verfügung. Eine Reduzieren führt somit zu einer Ausdehnung des Dampfraums. Auch diese Erkenntnis stammt aus den Wärmetransportexperimenten.

Betriebsphase 2

Betriebsphase 2 ist dadurch charakterisiert, dass der Grundwasserstrom auf $0.5 \text{ m}^3/\text{d}$ reduziert wird, um ein tieferes Eindringen der Dampffront in den Aquitard zu erwirken.

Betriebsphase 3

Um den Radius des Dampfraums weiter zu vergrößern und eine größere Entfernung zwischen Dampffront und Wärmequelle zu erreichen, wird der Abstand der Heizelemente in Betriebsphase 3 um 25 cm vergrößert. Die dafür notwendigen Hüllrohre sind bereits optional installiert.

Betriebsphase 4

Durch eine Verdopplung der Heizleistung auf 12 kW, soll der Dampfraum nach unten weiter vergrößert werden. Im Gegensatz zur Drosselung des Grundwasserdurchsatzes

wird dies durch den Einbau von vier weiteren Heizelementen gewährleistet.

Eine Zusammenfassung aller Betriebsphasen ist Tab. 4.2 zu entnehmen. Für die Zeiterfassung sind die Tage mit Energieeintrag maßgebend. Somit wird die Aktivierung der Energiezufuhr als Nullzeitpunkt festgelegt. Das Abstellen der Heizlanzen ist als Ende definiert.

Zeit [d]	Phase	Q_{Heiz} [kW]	$\dot{V}_{GWZulauf}$ [m ³ /d]	\dot{V}_{BLA} [m ³ /d]	HE Abstand [m]
0.00	0	6	7.0	218	1.0
20.99	1	6	3.0	218	1.0
35.66	2	6	0.5	218	1.0
68.71	3	6	0.5	218	1.25
82.88	4	12	0.5	218	1.0+1.25
131.65	Ende	12	0.5	150	1.0+1.25

Tab. 4.2: Überblick über die Versuchsphasen im kleinen Behälter

4.1.3 Beprobung

Die Datenerfassung der installierten Messtechnik erfolgt regelmäßig. Die Temperaturen und Sättigungen werden in einem Intervall von 10 min erfasst. Die Beprobung der Bodenluftabsaugung mittels des Gaschromatographen erfolgt halbstündlich. Für die Flüssigproben aller Grundwasserstellen ist ein Intervall von einer Woche vorgesehen. Eine reduzierte Anzahl an Probenahmestellen mit Fokus auf den Aquitard und die unterstromigen Probenahmestellen wird in Form einer gesonderten Probenahme untersucht. Diese erfolgt jeweils zwischen den Intervallen. Nach Notwendigkeit werden zusätzliche Sonderprobenahmen durchgeführt.

4.2 Großer Behälter

4.2.1 Einbau des Schadstoffs

Im großen Behälter wird der Schadstoff nach dem gleichen Verfahren wie im kleinen Behälter eingebaut. Die beiden Linsen werden mit den jeweils angemischten Schadstoff-Tracer Mischungen befüllt. Auch hier erfolgt die Beschickung durch eine Schlauchquetschpumpe im Wechselbetrieb mit reinem Wasser. Es werden insgesamt 7 kg PCE auf die Linsen verteilt. Die Tracermengen sind entsprechend angepasst (siehe Tab. 4.3).

	PCE oben	1,4 DCB	PCE unten	1,2 DCB
Masse [kg]	3.5	0.7	3.5	0.7

Tab. 4.3: Einbaumassen im großen Behälter

4.2.2 Betriebsphasen

Im großen Behälter stellt sich eine Betriebsphase ein. Mit den Erkenntnissen aus dem kleinen Behälter wird der Grundwasserzustrom nicht geändert. Der Versuch wird von Beginn an mit einer Heizleistung von 12 kW und einem Grundwasserdurchsatz von 1 m³/d betrieben. Dies entspricht dem spezifischen Durchfluss aus Betriebsphase 4 im kleinen Behälter. Daraus ergibt sich die in Tab. 4.4 zusammengefasste Betriebsphase.

Zeit [d]	Phase	Q_{Heiz} [kW]	$\dot{V}_{GWZulau\!f}$ [m ³ /d]	\dot{V}_{BLA} [m ³ /d]	HE Abstand
0.00	0	12	1.00	400	1.0+1.25
61.06	Ende	12	1.00	400	1.0+1.25

Tab. 4.4: Überblick über die Versuchsphasen im großen Behälter

4.2.3 Beprobung

Die Beprobung erfolgt analog zu den Intervallen im kleinen Behälter.

Kapitel 5

Ergebnisse der Messdaten

Während des Betriebs werden über die installierte Messtechnik (siehe Abschn. 3.2) und die betriebene Analytik (siehe Abschn. 3.3) folgende Daten erhoben:

- Temperaturen
- Austragskonzentrationen (Bodenluft und Grundwasser)
- Durchflüsse

Weitere Daten aus der Erfassung (z.B. Drücke) werden hier nicht explizit vorgestellt. Im folgenden werden die genannten Messergebnisse vorgestellt. Im weiteren Verlauf der Arbeit folgt eine Auswertung der Ergebnisse (Kap. 6), sowie eine Bewertung der Messdaten (Abschn. 6.8).

5.1 Kleiner Behälter

5.1.1 Temperaturen

Da die Möglichkeit Zeit und Raum auf 2 bzw. 3 Dimensionen zu verteilen manigfaltig ist, werden die Temperaturbilder herangezogen, welche für das Verständnis der Prozesse von Bedeutung sind. Z.B. ist der Längsschnitt die Dimension, in welcher einer der dominierenden Strömungsprozesse abläuft, die Grundwasserzuströmung. Da zur Aufzeichnung der Temperaturen lediglich zwei Halbachsen zur Verfügung stehen, werden diese gespiegelt, um vertikale und horizontale Schnitte abzubilden. Für die Darstellung von Längsschnitten werden die Profile a-j am Profil j gespiegelt. Diagonalschnitte ergeben sich durch die Spiegelung der Profile j-z Profil j. Abb. 5.1 zeigt die Lage der Längs- und Diagonalschnitte in beiden Behältern.

Bei der Darstellung von horizontalen Temperaturschnitten wird angenommen, dass sich die 4 Heizpunkte nach außen wie eine große Energiequelle verhalten und sich die

Temperaturen radialsymmetrisch ausbreiten. Bei allen Spiegelungen gehen Informationen wie die Ausbildung einer thermischen Abstromfahne verloren. Jedoch wird die grundlegende Aussage davon nicht tangiert.

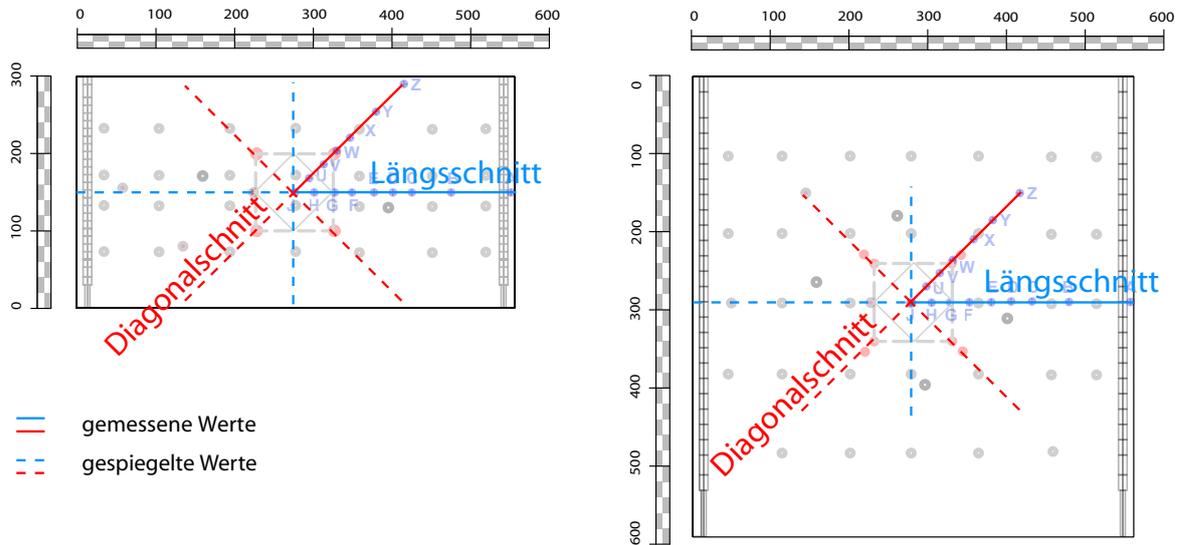


Abb. 5.1: Schematische Temperaturschnitte durch die Behälter

Für die zeitliche Auflösung wird der Zustand am Ende jeder Betriebsphase gewählt. Es zeigt sich, dass die Temperaturen, je nach ihrer Entfernung vom zentralen Bereich, maximal zwei Wochen für das Erreichen eines stationären Zustands benötigen. Da die Betriebsphasen alle länger als zwei Wochen sind, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Temperaturen am Ende der jeweiligen Betriebsphase nicht mehr ändern. Abb. 5.2a, 5.2c, 5.2e, 5.3a und 5.3c zeigen Längsschnitte. Die Heizelemente, welche sich versetzt zum Längsschnitt befinden, sind mit gestrichelter Linie angedeutet. Die Linsen und die Bodenluftabsaugung sind ebenfalls eingezeichnet. Die Diagonalschnitte finden sich in Abb. 5.2b, 5.2d, 5.2f, 5.3d und 5.3f wieder. Hier sind die Heizelemente in rot gefasst, da sich diese direkt auf der Diagonalen befinden. Die Bodenluftabsaugung ist mit gestrichelter Linie angedeutet.

Am Ende der Betriebsphase 0 beträgt die Temperatur in der gesamten oberen Hälfte des zentralen Bereichs über 95 °C . Das schließt die obere Linse mit ein. Seitlich reicht die 95 °C -Isotherme bis an den Rand der Linse. Die untere Linse hat eine Temperatur von knapp unter 90 °C . Im Aquifer findet keine Erwärmung statt. In der Diagonalen herrschen auf der gesamten Höhe der oberen Linse über 100 °C . In der ungesättigten Zone fallen die Temperaturen über der Schichtgrenze unter 100 °C . An den darüber befindlichen Absaugpegeln wirken dagegen über 100 °C . Der Aquifer erwärmt sich nicht.

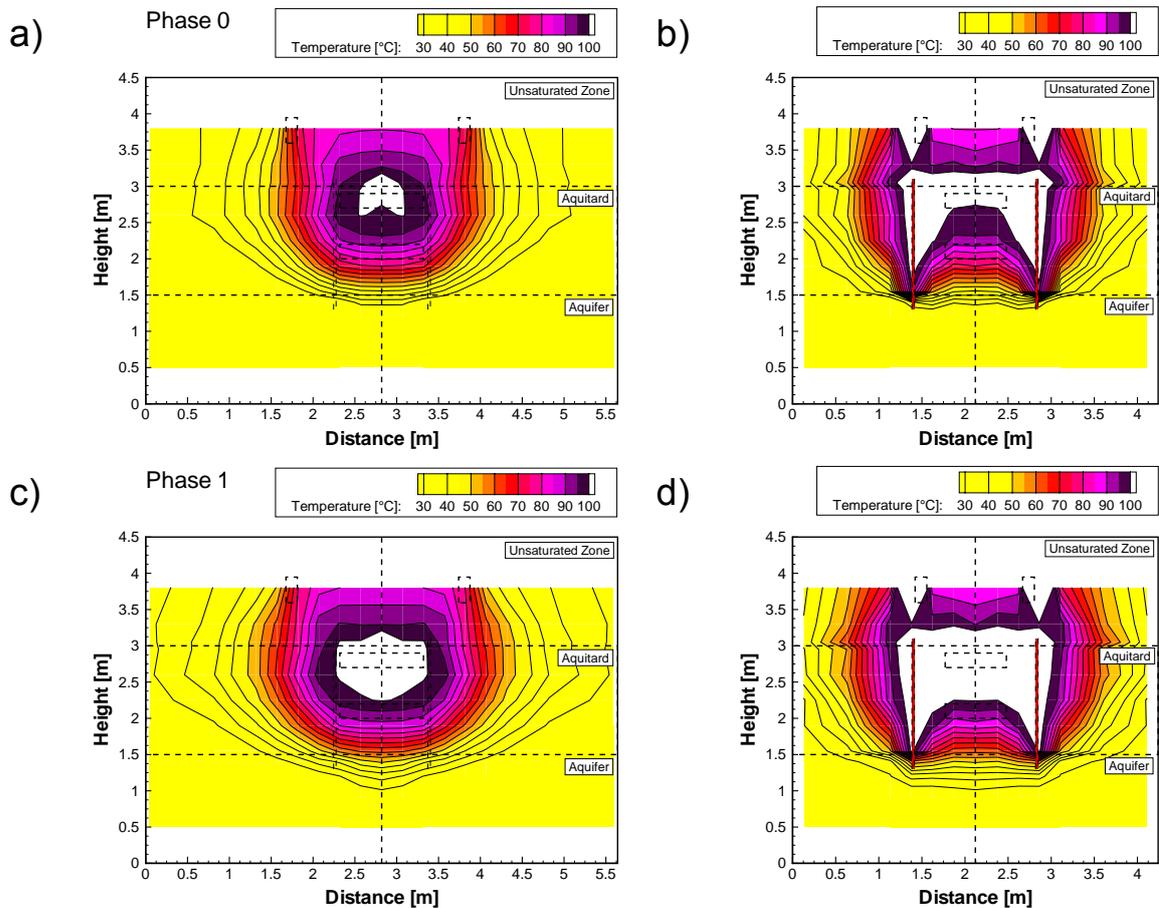


Abb. 5.2: Stationäre Temperaturen am Ende der Betriebsphasen 0-1 im Längs- und Diagonalschnitt für den kleinen Behälter

In Betriebsphase 1 erwärmt sich der zentrale Bereich weiter. In der gesamten oberen Hälfte herrschen Temperaturen über $100\text{ }^{\circ}\text{C}$. Die untere Linse hat in beiden Schnitten eine Temperatur von knapp unter $100\text{ }^{\circ}\text{C}$. Eine Temperaturerhöhung erfährt der Aquifer. Bis in eine Tiefenlage von 1 m herrschen über $30\text{ }^{\circ}\text{C}$. Dies macht sich auch im Auslauf bemerkbar. Die Temperatur erhöht sich von $23\text{ }^{\circ}\text{C}$ auf bis zu $28\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Mit Erreichen von Betriebsphase 2 wirken nahezu im gesamten Bereich zwischen den Heizelementen über $100\text{ }^{\circ}\text{C}$. Weiter erwärmt sich der Aquifer. Hier herrschen im oberen Drittel über $50\text{ }^{\circ}\text{C}$.

In Betriebsphase 3 fallen die Temperaturen im gesamten Längsschnitt auf unter $100\text{ }^{\circ}\text{C}$ zurück. Im Diagonalschnitt herrschen noch im Nahbereich der Heizelemente über $100\text{ }^{\circ}\text{C}$.

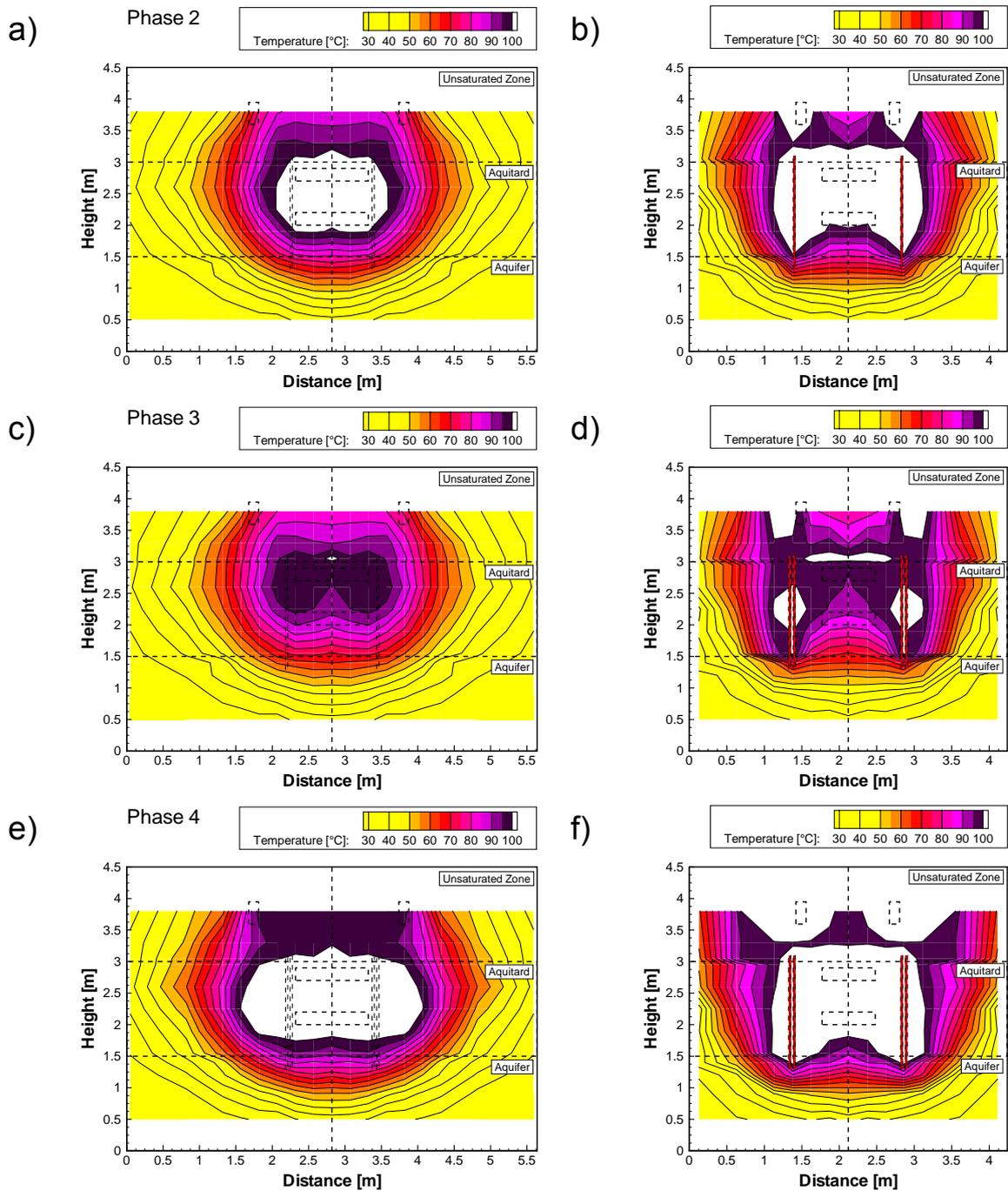


Abb. 5.3: Stationäre Temperaturen am Ende der Betriebsphasen 2-4 im Längs- und Diagonalschnitt für den kleinen Behälter

In Betriebsphase 4 erfahren alle Bereiche eine starke Erwärmung. Im gesamten zentralen Bereich betragen die Temperaturen über 100 °C . Im Längsschnitt reicht die 100 °C Isotherme 80 cm über den zentralen Bereich hinaus. Im oberen Drittel des Aquifers herrschen weit über 70 °C . Auf der Diagonalen reicht die 100 °C Isotherme 40 cm über

die Heizelemente hinaus. Hier findet in der ungesättigten Zone eine massive Erwärmung statt, wobei bis weit über die Absaugpegel hinaus 100 °C erreicht werden.

5.1.2 Konzentrationsganglinien

Die über die gesamte Versuchszeit ermittelten Gaskonzentrationen aus der Bodenluftabsaugung ergeben über die Zeit aufgetragen eine Ganglinie. Abb. 5.4 zeigt die Konzentrationsganglinien aus dem kleinen Behälter. Die unterschiedlichen Betriebsphasen (siehe Abschn. 4.2) sind oberhalb des Diagramms über der Zeit aufgetragen. Die braunen Doppelstriche markieren darüberhinaus die Phasen, in welchen die Energiezufuhr unterbrochen wurde (siehe Abschn. 6.5).

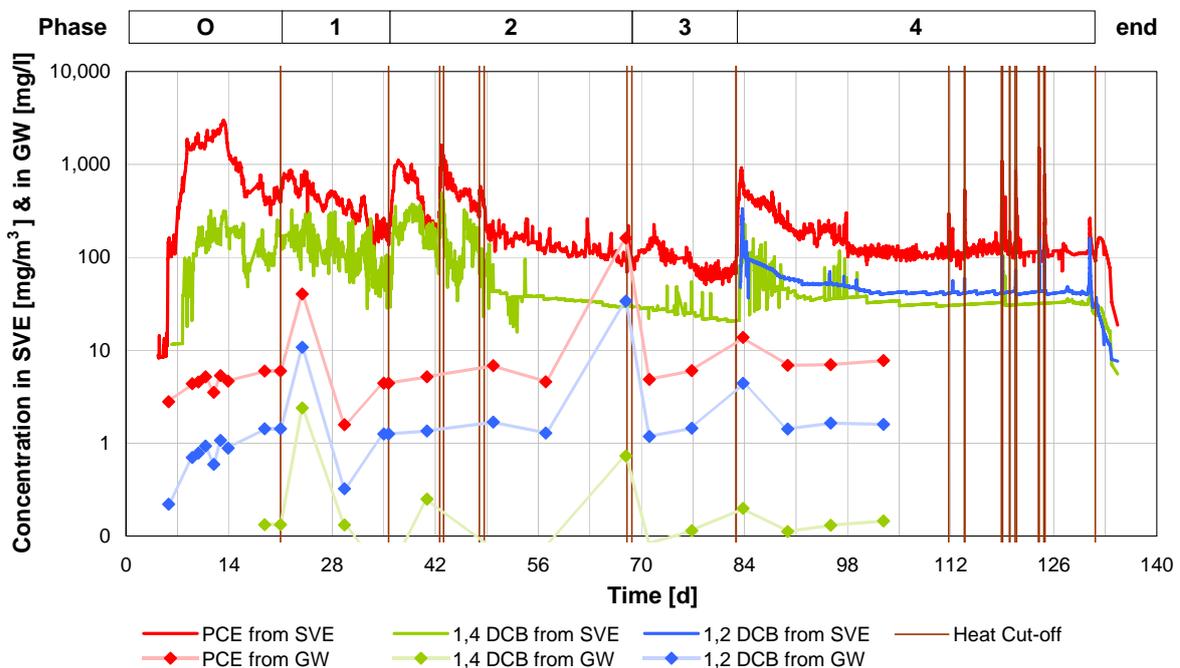


Abb. 5.4: Konzentrationsganglinie für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im kleinen Behälter

Die Ganglinie von PCE verzeichnet nach 5 Tagen (Betriebsphase 0) einen starken Konzentrationsanstieg, auch Durchbruch genannt. Die Konzentrationen erreichen bis zu 2000 mg/m³. Nach 14 Tagen sinken sie auf 700 mg/m³ ab. Daran ändert auch das Einstellen von Betriebsphase 1 nichts. Die Konzentrationen sinken in der zweiten Betriebsphase weiter auf 200 mg/m³ ab. In der nächsten Betriebsphase verzeichnen die Konzentrationen einen starken Anstieg auf 1000 mg/m³, fallen aber nach einem Tag wieder auf 200 mg/m³. Ein Unterbrechen der Energiezufuhr nach 42 Tagen führt zu demselben Effekt, allerdings mit ausgeprägterem Peak und schnellerem Abfallen. Eine weitere Unterbrechung der Energiezufuhr nach 49 Tagen zeigt die gleiche Beobachtung, jedoch schwächer ausgeprägt. Erst die Einleitung von Betriebsphase 4 führt wieder zu

einem Anstieg, der auf 60 mg/m^3 zurückgefallenen Konzentrationen, auf annähernd 900 mg/m^3 . Nach 14 Tagen erreichen die Konzentrationen ein stationäres Niveau von 100 mg/m^3 . Eine weitere Änderung ist nicht zu beobachten.

Die Austragskonzentrationen für 1,4 DCB folgen diesem Trend. Jedoch fallen die Konzentrationen hier um den Faktor 1000 niedriger aus. Weiter fällt auf, dass die 1,4 DCB Ganglinie eine Phasenverschiebung von 1 Tag aufweist, was möglicherweise auf den Siedeverzug des 1,4 DCBs zurück zu führen ist. 1,4 DCB hat einen um 60 °C höheren Siedepunkt als PCE.

Für 1,2 DCB lässt sich beobachten, dass erst das Einstellen von Betriebsphase 4, zu einem Durchbruch und damit einem Austrag führt. Die Konzentrationen erreichen hier eine Spitze von 350 mg/m^3 und fallen nach 1 Woche auf eine Nivean von 40 mg/m^3 zurück. Auch ein Unterbrechen der Energiezufuhr erzeugt keine signifikanten Konzentrationsänderungen.

Für die Grundwasseraustragskonzentrationen sind die Datenpunkte zeitlich schlechter aufgelöst, als bei den Abluftkonzentrationen. Hier fällt auf, dass die Konzentrationsganglinien für alle drei Stoffe annähernd parallel verlaufen. In den ersten 2 Wochen steigen die Konzentrationen von PCE auf ein stationäres Niveau an. Der PCE Austrag beträgt dabei 7 mg/l . Nach 3 Wochen steigen die Konzentrationen um den Faktor 10 und gehen nach 1.5 Wochen wieder auf ihren Ausgangswert zurück. Nach 10 Wochen werden PCE Konzentrationen nahe der Löslichkeitsgrenze gemessen. Dieser Wert kann bei der nächsten Probenahme nicht bestätigt werden. Die Konzentration beträgt hier wieder 7 mg/l . In Betriebsphase 3 lässt sich ein kontinuierlicher Anstieg verzeichnen, der mit Einstellung von Betriebsphase 4 wieder auf 7 mg/l zurückgeht. Die Konzentrationen von 1,2 DCB betragen $1/5$ des Wertes von PCE, wohingegen sich die Werte von 1,4 DCB auf $1/10$ des Werte von PCE beziffern lassen.

5.1.3 Massenausstragssummenkurven

Die über die gesamte Versuchszeit ermittelten Konzentrationen aus der Abluft, sind als Summenkurve über die Zeit in Abb. 5.5 dargestellt. Auf den Graphen ist die ausgetragene Masse m [kg] als Anteil [%] an der Initialmasse m_i [kg] aufgetragen.

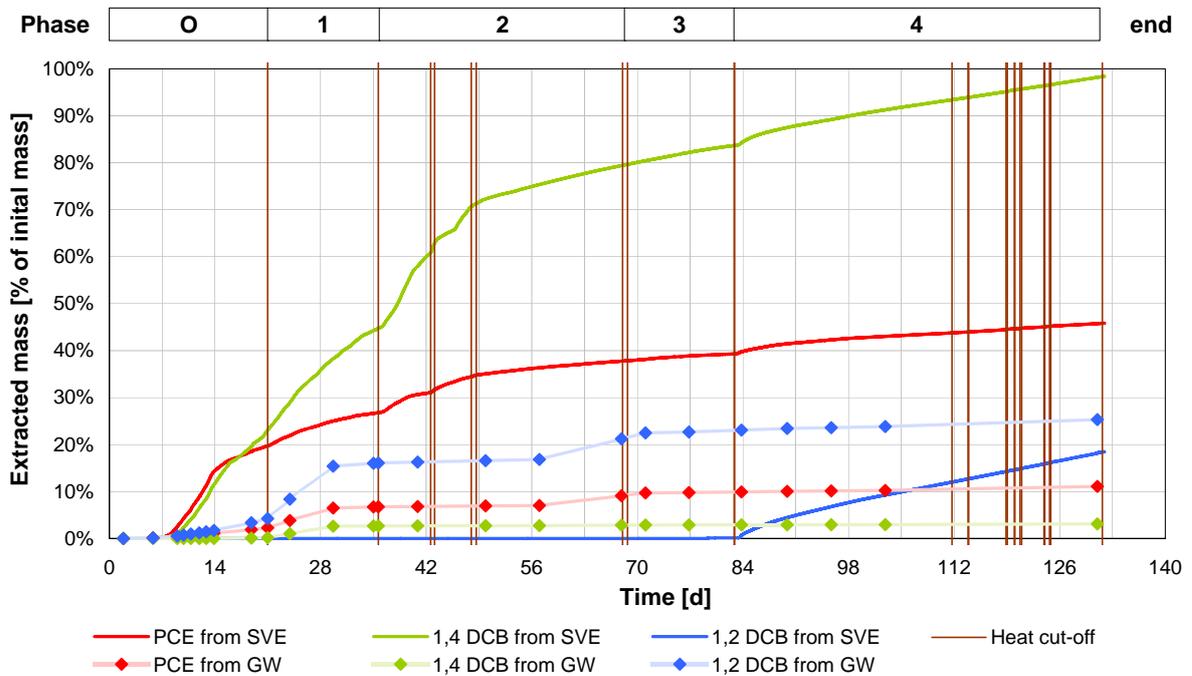


Abb. 5.5: Massensummenkurven für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im kleinen Behälter

Der Gesamtaustrag von PCE aus der Bodenluft erfolgt kontinuierlich mit phasenweiser Steigungsänderung. Wendepunkte treten nach Änderung der Betriebsphasen und nach Unterbrechung der Energiezufuhr auf. Die ersten 15 % des eingebauten Schadstoffs werden binnen 1 Woche ausgetragen. Weitere 15 % folgen in nächsten 4, die restlichen 15 % in den verbleibende 13 Wochen.

Die beiden Tracer zeigen ein konträres Austragsverhalten. 1,4 DCB aus der oberen Linse folgt auch hier dem Trend von PCE. Allerdings sind die Steigungen ausgeprägter. Auch hier werden die ersten 15 % 1,4 DCB innerhalb 1 Woche ausgetragen. In den darauf folgenden 4 Wochen werden 45 % ausgetragen. Weitere 10 % folgen in der Woche darauf. Die letzten 27 % werden in den verbleibenden 12 Wochen erfasst.

1,2 DCB aus der unteren Linse verzeichnet in den ersten 12 Wochen keinen Austrag. Bis zu Versuchsende steigt der Austrag gleichmäßig auf einen Wert von 20 % der eingebauten Masse.

Die Grundwasserausträge folgen einem untereinander ähnlichen Trend, wobei sich hier 1,2 DCB aus der unteren Linse hervorhebt. Alle Stoffe haben keinen definierten Durchbruch, sondern verzeichnen ab Versuchbeginn einen kontinuierlichen Anstieg. Dieser

erhöht sich nach 3 Wochen signifikant und pendelt sich ab Mitte der 5. Woche auf einem festen Plateau ein. PCE erreicht dort 8 %, 1,2 DCB 17 % und 1,4 DCB 3 %. Nach 7 Wochen steigt der Austrag von 1,2 DCB wieder an und pendelt sich nach 9 Wochen bei 23 % ein. PCE zeigt denselben Trend und erreicht zeitlich gleich 10 %. Die Austragswerte beider Stoffe ändern sich ab diesem Zeitpunkt nur noch unwesentlich. 1,4 DCB weist nach 5 Wochen keine Veränderung auf.

Der Gesamtmassenausrag aus den Massensummenkurven ist in Tab. 5.1 zusammengefasst.

	1,2 DCB	1,4 DCB	PCE
Austrag über BLA [%]	18.44	98.34	45.53
Austrag über GW [%]	25.18	3.13	10.86
Gesamtaustrag [%]	43.58	101.46	56.40

Tab. 5.1: Gesamtmassenausrag über die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im kleinen Behälter

Vergleicht man die Werte von 1,2 DCB und 1,4 DCB, so ist zu erkennen, dass der Schadstoff aus der oberen Linse fast ausschließlich über die Absaugbrunnen saniert (98 % stehen 3 % gegenüber) wird. Dieser Sachverhalt lässt sich nicht auf die untere Linse übertragen. Hier wird der größere Teil im Grundwasser wiedergefunden (25 % zu 18 %). Durch die Tracer ist es möglich die ausgetragene Schadstoffmasse von PCE den einzelnen Linsen zuzuweisen. Die Zuweisung ist in Gl. 5.1 am Beispiel der oberen Linse dargestellt:

$$m_{\text{oberes PCE}}^t = \frac{m_{1,4\text{DCB}}^t}{m_{1,4\text{DCB}}^t + m_{1,2\text{DCB}}^t} m_{\text{gesamt PCE}}^t, \quad (5.1)$$

wobei t für den Zeitpunkt der Zuweisung steht. Das Ergebnis ist Tab. 5.4 dargestellt. Hierbei zeigen sich große Unterschiede. Für die obere Linse wird eine hohe Reinigungsleistung von 87 % erzielt. Diese kann für die untere Linse nicht erfüllt werden. Dort werden 27 % PCE wiedergefunden.

	Obere Linse	Untere Linse
PCE Austrag [%]	86.84	26.71

Tab. 5.2: PCE Austrag der oberen und unteren Linse im kleinen Behälter

5.1.4 Grundwasserkonzentrationen

Um das Grundwasser und den Transport von Schadstoff zu überwachen, werden die Probenahmestellen in regelmäßigen Abständen beprobt. Für die Konzentrationen lassen sich, nicht wie für die Temperaturen, stationäre Zustände am Ende jeder Betriebsphase festlegen. Daher werden für die zeitliche Auflösung jeweils Zeitpunkte ausgewählt, an welchen sich die Konzentrationen auffällig verändert haben. Abb. 3.4 gibt eine Übersicht über alle Probenahmestellen.

Abb. 5.6 bis 5.9 zeigen die PCE Konzentrationen und die zugehörigen Tracer-Anteile im kleinen Behälter. Dabei werden die Konzentrationen einer Messebene interpoliert und als Fläche dargestellt. Der Tracer-Anteil gibt die Massenbruchverteilung der Tracer x_{Tracer}^t [-] wieder. Dies ist in Gl. 5.2 am Beispiel von 1,4 DCB dargestellt:

$$x_{1,4DCB}^t = \frac{m_{1,4DCB}^t}{m_{1,4DCB}^t + m_{1,2DCB}^t}, \quad (5.2)$$

wobei t für den Zeitpunkt der Betrachtung steht. Die Farbverteilung kann der Legende entnommen werden. Für ein Tracerverhältnis von 1:1 ist zu berücksichtigen, dass dies auch auf jene Fälle zutrifft, in welchen keine Tracer detektiert wurde. Darüberhinaus können lokale starke Verschiebungen auftreten. Dies ist dann der Fall, wenn sich die Tracerkonzentrationen am Detektionslimit befinden.

Um die Infiltration zu kontrollieren erfolgt die erste Beprobung direkt im Anschluss. Zu diesem Zeitpunkt sind die Heizelemente noch nicht aktiv. Dabei wird im Profil C der Lagen 180 und 260 PCE in Höhe von bis zu 10 mg/l gemessen. Innerhalb von 2 Tagen steigen die Konzentrationen weiter an. Dabei werden bis zu 160 mg/l gemessen. Dies liegt im Bereich der Löslichkeitsgrenze. Nach 5 Tagen kann in beiden Profilen der Lage 260 PCE gemessen werden. Die Tracer verzeichnen eine klare Zuordnung. PCE aus der Lage 260 ist zu 100 % der oberen und aus der Lage 180 der unteren Linse zuzuordnen. Der Grundwasserauslass ist zu diesem Zeitpunkt befundfrei. Jedoch wird Schadstoff im Aquifer registriert. Die Probenahmestellen A100-170 und C100-70 verzeichnen einen starken Anstieg der Konzentrationen auf bis 50 mg/l. Ebenso wird Die Messstelle A142 und der Grundwasserauslass positiv getestet. In der Lage 260 gehen die Konzentrationen auf 40 mg/l zurück. Darüberhinaus fällt auf, dass die Probenahmestelle B260 Schadstoff enthält. Diese Probenahmestelle liegt nicht im Abstromschatten der Linse, sondern ist seitlich versetzt.

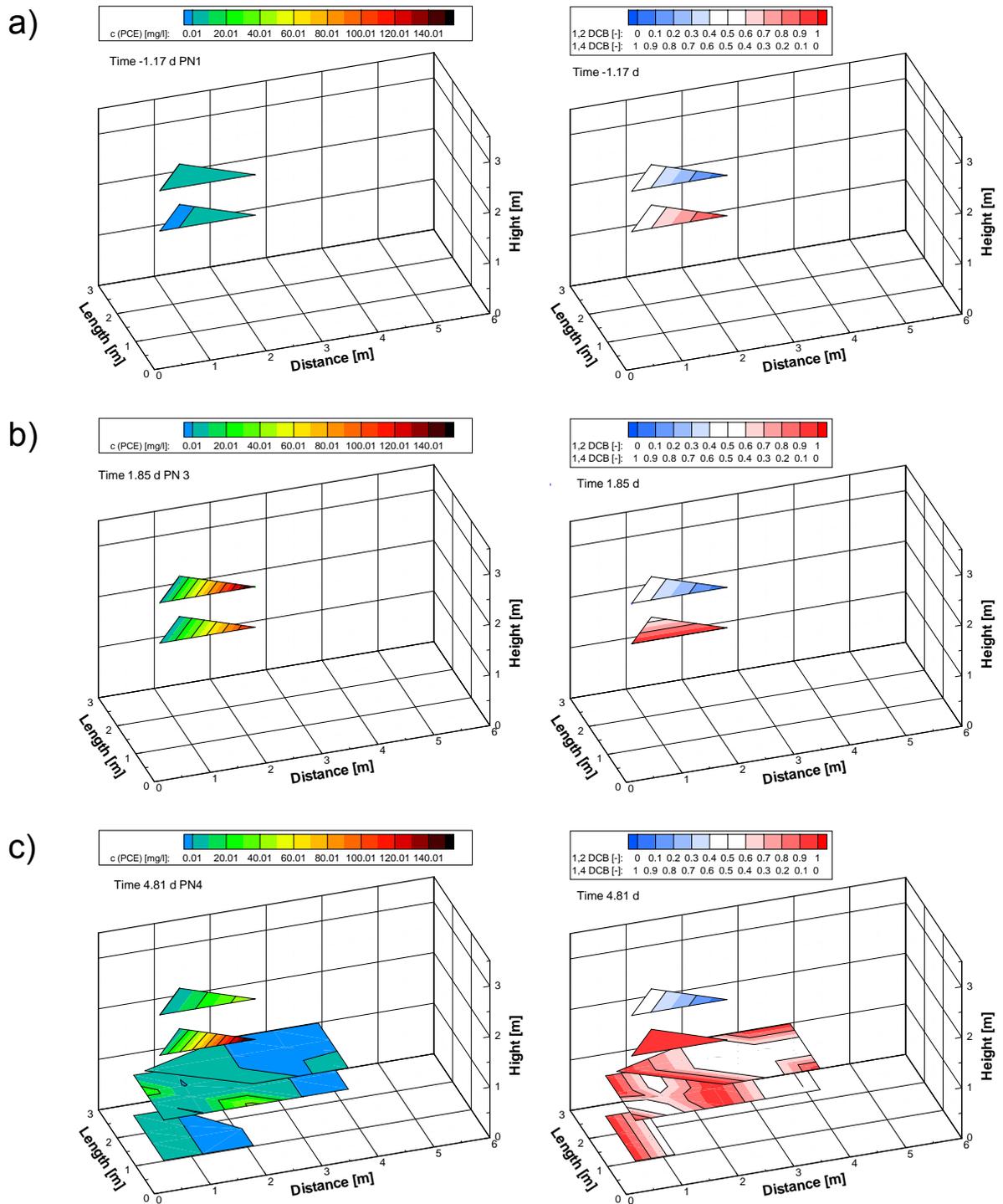


Abb. 5.6: Grundwasserkonzentrationen im kleinen Behälter von -1.17 d bis 4.81 d

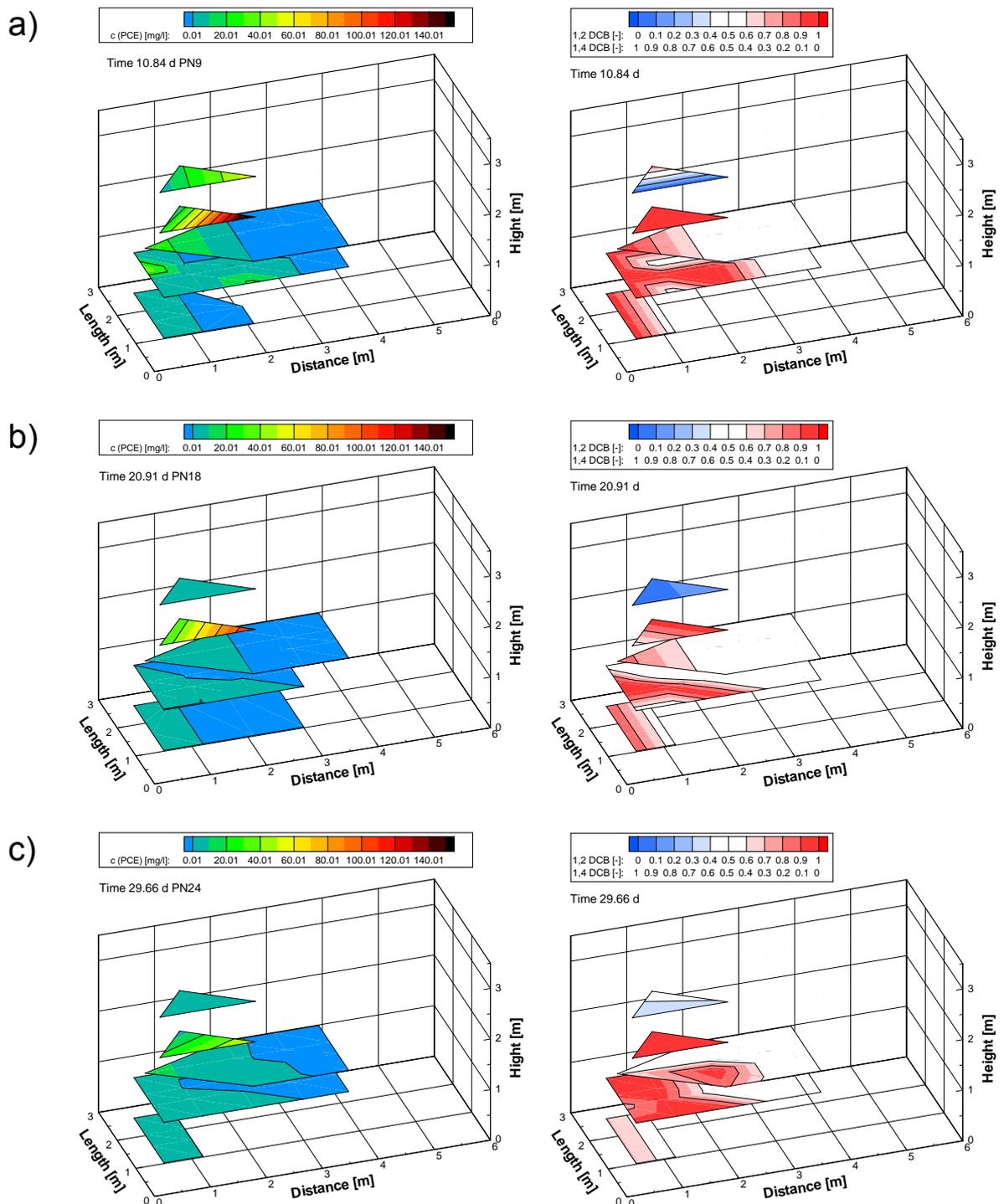


Abb. 5.7: Grundwasserkonzentrationen im kleinen Behälter von 10.84 d bis 29.66 d

Dieser Befund verschärft sich zum nächsten Betrachtungszeitpunkt. Nach 11 Tagen steigen die Konzentrationen in B260 auf ein Niveau von bis zu 20 mg/l. In B260 wird bis zu 80 % Tracer aus der unteren Linse detektiert. Im Aquifer bleibt das Bild erhalten.

Lediglich die Probenahmestelle A142 verzeichnet einen Anstieg der Konzentrationen. Nach 20 Tagen wird eine Sonderprobenahme an den stark befallenen Probenahmestellen im Aquifer durchgeführt. Hierbei wird so lange beprobt, bis die hohen Konzentrationen zurückgehen. Es zeigt, sich dass sich an diesen Stellen die Konzentrationen bis zur nächsten Probenahme nicht wieder erhöhen. Der Aquifer hat zu diesem Zeitpunkt keinen signifikanten Anstieg zu verzeichnen. Weiter lässt sich beobachten, dass in der Lage 260 in allen drei Profilen die PCE-Konzentration ebenso stark zurückgeht. Auch hier erreichen sie ein Niveau von unter 10 mg/l. Das ist eine Größenordnung weniger, als 10 Tage zuvor. Zieht man die Tracer hinzu, so zeigt sich, dass der Anteil des 1,2 DCB im Profil A und B zurückgeht, jedoch ist im Profil C weiter ein Anteil von bis zu 25 % zu verzeichnen. Nach 25 Tagen wird im Profil A180-150 PCE-Phase detektiert. Zur Quantifizierung wird diese Probenahmestelle beprobt, bis keine Phase mehr beobachtet wird. Hieraus resultieren 34.3 g PCE-Phase.

Die nächste Beprobung erfolgt nach 30 Tagen. Die PCE-Konzentration geht an der Messstelle C180 um 50 % auf 54 mg/l zurück. In A180-150 findet sich wieder PCE-Phase. Diese kann zu 70.1 g quantifiziert werden. Im weiteren Verlauf der Beprobung werden auf diese Weise weitere 270 g PCE-Phase entnommen. Weiter verdoppeln sich die Konzentrationen in A142 auf bis zu 15 mg/l. Auffallend ist, dass dies mit einer Erhöhung des Anteils an 1,4 DCB einhergeht. In der Ebene 260 steigt der Anteil des 1,2 DCB.

In Betriebsphase 2 setzt sich die Entwicklung aus der letzten Betriebsphase fort. Der Anteil des 1,2 DCB in der Messebene 260 steigt weiter. Ferner verzeichnen die Messstellen A142 und A180 einen starken Anstieg im Bereich der Löslichkeitsgrenze. Interessant ist hier, dass beide Tracer in ähnlichen Konzentrationen vorliegen. Darüber hinaus hat 1,2 DCB in den Messstellen der Ebene 100 ein Übergewicht, wenngleich die PCE-Konzentrationen dort gering ausfallen. Einen starken Anstieg der PCE-Konzentrationen im Aquifer um mehr als zwei Größenordnungen verzeichnen die Profile C und D 142-230. Dieser Anstieg ist 1,2 DCB zuzordnen. Das innerste Profil B in der Messebene 100 lässt eine erhöhten Anteil 1,4 DCB beobachten, wenngleich die PCE-Konzentrationen hier sehr gering ausfallen.

Das nächste Beprobungsergebnis in Betriebsphase 2 deckt sich damit weitestgehend. Auffallend hier jedoch eine geringe Erhöhung der PCE-Konzentration in der Messstelle A260 mit einer Zugehörigkeit zu 1,4 DCB. Im Aquifer verzeichnen weitestgehend alle Messstellen einen leichten Konzentrationsanstieg.

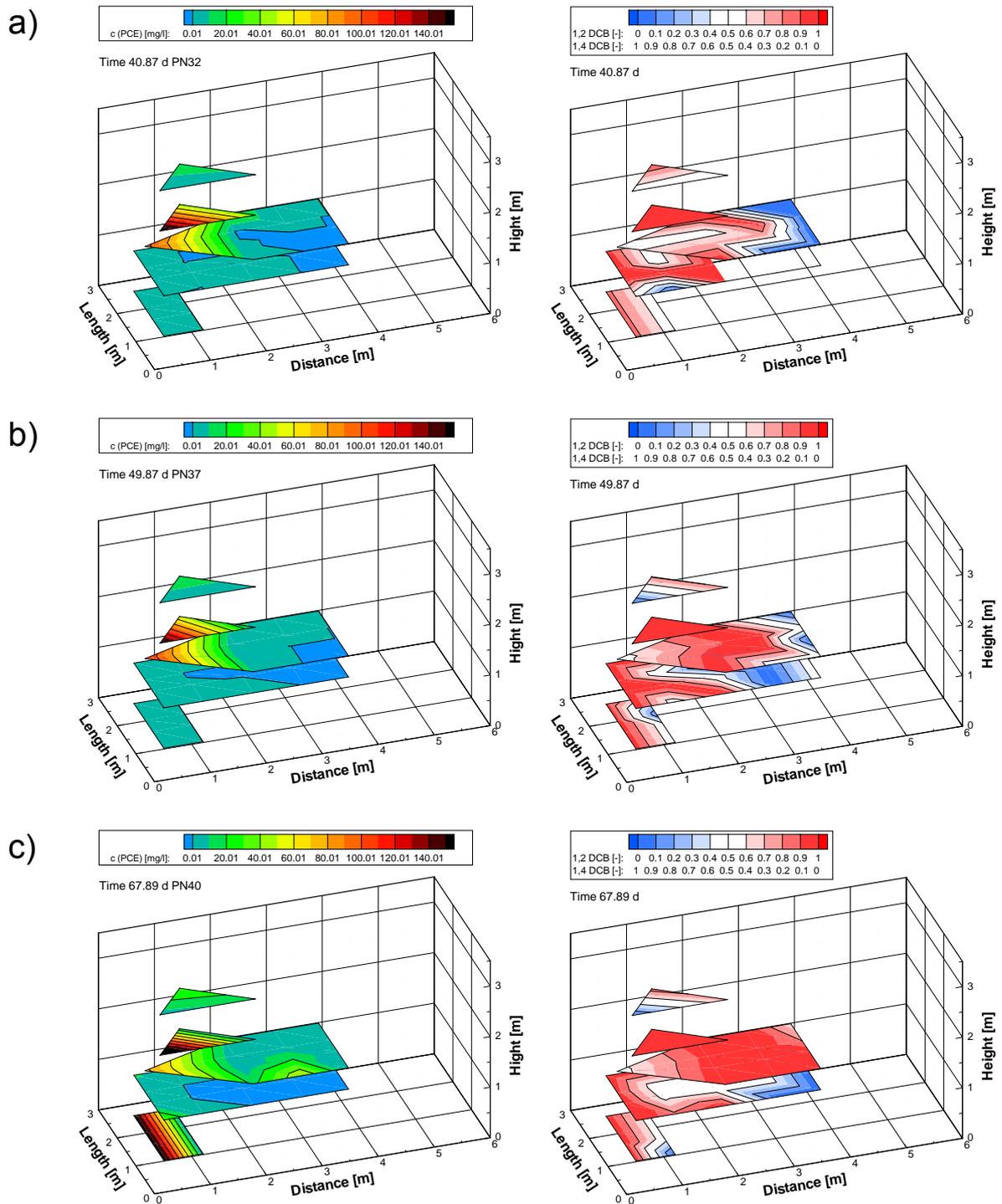


Abb. 5.8: Grundwasserkonzentrationen im kleinen Behälter von 40.87 d bis 67.89 d

Nach 68 Tagen hat sich die Situation im Aquifer weiter verschärft. Besonders in den äußeren Profilen der A100 Messstellen und in den gesamten Profilen C und D142 steigen die Konzentrationen auf bis zu 35 mg/l. Besonders betroffen ist Profil D142. Hier

werden Konzentrationen von über 50 mg/l gemessen. Die zugehörigen Tracer sprechen ein eindeutiges Bild. Der Schadstoff kommt ausschließlich aus 1,2 DCB Quellen. Hohe Konzentrationen werden im Grundwasser gemessen. Diese erreichen über 160 mg/l, was im Bereich der Löslichkeitsgrenze von PCE liegt. Die Konzentrationen in A142 bleiben auf einem hohem Niveau, wengleich sie eine leichten Rückgang verzeichnen.

Nach 96 Tagen gehen die Konzentrationen in der Lage 142 zurück. Lediglich in der äußeren D142 Messstelle steigen die Konzentrationen auf über 23 mg/l an. Dies Aussage trifft nicht auf die Lage 100 zu. Hier verzeichnen die Messstellen wieder einen leichten Anstieg der Konzentrationen. Auffallend ist die hoher Konzentration der äußeren A100 Messstelle. Hier werden über 100 mg/l gemessen. Die Grundwasserkonzentration liegt wieder auf einem Niveau von 7 mg/l.

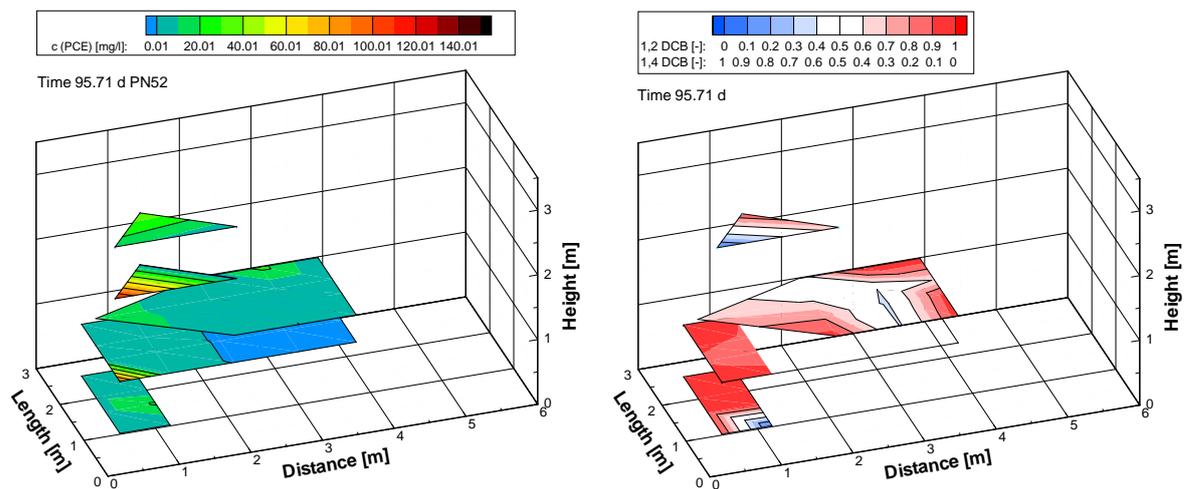


Abb. 5.9: Grundwasserkonzentrationen im kleinen Behälter nach 95.71 d

5.1.5 Gaskonzentration in der ungesättigten Zone

Die Ermittlung der Konzentrationen in der ungesättigten Zone erfolgt mit der in Abschn. 3.3.2 beschriebenen Probenahmeapparatur. Die Konzentrationen einer Messebene werden dabei interpoliert. Die Massenbruchverteilung der Tracer dient der Zuordnung und berechnet sich nach Gl. 5.2. Abb. 5.10 zeigt die Schadstoff Konzentrationen in der ungesättigten Zone.

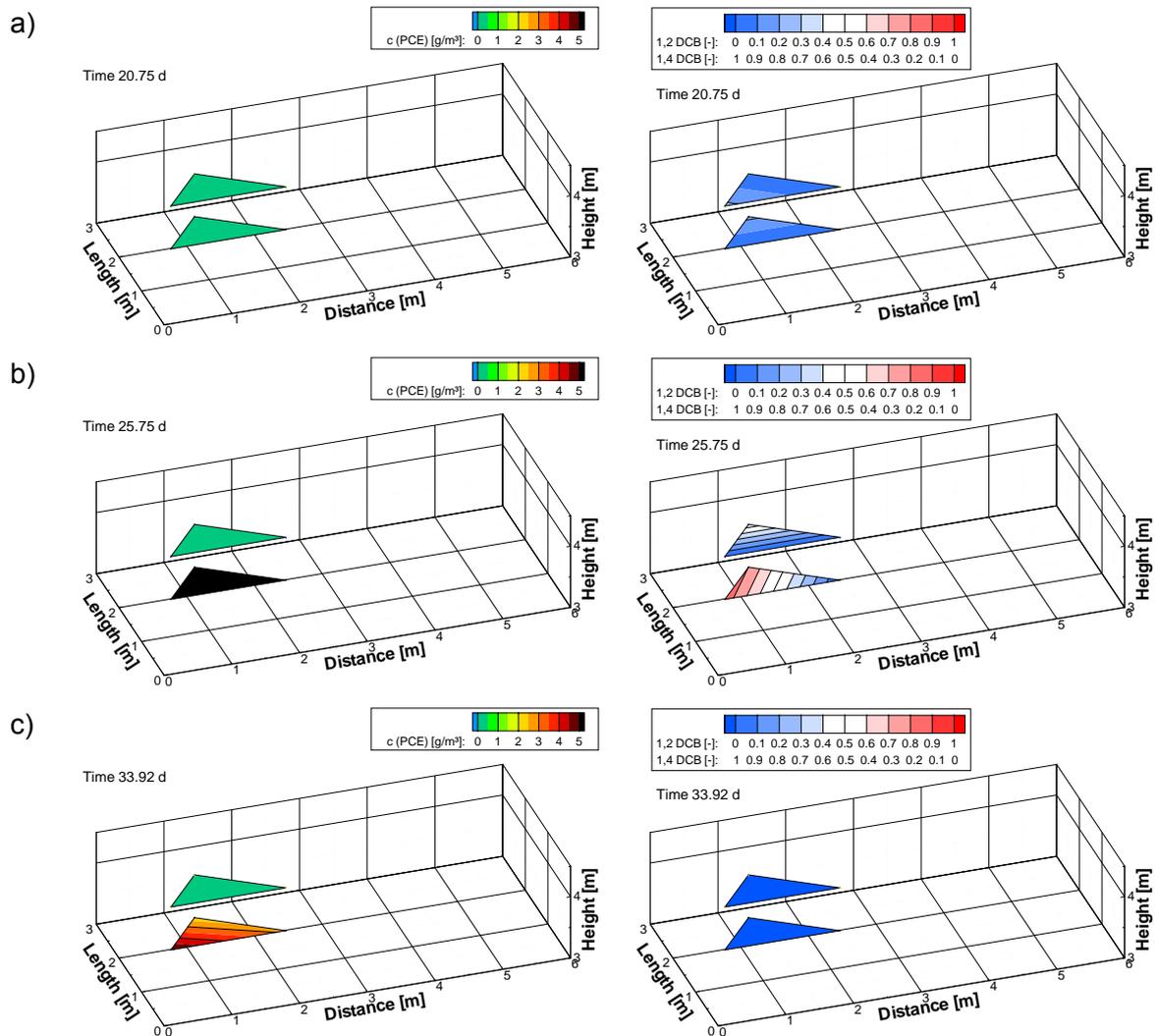


Abb. 5.10: Gaskonzentrationen der ungesättigten Zone im Zeitraum von 20.75 d bis 33.92 d

Nach 20 Tagen werden in der gesättigten Zone zum ersten Mal PCE-Konzentrationen gemessen. Hierbei fällt auf, dass es einen Gradienten vom Profil A zum Profil C gibt. In der Lage 400 erreichen die Konzentrationen Werte unter 100 mg/m^3 . In der Lage 330 betragen die Konzentrationen bis zu 500 mg/m^3 . Interessant ist ein 1,2 DCB Anteil von 20 % an zwei Messstellen. Nach 25 Tagen erreichen die Konzentrationen in der Lage 400 über 400 mg/m^3 , in der Lage 330 steigen sie auf fast 40000 mg/m^3 . Das jeweilige Maximum wird an der Probenahmestelle A400 und B330 gemessen. Es fällt auf, dass sich im Profil A der Lage 330 und im Profil B der Lage 400 ein Überschuss an 1,2 DCB wiederfindet. Während der nächsten Beprobungen kann ein Rückgang der Konzentrationen beobachtet werden. Nach 57 Tagen wird in der Lage 400 kein Schadstoff mehr gemessen. In der Lage 330 gehen die PCE-Konzentrationen im Profil A und B auf Werte unter 700 mg/m^3 zurück. Im Profil C betragen sie noch 2500 mg/m^3 .

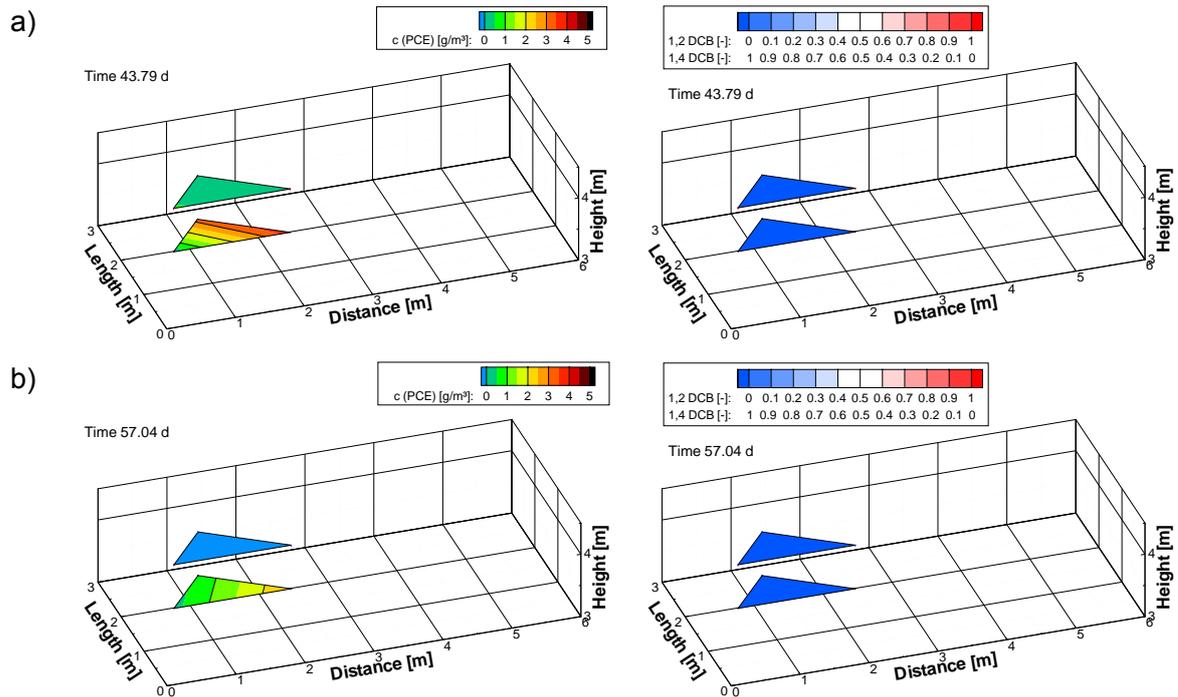


Abb. 5.11: Gaskonzentrationen der ungesättigten Zone im Zeitraum von 43.79 d bis 57.04 d

5.1.6 Durchflüsse

Neben den bereits beschriebenen Daten werden auch die Betriebsparameter erfasst. Hierzu zählt der Grundwasserzustrom und die Leistung der Bodenluftabsaugung. Darüberhinaus werden Piezometerhöhen und Drücke erfasst. Die wichtigsten Flüsse, welche in die Bilanzierung eingehen, sind in Tab. 5.3 zusammengefasst.

Zeit [d]	Phase	\dot{V}_{GWZu} [m ³ /d]	\dot{V}_{GWAb} [m ³ /d]	h_{Zu} [m]	h_{Ab} [m]
0.00	0	7.0	6.05	3.58	3.01
20.99	1	3.0	2.93	3.25	3.01
35.66	2	0.5	0.46	3.05	3.01
68.71	3	0.5	0.46	3.05	3.01
82.88	4	0.5	0.39	3.05	3.01
131.65	Ende	0.52	0.39	3.05	3.01

Tab. 5.3: Übersicht der Betriebsparameter im kleinen Behälter

Für einen Grundwasserzustrom von 7 m³/d stellt sich eine Piezometerdifferenz von fast 60 cm ein. Durch das Drosseln der Zulaufmenge auf 3 m³/d sinkt die Differenz auf

24 cm ab. Für einen Durchsatz von $0.5 \text{ m}^3/\text{d}$ beträgt die Differenz 4 cm.

5.2 Großer Behälter

5.2.1 Temperaturen

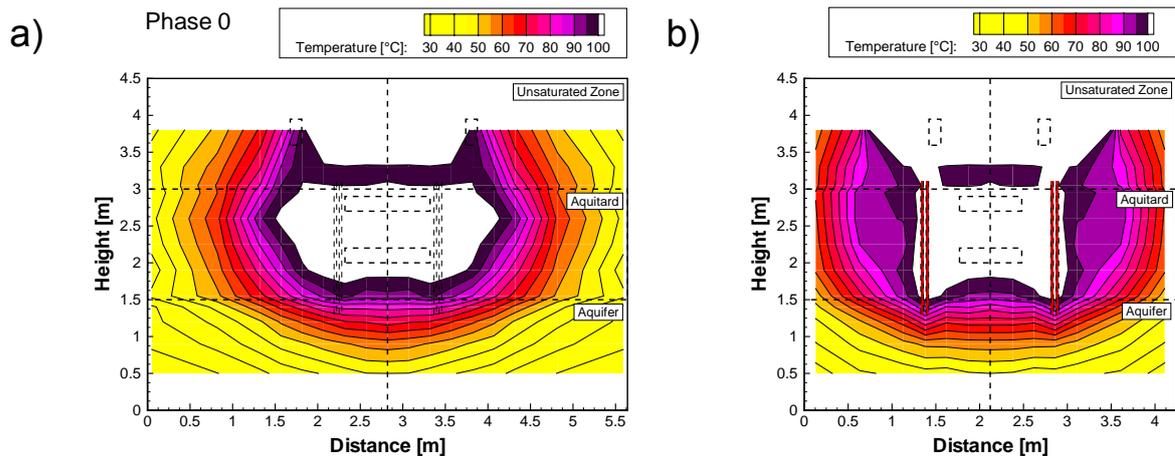


Abb. 5.12: Stationäre Temperaturen im Längsschnitt a) und in der Diagonalen b) für den großen Behälter

Abb. 5.12 zeigt die stationäre Temperaturverteilung im großen Behälter. Die Temperaturen erreichen im gesamten zentralen Bereich über $100 \text{ }^\circ\text{C}$. Auf der Längsachse reichen die Temperaturen bis zu 80 cm über den zentralen Bereich hinaus, auf der Diagonalen sind es 20 cm. Oberhalb der Grenze zur ungesättigten Zone fallen die Temperaturen in beiden Schnitten auf unter $100 \text{ }^\circ\text{C}$. Auf Höhe der Absaugbrunnen steigen sie wieder auf über $100 \text{ }^\circ\text{C}$. Der Aquifer erwärmt sich bis auf eine Tiefe von 1 m um $60 \text{ }^\circ\text{C}$.

5.2.2 Konzentrationsganglinien

Im großen Behälter lassen sich für die Konzentrationen von PCE, 1,2 DCB und 1,4 DCB nach 3 Tagen ein signifikanten Durchbruch beobachten. Dabei erreicht PCE zwischenzeitlich Konzentrationen in Höhe von 40000 mg/m^3 . In den nächsten 2.5 Wochen sinken die Konzentrationen auf ein Niveau von 30 mg/m^3 zurück. Ausschaltphasen in den darauffolgenden 3 Wochen erzeugen für mehrere Stunden sehr hohe Konzentrationen. Danach fallen die Konzentrationen unter das vorige Niveau von 30 mg/m^3 zurück. Nach einer Woche steigen die Konzentrationen auf 30 mg/m^3 . Bis zum Ende des Versuchs treten keine Auffälligkeiten mehr in Erscheinung.

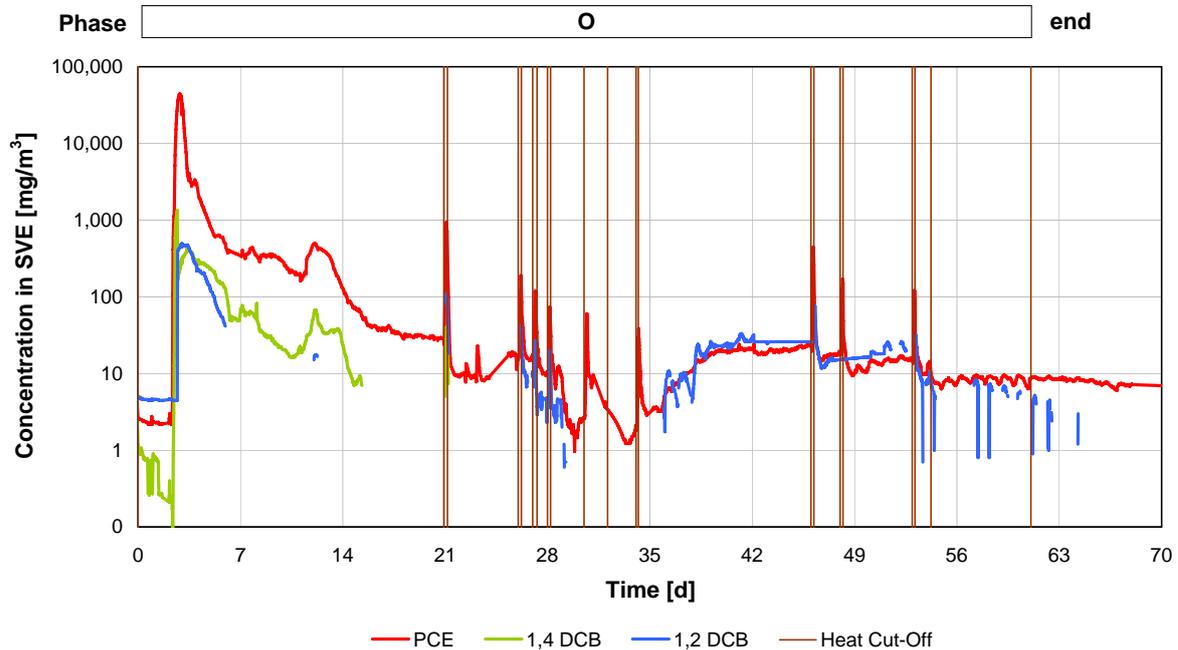


Abb. 5.13: Konzentrationsganglinie für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im großen Behälter

1,4 DCB folgt dem Verlauf von PCE. Nach 3 Tagen betragen die Konzentrationen über 1000 mg/m^3 und sinken innerhalb den darauf folgenden 10 Tagen auf 10 mg/m^3 . Nach 2 Wochen werden keine Konzentrationen mehr gemessen.

1,2 DCB erreicht während des Durchbruchs Konzentrationen in Höhe von über 500 mg/m^3 . Nach 6 Tagen werden keine durchgängigen Konzentrationen mehr gemessen. Nach 5 Wochen lässt sich ein Konzentrationsanstieg auf 12 mg/m^3 beobachten. Durch das Grundwasser wird kaum Schadstoff ausgetragen. Die Konzentrationen haben hier eine Größenordnung von $0.01 - 0.1 \text{ mg/l}$.

5.2.3 Massenausragssummenkurven

Innerhalb von 1 Tag wird 75 % des eingebauten PCE ausgetragen. Innerhalb der nächsten 1.5 Wochen folgen weitere 15 %. Nach 5 Wochen steigen die Massenausträge nochmal und erreichen einen Wert von 93 %. Die Tracer weisen das gleiche Verhalten auf. 1,4 DCB aus der oberen Linse erreicht nach 2 Wochen ein stationäres Niveau von 46 % des eingebauten Wertes. 1,2 DCB aus der unteren Linse erreicht nach 1 Woche ein Austragniveau von 26 %. Nach 6 Wochen steigt der Austrag um weitere 10 %. Am Ende werden 38 % des eingebauten 1,2 DCB extrahiert.

Über das Grundwasser werden 0.04 % des PCE ausgetragen. Hier finden sich ebenfalls 0.04 % 1,2 DCB und 1,4 DCB wieder.

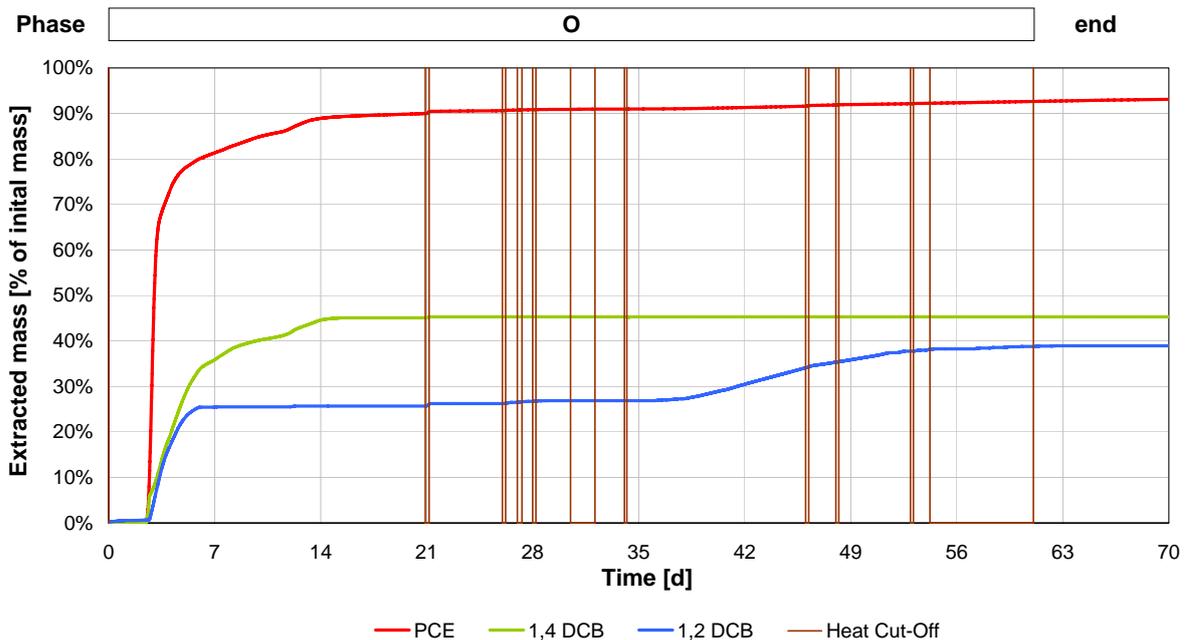


Abb. 5.14: Massensummenkurven für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im großen Behälter

Tab. 5.4 fasst das Austragsresultat zusammen.

	1,2 DCB	1,4 DCB	PCE
Austrag über BLA [%]	38.69	45.08	92.67
Austrag über GW [%]	0.04	0.04	0.04
Gesamtaustrag [%]	38.71	45.10	92.69

Tab. 5.4: Gesamtmassenaustrag über die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser im großen Behälter

PCE wird nahezu vollständig über die Bodenluftabsaugung extrahiert. Die eingebauten Massen von 1,2 DCB und 1,4 DCB werden zu weniger als 50 % wiedergefunden. Aus dem Grundwasser werden jeweils 0.04 % PCE, 1,2 DCB und 1,4 DCB ausgetragen. Wird das PCE nach Gl. 5.1 auf die beiden Linsen verteilt, lässt sich die Schadstoffausbeute wie in Tab. 5.5 dargestellte. Dabei zeigt sich für beide Linsen ein hoher Austrag von 97 % bzw. 88 % bezogen auf die Initialmassen.

	Obere Linse	Untere Linse
PCE Austrag [%]	97.03	88.36

Tab. 5.5: PCE Austrag der oberen und unteren Linse im großen Behälter

5.2.4 Grundwasserkonzentrationen

Abb. 5.16 zeigt die Verteilung von PCE im Grundwasser.

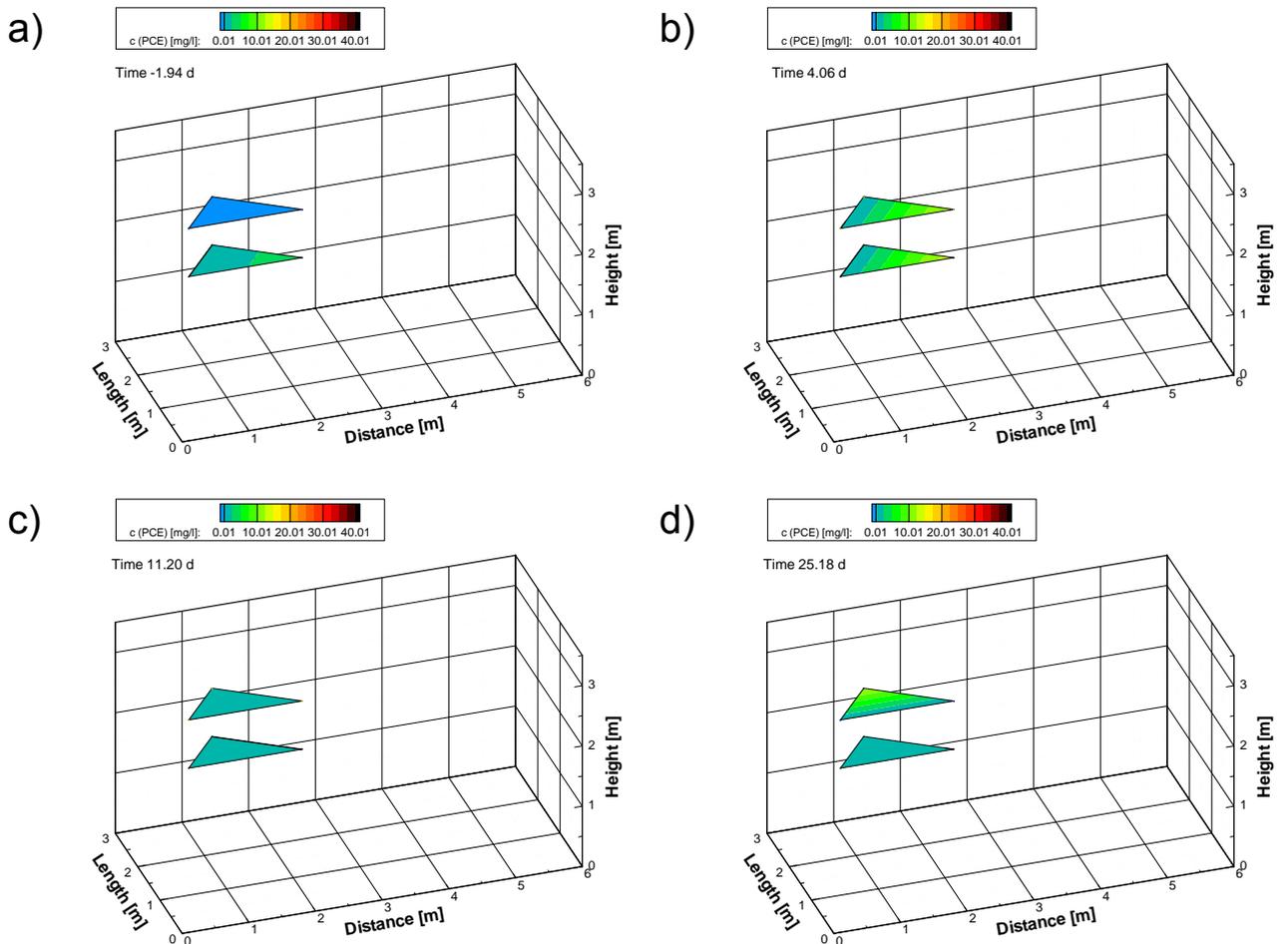


Abb. 5.15: Grundwasserkonzentrationen im großen Behälter von -1.94 d bis 25.18 d

Die beiden Tracer werden in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt.

Es zeigen sich vor Inbetriebnahme der Heizelemente Konzentrationen an den Probenahmestellen im Profil C. 5 Tage nach Infiltration werden in der Lage 180 5 mg/l gemessen. Mit Inbetriebnahme der Heizelemente erhöhen sich die Konzentrationen. Nach 4 Tagen werden in beiden Lagen 15 mg/l gemessen. Bereits wenige Tage später gehen die Konzentrationen im Profil C zurück. Und erreichen in beiden Lagen ein Niveau von 1 mg/l. Im Laufe der nächsten 2 Wochen steigen die Konzentrationen im B Profil der Lage 260 auf fast 15 mg/l an. Das gleiche Verhalten zeichnet sich in Profil A der Lage 180 ab. Hier steigen die Konzentrationen auf über 5 mg/l an. Der Aquifer und der Grundwasserauslass bleiben während des Betriebs annähernd befundfrei. Im Grundwasserauslass werden Konzentrationen zwischen 0.01 und 0.1 mg/l gemessen. Die Beheizung und Beprobung wird nach Versuchsende fortgesetzt. Nach 81 Tagen

kann im Profil B260 eine Konzentration von über 40 mg/l gemessen werden. 20 Tage später sinkt die Konzentration auf ein Niveau von 15 mg/l.

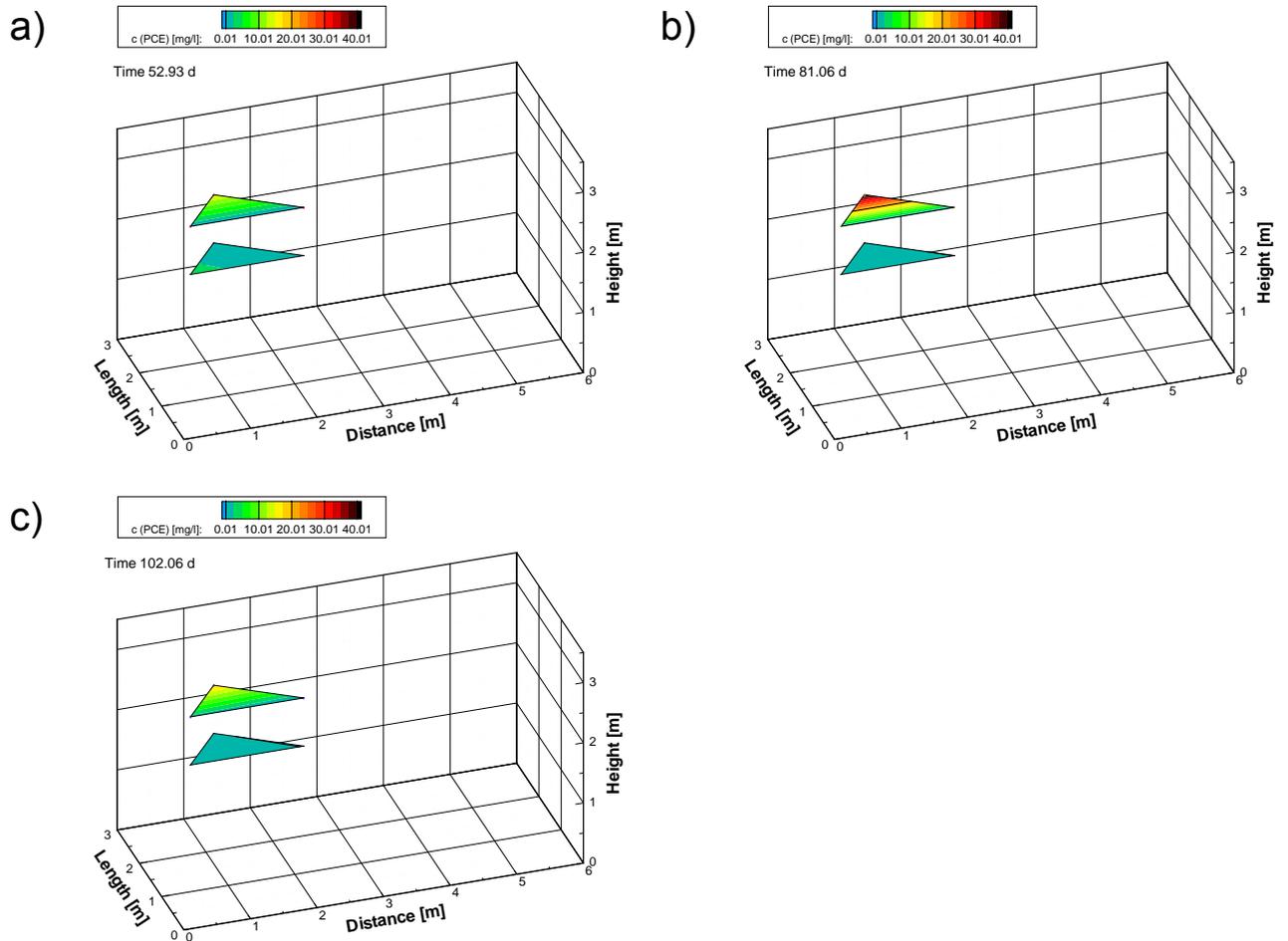


Abb. 5.16: Grundwasserkonzentrationen im großen Behälter von 52.93 d bis 102.06 d

5.2.5 Durchflüsse

Im großen Behälter werden die in Tab. 5.6 dargestellten Flüsse erfasst. Für eine Wasserdurchsatz von $1 \text{ m}^3/\text{d}$ stellt sich ein Piezometergradient von 2 cm ein.

Zeit [d]	Phase	\dot{V}_{GWZu} [m^3/d]	\dot{V}_{GWAb} [m^3/d]	h_{Zu} [m]	h_{Ab} [m]
0.00	0	3.03	3.01	1.00	0.82
61.06	Ende	3.03	3.01	1.00	0.82

Tab. 5.6: Übersicht der Betriebsparameter im großen Behälter

Kapitel 6

Auswertung der Ergebnisse

6.1 Erzeugung eines 2-Phasen-Gebietes

Die Erzeugung eines 2-Phasen-Gebietes ist für die Sanierung von maßgebender Bedeutung. Nur durch dieses kann der Schadstoff den Absaugbrunnen zugeführt werden. Dafür ist es notwendig einen Kurzschluss zur ungesättigten Zone herzustellen. Dieser Vorgang soll im Folgenden untersucht werden. Dabei ist zu beachten, dass die Siedetemperatur mit der Tiefe zunimmt (siehe Abschn. 2.1). Dies kann aus technische Gründen nicht in den Bildern umgesetzt werden. Als mittlere Siedetemperatur wird mit $100.4\text{ }^{\circ}\text{C}$ gerechnet. Dies ist das arithmetische Mittel der Siedetemperaturen von Wasser bei Atmosphärendruck und 1.5 m Wassertiefe. Der Atmosphärendruck entspricht dem Druck auf Höhe des Grundwasserspiegels (höchste Ausdehnung der Dampffront). Auf 1.5 m Höhe erreicht die Dampffront ihre größte Ausdehnung nach unten. Zur Beschreibung der Zusammenhänge werden die bereits in Abschn. 5.1.1 und 5.2.1 vorgestellten Temperaturbilder herangezogen. Der Dampfraum ist dabei in weiß gefasst.

6.1.1 Kleiner Behälter

Am Ende von Betriebsphase 0 wird auf der Längsachse in der Mitte der oberen Linse ein Dampfraum erzeugt. Hier steht die Wärmequelle diagonal zur Linse. Die Temperaturbilder der Diagonalen verdeutlichen dies. Der Dampfraum wird an den Heizlanzen erzeugt und breitet sich von allen Seiten in Richtung Linsenmitte aus. Dort kommt es zu einem Zusammenschluss der Dampffront. Die Diagonale ist zu dieser Zeit bereits auf ganzer Höhe der oberen Linse mit Dampf erfasst. Ein Kurzschluss zur Bodenluftabsaugung steht bereits an den Heizelementen.

Über der Schichtgrenze kommt es zu einer Auskondensation, da zu wenig Wärme zur Verfügung steht um den hohen Dampfanteil zu halten. Die Temperaturen erreichen dort Siedeniveau. Um die Hüllrohre wird weiter Wärme abgegeben. Die Heizelemente erzeugen nur auf den eingezeichneten Höhen Wärme. Diese muss die Hüllrohre erst durchdringen, um nach außen abgegeben werden zu können. Da die Hüllrohre bis zur

Behälteroberkante verlaufen und eine gute Wärmeleitfähigkeit haben, fungieren diese in der obersten Schicht als zusätzliche linienförmige Wärmequelle, wenngleich wesentlich weniger Wärme als im unteren Bereich abgegeben wird. Obwohl die Wärmeabgabe der Hüllrohre zu gering ist, um das gesamte Kondensat wiederzudampfen, kann trotzdem Kondensat wiederverdampft und den eingezeichneten Absaugbrunnen zugeführt werden.

Durch das Drosseln des Grundwasserzustroms von $7 \text{ m}^3/\text{d}$ auf $3 \text{ m}^3/\text{d}$ erhöht sich die Netto-Wärmezufuhr und der Dampfraum erfährt auf der Längsachse eine Ausdehnung in alle Richtungen, was dazu führt, dass die gesamte obere Linse von Dampf umschlossen ist. Auf der Diagonalen vergrößert sich der Dampfraum nach unten. Hier erreicht die Dampffront die Oberkante und Seitenränder der unteren Linse.

In Betriebsphase 2 wird durch eine weitere Erhöhung der Netto-Wärmezufuhr die untere Linse sowohl im Längs- als auch im Diagonalschnitt vollständig mit Dampf erfasst. In Betriebsphase 3 wird der Abstand der Heizelemente um 25 cm vergrößert. Bezeichnend ist hier, dass mit diesem Setup kein geschlossener Dampfraum erzeugt werden kann. Die Energiezufuhr und der Heizradius sind die selben, doch ist der Mittelpunkt des zentralen Bereichs zu weit entfernt. Ein Dampfraum kann nur in direkter Umgebung der Heizelemente erzeugt werden. Hier wird deutlich, wie wichtig die Abstände der Heizelemente sind, um einen stabilen Dampfraum zu erzeugen.

Durch die Verdopplung der Heizleistung wird wieder ein geschlossener Dampfraum erzeugt. Vergleicht man die Situation vor dem Umsetzung der 4 Heizelemente mit der Situation der 8 Heizelemente, wird die Leistung der zusätzlichen Heizelemente deutlich. Nach unten und in der Diagonalen findet keine signifikante Ausbreitung statt. Jedoch wächst der Dampfraum auf der Längsachse um bis zu 50 cm nach außen.

Besonders gut zeigt sich diese Ausbreitung in Abb. 6.2. Dort werden Horizontalschnitte durch die obere und untere Linse gezeigt. Die Siedetemperatur wird für je Linse, nach dem jeweils vorherrschenden hydrostatischen Druck an der mittleren Linsenhöhe, ermittelt. Die Dampffront ist mit gestrichelter Linie dargestellt.

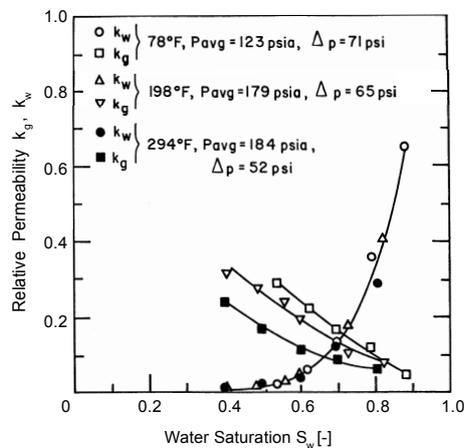


Abb. 6.1: Relative Permeabilität von Dampf und Wasser (COUNCIL, 1979 [7])

Es lässt sich beobachten, dass die obere Linse am Ende von Betriebsphase 0 fast vollständig mit Dampf gefüllt ist. Auffällig ist, dass der Dampfraum nach innen eine wesentlich größere Ausbreitung hat, als nach außen. Dies hat zum einen mit der Anzahl der Energiequellen zu tun. Ein Punkt innerhalb des zentralen Bereichs liegt je nach Position und Heizradius in mehr Heizradien als ein Punkt außerhalb. Zum anderen ist die Kühlleistung außerhalb der Heizelemente wesentlich größer als innerhalb. Zwar wirkt überall der gleiche Druckgradient, jedoch ist der Bereich innerhalb der Heizelemente bei vollständiger Dampferfassung für Wasser sehr viel schlechter durchlässig. Die Wasserphase muss erst die Gasphase verdrängen. Abb. 6.1 zeigt den damit verbundenen Zusammenhang. Durch die daraus hervorgehende geringe relative Durchlässigkeit des zentralen Bereichs kann dieser schlechter gekühlt werden. Ein Effekt, den man sich bei der Sanierung zunutze macht.

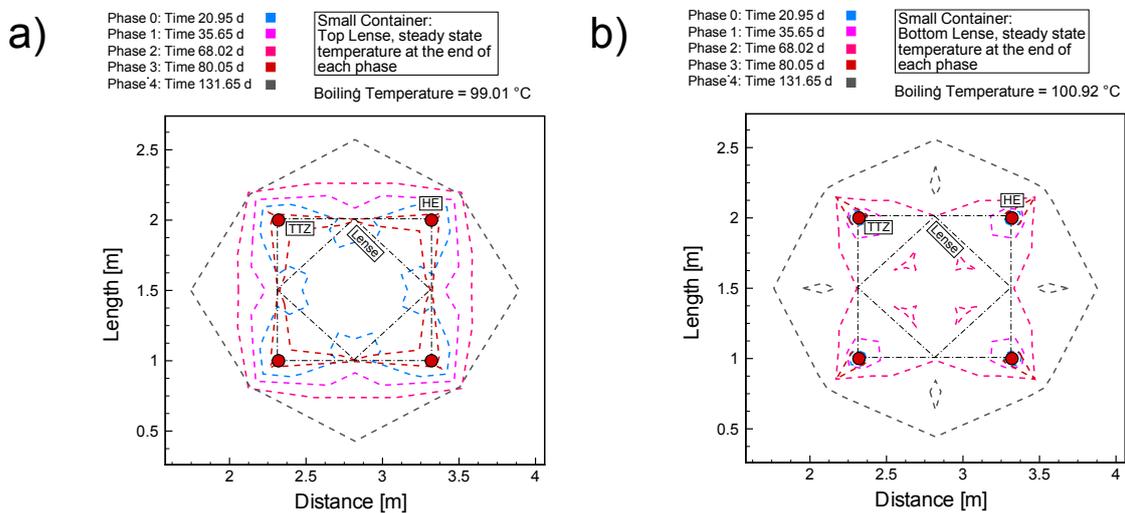


Abb. 6.2: Horizontalschnitte durch die Linsen nach Erreichen der stationären Temperaturen im kleinen Behälter

Durch die Drosselung des Wasserdurchsatzes und der damit verbundenen Kühlleistung vergrößert sich der Dampfraum nach außen. Die Verdopplung der Heizleistung hat auf die Diagonale keine Auswirkung. Enorm ist jedoch, wie bereits erwähnt, die Vergrößerung in Längsschnitt. Hier breitet sich die Dampffront um 50 cm nach außen aus. Rechnerisch ergibt dies einen Flächenzuwachs von $\approx 150\%$.

Das Umsetzen der Heizelemente in Betriebsphase 3 erzeugt in den Temperaturbildern eine schmalen Streifen zwischen den Heizelementen. Sicherlich ein Effekt, welcher in der Praxis so nicht auftritt, hier jedoch der Interpolation der geringen Messdichte geschuldet ist.

In der unteren Linse entsteht der geschlossene Dampfraum erst nach Drosselung des Wasserdurchsatzes auf $0.5 \text{ m}^3/\text{d}$. Auch in diesem Bereich hat die doppelte Heizleistung beträchtliche Auswirkungen. Die Dampffläche wächst um $\approx 250\%$.

6.1.2 Großer Behälter

Die Ausbildung des Dampfraums gleicht der des kleinen Behälter in Betriebsphase 4. Die Heizleistung beträgt in beiden Fällen 12 kW. Der spezifische Grundwasserdurchsatz wird auf 0.17 m³/d eingestellt. Auf der Längsachse erstreckt sich der Dampfraum über mehr als 2 m. Auf der Diagonalen beträgt die Ausdehnung 1.5 m. Nach unten endet der Dampfraum zwischen der unteren Linse und der Schichtgrenze zum Aquifer. Unter Berücksichtigung der relativen Permeabilität von Wasser, erhöht sich der durchflusswirksame Querschnitt. Da die Heizelemente die gleiche Breite haben, hat das Wasser seitlich einen größeren Querschnitt zum passieren.

Auffällig ist, dass die Form der Dampffront hier einer Raute ähnelt und nicht einem Kreis, wie im kleinen Behälter. Dieses Verhalten lässt sich durch die Tatsache erklären, dass während des Betriebs die Temperaturfühler zweier Profile ausgefallen sind. Die fehlende Informationen sind zeitlich und räumlich interpoliert.

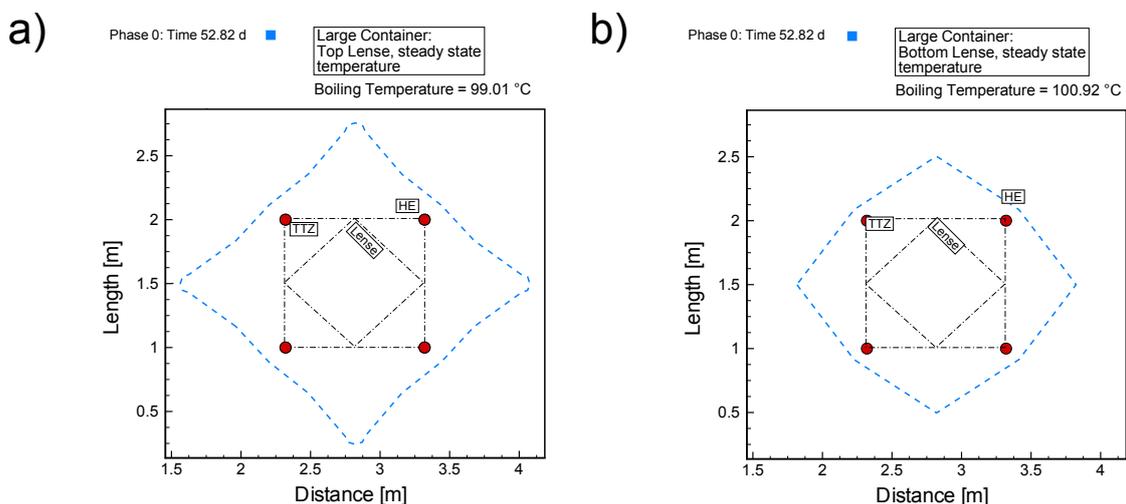


Abb. 6.3: Horizontalschnitte durch die Linsen nach Erreichen der stationären Temperatur im großen Behälter

6.2 Erfassung der Linsen durch die Dampffront

Nachdem im letzten Abschnitt die Erzeugung eines Dampfraums untersucht wurde, soll nun die Dampferfassung der Linsen genauer untersucht werden. Gemeint ist hierbei der Vorgang des ersten Kontakts mit Dampffront bis hin zum letzten Kontakt mit der Dampffront. Die Daten für die Dampffront werden aus den in Abschn. 5.1.1 und 5.2.1 besprochenen Temperaturen abgeleitet. Der Dampfdruck p_d [bar] wird nach Gl. 6.2 berechnet.

$$p_d = p_b + p_h, \quad (6.1)$$

wobei p_b [bar] der barometrischen Höhendruck und p_h [bar] der hydrostatischen Druck an der Ober- und Unterkante der jeweiligen Linsen ist. Abb. 6.4a und 6.4c zeigen den Vorgang der Dampferfassung im kleinen Behälter für die obere Linse. 6.4b und 6.4c stellen diesen Vorgang für die untere Linse dar. Hierbei gilt es die räumliche Ausbreitung der Dampffront zu berücksichtigen. Auf der Diagonalen erreicht die Dampffront die Linse zuerst. Daher sind die Zeitpunkte der Bedampfung als Diagonalschnitt dargestellt, wohingegen die Zeitpunkte der vollständigen Dampferfassung längs gezeigt werden. Die Dampffront ist in rot, die anderen Isothermen in schwarz dargestellt.

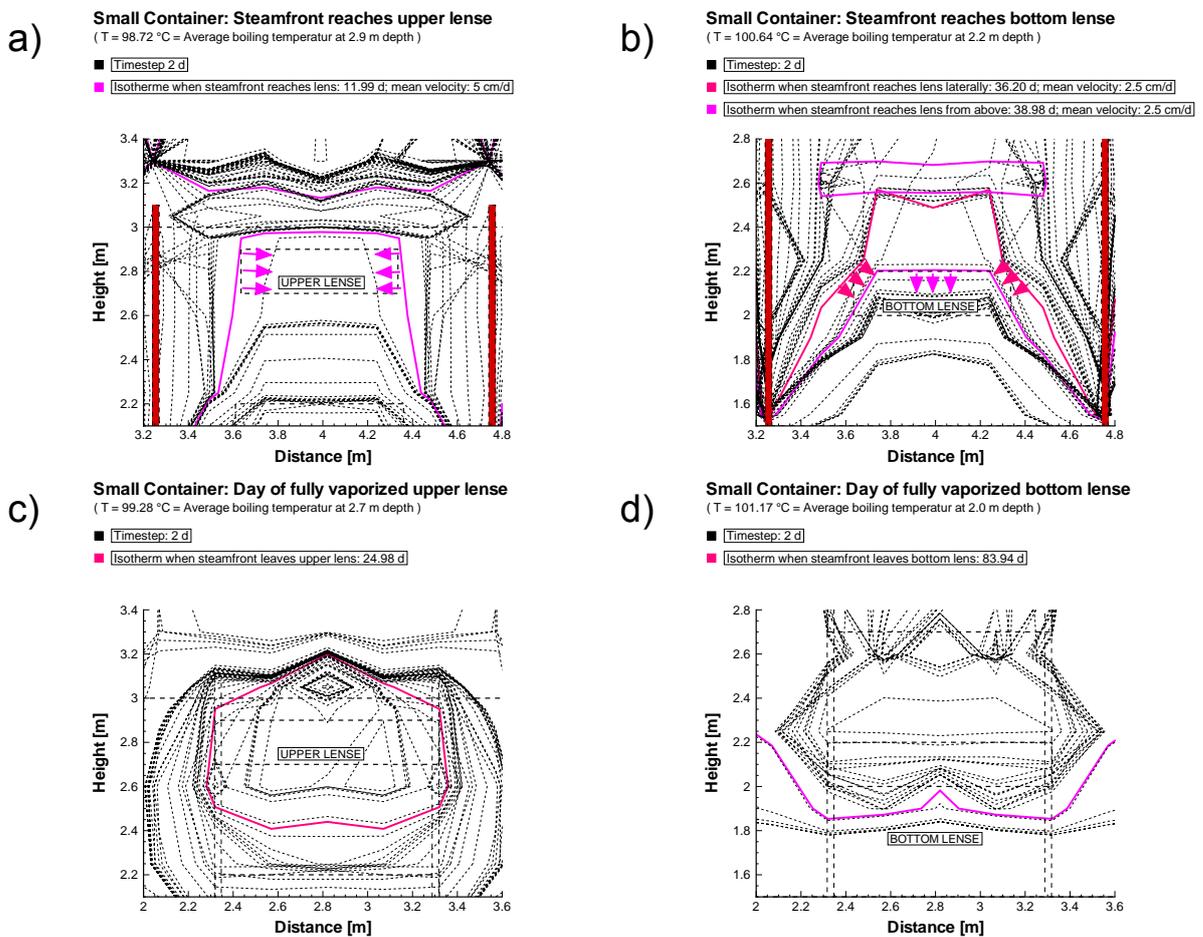


Abb. 6.4: Dampferfassung der Linsen im kleinen Behälter

Nach 12 Tagen wird die obere Linse von der Dampffront erfasst. Diese erreicht die Linse seitlich mit einer Geschwindigkeit von ≈ 5 cm/d. Nach 25 Tagen, in Betriebsphase 1, ist die obere Linse vollständig in Dampf gefasst. Der Betriebsphasenwechsel ist hier als Verdichtung von Isothermen zu sehen. Dies zeigt auch, dass die Dampffront in der oberen Linse stehen bleibt und sich erst nach Erhöhung der Netto-Wärmeleistung weiter ausbreitet. Die Dampffront verlässt die Linse auf der Längsachse seitlich.

Die untere Linse erfährt den ersten Kontakt mit der Dampffront nach 36 Tagen. Ein Unterschied ist hier schon in der Eindringgeschwindigkeit und der Ausrichtung der Dampffront zu sehen. Die Dampffront erfasst die Linse hier von schräg oben mit einer Geschwindigkeit von ≈ 2.5 m/d. Auch hier bleibt die Dampffront anschließend in der Linse stehen. Erst in der letzten Betriebsphase verlässt die Dampffront die untere Linse. Ein weiterer Unterschied ist die Ausrichtung der Dampffront beim Verlassen der Linse. Die Dampffront verläuft parallel zum unteren Linsenrand. Abb. 6.5 zeigt diesen Vorgang im großen Behälter.

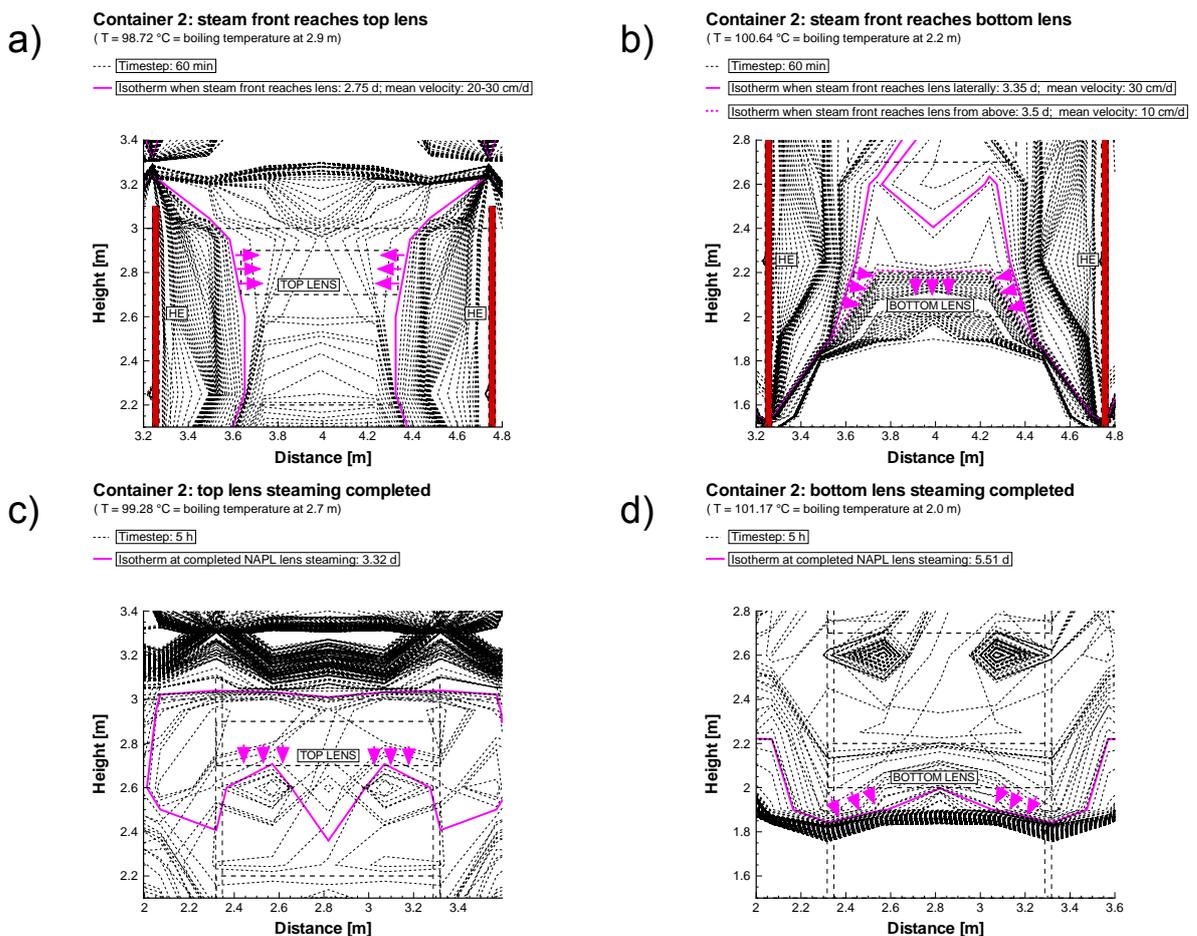


Abb. 6.5: Dampferfassung der Linsen im großen Behälter

Die obere Linse tritt nach 2.8 Tagen mit der Dampffront in Kontakt. Dies steht in starkem Kontrast zu dem entsprechenden Zeitpunkt im kleinen Behälter. Ein weiterer signifikanter Unterschied besteht in der Eindringgeschwindigkeit. Diese ist hier mit 20 - 30 cm/d um eine halbe Größenordnung höher. Nach 3.3 Tagen ist die obere Linse bereits vollständig mit Dampf erfüllt. Für die untere Linse lässt sich ein ähnliches Bild zeichnen. Hier erreicht die Dampffront die Linse nach 3.3 Tagen von schräg oben. Die Eintrittsgeschwindigkeit hat mit 30 cm/d die gleiche Größenordnung wie für die obere

Linse. Auch hier ist der Vorgang kurz. Nach 5.5 Tagen verlässt die Dampffront die Linse parallel zum unteren Rand. Tab. 6.1 zeigt eine Zusammenstellung der beobachteten Merkmale.

Kl. Behälter	t_1 [d]	t_2 [d]	Δt [d]	v_D [cm/d]	Stellung Dampffront
Obere Linse	11.99	24.98	12.99	5	seitlich
Untere Linse	36.2	83.94	47.74	2.5	schräg/oben

Gr. Behälter	t_1 [d]	t_2 [d]	Δt [d]	v_D [cm/d]	Stellung Dampffront
Obere Linse	2.75	3.32	0.57	25	seitlich
Untere Linse	3.35	5.51	2.16	30	schräg/oben

Tab. 6.1: Zusammenfassung der Merkmale während der Dampferfassung der Linsen für den kleinen (oben) und den großen Behälter (unten)

Dabei stehen t_1 [d] und t_2 [d] für die Zeitpunkte des ersten Kontakt mit der Dampffront und der vollständigen Erfassung, Δt [d] für die Dauer der Bedampfung und v_D [cm/d] für Eindringgeschwindigkeit der Dampffront. Um die 4 Bedampfungsvorgänge vergleichbar zu machen, wird ein weiteres Kriterium herangezogen - der Schadstoffaustrag. Tab. 6.2 zeigt für die 4 Linsen die Summenausträge des Schadstoffs. Hierbei wird zwischen dem Summenaustrag m_{t_2}/m_i [%] zum Zeitpunkt t_2 [d] und dem Gesamtsummenaustrag m_{ges}/m_i [%] bei Versuchsende unterschieden. Die ausgetragene Masse wird dabei auf die Initialmasse m_i [kg] bezogen.

Kl. Behälter	m_{t_2}/m_i [%]	m_{ges}/m_i [%]
Obere Linse	0.44	0.83
Untere Linse	0.01	0.07

Gr. Behälter	m_{t_2}/m_i [%]	m_{ges}/m_i [%]
Obere Linse	0.62	0.97
Untere Linse	0.82	0.88

Tab. 6.2: Summenausträge zu verschiedenen Zeitpunkten für die Linsen aus dem kleinen (oben) und dem großen Behälter (unten)

Aus der Stellung der Dampffront beim Eindringen der Dampffront ergibt sich kein Zusammenhang. In beiden Versuchen wird die obere Linse seitlich und die untere Linse von

schräg oben erfasst, unterscheiden sie sich doch stark im Austrag. Trägt man die Dauer der Dampferfassung über die unterschiedlichen Summenausträge auf, ergibt sich der in Abb. 6.6 dargestellte Zusammenhang. Dieser stellt sich in Form einer Linse dar, welche sehr anschaulich drei Bereiche abgrenzt. Der Bereich unterhalb der Linse beschreibt den Anteil des Schadstoffs, welcher vor der Dampferfassung der Linsen geborgen wurde. Der Anteil des Schadstoffs, welcher anschließend bis Versuchsende gehoben wurde, findet sich in der Linse wieder. Der Bereich über der Linse zeigt den Schadstoff, welcher verfrachtet und bis Versuchsende nicht erfasst wurde. Die Aussagekraft des Diagramms wird geschwächt durch die geringe Anzahl an Datenpunkten.

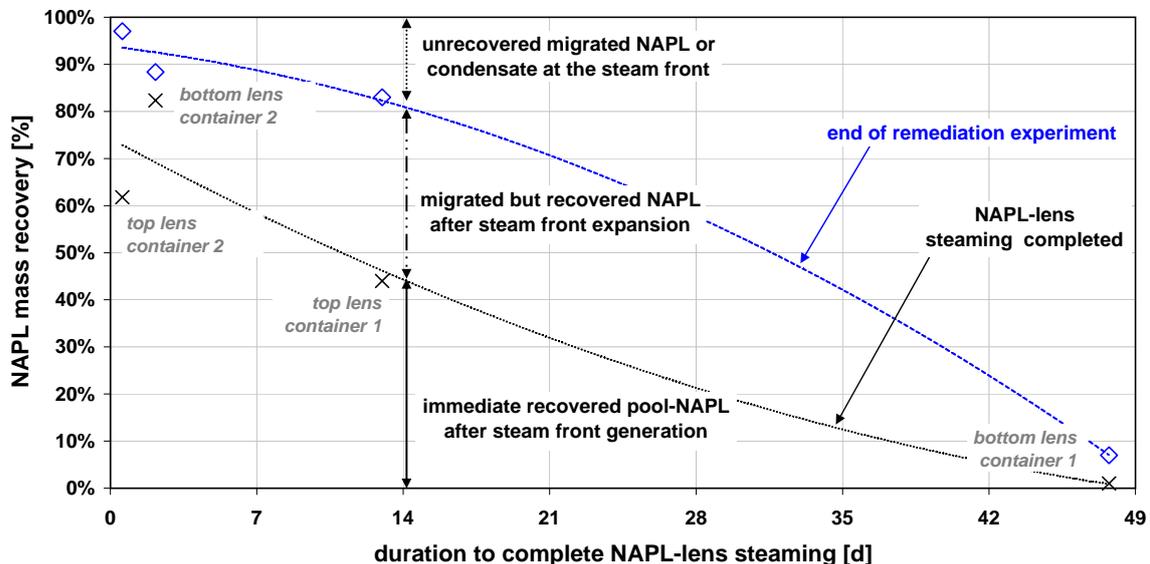


Abb. 6.6: Zusammenhang zwischen der Zeit zum Erzeugen eines Dampfraums und dem Schadstoffaustrag

Wenngleich es zu berücksichtigen gilt, dass sich die Dampfgeschwindigkeit im kleinen Behälter aufgrund der unterschiedlichen Betriebszustände unstetig verhält, ist genau dies einer der Gründe für die unterschiedlichen Austräge. Daher ist dieses Diagramm mit Vorsicht zu lesen und kann nicht automatisch auf andere Fälle übertragen werden. Beiden Versuchen liegen sehr unterschiedliche Randbedingungen zugrunde. Abb. 6.8 verdeutlicht dies. Hier ist die Eindringtiefe der Dampffront in den Aquitard über die Zeit aufgetragen. Für die Ermittlung der Eindringtiefe war die horizontale Stellung der Dampffront am Profil J maßgebend. Dort wo es keine Datenpunkte gibt, war die Dampffront bereits seitlich zusammengewachsen.

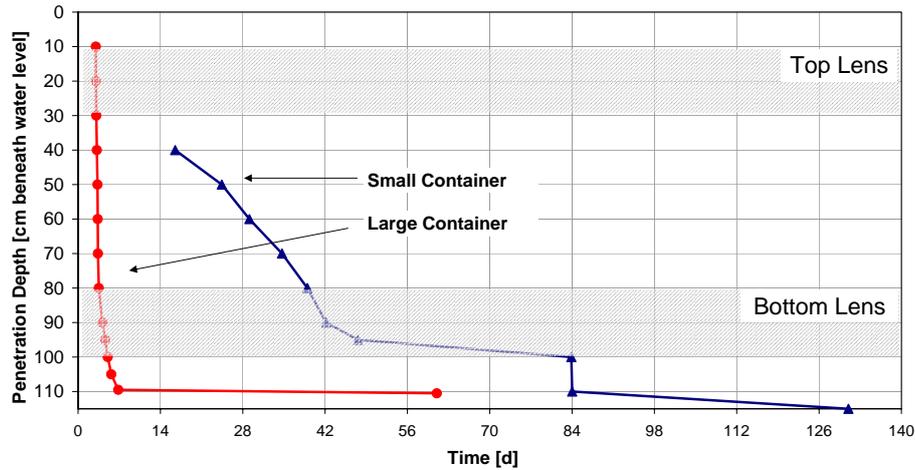


Abb. 6.7: Zusammenhang zwischen Eindringtiefe der Dampffront und Versuchszeit

Es zeigen sich sehr deutlich die Unterschiede zwischen den beiden Behältern. Die Dampffront im großen Behälter bewegt sich mit nahezu konstanter Geschwindigkeit durch den Aquitard. Bei 110 cm Eindringtiefe geht die Geschwindigkeit sehr schnell gegen Null. Im kleinen Behälter fängt die Datenerfassung erst bei 40 cm an. Die Dampffront dringt dann mit annähernd konstanter Geschwindigkeit in den Untergrund. Bei 90 cm wird sie langsamer und bleibt bei 95 cm in der Linse stehen. Erst durch die Verdoppelung der Wärmezufuhr in der letzten Betriebsphase sinkt sie um weitere 15 cm.

In Abb. 6.8 ist die Eindringtiefe der Dampffront über den Massenausstrag aufgetragen. Hierbei wurde jeder Position der Dampffront über den Aufenthaltszeitpunkt ein Massenausstrag zugewiesen. Es wäre anzunehmen, dass der Massenausstrag dort ein starke Zunahme verzeichnet, wo die Dampffront ein Linse passiert. Diesem Sachverhalt ist nur eingeschränkt zuzustimmen. Im großen Behälter wird die Kurve auf Höhe der Linsen flacher, was einem erhöhtem Austrag entspricht. Zwischen den beiden Linsen steilt sich die Kurve auf, was einem reduzierten Austrag entspricht. Daraus lässt sich folgendes lesen: Passiert die Dampffront Bereiche, in welchen Schadstoff eingebaut wurde, verzeichnet die Abluftmessung eine erhöhten Austrag. Allerdings ist diese Aussage sehr undifferenziert. Hinsichtlich der beiden Linsen ist kein Unterschied in der Charakteristik festzustellen. Es wäre anzunehmen, dass die Kurve für die obere Linse nur oben abflacht und die Kurve für die untere Linse entsprechend unten. Dem ist nicht zuzustimmen. Jedoch ist dies auf eine schlechte Trennung der Tracer in der Analytik zurückzuführen. Hier bietet es sich an, die beiden Kurven für den großen Behälter als eine Kurve zu lesen. Hinsichtlich der Massenausträge, verzeichnen die Kurven bereits bei Erreichen der oberen Linse einen Massenausstrag von 50 %. Daraus lässt sich schließen, dass die vertikale Dampffront für den Massenausstrag nur bedingt maßgebend ist. Vielmehr spielt auch die seitliche Stellung der Dampffront eine wichtige Rolle.

Für den kleinen Behälter ist das Bild sehr viel differenzierter. Für die untere Linse kann umgekehrt argumentiert werden. Es lässt sich zeigen, dass beim Erreichen dieser

keine Massenausträge stattfinden. Dies lässt den Schluss zu, dass sich dort kein Schadstoff mehr befand. Erst durch die Verdopplung der Heizleistung wird der Austrag auf 7 % gesteigert. Nach passieren der oberen Linse wurde dort 30 % PCE ausgetragen. Mit zunehmendem Erreichen von tieferliegenden Bereichen, lässt sich aber weiter ein Austrag verzeichnen. Aber auch dieser Verlauf lässt keine eindeutige Korrelation zu. Es ist nicht auszuschließen, dass der Schadstoff auch hier aus anderen Verfrachtungsquellen stammt. Sicher ist jedoch, dass die Dampffront im Wechsel der Betriebsphasen ihre größte Ausdehnung nach unten erfährt. Daher stammt ein Teil des Austrags mit hoher Wahrscheinlichkeit aus tieferliegenden Quellen, also Schadstoff aus der oberen Linse, welcher vertikal verfrachtet wurde.

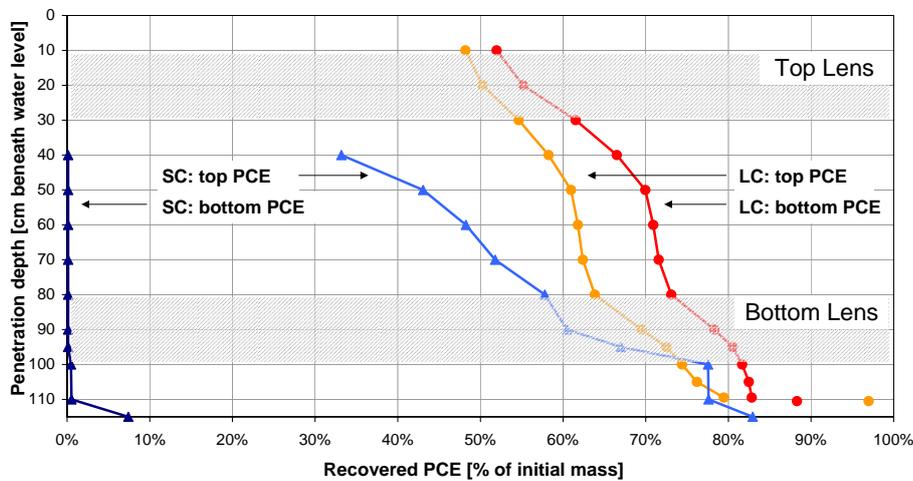


Abb. 6.8: Zusammenhang zwischen Eindringtiefe der Dampffront und Massenaustrag

6.3 Temperaturen vs. Massenausträge

Im letzten Abschnitt wurde der Schadstoffsummenaustrag mit der Entwicklung der Dampffront verglichen. Die Bewertung fand auf einer großen Zeitskala statt. Nun soll auf einer kleinen Zeitskala der Durchbruch des Schadstoffs bewertet werden. Es ist hierbei zweckmäßig die Temperaturentwicklung im Behälter mit dem Schadstoffaustrag in Bodenluftabsaugung zu vergleichen. Abb. 6.9 und 6.10 zeigen die Temperaturentwicklung für die Profile g, h, j und u am Beispiel des großen Behälters. Dabei sind die Temperaturdifferenzen farblich interpoliert, während die Absoluttemperaturen als Konturlinien dargestellt werden. Die Temperaturdifferenzen ergeben sich nach Gl. 6.2.

$$\nabla T = \frac{T_2 - T_1}{t_2 - t_1} \quad (6.2)$$

Der Massenaustrag ist logarithmisch aufgetragen. Die Bilder sind zeitlich auf den Bereich fokussiert, in welchem der Schadstoff durchbrach. Auffallend ist, dass die Temperatur in Profil j (siehe Abb. 6.9b) nicht kontinuierlich steigt, sondern an manchen

Stellen auf einem Temperaturniveau bleibt und erst später weiter steigt. Diese Stellen sind im Gegensatz zu den Temperaturanstiegen (rot) als weiße Flecken zu sehen. Zieht man zusätzlich die Isothermen in Betracht, so zeigt sich, dass sich diese Temperaturniveaus in zwei Bereiche aufteilen lassen.

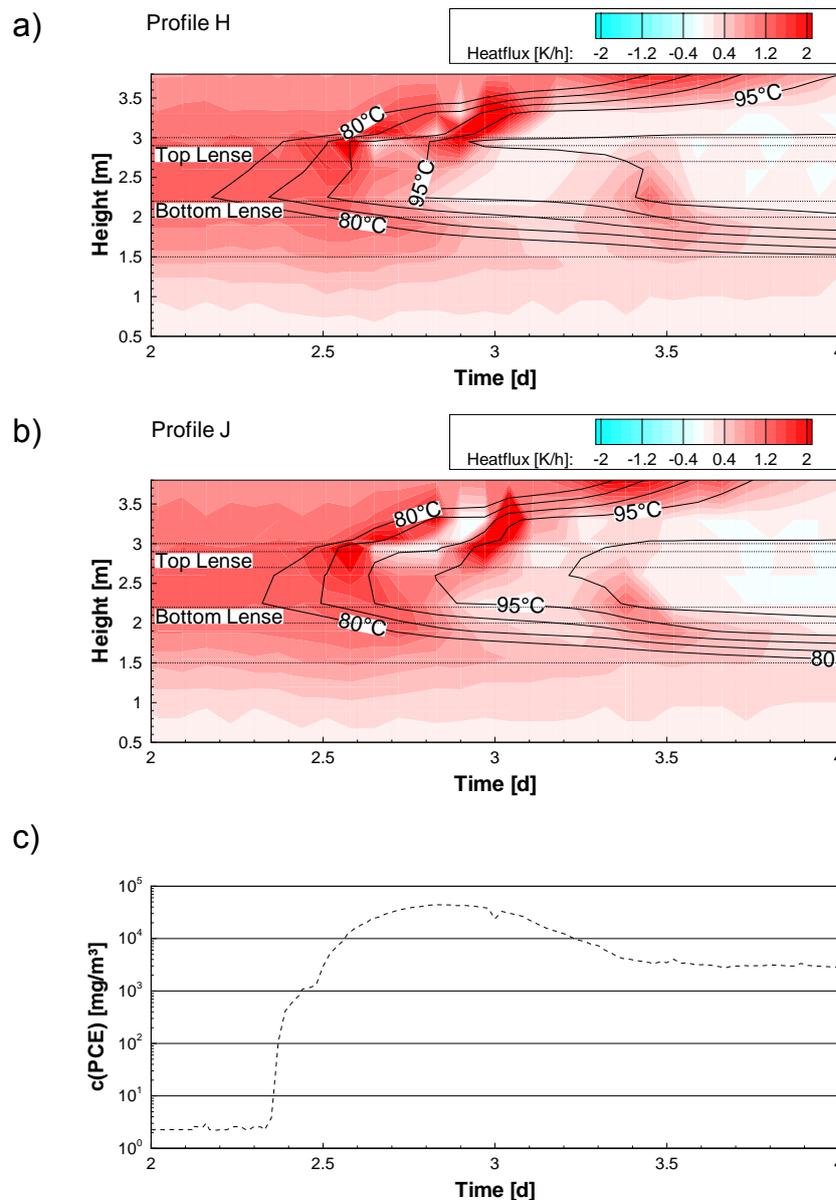


Abb. 6.9: Temperaturdifferenzprofile h und j für den großen Behälter mit Schadstoff Konzentrationsganglinie in der BLA

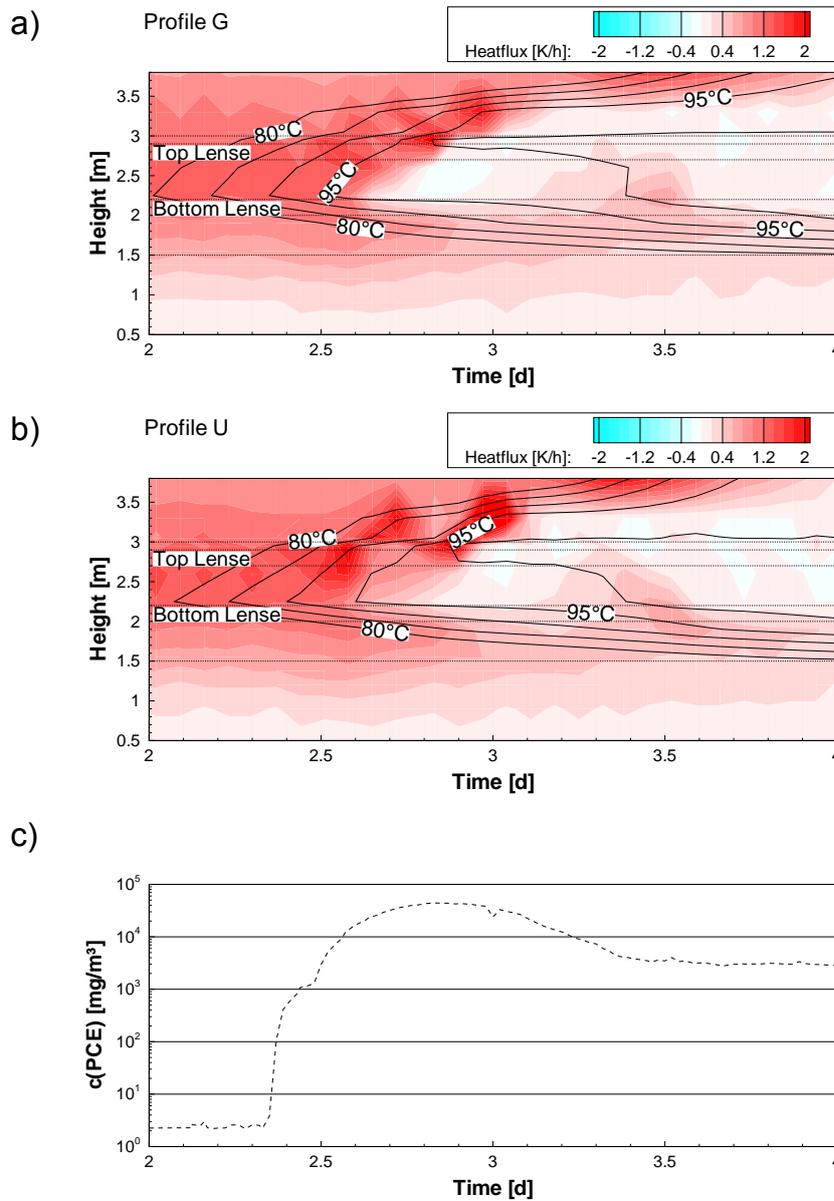


Abb. 6.10: Temperaturdifferenzprofile g und u für den großen Behälter mit Schadstoff Konzentrationsganglinie in der BLA

Einmal gibt es einen großen Bereich zwischen der 95 °C- und der 100 °C Isotherme. Der zweite Bereich findet sich vor der 90 °C-Isotherme wieder. Der Bereich vor der 90 °C-Isotherme ist die Siedetemperatur des binären Gemisches Wasser-PCE. Diese beträgt 88 °C (siehe Abschn. 2.1). Der zweite Bereich ist der Siedetemperatur von Wasser zuzuordnen. Physikalisch lässt sich dieser Sachverhalt folgendermaßen erklären: Ein Fluid welches eine konstante Wärmezufuhr erfährt, erwärmt sich proportional zu seiner spezifischen Wärmekapazität c_p bzw. c_v . Der Phasenübergang von flüssig nach gasförmig ist diskontinuierlich. Hier muss Gitterenergie überwunden werden, was sich in der Ver-

dampfungsenthalpie H_v widerspiegelt. Erst wenn diese überwunden ist, spricht das komplette Fluid verdampft, kann das Fluid und seine Umgebung einen weiteren Temperaturanstieg verzeichnen. Genau dies ist hier zu sehen. Auch der Schadstoff aus der unteren Linse ist zu sehen, wenngleich nicht so eindeutig wie der der Schadstoff aus der oberen Linse. Dort siedelt sich die Verdampfung aufgrund des hydrostatischen Drucks erst bei der 95 °C Isotherme an. Im Profil h (siehe Abb. 6.9a) ist die Verdampfung des Schadstoffs weniger ausgeprägt zu sehen. Aber auch hier zeigen sich weiße Stelle. In den Profilen g (siehe Abb. 6.10a) und u (siehe Abb. 6.10b) sind dagegen keine Hinweise zu finden. Charakteristisch für die Verdampfung des Wassers ist in allen Profilen die Form der 100 °C-Isotherme. Diese verläuft nicht parallel zu den anderen Isothermen sondern bricht sich an der Oberkante der gesättigten Zone viel stärker und läuft wieder zurück, bis das Wasser schließlich verdampft ist. Einzig in Profil j (siehe Abb. 6.9b) verläuft die 100 °C-Isotherme weniger spitz. Dies ist auf mess- und interpolationstechnische Probleme zurückzuführen. Interessant ist in allen Profilen der Bereich der Kondensation, besonders aber in Profil j. Dort kondensiert der Schadstoff beim Aufsteigen bis auf eine Höhe von 3.3 m aus.

Durch Vergleich der Schadstoffmobilisierung mit dem Durchbruch der Austragsganglinie fällt auf, dass hier ein zeitliche Diskrepanz besteht. Nach Profil J beginnt die Verdampfung der oberen Linse nach 2.7 Tagen. Dem gegenüber steht der Durchbruch im Massenausstrag, welcher vom Gaschromatograph bereits nach 2.4 Tagen detektiert werden konnte. Für eine fehlerhafte Temperaturaufzeichnung ist dieser Unterschied von 7 h zu hoch.

Für ein weiteres Verständnis, sind in Abb. 6.11 die Druckprofile des hydrostatischen Drucks (grün) und in der Flüssigphase (schwarz) dargestellt. Im hydrostatischen Druck sind die verschiedenen Dichten ρ_{Wasser} und ρ_{PCE} berücksichtigt. Der Druck in der Flüssigphase ergibt sich aus gemessenen Temperaturen. Diese wurde über die Beziehung von [WAGNER] und [DALTON] (siehe Abschn. 2.1) in ihren entsprechenden Dampfdruck umgerechnet. Alle Drücke wurden zum Zeitpunkt des Austragsdurchbruchs (2.4 d) berechnet .

Wie den Druckprofilen zu entnehmen ist, erfüllen lediglich die Profile g und v die Dampfdruckbedingung. Profil g befindet sich am Rand der Linsen, Profil v bereits außerhalb. Die Druckprofile stellen einen Versuch dar, mit den zur Verfügung stehenden Daten eine Aussage zu generieren. Die Grundaussage ist, dass kein Profil zum Zeitpunkt 2.4 d die Siedevoraussetzungen erfüllt. Jedoch fließen hier Annahmen ein und es kann davon ausgegangen werden, dass der Schadstoff nicht mehr zu 100 % in dem ihm zugeordneten Rahmen ist. Vielmehr ist bei der Infiltration Schadstoff aus Linse entwichen, wurde Schadstoff durch die Grundwasserströmung zum Heizelement verfrachtet und haben Kapillarkräfte eine Bewegung zum Dampfraum erzeugt.

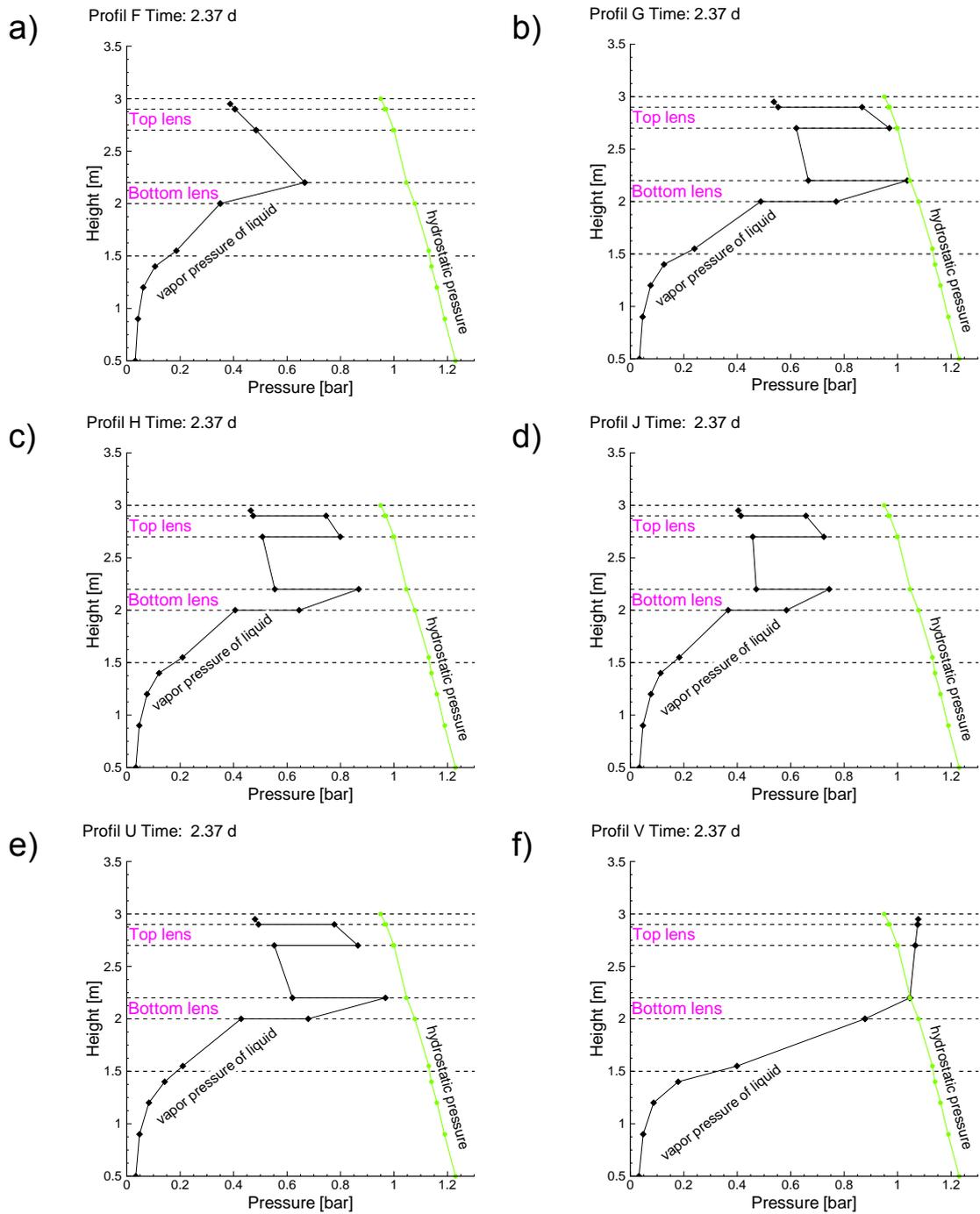


Abb. 6.11: Druckprofile des hydrostatischen Drucks und des Drucks in der Flüssigphase im großen Behälter

6.4 Einzelstrangbeprobung

Zur Kontrolle und Beobachtung der Absaugleistung werden die Absaugstränge der Bodenluftabsaugung einzeln beprobt. Für den kleinen Behälter stellt sich hierbei heraus, dass der unterstromige Absaugbrunnen (E 2-1) höhere Konzentrationen aufweist, als der oberstromige Brunnen (E 2-2). Dabei haben beide Brunnen die gleiche Absaugleistung. In Abb. 6.12 ist der Konzentrationsanteil des unterstromigen Absaugbrunnens anteilig an der mittleren Konzentration beider Brunnen über die Zeit aufgetragen. Hierbei zeigt sich, dass der höhere Anteil des unterstromigen Brunnen mit der Zeit abnimmt. Nach 25 Tagen hat E 2-2 einen Konzentrationsanteil von 85 %. Er entnimmet also mehr als die 5-fache Schadstoffmenge des E 1-1. Dieser Befund deckt sich mit dem Konzentrationsmaximum aus der ungesättigten Zone, welches dort nach 25 Tagen gemessen wurde (siehe Abschn. 5.1.5). Darüberhinaus weisen die Konzentrationen in der ungesättigten Zone Anteile von 1,2 DCB auf. Da 1,2 DCB erst nach 82 Tagen in der Bodenluftabsaugung detektiert wurde, lässt dies darauf schließen, dass der Schadstoff nicht über den Dampfraum in die ungesättigte Zone gelangt ist, sondern über die Wasseroberfläche ausdampft ist. Da im Absaugbrunne zu diesem Zeitpunkt keine 1,2 DCB Konzentrationen gemessen wurden, ist davon auszugehen, dass der ausdampfende Schadstoff in die ungesättigte Zone nicht vollständig über die Absaugbrunnen erfasst wurde.

Nach 70 Tagen stehen die Brunnen wieder im Gleichgewicht. In beiden Brunnen wird dann die gleiche Austragskonzentration gemessen. Zu diesem Zeitpunkt wird in der Lage 400 keine Schadstoff mehr gemessen, ebenso an der Messstelle A330.

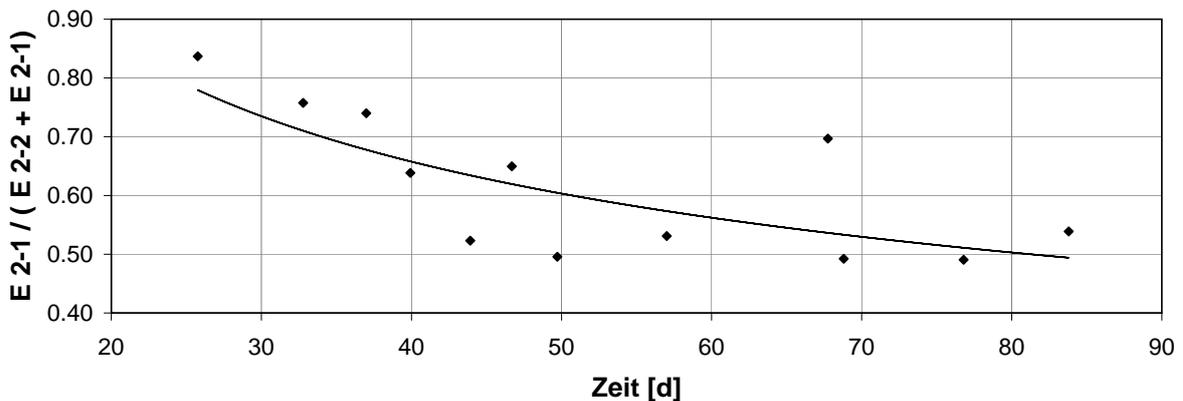


Abb. 6.12: Zusammenhang zwischen Eindringtiefe der Dampffront und Massenaustrag

6.5 Intermittierender Betrieb

Wie bereits angedeutet, wurde während des Versuchsbetriebs die Energiezufuhr zeitweise unterbrochen. In den Austragsganglinien konnte beobachtet werden, dass dies zu einer kurzzeitigen Erhöhung der Konzentrationen im Austrag führt. In diesem Ab-

schnitt sollen diese Phasen am Beispiel des großen Behälters in zweierlei Hinsicht untersucht werden. Einmal gilt es zu prüfen, ob sich durch den intermittierenden Betrieb der Massenausstrag steigern lässt und sich daraus ein Bewirtschaftungskonzept entwickeln lässt. Weiter sollen die zu Grunde liegenden Prozesse untersucht werden, um damit ein erweitertes Prozessverständnis zu generieren. Abb. 6.13 zeigt die Änderung der Konzentrationen infolge des intermittierenden Betriebs. Dabei wird jede Ausschaltphase getrennt betrachtet.

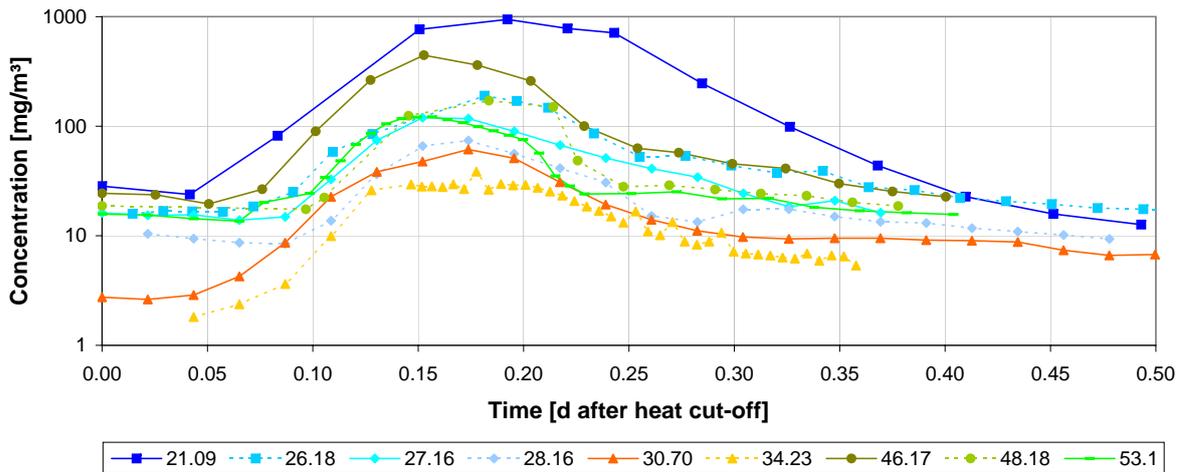


Abb. 6.13: Konzentrationen im Austrag für verschiedene Ausschaltphasen

Um die Austragskurven vergleichbar zu machen, wurden diese auf den Ausschaltzeitpunkt bezogen. Maßgebend für das Wiedereinschalten der Heizelemente war das Konzentrationsmaximum. Hiernach wurden die Energiezufuhr wieder aktiviert.

Es zeigt sich, dass in allen Fällen das Konzentrationsmaximum zwischen 0.15 und 0.2 d nach dem Ausschalten auftritt. Weiter fällt auf, dass sich nach 0.05 d ein Konzentrationsminimum einstellt. Zudem nimmt das Konzentrationsmaximum mit zunehmender Wiederholung ab.

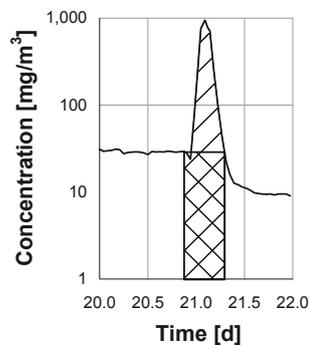


Abb. 6.14: Ermittlung des Massenmehraustrags während des intermittierenden Betriebs

Abb. 6.15 veranschaulicht diesen Sachverhalt und zeigt die Konzentrationssteigerungen als Ganglinie, sowie den zusätzlichen Massenausstrag. Dafür werden die Konzentrationen vor Ausschalten linear extrapoliert. Die Differenz der schraffierten Flächen aus Abb. 6.14 ergibt den Mehraustrag. Abb. 6.15a zeigt, dass die Konzentrationssteigerung einen globalen Trend nach unten hat. Jedoch gibt es lokale Steigerungen. Quantitativ äußert sich dieses Verhalten in Abb. 6.15b. Zu Beginn des intermittierenden Betriebes betragen die zusätzlichen Austragswerte 6 g und fallen anschließend bis auf 1.5 g. Nach 34 Tagen werden wieder 6 g mehr ausgetragen. Doch auch dieser Mehraustrag fällt bis auf 2.5 g zurück. Hier stellt sich die Frage ob sich dadurch auf Dauer ein höherer Gesamtaustrag erzielen lässt.

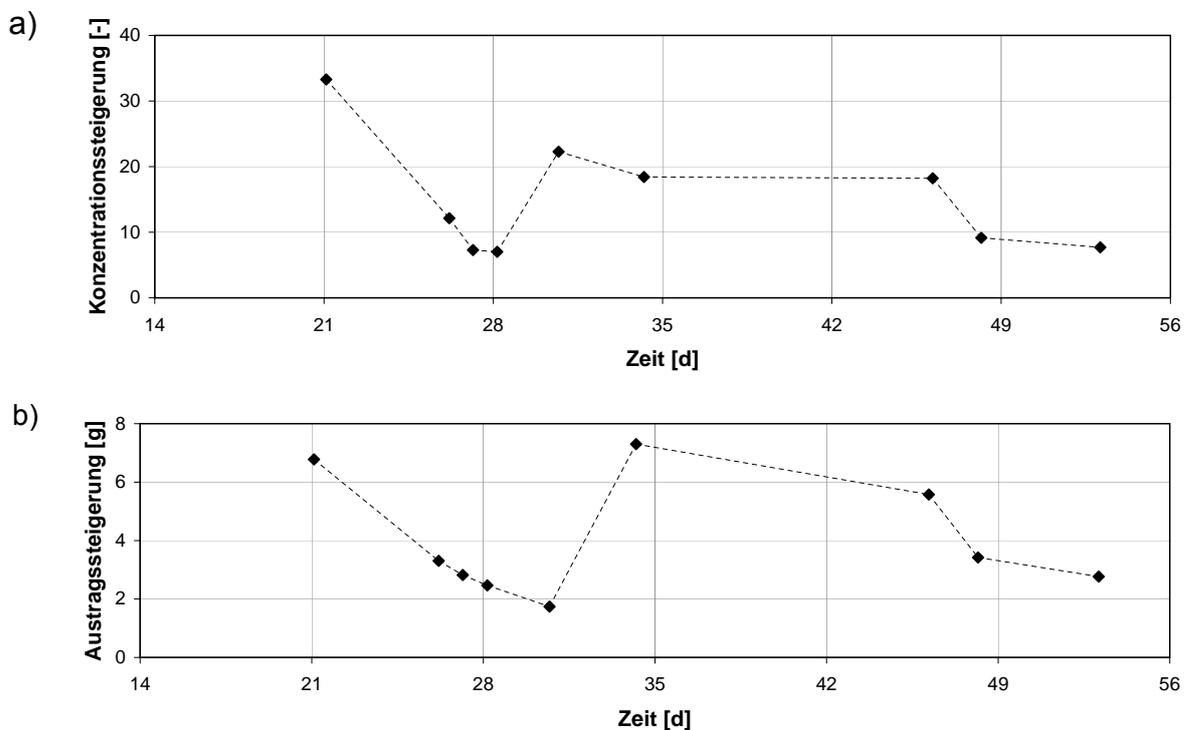


Abb. 6.15: Konzentrationssteigerungen und Massenmehrausträge während des intermittierenden Betriebs

Um diese Frage zu beantworten müssen zwei Zeitskalen verglichen werden. Wird für die Ermittlung der Mehrausträge das Konzentrationsniveau zum Zeitpunkt der Abschaltung der Heizelemente herangezogen, ergeben sich dadurch die bereits besprochenen Werte. Dies führt zu einer Steigerung des Austrags über die sog. Netto-Peakfläche, im gesamten Versuch ≈ 36 g. Daneben wird die Frage aufgeworfen, welches Austragsniveau sich ohne den intermittierenden Betrieb eingestellt hätte. Ein Weg dies zu untersuchen ist die Zeitskala zu ändern. Wird nicht nur eine Konzentrationssteigerungen sondern die komplette Konzentrationsganglinie mit allen Konzentrationssteigerungen (siehe Abschn. 6.16) betrachtet, lässt sich ein anderes Bild zeichnen.

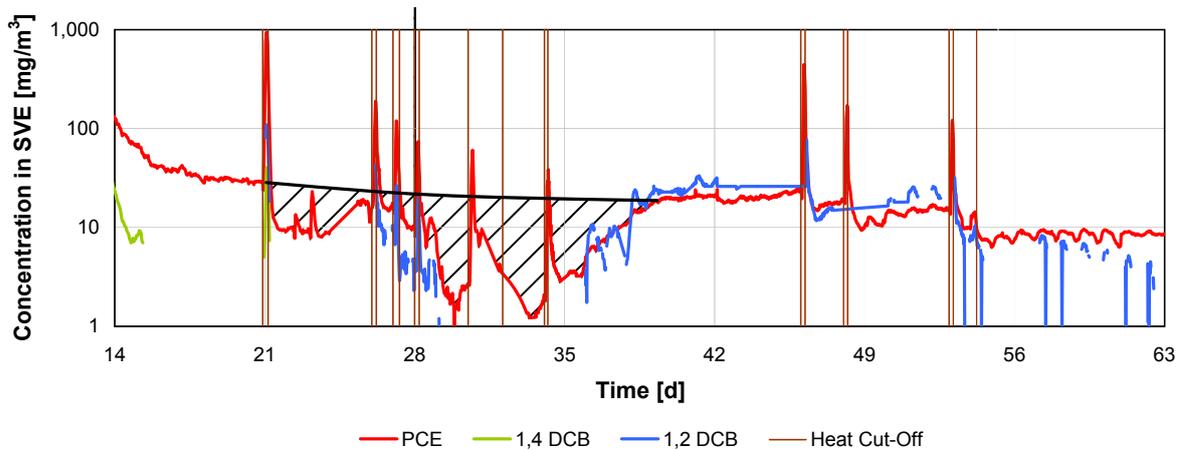


Abb. 6.16: Bewertung des Massenmehraustrags aus dem intermittierenden Betriebs

Es fällt auf, dass nach jedem Ausschalten das Konzentrationsniveau verglichen mit dem Niveau vor Ausschalten niedriger ausfällt. Dabei fällt die Konzentration um bis 65 % zurück. In den darauffolgenden Tagen steigen die Konzentrationen wieder an, bis sie ein Niveau erreichen, welches dem vorherigen entspricht. Werden die Konzentrationen vor dem ersten Ausschalten bis Mitte der 35. Woche extrapoliert, ergibt sich die in Abb. 6.16 dargestellte Kurve. Die schraffierte Fläche quantifiziert den Austragsverlust, welcher sich nach Wiedereinschalten der Heizelemente ergibt. Zieht man die schraffierte Fläche von der Gesamtfläche unter der Geraden ab, ergibt sich ein Austragsszenario, ohne intermittierenden Betrieb. Die Masse aus dem Austragsszenario und die tatsächliche Austragsmasse sind in Tab. 6.3 dargestellt. Die beiden Werte weisen eine Abweichung von 17 % auf, was den Schluss zulässt, dass der intermittierende Betrieb zu keiner Austragssteigerung führt.

tatsächliche Austragsmasse [g]	Szenario Austragsmasse [g]
97	116

Tab. 6.3: Vergleich der tatsächlichen Austragsmasse mit einem Szenario ohne intermittierenden Betrieb

Hier stellt sich die Frage, warum sich die zusätzlichen Austräge mittelfristig erholen. Eine mögliche Antwort wäre ein System welches sich durch regelmäßiges Betätigen stetig entlädt. Durch Warten lädt sich das System wieder bis zu einem gewissen Niveau auf. Dieses System entspräche hier einem Dampfraum, welcher von einem Kondensationsraum umgeben ist. Innerhalb des Dampfraums findet durch Heat-Pipe und Auftrieb ein angeregter Massentransport statt. Schadstoffbeladener Dampf kondensiert an der Dampffront aus. Im Gegenzug verdampft Wasser mit gelöstem Schadstoff. Diese Prozesse werden kontinuierlich durchlaufen und stehen im Gleichgewicht. Da das PCE einen um 21 °C erhöhten Siedepunkt hat, reichert er sich in der Flüssigphase (außerhalb des Dampfraums) an.

Dies zu bekräftigen wird während des intermittierenden Betriebs die Grundwasserkonzentrationen an den Profilen B und C in den Lagen 180 und 260 untersucht. Abb. 6.17 zeigt die Grundwasserkonzentration während einer ausgewählten Phase. Sowohl in C180 als auch in C260 konnte hier tendenziell ein Anstieg der Konzentrationen gemessen werden. Das Erreichen des Höhepunkts ist zeitlich vergleichbar mit dem Konzentrationsmaximum in der Abluft. Der Konzentrationsgang in den B Profilen ist dem in Profil C entgegengerichtet. Hier gehen die Konzentrationen bis zur Wiederaktivierung der Heizelemente zurück. Eine Änderung der Konzentration lässt auf eine Bewegung von Masse rückschließen.

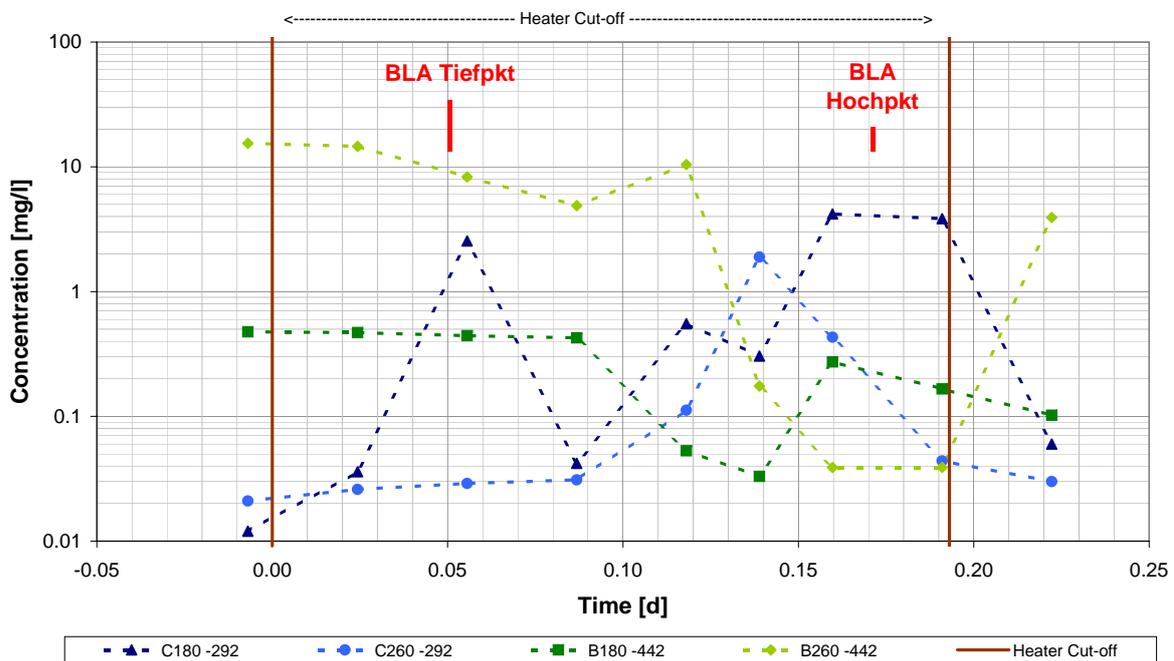


Abb. 6.17: Einfluss des intermittierenden Betriebs auf die Grundwasserkonzentrationen

Die Bewegung muss hier zum Dampfraum gerichtet sein. Durch das Ausbleiben der Energiezufuhr, kann der Dampfraum nicht mehr gehalten werden und kollabiert. Durch den plötzlichen Phasenwechsel von gasförmig zu flüssig entsteht ein Unterdruck, was einen Massentransport in Richtung des Druckminimums bewirkt. Das Phasengleichgewicht zwischen der Flüssig- und der Gasphase wirkt hierbei hemmend. Da das Phasengleichgewicht bestrebt ist den Druck auszugleichen, wird der Umgebung Enthalpie entzogen, um Wasser in die Gasphase zu überführen. Dies manifestiert sich in einer lokal stärkeren Abkühlung, wie Abb. 6.18a und 6.18b zeigen. Es wird deutlich, dass die Temperaturen im Bereich der Dampffront den stärksten Rückgang verzeichnen. Hier liegt das Temperaturminimum, da hier am meisten Enthalpie entzogen wird. Nach längerer Zeit wird sich ein stabiles Gleichgewicht einstellen und die Temperaturen gehen gleichmäßig zurück.

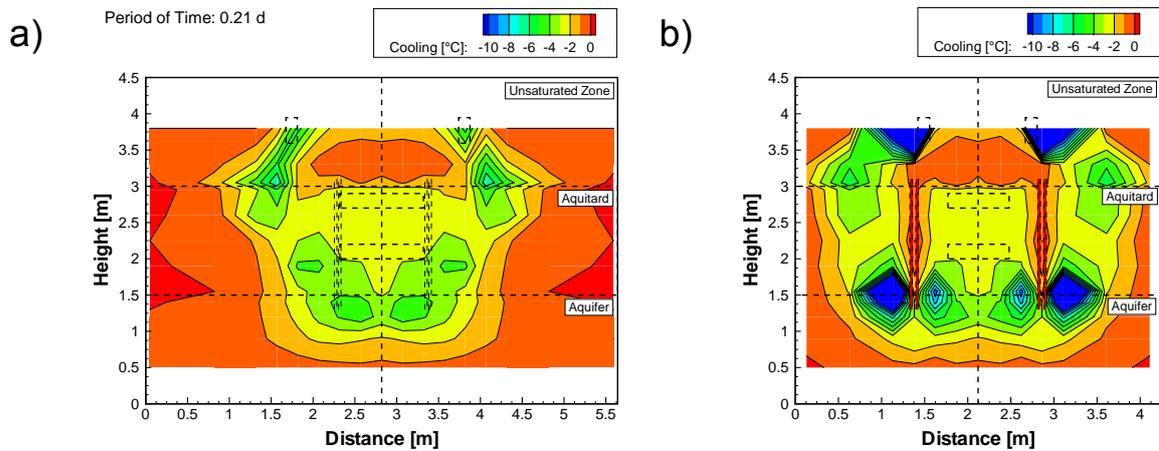


Abb. 6.18: Einfluss der Ausschaltphase auf die Temperaturen im großen Behälter

Die Änderung der Piezometerhöhen während des intermittierenden Betriebs sind in Abb. 6.19 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Piezometerhöhe in allen gemessenen Profilen gleichstark abnimmt. Die Abnahme beträgt hierbei bis zu 15 cm. Bilanztechnisch lässt sich aus dieser Piezometerhöhe keine Druckhöhe auslesen. Das rechte Bild stellt den Versuch dar, mit der ermittelten Absenkkurve den kollabierenden Dampfraum auf das Brunnenmodell von THEIS anzuwenden. Die Piezometerhöhe wurde als Wasserstandshöhe angenommen. Nach dem THEIS'schen Typkurvenverfahren aus [HOELTING, 2005 [15]] lassen sich die Absenkung s [m] als Funktion von t/r^2 [s/m²] auftragen. Mit den Ablesewerten von W_* [-], u_* [-], s_* [s/m²] [m] und $(t/r^2)_*$ [s/m²] lassen sich über die bekannten Zusammenhänge aus Gl. 6.3

$$T = \frac{-\dot{V}_w}{4\pi s_*} W_* \quad S = 4T \left(\frac{t}{r^2}\right)_* u_* \quad (6.3)$$

die in Tab. 6.4 dargestellten Ergebnisse ermitteln, wobei \dot{V} mit der abgesenkten Piezometerhöhe zu 7.7×10^{-5} m³/s ermittelt wird.

W_*	u_*	s_*	$(t/r^2)_*$	T [m ² /s]	S [-]
1.00	25	0.3	25	2.05×10^{-5}	0.05

Tab. 6.4: Ergebnisse des Typkurvenverfahrens von THEIS

Aus der Transmissivität lässt sich ein k_f -Wert von 6.9×10^{-6} m/s errechnen. Dieser kann in guter Näherung dem mittleren k_f -Wert der beiden Schichten zugeordnet werden. Der Speicherkoeffizient entspricht der effektiven Porosität n_e [-] (HOELTING, 2005 [15]). Diese beträgt für feinsandige Schichten 0.1 - 0.2 und liegt damit im Nahbereich des ermittelten Speicherkoeffizienten. Die Ergebnisse zeigen also, dass sich das Typkurvenverfahren in guter Näherung auf den kollabierenden Dampfraum anwenden lässt.

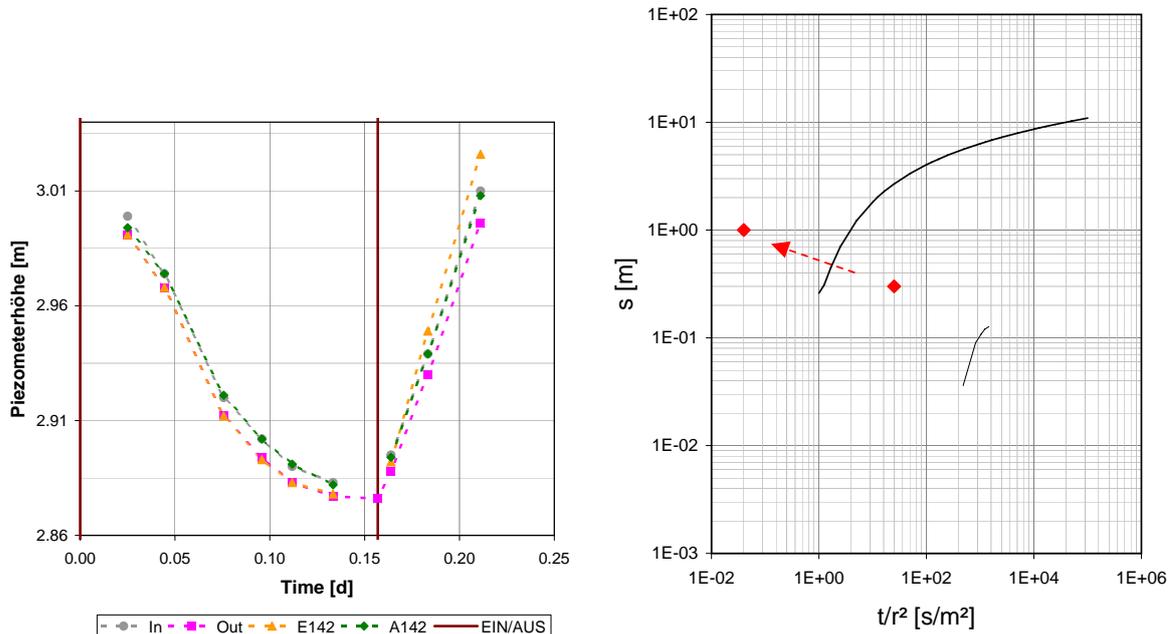


Abb. 6.19: Anwendung des Typkurvenverfahren von THEIS auf den Dampfraum

Wie gezeigt werden konnte rührt der Konzentrationsanstieg von angeströmten angereichertem Grundwasser. Der Prozess wird überlagert durch einen weiteren Effekt. Diese hat seinen Ursprung in der Erhöhung des Volumenstroms, was eine Folge sinkender Temperaturen im Abluftstrom ist. Die Luft kann dadurch weniger Dampf tragen. Somit erhöht sich der Luftmassenanteil. Damit steigen beide Faktoren, welche als Produkt den Massenaustrag ergeben. Trennt man die beiden Teile auf, so lässt sich errechnen, dass die Volumenstromerhöhung einen Anteil von 15-18 % an der Massenströmerhöhung hat. Der Tiefpunkt in der Austragskonzentration bei 0.05 d findet hier ebenfalls seine Erklärung. Durch den Druckabfall wird Dampfmassenstrom kurzzeitig vermindert. Dies führt dazu, dass die Absaugbrunnen in der ungesättigten Zone Bodenluftmassen aus anderen Bereichen ansaugen. Durch diese Mischungsverschiebung senkt sich die Konzentration des Schadstoffs aus dem Dampfraum.

6.6 Ermittlung der Wärmetransportprozesse durch Kennzahlen

Ein System wie es hier vorliegt ist immer eine Überlagerung von Prozessen, jedoch meist mit einem dominierenden Hauptprozess. Abb. 6.20 stellt den Versuch dar, mittels Kennzahlen eine räumliche Aussage über die verschiedenen Wärmetransportprozesse zu erzeugen. Die dafür erhobenen Pe-Zahlen (Péclet-Zahlen) finden sich in Tab. 6.5 wieder. Die Pe-Zahl beschreibt nach folgender Definition das Verhältnis von konvektiv transportierter zu geleiteter Wärmemenge (Gl. 6.4).

$$Pe = \frac{l v_{a,x} \rho c_p}{\lambda} = \frac{l v_{a,x}}{\alpha} \quad (6.4)$$

Für die Wärmeleitfähigkeit wird ein Wert von 0.3×10^{-6} [W/mK] angesetzt. Die Abstandsgeschwindigkeit des Wassers $v_{a, w}$ [m/s] ergibt sich für den Bereich außerhalb des Dampfraums aus den gemessenen Piezometerhöhen und k_f -Werten für jede Lage. Unter Berücksichtigung der Anisotropie wird diese mit einem Faktor 10 multipliziert (siehe Abschn. 3.1). Für die Konvektion wird mit der Annahme einer Parallelströmung gerechnet. Die Abstandsgeschwindigkeit des aufsteigenden Dampfes $v_{a, D}$ [m/s] lässt sich aus der Grundwasserbilanz ermitteln. Aus der Differenz zwischen Zu- und Abflussmasse ergibt sich die verdampfte Masse. Weitere Annahmen, wie die durchflusswirksame Fläche für den Dampf, werden mit 2.25 m^2 getroffen. Dies entspricht einem Quadrat, welches sich um die Fläche der Heizelemente fügt und dabei berücksichtigt, dass 2-Phasen-Bereiche im Dampfraum aufgrund der relativen Permeabilität von Dampf (Abb. 6.1) schlechter durchflusswirksam sind. Ist diese Fläche bekannt, lässt sich daraus die vertikale Abstandsgeschwindigkeit des Dampfes v_a [m/s] bestimmen.

Kl. Behälter	Phase 0	Phase 1	Phase 2	Phase 3	Phase 4
Aquifer	2527	1064	177	177	177
Aquitard	6	3	0	0	0
Dampfraum	163805	13000	8424	8424	13104

Gr. Behälter	Phase 0	Phase 1	Phase 2	Phase 3	Phase 4
Aquifer	1749	-	-	-	-
Aquitard	4	-	-	-	-
Dampfraum	19501	-	-	-	-

Tab. 6.5: Überblick über die ermittelten Pe-Zahlen für den kleinen (oben) und den großen Behälter (unten)

Große Pe-Zahlen stehen für einen konvektiv dominierten Wärmetransport. Bei kleinen Pe-Zahlen hingegen überwiegt der konduktive Anteil. Ein Blick auf die vorliegenden Werte zeigt, dass der Aquifer sowohl in beiden Behältern, als auch in allen Betriebsphasen stark konvektiv dominiert. Der hohe Wasserdurchsatz erzeugt also eine rein konvektive Wärmeübertragung. Eine Überlegung hinsichtlich der Sensitivität ist bei den hohen Pe-Zahlen überflüssig.

Anders ist dies im Aquitard. Hier liegen die Werte im Nahbereich von 1. Das bedeutet, dass eine Verdopplung eines Faktors zu einem ungleichmäßig höheren Anteil der einen oder anderen Wärmeübertragungart führt. Die Parameter sind also sensitiv. Und da

alle ermittelten Werte eine nicht vernachlässigbare Spanne aufweisen, wäre es falsch bei einer Pe -Zahl von 4 von einem konvektiv dominierten Transport zu sprechen. Daher findet im Aquitard ein gemischter Transport statt.

Für den Dampfraum gilt wieder die erste Überlegung. Durch die hohe Dampfaufstiegs-
geschwindigkeit von $v_a = 0.03$ m/s findet hier ein rein konvektiver Transport statt. Zwischen den Heizelementen und der Dampffront stellt sich nach Abschn. 2.12 eine Heat-Pipe ein. Unter Annahme von Radialsymmetrie kann dieses Bild in alle Achsen gelegt werden.

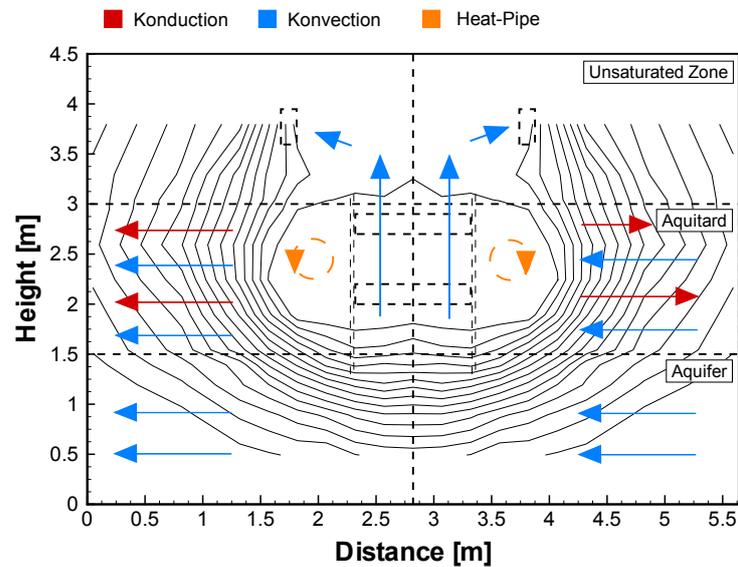


Abb. 6.20: Prinzipielle Darstellung der Wärmetransportprozesse mit der Pe -Zahl

Wenngleich sich recht exakte Pe -Zahlen generieren lassen, sei nochmals darauf hingewiesen, dass diese so nicht gelesen werden dürfen. In die Erzeugung der Werte fließen viele Annahmen und Idealisierung ein. Damit lässt sich niemals die komplexe und differenzierte Wirklichkeit der Prozesse auf Kommastellen abbilden. Doch ist dies auch nicht Aufgabe der Kennzahlenermittlung. Diese dient dazu, den Prozessen eine Größenordnung zu geben, was bei den vorliegenden Kennzahlen erreicht wurde.

Wärmetransportprozesse lassen sich nicht nur über Kennzahlen differenzieren. Konvektive Einflüsse auf den Transport spiegeln sich z.B. auch in einer thermischen Abström-fahne wieder. Allgemeiner gesprochen stellt sich in den Temperaturbildern nach Erreichen des stationären Zustands eine Ablenkung der Isothermen ein. In den vorliegenden Temperaturbildern konnte dies, wie bereits erwähnt, nicht gezeigt werden. Allerdings konnte ein ähnlicher Effekt in der Aufheizphase anhand der Bodenluftabsaugung beobachtet werden. Hier war zwar noch kein stationärer Zustand erreicht, jedoch konnte infolge einer Variation in der Absaugleistung ein Knick in der Temperaturganglinie verzeichnet werden. Abb. 6.21 zeigt diesen Effekt.

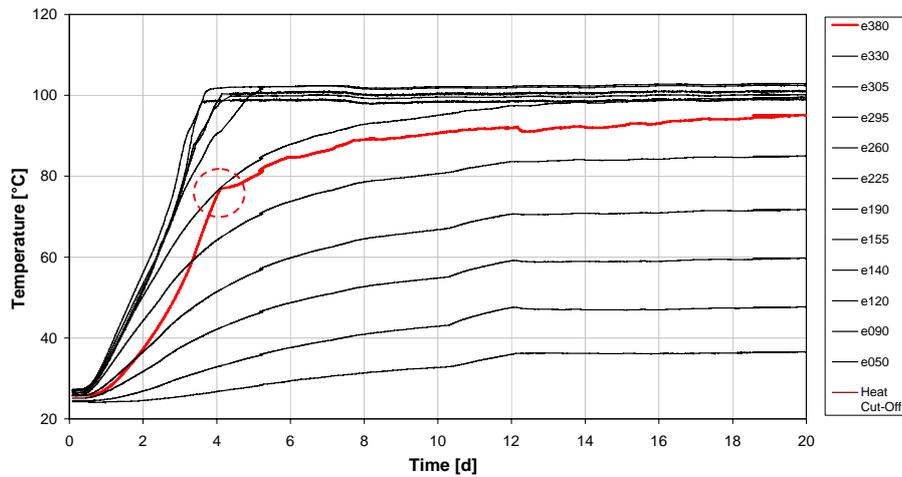


Abb. 6.21: Temperaturganglinie als Charakteristikum für Wärmetransportprozesse

Die in rot gefasste Linie markiert dabei die Pt100 Sonde aus Profil e, welche sich in der Lage 3.8 m befindet. Der Volumenstrom der BLA, welcher in Folge des hohen Dampfgehaltes, nach Inbetriebnahme des Dampfraumes, stark abgesunken ist, wurde nach 4 Betriebstagen nachgeregelt. Dadurch erhöhte sich der Volumenstrom mit einem Mal von $194 \text{ m}^3/\text{h}$ auf $233 \text{ m}^3/\text{h}$, was eine Kühlung des Bodens zur Folge hatte. Dieser Effekt spiegelt sich in einem Knick in der Temperaturganglinie wieder. Bewirkt dieser Knick nun, dass die Temperaturganglinie ihr stationäres Niveau verspätet erreicht, dominiert weiterhin der konduktive Anteil. Erreicht die Temperaturganglinie nur ein tiefergelegenes Niveau deutet dies auf ein gemischtes System hin. Ein konvektiver Abtransport von Wärme senkt die stationäre Temperatur. Betrachtet man den weiteren Verlauf der Ganglinie, so ist ein solches Verhalten durchaus denkbar. Somit stellt sich im Einzugsgebiet der Bodenluftabsaugung auch ein Mischsystem ein. Temperaturganglinien können also auch zur Unterscheidung von Wärmetransportprozessen herangezogen werden.

6.7 Wärmebilanz des Behälters

Aus den Betriebsparametern ergeben sich für den großen Behälter im stationären Fall folgende Enthalpieströme (6.6):

HE [kW]	Q_{GW} [kW]	Q_{KoW} [kW]	Q_{BLA} [kW]	Q_{KueW} [kW]	Q_V [kW]
+12	-0.28	-0.02	-0.02	-6.2	-5.48

Tab. 6.6: Übersicht Enthalpieströme für den großen Behälter im stationären Fall

Durch die Heizelemente erfolgt ein Energieeintrag von 12 kW. Der Energieverbrauch verteilt sich auf folgende Ströme: Grundwasser (GW), Kondensatwasser (KoW), Bo-

denluftabsaugung (BLA), Kühlwasser (KueW). Die Enthalpieströme ergeben sich aus den Temperaturen am Ein- und Auslauf der jeweiligen Ströme ins System. Die Verluste (V) repräsentieren die Verluste über die Berandung und bilden die Differenz zum Energieeintrag. Über das Grundwasser werden 0.28 kW abtransportiert, was bedeutet, dass an den Aquifer nur 2.5 % der eingetragenen Wärme verloren geht. Über 50 % der Energie stehen der Verdampfung zur Verfügung. Diese schlagen sich in Q_{KueW} [kW] nieder. Das Kühlwasser entzieht dem Dampf aus der Bodenluftabsaugung im Kondensator Wärme. Diese entspricht damit der Verdampfungsleistung des Systems. Zur Ermittlung von Q_{KueW} wurden mehrere Möglichkeiten durchgerechnet. Ein Weg besteht darin, aus der Wasserbilanz die Dampfmasse zu berechnen und über die benötigte Verdampfungsenthalpie die Verdampfungsleistung zu berechnen. Weitere Herangehensweisen bestehen darin, die Enthalpie des Kühlwassers zu ermitteln. Auch hier kann wieder unterschieden werden zwischen der Methode die Enthalpieabgabe der zu kühlenden Ströme zu ermitteln und der Methode die Enthalpieaufnahme des zu kühlenden Wasser zu ermitteln. Es ergeben sich hierbei Diskrepanzen von bis zu 10 %. Letztere Methode wurde angewandt, da sie sich auf computergestützte Datenerfassung beschränkt. Dies führt zu einer höheren Genauigkeit in der Messdatenermittlung.

Für die messtechnische Ermittlung der Wärmeverluste über die Berandung wurden an den Auswänden Temperaturfühler angebracht. Unter Anwendung der in Abschn. 2.2 bis 2.2 vorgestellten Gesetze aus der Wärmeübertragung kann der Wärmeverlust ermittelt werden. Dabei treten all Formen der Wärmeübertragung auf. Für die Verluste über die Seitenwände und die Rückwand wird der Wärmedurchgang durch mehrere Schichten berechnet, wohingegen der Verlust über die Vorder- und Oberseite als freie Konvektion und Wärmeabstrahlung berechnet wird. Der Verlust über die Unterseite wird ebenfalls als Wärmedurchgang gerechnet, da die Luft hier schlecht abtransportiert werden kann. Als zusätzliche Wärmeemittenten treten die Gehäuse der Heizelemente und die zum Kondensator führenden Schläuche auf. Hieraus ergeben sich die in Tab. 6.7 dargestellten Koeffizienten.

	Oben	Unten	Rechts	Links	Front	Rücken	Schläuche	Gehäuse
α [W/m ² K]	2.29	-	-	-	2.46	-	4.23	3.69
α_S [W/m ² K]	5.69	5.60	-	-	5.65	-	6.46	5.96
k [W/m ² K]	-	0.03	9.14	9.14	-	40.00	-	-

Tab. 6.7: Wärmeübergangskoeffizienten α , Strahlungswärmeübergangskoeffizienten α_S und Wärmedurchgangskoeffizienten k für die Berandung des Behälters

Die für die Ermittlung der Koeffizienten benötigten Temperaturen werden aus den in Abb. 6.22 dargestellten Temperaturverteilungen abgeleitet. Hierfür wird das flächenmäßige Temperaturmittel gebildet. Die Temperaturen an den nicht zugänglichen Seiten- und Rückwand werden mittels Extrapolation aus den im Behälter installierten Temperaturfühlern errechnet.

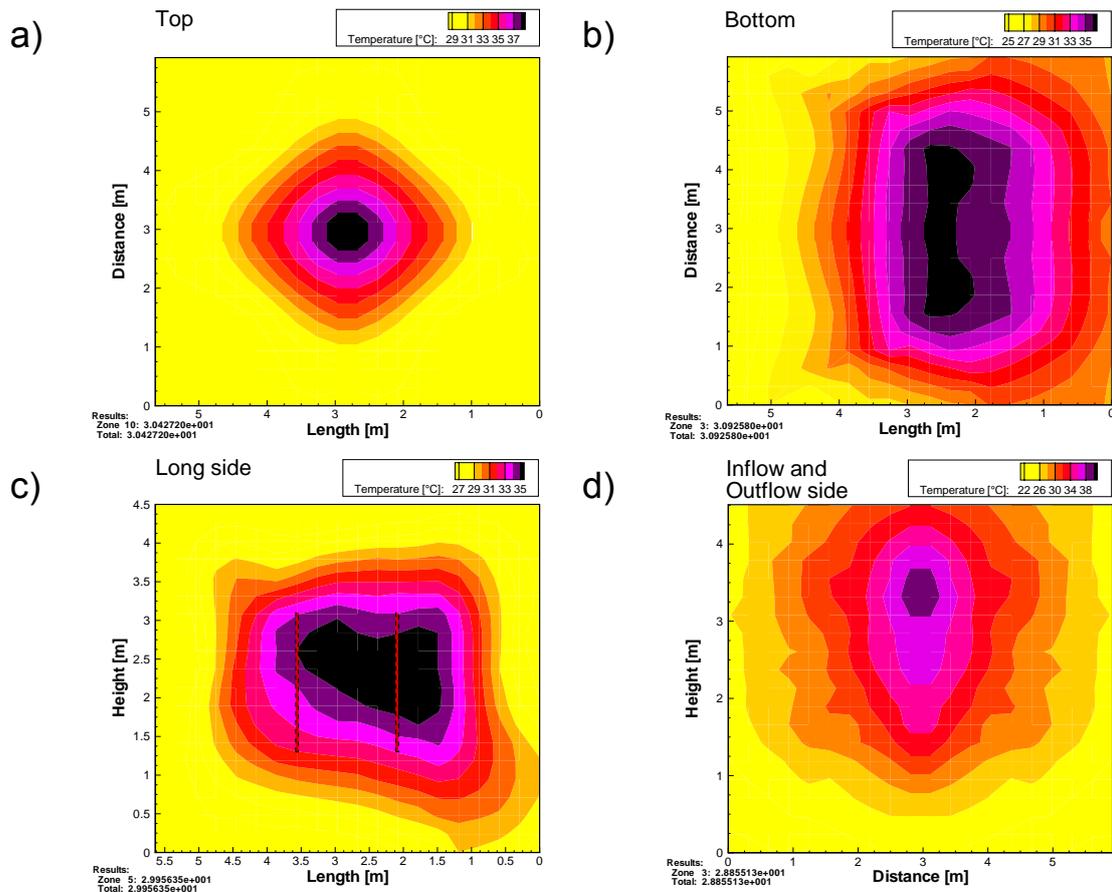


Abb. 6.22: Temperaturverteilung an der Berandung des großen Behälters

An der Temperaturverteilung zeigt sich deutlich der Einfluss der thermischen Abstromfahne. An Behälterunterseite (Abb. 6.22b) bildet sich ein wärmerer Abstrombereich. Darüberhinaus ist die Achse mit den höchsten Temperaturen nicht konkruent mit der Symmetrieachse des Setups. Abb. 6.22c stellt die Temperaturen an der Behälterseite in Längsrichtung dar. Hier wird die Strömung zum Auslass deutlich. Die Temperaturen zeigen erhöhte Werte am Auslass. Ein Effekt, welcher sicherlich nicht so deutlich zutage tritt und hier der geringen Anzahl an Messstellen geschuldet ist. Durch eine Wärmebildkamera kann gezeigt werden, dass die Nase an der Frontseite weniger stark ausgeprägt ist. Die Konduktion in der Behälterwand tritt damit mehr in Vorschein. Die Temperaturen an der Behälteroberseite in Abb. 6.22a zeigen ein deutlich heißeren zentralen Bereich.

Aus der mittleren Temperatur an der Behälterwand wird das Mittel zur Umgebungstemperatur bzw. der jeweiligen Temperatur im Nachbarbehälter gebildet. Die Temperaturen in den zwei benachbarten Behälter konnten zum einen aus installierter Messtechnik ermittelt werden. Zum anderen wurde die beim Drainieren der Behälter gemessene Temperatur im Auslass für die innere Temperatur angesetzt. Durch Einsetzen der Koeffizienten und Temperaturdifferenzen in Gl. 2.32 ergeben sich für die Wärmeverluste

die in Tab. 6.8 dargestellten Verluste.

	Oben	Unten	Rechts	Links	Front	Rücken	Schläuche	Gehäuse
Q_V [kW]	1.31	0.98	0.28	0.28	1.13	0.77	0.55	0.50

Tab. 6.8: Wärmeverluste über die Berandung des großen Behälters

Tab. 6.9 zeigt die Aufteilung nach Art des Wärmeverlusts. Hierbei steht Q_L [%] für den Anteil der Wärmeleitung und des Wärmeübergangs. Q_S [%] repräsentiert den Anteil der Wärmeabstrahlung.

	Oben	Unten	Rechts	Links	Front	Rücken	Schläuche	Gehäuse
Q_L [%]	30	0	100	100	30	100	40	50
Q_S [%]	70	100	0	0	70	0	60	50

Tab. 6.9: Unterscheidung nach Art des Wärmeverlusts

Der Gesamtwärmeverlust lässt sich dabei auf 5.79 kW beziffern. Dieser weicht von den aus der Bilanz ermittelten 5.48 kW um 5 % ab.

6.8 Bewertung der Ergebnisse

6.8.1 Temperaturen

Die Siedetemperatur nimmt mit der Tiefe zu (siehe Abschn. 2.1). Dies kann aus technische Gründen nicht in den Bilder umgesetzt werden. Als mittlere Siedetemperatur wird in den Vertikalschnitten 100.4 °C angesetzt. Abb. 6.23 zeigt die Abweichung der mittleren von der absoluten, tiefengetreuen Siedetemperatur. Für die Ermittlung der absoluten Siedetemperatur wird für jede Tiefe der Dampfdruck bestimmt und diese Tiefe auf der zugehörigen Isotherme markiert. In Abb. 6.23 sind der Längs- und der Diagonalschnitt zu einem Schnitt zusammengefasst. Es kann gezeigt werden, dass die Abweichung nur sehr klein ist und sich mit dieser Annahme keine signifikanten Abweichungen ergeben.

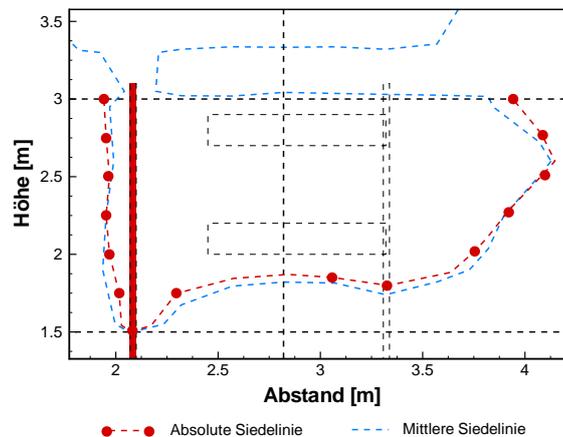


Abb. 6.23: Abweichung der absoluten Siedelinie von der gemittelten Siedelinie

Strenggenommen ist auch die Annahme einer Siedetemperatur von reinem Wasser eine Annahme. Im vorliegenden System handelt es sich um ein ternäres System, bestehend aus Wasser, PCE und einem Tracer. Der Siedepunkt des binären Gemisches Wasser-PCE erfährt nach dem Gesetz von Dalton (siehe Abschn. 2.6) eine Temperaturerniedrigung auf 88 °C. Allerdings nur in dem idealisierten Fall, dass sich neben jedem Wassermolekül eine PCE-Molekül befindet. Um diesen Sachverhalt zu berücksichtigen, wurde der Schadstoff im Wechsel mit Wasser injiziert. Der Modellfall kann dadurch trotzdem nicht erreicht werden. Das Gemisch wird weder bei 100,4 °C, noch bei 88 °C sieden. Der Siedepunkt liegt je nach örtlicher Zusammensetzung dazwischen. Letztlich ist das aber genau im Feld der Fall. Es kann größere und kleinere Schadstoffpools geben, welche erst bei 168 °C sieden. Im Bereich der Phasengrenzen wird sich eine Gemischsiedetemperatur von 88 °C einstellen. Umgebungswasser wird bei 100 °C sieden. Darüber hinaus ändert sich die Zusammensetzung mit der Zeit. Da gegenüber dem PCE sehr viel mehr Wasser zur Verfügung steht und stetig nachgeliefert wird, bewegt sich die Siedetemperatur im 2-Phasen-Diagramm (siehe Abschn. 2.4) mit der Zeit von der örtlichen Ausgangszusammensetzung x zur Siedetemperatur von reinem Wasser. Dieser Zusammenhang ist in Gl. 6.5 dargestellt.

$$\lim_{t \rightarrow \infty} T_{Siede} = T_{Siede, Wasser}(p) \quad (6.5)$$

Für die Sanierung ist aber letztlich noch ein weiterer Faktor relevant. Ein mobilisierter Schadstoff in einem Gasraum ist nicht gehoben, solange er nicht von den Absaugbrunnen erfasst wurde. Um dies zu gewährleisten muss eine Verbindung zur ungesättigten Zone hergestellt werden. Da über den Linsen reines Wasser ist, welches verdampft werden muss, gilt für eine erfolgreiche Überführung das Siedekriterium von reinem Wasser.

6.8.2 Gaschromatographie

Addiert man die Frachten für die Bodenluftabsaugung und das Grundwasser aus Tab. 5.1 für jeden Tracer zum Gesamtaustrag auf, erhält man den Gesamtaustrag. Dieser sollte über die beiden Linsen gemittelt jeweils dem Gesamtaustrag von PCE entsprechen. Sowohl im kleinen, als auch im großen Behälter ergeben sich an dieser Stelle Diskrepanzen. Im kleinen Behälter steht ein Tracer-Gesamtaustrag von 73 % einem PCE-Gesamtaustrag von 56 % gegenüber. Im großen Behälter sind es 42 % Tracer gegenüber 93 % PCE. Diese Abweichungen können durch Unterschiede im Siedeverhalten hervorgerufen sein, sind aber andererseits auch der Messtechnik geschuldet. Ein Unterschied zwischen Schadstoff und Tracer besteht in der Siedetemperatur. Der Schwersieder (Tracer) siedet 60 °C später. Er reichert sich in der wässrigen Phase an. Hinzukommen kommt das unterschiedliche Löslichkeitsverhalten der Stoffe.

Jedoch sind dies kleinere Effekte. Zudem können Unterschiede durch ungleiche Messgenauigkeiten für die verschiedenen Stoffe entstehen. Abb. 6.24 zeigt eine Auswahl an Chromatogrammen und verdeutlicht diesen Zusammenhang.

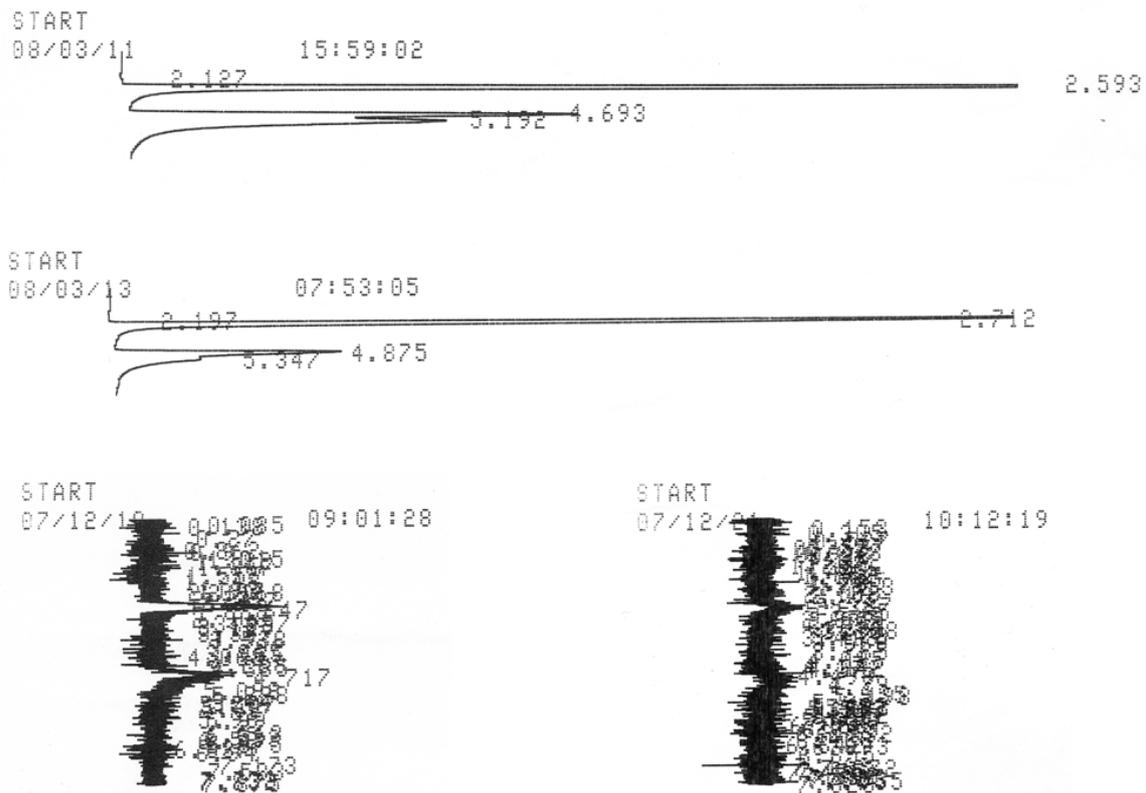


Abb. 6.24: Ausgewählte Chromatogramme des Gaschromatographen aus dem aktuellen Versuch

Es ist zu erkennen, dass die Qualität der Peakauflösung (Trennsäule) und der quantita-

tiven Erfassung (ECD) Mängel aufweist. Ein charakteristisches Problem geht dabei aus den in Abschn. 4.1.1 beschriebenen Forderungen an die Tracer hervor - ihre Trennbarkeit. Die beiden Tracer haben Retentionszeiten, welche nur 0.4 min auseinander liegen. Die hat zur Folge, dass das zweite Chromatogramm von oben die beiden Tracer-Peaks nicht mehr auftrennen kann. Dies wird zu einem Fehler in der Zuweisung führen. Quantitative Aussagen über Massenausträge wie in Tab. 5.4 können dadurch fehlerbehaftet sein. Zum Beispiel ist eine Schadstoffausbeute von 101.46 % nicht möglich, da nicht mehr ausgetragen werden kann, als eingebaut wurde. Trotzdem ist die Aussage mathematische richtig und bleibt die qualitative Aussage unberührt.

Die Grundlinie im Chromatogramm sollte im Idealfall eine ungestörte Gerade parallel zur Zeitachse darstellen. Zwei Chromatogramme zeigen ein Kurzzeitrauschen, welches sich als Zittern der Grundlinie darstellt. Dadurch kommt es zu einer Überschätzung der Quantität, doch bleibt auch hier die qualitative Aussage unberührt. Im Verlauf der Versuche wird versucht mit unterschiedlichen Mitteln die Aussagekraft der Chromatogramme zu verbessern. So konnte das Kurzzeitrauschen durch den Einbau einer neuen Lampe in die Ionisationskammer entschärft werden.

Eine dritte Fehlerquelle ist die Umrechnung der Peaks in Konzentrationen. Wie bereits in Abschn. 3.3.1 erwähnt erfolgt dies über Kalibrationsgeraden. Die zur Ermittlung der Geraden benötigten Proben werden von Hand erstellt. Handbemessungen unterliegen per se einer Unschärfe. Darüberhinaus sind die Kalibrationsgeraden einem Drift unterworfen (siehe Abb. 3.3). Um diesen Drift zu berücksichtigen, sollten die Kalibrationen in möglichst kleinen Abständen wiederholt werden. Idealerweise wäre eine kontinuierliche Kalibration. Da dies nicht möglich ist erfolgt die zeitliche Zuweisung der Kalibrationsgeraden mittels Interpolationen zwischen den jeweiligen Kalibrationsgeraden.

Die Kalibration sollte immer im Konzentrationsbereich des aktuellen Austrags erfolgen. Durch eine Funktion im Gaschromatographen (Attenuation) kann dieser Bereich eingestellt werden. Ändern sich die Konzentrationen im Austrag, muss die Attenuation nachgestellt werden. Dies wird dann schwierig, wenn der Schadstoffaustrag durchbricht. Im großen Behälter wurde dies besonders deutlich. Innerhalb weniger Stunden steigt die Konzentration um den Faktor 20,000 an. Da der Durchbruch nicht exakt vorhersehbar ist, ist ein direktes Nachjustieren nicht möglich. Die Tracer werden in diesem Bereich nicht getrennt. Darüber hinaus ist der PCE Peak so groß, dass er die Tracerpeaks überragt. Besonders gravierend ist dies, da in diesem Zeitraum bereits 75 % des Schadstoffs ausgetragen ist.

6.8.3 Flüssigprobenahme

Bei der Beprobung von Grundwasserprobenahmestellen mittels einer Saugpumpe wird an der Probenahmestelle ein Unterdruck angelegt. Dies hat zur Folge, dass Schadstoff in die Gasphase übergeht (siehe Abschn. 2.1). Wird diese Gasphase nicht miterfasst, führt dies zu einer Abweichung in der quantitativen Aussage.

Eine auf diese Probenahmeproblematik abzielende Bilanz ermöglicht die Untersuchung der Entnahme mit gekoppelter Gasphase (siehe Abschn. 3.5). Hierbei lässt sich der Verlust in die Gasphase quantifizieren. Am Beispiel der Probenahmestelle C260 (46.71 d) zeigt sich, dass bei der Gasprobenahme auf die Gasphase eine Konzentration von 500 mg/m^3 fällt. In der Flüssigphase werden 6 mg/l gemessen. Im gefüllten Tedlar-Bag (5 l) befinden sich daher 2.5 mg PCE . Unter der Annahme, dass diese Masse vollständig aus der Flüssigphase ausgedampft ist erhöht sich die Konzentration in der entnommenen Flüssigkeit (50ml) um 50 mg/l auf 56 mg/l . Es gehen also 90% des Schadstoffs durch die Anbringung eines Unterdrucks verloren. Dieses Beispiel zeigt, dass die absoluten Konzentrationen bei der Beprobung durch einen Unterdruck um ein Vielfaches höher sein müssen.

Kapitel 7

Interpretation der Wärme- und Strömungsprozesse

In den letzten drei Kapiteln wurden die Ergebnisse der beiden Versuche beschrieben und ausgewertet, die für die Beschreibung der Prozesse notwendigen Daten diskutiert und für das Prozessverständnis wichtige Sekundärdaten abgeleitet. In diesem Kapitel sollen die Prozesse zusammengefasst und bewertet werden. Abschließend folgt ein Erwartungswert für die Situation der Schadstoffverteilung nach der Sanierung in beiden Behältern, welche die Grundlage für die in nächsten Kap. 8 beschriebene Erkundungsmaßnahmen bildet.

7.1 Strömung und Transport von Schadstoff

Bei der Schadstoffbewegung muss zwischen Strömung und Transport unterschieden werden. Der Transport von Schadstoff erfolgt in gelöster Form mit der Grundströmung. Damit hängt dieser von der Abstandsgeschwindigkeit v_a ab. Temperaturbedingter Einfluss ist die Löslichkeit des Schadstoffs. Diese steigt im Bereich von 20 - 100 °C von 160 mg/l auf über 500 mg/l (DDB [1]). Der advective Transport wird von Diffusions-, Dispersions und Adsorptionsprozessen überlagert.

Wird das Löslichkeitsprodukt überschritten, fällt der PCE als NAPL-Phase aus. Das Unterschreiten der Grenzlöslichkeit kann z.B. dann der Fall sein, wenn die Grundwasserströmung kühlere Bereiche passiert, was abstromig passiert. Während des Sanierungsbetriebs wird Schadstoff bei hohen Temperaturen gelöst und fällt bei niedrigen Temperaturen aus. PCE Phase strömt infolge einer Krafteinwirkung gemäß einer Mehrphasenströmung. Die Strömung hängt von der relativen Permeabilität k_r und der Grenzflächenspannung σ ab. Die Grenzflächenspannung zwischen Wasser und PCE $\sigma_{Wasser,PCE}$ nimmt mit steigender Temperatur ab, was zur Folge hat, dass die Kapillarkräfte kleiner werden und dadurch das Vermögen des Bodens, PCE zu halten herabgesetzt wird.

Da die Wasserphase im System dominiert, ist die Strömung von PCE durch die re-

relative Permeabilität $k_{r,PCE}$ anfangs stark gehemmt. Wasser muss erst verdrängt und der Eindringdruck p_e überwunden werden. PCE Phase dringt an Stellen mit geringerer Grenzflächenspannung ein. Diese können aus lokalen Schwankungen im Porenradius resultieren. So können nach endlicher Zeit Phase-Kanäle entstehen. Die relative Permeabilität $k_{r,PCE}$ von PCE übersteigt die von Wassers. Der Kanal ist codiert und solange Schadstoff nachgeliefert werden kann, ist dieser für Wasser nicht durchlässig. Man spricht auch von präferenziellen Fließwegen. Eine weitere Möglichkeit für die Ausbildung von präferenziellen Fließwegen ist die Eigenschaft von Makroporen und Rissen. Hier ist der Radius der Makropore sehr viel größer, was die Grenzflächenspannung σ_{PCE} von PCE signifikant herabsetzt. Dies gilt auch für das vertikale Strömen in Rissen. Hier sinkt die PCE Phase durch das Dichteverhältnis von $1600 \text{ kg/m}^3 : 1000 \text{ kg/m}^3$ bis zu dem Punkt ab, an dem Kapillarkräfte und Schwerkkräfte im Gleichgewicht stehen oder sammelt sich über undurchlässigen Schichten, wo die sie den Eindringdruck nicht überwinden kann.

7.2 Wärme- und Strömungsprozesse

Bei den Strömungen muss zwischen Strömungen unterschieden werden, welche extern vorgegeben werden und Strömungen, welche vom System selbst induziert werden.

Durch das Einstellen der Grundwasserströmung wird eine externe Kraft vorgegeben. Es stellt sich ein hydraulischer Gradient ein. Dieser wirkt auf alle Phasen im Behälter und ist gemäß des Potentiallinienfelds ausgerichtet. In einem System ohne Wärmeeintrag entsteht quasi eine Parallelströmung.

Durch die Temperaturabhängig der Dichte entsteht nach eine Dichteströmung, auch Wärmewalze genannt. Die Wirkung geht dabei von einem Dichtegradienten aus. Heißes Wasser mit einer geringen Dichte steigt auf.

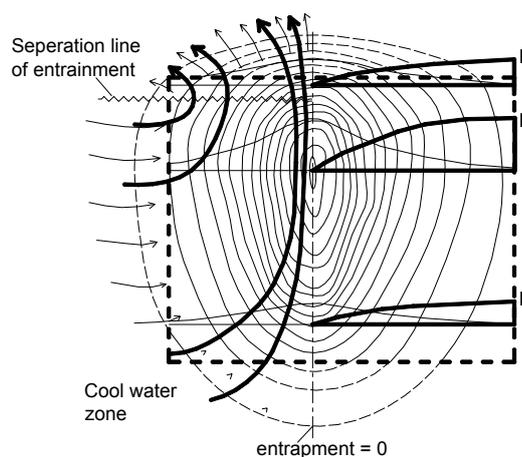


Abb. 7.1: Prinzip der Wärmewalze nach Li (2003) [17]

Kontinuitätsbedingt wird Wasser seitlich nachgeführt. Das aufgestiegene Wasser kühlt

sich ab und strömt wieder nach unten - eine Walzenbewegung entsteht. Abb. 7.1 verdeutlicht die physikalischen Zusammenhänge.

Eine Dichteströmung geht aus den Dichtunterschieden zwischen den einzelnen Phasen hervor. Da DNAPL-Schadstoffe eine höhere Dichte als Wasser besitzen, sinken sie in Richtung des Schwerkraftfeldes ab. Gehemmt wird dieser Vorgang durch die relative Permeabilität $k_{r,PCE}$ und begünstigt durch Makroporen und Risse (siehe Abschn. 7.1). Der Dampf stellt eine weitere freie Strömung dar. Bedingt durch ein Dichteverhältnis von 1:1600 steigt Dampf in der gesättigten Zone auf.

7.3 Herleitung eines Erwartungswertes für die postexperimentelle Erkundung

Aus den gewonnenen Erkenntnissen lässt sich durch eine Projektion der zeitlichen Prozesse die räumliche Verteilung des Schadstoffs zum Ende der Versuche darstellen.

7.3.1 Kleiner Behälter

Betrachtet man die Gesamtausträge aus Tab. 5.1, zeigt sich ein großer Unterschied hinsichtlich der Art des Austrags. PCE aus der oberen Linse wird fast ausschließlich über die Bodenluftabsaugung abgeführt, wohingegen sich PCE aus der unteren Linse mehrheitlich im Grundwasserablauf wiederfindet. Dies muss zu unterschiedlichen Prozesslinien führen.

5 Tage nach Inbetriebnahme der Heizelemente wird im Grundwasserablauf 2 mg/l PCE gemessen. An den oberstromigen Messstellen (A260, A180, A142 und A100) wird ebenfalls PCE festgestellt. Dies lässt auf einen Transport mit der Grundwasserströmung schließen. Der hohe Wasserdurchsatz von 2.3 m³/m d unterstreicht dieses Bild. Die Bewegung wird durch den Transport mit der Grundwasserströmung dominiert. Mit der Abstandsgeschwindigkeit v_a lässt sich die advective Fließzeit eines Teilchens von der Linse zur Probenahmestelle A errechnen. Unter Berücksichtigung der Anisotropie ergibt sich eine Transportzeit von 2.5 - 10 Tagen. Dies liegt in der Größenordnung der beobachteten Zeit. Hierbei spielt der Einfluss der Temperaturerhöhung eine untergeordnete Rolle. Da es sich um einen Transportprozess handelt, ist nur die Löslichkeit von PCE in Wasser von der Temperatur abhängig. Dies hat jedoch nur Folgen, wenn sich die PCE Konzentration bereits an der Löslichkeitsgrenze befindet. Dies ist hier nicht zu beobachten.

Von besonderer Auffälligkeit ist die Messstelle C100-70. Hier wird nach 5 Tagen PCE aus der unteren Linse in Höhe von über 40 mg/l gemessen. Da die Messstelle 1 m unter der unteren Linse im Aquifer liegt, erfolgt die Bewegung vertikal. Die Ausrichtung der Bewegung, lässt den Schluss zu, dass es sich um PCE Phase handelt, welche durch ihre höhere Dichte in einem Riss nach unten geströmt ist. Nach 21 Tagen wird eine

7.3 Herleitung eines Erwartungswertes für die postexperimentelle Erkundung93

Sonderprobenahme mit dem Ergebnis durchgeführt, dass die Konzentrationen auf ein Niveau unter 1 mg/l zurückgeht. Dies bedeutet, dass der Phasenkanal kein Kontakt mehr zur Linse hat. Der Phasenkanal wurde ausgespült. In der abstromig liegenden Probenahmestelle B100-70 werden PCE Konzentrationen unter 0.01 mg/l gemessen. Dies spricht für gelöstes PCE aus dem Phasenkanal und unterstreicht diese These. Auch an der Probenahmestelle A100-170 können nach 5 Tagen signifikant hohe PCE Konzentrationen von über 30 mg/l beobachtet werden, welche nach einer Sonderprobenahme auf unter 1 mg/l zurückgehen.

Hier sei darauf hingewiesen, dass die lokalen Unterschiede der PCE Konzentrationen sehr groß sind. Die Probenahmestellen haben einen Abstand von 60 cm. Die Unterschiede der Konzentrationen betragen dabei bis zu 2 Größenordnungen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass laterale Dispersion und Diffusion eine ungeordnete Rolle spielen. Empirische Ansätze zur Bestimmung von Diffusions- und Dispersionkoeffizienten ergeben vernachlässigbar kleine Koeffizienten. Der effektive Diffusionskoeffizient D_{PCE} [m²/s] ergibt nach WORCH (1993) [29] bei 50 °C zu 5.66×10^{-10} m²/s. Temperaturbedingt beträgt er bei 90 °C 1.11×10^{-9} m²/s. Der effektive Dispersionskoeffizient besitzt die gleiche Größe. Mit Tracerversuchen könnten diese Werte experimentell bestätigt werden.

Nach 11 Tagen wird im Profil B der Lage 260 und danach auch in Profil A 1,2 DCB aus der unteren Linse detektiert. 1,2 DCB erfährt hierbei eine vertikale Bewegungskomponente. Zwei Mechanismen können dabei eine Rolle spielen. Ein Mechanismus ist die bereits erwähnte Anreicherung von Schadstoff an der Dampffront. Dort kondensiert ein PCE-Tracer Gemisch aus, welches im Dampfraum mobil geworden ist. Somit kann PCE aus der unteren Linse, auf dem Weg zu den Absaugbrunnen an der Dampffront auskondensieren und von dort durch ein Strömung oder Walze zur Probenahmestelle A260 und B260 transportiert werden. Dagegen spricht, dass die untere Linse zu diesem Zeitpunkt nur bedingt von Dampf erfasst war. Wahrscheinlicher ist, dass der Hubvorgang außerhalb des Dampfraums stattgefunden hat. Denkbar ist, dass eine Wärmewalze (siehe aus Abb. 7.1) PCE aus tieferen Bereichen des Aquitards nach oben transportiert hat. Dies unterstreicht die Dreidimensionalität der Wärmewalze. Da die Probenahmestelle B260 seitlich versetzt zum zentralen Bereich liegt, liegt hier eine zusätzliche laterale Komponente vor.

Ein weiteres Indiz für eine Wärmewalze ist der massive Wiederanstieg der PCE-Konzentrationen in der Lage 260 nach 40 Tagen. Durch die Erhöhung der Netto-Wärme-Zufuhr infolge der Betriebsphasenwechsel, vergrößert sich die Ausdehnung des Temperaturgradienten, was eine verstärkte Wirkung der Wärmewalze zur Folge hat. Durch das frühere Ausbilden des Dampfraums im Bereich der oberen Linse, wurde dort tendenziell weniger Schadstoff ausgespült als im Bereich der unteren Linse. Somit befindet sich im unteren Bereich des Aquitards mehr Schadstoff, welcher mit Wärmewalze nach oben transportiert wird. Die Wärmewalze wird durch Kapillarkräfte zum Dampfraum und die Grundwasserströmung überlagert.

Nach 26 Tagen wird in der Probenahmestelle A180-150 PCE Phase extrahiert. Die

Menge und die Tatsache, dass an dieser Stelle bis zu Versuchsende PCE Phase extrahiert werden kann, deutet auf einen Phasenkanal hin. Durch die Erhöhung der relativen Permeabilität $k_{r,PCE}$ von PCE und das Vorhandensein von Makroporen verläuft ein präferenzierter Fließweg an der Probenahmestelle entlang. Die Entstehung des präferenziellen Fließweges kann durch die temperaturbedingte Herabsetzung der Grenzflächenspannung zwischen Wasser und PCE begünstigt worden sein.

Dem Ausdehnen der Dampfraums folgt ein weiterer Transportmechanismus. Der Dampfraum vergrößert sich durch die Erhöhung der Netto-Wärme-Zufuhr. Der Vorgang ist gekennzeichnet durch eine erweiterte Stoffaufnahme. Das Dichtverhältnis von Wasser zu Dampf beträgt bei 1 bar und 100 °C 960 kg/m³ zu 0.6 kg/m³. Vergrößert sich der Dampfraum um 1 m³, müssen 1600 m³ Umgebungswasser verdrängt werden. Dies hat zur Folge, dass nicht nur Umgebungswasser sondern auch PCE Phase verdrängt wird. PCE Phase an der Unterkante des Aquitard wird in den Aquifer verdrängt. Dort sinkt sie aufgrund der höheren Dichte nach unten. Die vertikale Verfrachtung wird durch die horizontalen Grundwasserströmung überlagert. Dieser Vorgang lässt sich nach Erreichen von Betriebsphase 2 beobachten. Dabei werden in allen C142 Messtellen, sowie D142-70 und später auch den anderen D142 Messtellen PCE Konzentration bis 1 mg/l gemessen. Von dort werden sie mit der Strömung zum Auslass transportiert. Eine signifikante Verfrachtung auf der quantitativen Skala konnte durch die Herabsetzung der Grenzflächenspannung zwischen Wasser und PCE hier nicht beobachtet werden.

Die Konzentrationen in der ungesättigten Zone weisen ferner darauf hin, dass Schadstoff an der Wasseroberfläche ausgedampft ist (siehe Abschn. 6.4). Grund für diese Annahme sind 1,2 DCB Anteile, welche zu diesem Versuchsstadium in der BLA noch nicht gemessen wurden. Diesem Prozess muss ein Transport im Wasser vorausgegangen sein, z.B. eine Wärmewalze. An der Wasseroberfläche geht PCE gemäß seinem Henry-Koeffizient $H_{PCE\ in\ Wasser}$ in die Gasphase über. Der Henry-Koeffizient ist nach Abb. 2.1 von der Temperatur abhängig. Bei 20 °C beträgt der Henry-Koeffizient 300 kPa und steigt bis 50 °C um den Faktor 8 auf 2500 kPa.

Dieser Prozess ist ein Kondensationsprozess entgegengerichtet, welcher von abgekühlendem Dampf in der ungesättigten Zone rührt. Sättigungsmessungen können Aufschluss über die Quantität dieses Prozesse liefern.

Die beschriebenen Prozesse sind in Abb. 7.2 zusammengefasst. Ergänzend ist dort der erwünschte Transportweg von schadstoffbeladenen Dampf zu den Absaugbrunnen eingezeichnet.

Für die Erkundung lässt der ebenfalls in Abb. 7.2 dargestellte Erwartungswert formulieren. Da die Konzentrationen in BLA bei Abschalten der Heizelemente noch über 100 mg/m³ lagen, ist zu erwarten, dass sich dort noch PCE befindet. An der Dampf-front reichert sich Schadstoff an. Somit ist zu erwarten, dass die dort vorzufindende PCE Konzentration über dem Wert im Dampfraum liegt. Allerdings wurde der Dampfraum nach Zusammenbruch von Umgebungswasser angeströmt. Dies schwächt die Erwartung einen abgegrenzten Kondensationsraum zu finden. Oberstrom beträgt die PCE Konzentration weniger als im Dampfraum. Durch die Wärmewalze wurde PCE

7.3 Herleitung eines Erwartungswertes für die postexperimentelle Erkundung⁹⁵

aus dem Kondensationsraum nach oberstrom transportiert.

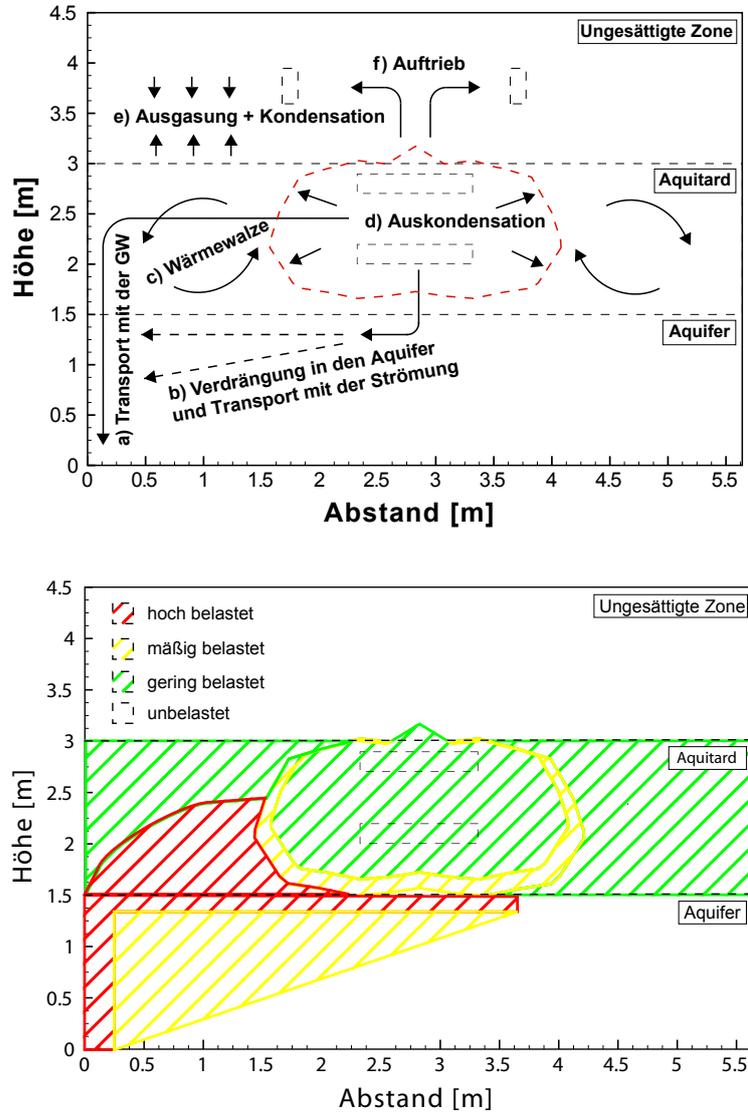


Abb. 7.2: Transportprozesse und die erwartete Schadstoffverteilung im kleinen Behälter

Unterstrom des Dampftraums sind die PCE Belastungen wesentlich höher. Durch den Transport und die Strömung von PCE können die Konzentrationen hier im gesamten Bereich der Löslichkeit liegen. Es ist zu erwarten, dass im unteren Bereich des Aquitards höhere Konzentrationen als im oberen Bereich auftreten, da die untere Linse durch den Transport von PCE in höherem Maße betroffen war. Der Aquifer ist oberstrom unbelastet. Die Wärmewalze hat hier keinen Einfluss. Unterhalb der Linse ist zu erwarten geringere Konzentrationen zu finden, welche aus der Verdrängung in den Aquifer resultieren. Da dieser Prozess auf der quantitativen Skala nicht dominiert und überdies die Grundwasserströmung im Aquifer sehr hoch war, sind die PCE

Konzentrationen hier niedrig einzuschätzen. Oberhalb des Grundwasserablaufs dringt Wasser aus dem Aquitard in den Aquifer. Gelöstes PCE aus dem Aquitard wird hier zum Ablauf transportiert. Die PCE Konzentrationen können hier im Bereich der Löslichkeit liegen.

7.3.2 Großer Behälter

Im großen Behälter finden die gleiche Prozesse statt. Jedoch haben diese hier eine andere Gewichtung. Durch den niedrigeren Grundwasserdurchsatz von $0.17 \text{ m}^3/\text{m}\cdot\text{d}$ hat der Transport mit der Grundwasserströmung eine geringere Bedeutung. Eine Verdrängung in den Aquifer ist hier auch nicht zu beobachten. Durch das schnelle Ausbilden des Dampfraums (die Dampfausbreitungsgeschwindigkeit war hier 5-10 mal größer) wird auch hier Wasser verdrängt. Jedoch ist die Viskosität μ_{PCE} von PCE im Vergleich zur Viskosität μ_{Wasser} von PCE kleiner (siehe Abb. 2.5). Dies führt dazu, dass das Wasser stärker verdrängt wird.

Der Aquifer bleibt während des ganzen Versuchs annähernd belastungsfrei. Es werden lediglich Ablaufkonzentrationen unter 0.1 mg/l gefunden. Die am stärksten belastete Probenahmestelle ist B260. Hier werden gegen Versuchsende PCE Konzentrationen von bis 40 mg/l gemessen. Denkbar ist die Ausbildung eines präferenziellen Fließweges in Strömungsrichtung. Durch eine Wärmewalze wird aus dieser Quelle PCE noch oben transportiert. Durch die Grundwasserströmung werden nur geringe Anteile zum Ablauf transportiert.

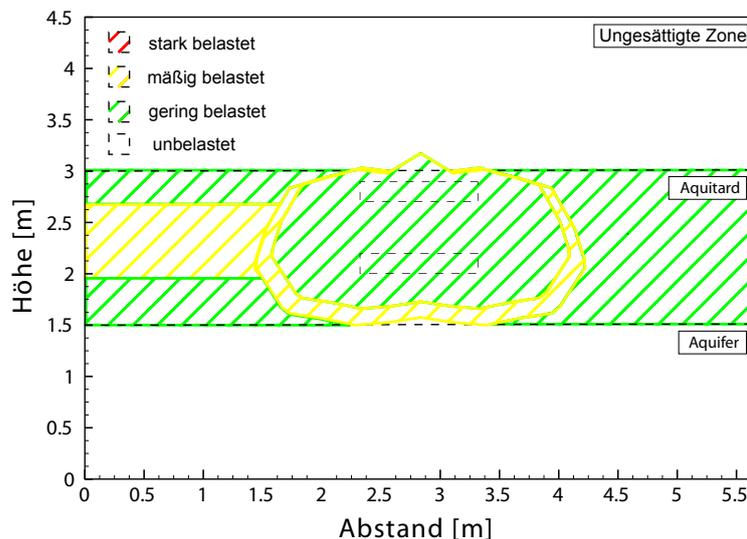


Abb. 7.3: Erwartete Schadstoffverteilung im großen Behälter

Für die Erkundung lässt sich die in Abb. 7.3 dargestellte Erwartung ableiten. Durch die letzte gemessene PCE Konzentration in der BLA von unter 8 mg/l , sind im Dampfraum

7.3 Herleitung eines Erwartungswertes für die postexperimentelle Erkundung

geringere PCE Rückstände zu erwarten, wie im kleinen Behälter. Es ist auch hier zu erwarten, dass durch die Wärmewalze PCE in den Bereich oberstrom des Dampfraums transportiert wurde. Jedoch fallen die Konzentrationen durch die geringeren PCE Rückstände im Dampfraum niedriger aus. Der Aquifer ist nicht mit PCE belastet.

Kapitel 8

Postexperimentelle Erkundung

Im letzten Kapitel wurde eine Erwartung dahingehend formuliert, dass eine räumliche Verteilung der Schadstoffrückstände erstellt wurde. Diese Erwartung soll nun geprüft werden. Dafür wird in beiden Behälter eine Erkundung durchgeführt. Diese Maßnahme kann als Erkundungsbohrung oder Grundwassermessstelle erfolgen.

8.1 Messtechnik

8.1.1 Erkundungsbohrung

Ein Erkundungsbohrung ist nach eine Maßnahme zur Aufschließen von tieferen Schichten und zur Probenahmegewinnung (KOLYMBAS, 1998 [16]). Je nach Material kommen unterschiedliche Techniken zum Einsatz. Ein Verfahren bei der Erkundung von Altlasten ist die Beprobung von Bohrkernen. Dem Boden wird mittels einer Rammkernbohrung ein Kern entnommen (WITT-HOCK, 1997 [28]). Ein Kernfänger verhindert ein Herausfallen von Kernmaterial beim Ziehen. Die Entnahme der Proben erfolgt direkt aus dem Kern, unmittelbar nachdem der Bohrkern zutage gefördert wurde. Die Probe wird anschließend eluiert, um Schadstoff am Korngerüst zu lösen. Die Eluation kann anschließend in der Analytik untersucht werden. Das Ergebnis ist auf die Bodenmasse bezogen und liefert eine ganzheitliche Aussage über alle Zustandsformen des Schadstoff. Hierunter fallen: gelöster Schadstoff, Schadstoffphase und adsorbierter Schadstoff. Von Nachteil ist, dass eine Untersuchung des Kerns sehr aufwendig ist.

8.1.2 Grundwassermessstelle

Eine Grundwassermessstelle wird u.a. mit dem Hauptziel der Probenahme gebaut. Diese erfolgt entweder als Pump- oder Schöpfprobe (Buja, 1999 [5]). Beim Einsatz von Pumpen ist zwischen Saug- und Tauchpumpen zu unterscheiden. Bei leichtflüchtigen Stoffen empfiehlt es sich auf Saugpumpen zu verzichten, da dies zu einem erhöhten Übergang des Schadstoffs in die Gasphase führen kann. Die Einrichtung der Probenah-

mestelle erfolgt durch eine Verdrängungsbohrung. Hierbei kann ein mit einer Rammspitze versehenes Rammkerngestänge abgeteuft werden. Dieses ist im unteren Bereich verfiltert und ermöglicht somit ein Zuströmen des Grundwasser. Die Proben werden, nachdem sie gefördert wurden, in der Analytik auf ihre Inhaltsstoffe untersucht. Ein Nachteil ist, dass der am Korngerüst adsorbierte Schadstoff und Schadstoffphase quantitativ nicht erfasst werden können. Von Vorteil ist, dass die Proben gut in die bereits vorhandenen Grundwasserproben eingebunden werden können und der Erkundungsaufwand insgesamt geringer ausfällt. Daher erfolgt die Erkundung durch die Einrichtung von Grundwassermessstellen.

8.2 Konzept

Die Beprobung erfolgt auf 5 Tiefen. Abb. 8.1 zeigt die verschiedenen Probenahmetiefen und Abb. 8.2 eine Draufsicht der horizontalen Verteilung der Probenahmestellen.

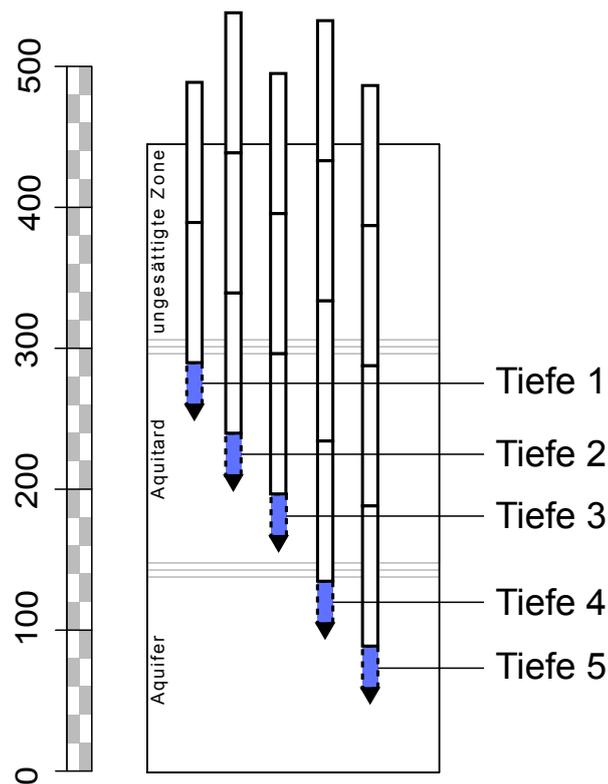


Abb. 8.1: Schnitt durch ein Bohrprofil mit den 5 Entnahmetiefen

Die Wahl der Tiefen berücksichtigt das Einzugsgebiet jeder Tiefe. Im Aquifer werden 3 Tiefen untergebracht. Diese können mit den bereits installierten Probenahmestellen in guter Näherung verglichen werden. Tiefe 1 entspricht dabei der Lage 260, Tiefe 3 der Lage 180. Die Tiefe 2 befindet sich dazwischen. Im Aquifer befindet sich die Tiefe

4 unterhalb der Lage 142 und die Tiefe 5 unterhalb der Lage 100. Tab. 8.1 fasst die Entnahmetiefen zusammen.

Nr.	1	2	3	4	5
Höhe [cm]	285-255	240-210	195-165	135-105	090-060

Tab. 8.1: Entnahmetiefen der Grundwassermessstelle

Bei der Positionswahl der Sondierung war der Bereich oberstrom des Dampfraums (Profil 2 und 5) von besonderem Interesse. Die Probenahmestellen sollen Anschluss über Verfrachtungen entgegen der Grundwasserströmung liefern. Profil 7 liegt im Bereich der Dampffront. Profil 4 wird im Bereich des Dampfraums gerammt. Die Profile 0, 1, 3 und 6 decken die Ränder einer Schadstofffane im Abstrom ab.

Im großen Behälter wird die Erkundung aus Zeitgründen auf 2 Profile beschränkt. Profil 2 wird im Dampfraum abgeteuft und Profil 1 oberstrom des Dampfraums. Daraus ergeben sich für den kleinen Behälter 40 und den großen 10 Probenahmestellen.

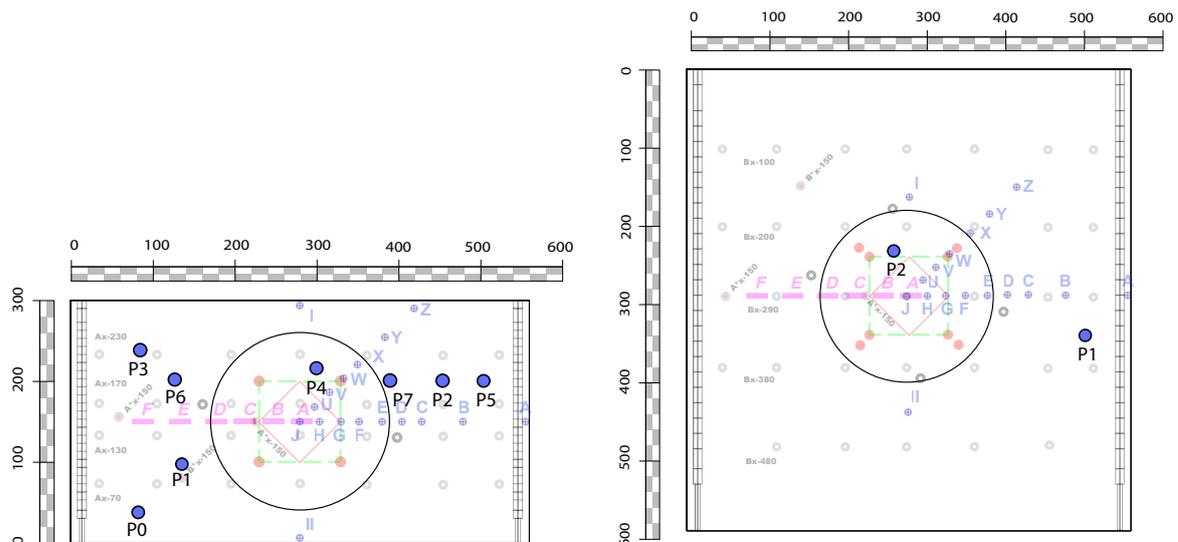


Abb. 8.2: Draufsicht der Probenahmestellen im kleinen und im großen Behälter

8.3 Durchführung

Die Durchführung erfolgte im Wechselbetrieb zwischen Rammen und Pumpen. Das Gestänge wird mittels ein Hydraulischen Hammers auf die gewünschte Tiefe gebracht. Dort erfolgt die Probenahme mittels einer Schlauchquetschpumpe. Abb. 8.6c zeigt das Filterrohr eines Brunnens. Dabei wird das Filterrohr auf das innere Brunnenrohr geschoben und mit der Rammspitze festgedreht. Der Raum zwischen dem Filterrohr und dem inneren Rohr, auch Ringraum genannt, ist über 3 Einlässe mit dem Brunnenrohr

verbunden. Da sich im Laufe des Pumpbetriebes im Ringraum Sediment sammelt, muss vor jedem Pumpbetrieb gespült werden. Hierbei hat sich als guten Erfahrungswert erwiesen, das zweifache Volumen des stehenden Volumens und der Schläuche zu entnehmen.

Für die Versiegelung der Bohrlöcher nach erfolgter Probenahme wird ein Dämmer eingesetzt. Dieser hat sich im Brunnenbau als probates Mittel erwiesen, um ein Kollabieren des Bohrlochs und ein damit verbundenes Nachströmen von Wasser zu verhindern. Der Dämmer besteht aus einem tonigen Steinmehl und wird vor Verfüllen als Suspension angerührt. Die Einbringung erfolgt mittels einem langen Schlauch, welcher ins Brunnenrohr führt. Dieses wird von unten mit dem Dämmer gefüllt. Da der Dämmer eine größere Dichte als Wasser besitzt, fließt er beim Ziehen des Brunnengestänges ins Bohrloch.

8.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse von Profil 1 aus dem kleine Behälter sind in Abb. 8.3 gezeigt.

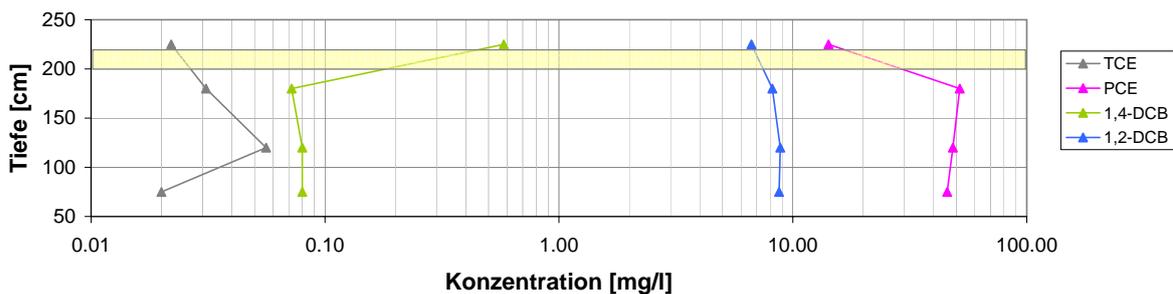


Abb. 8.3: Grundwasserkonzentrationen im Profil 1

Im Bereich der unteren Linse werden PCE Konzentrationen von über 10 mg/l gemessen. Die Konzentrationen steigen unter der Linse auf 50 mg/l. Der Wert ändert sich auf tiefergelegenen Lagen nicht. Eindeutig ist der starke Überschuss an 1,2 DCB. Hier werden im Bereich der unteren Linse zwischen 7 und 10 mg/l gemessen. Diese steigen mit zunehmender Tiefe auf 9 mg/l. Die Konzentrationen von 1,4 DCB liegen 2 Größenordnungen darunter und haben ihren Maximum im Bereich der unteren Linse. Interessant ist das Vorhandensein von TCE. Die TCE Konzentration beträgt dabei bis zu 0.06 mg/l.

8.5 Erweitertes Erkundungskonzept

Nach dem ersten Abteufen (Profil 1) hat sich gezeigt, dass Material durch das Filterrohr in den Brunnen eingedrungen ist. Der Materialeintrag führte dazu, dass sich auf der Tiefe 090-060 eine Sedimentsäule von über 150 cm gebildet hat. Dies erfordert ein großes

Spülvolumen. Hinzu kommt, dass der Wiederanstieg des Wassers im Brunnenrohr sehr langsam verläuft. Dies zeigt die in Abb. 8.4 dargestellten Wiederanstiegskurve, welche während des Wiederanstiegs aufgenommen wurde.

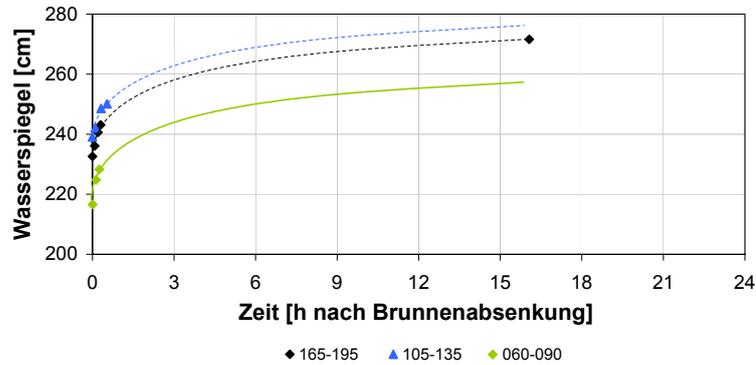


Abb. 8.4: Wiederanstieg der Wassersäule im Brunnenrohr

Um den Dämmer einzutragen wurde das Brunnenrohr unter Luftdruck freigespült, mit dem Dämmer befüllt und anschließend verschlossen, um die Suspension unter Druck verpressen zu können. Jedoch führte dies zu keinem Ergebnis, so dass die Versiegelung mit dem Dämmer abgebrochen werden musste. Abb. 8.5 zeigt, dass der Dämmer nur teilweise in den Ringraum eingedrungen ist.

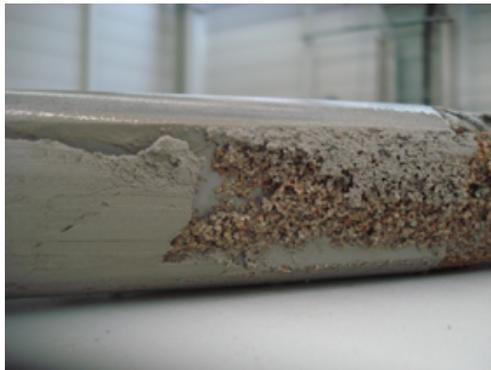


Abb. 8.5: Sichtbarer Materialeintrag mit Dämmer im geöffneten Ringraum

Der Brunnen wurde anschließend, ohne das Loch zu versiegeln, gezogen. Um dem Problem des unerwünschten Materialeintrags bei den ausstehenden Profilen beizukommen, wird eine Ringraumverfüllung entwickelt. Dafür wird in den Ringraum ein Filtermaterial eingebaut.

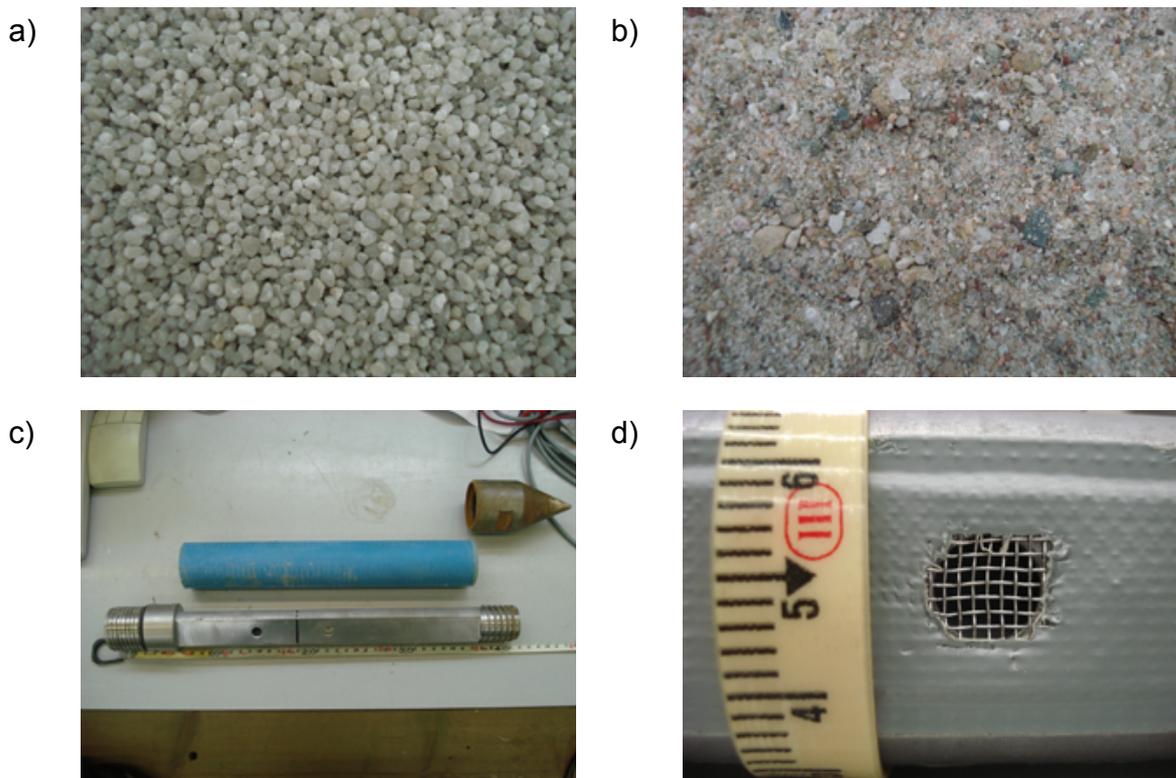


Abb. 8.6: Entwicklung einer Ringraumverfüllung

Der Brunnen wurde anschließend, ohne das Loch zu versiegeln, gezogen. Um dem Problem des unerwünschten Materialeintrags bei den ausstehenden Profilen beizukommen, wird eine Ringraumverfüllung entwickelt. Dafür wird in den Ringraum ein Filtermaterial eingebaut. Das Filtermaterial soll dabei grob genug sein, um für den Dämmstoff durchlässig zu sein. Hierfür steht ein Filterkies mit $d = 1 - 2.5$ mm (Abb. 8.6a) und ein Mittelsand mit einem Korndurchmesser $d = 0 - 4$ mm (Abb. 8.6b) zur Verfügung. Um zu verhindern, dass der Filterkies in den inneren Ringraum fällt, wird der Einlass mit Metallgewebe verklebt (Abb. 8.6d). Dämmerversuche haben gezeigt, dass einem Filterkies mit $d = 1 - 2.5$ mm und einem Metallgewebe (Maschenweite = 0.5 mm) gewährleistet, dass der Dämmstoff fließt. Für diesen ergibt sich ein optimales Mischungsverhältnis von 57.5 Gew.% Feststoff zu 42.5 Gew.% Wasser. Mit diesem Konzept konnte gezeigt werden, dass kein Materialeintrag erfolgt. Die Versiegelung der Bohrlöcher durch den Dämmstoff konnte jedoch nicht durchgeführt werden. Selbst unter Druckverpressung war es auch hier nicht möglich den Dämmstoff einzutragen. Da die im Vorfeld durchgeführten Dämmerversuche gezeigt haben, dass ein Eintrag möglich ist liegt die Annahme nahe, dass der Filterkies durch Sediment versiegelt wurde.

8.6 Weitere Ergebnisse

8.6.1 Kleiner Behälter

Abb. 8.7 und 8.8 zeigen die Ergebnisse aus den Profilen 2-7. In Profil 2 (Abb. 8.7a) liegt das Maximum der PCE Belastung oberhalb der unteren Linse. Hier werden 8 mg/l gemessen. Nach oben und nach unten nehmen die Konzentrationen auf bis 1 mg/l ab. 1,2 DCB folgt diesem Trend. 1,4 DCB wird 2 Größenordnung unter der PCE Konzentration gemessen.

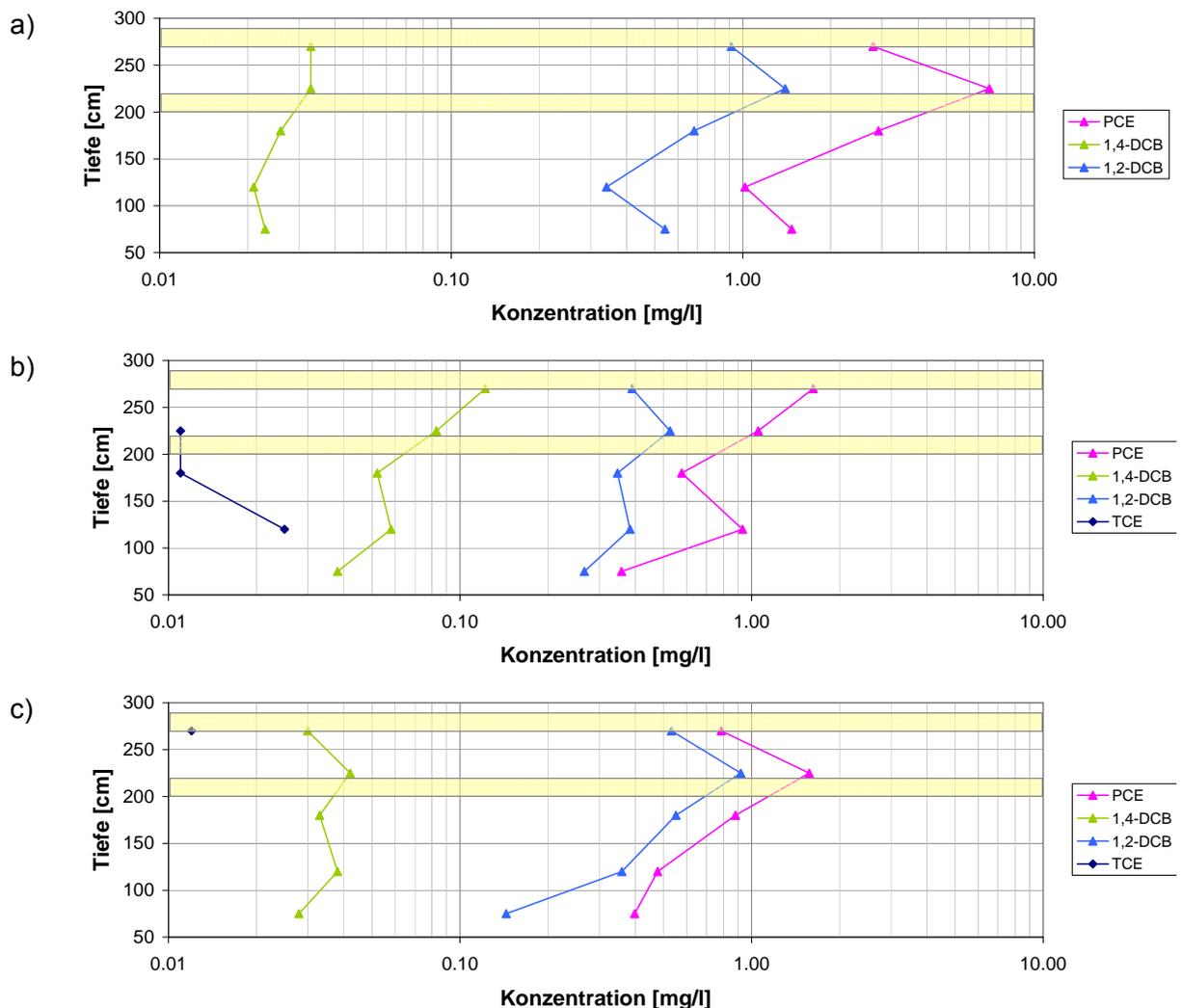


Abb. 8.7: Grundwasserkonzentrationen in den Profilen 2-4

In Profil 3 (Abb. 8.7b) wird ein Maximum der PCE Konzentration von fast 2 mg/l zwischen den beiden Linsen detektiert. Die Konzentrationen nehmen nach unten ab. Im Aquifer betragen sie noch 0.9 mg/l. Auch hier kann TCE gemessen werden. Die

Konzentrationen betragen dabei bis 0.02 mg/l.

Profil 4 (Abb. 8.7c) hat den gleichen Trend wie Profil 2. Hier beträgt das Maximum im Bereich der unteren Linse zwischen 1 und 2 mg/l. Im Aquifer werden noch 0.4 mg/l gemessen.

In Profil 5 (Abb. 8.8a) zeigt sich das Konzentrationsmaximum von PCE im Aquifer. Hier werden 3 mg/l gemessen. Im Aquitard werden 0.4 mg/l detektiert. Im untersten Profil beträgt die PCE Belastung 0.8 mg/l. 1,2 DCB folgt dem Verlauf von PCE. 1,2 DCB wird in Höhe von 0.02 - 0.03 mg/l gemessen.

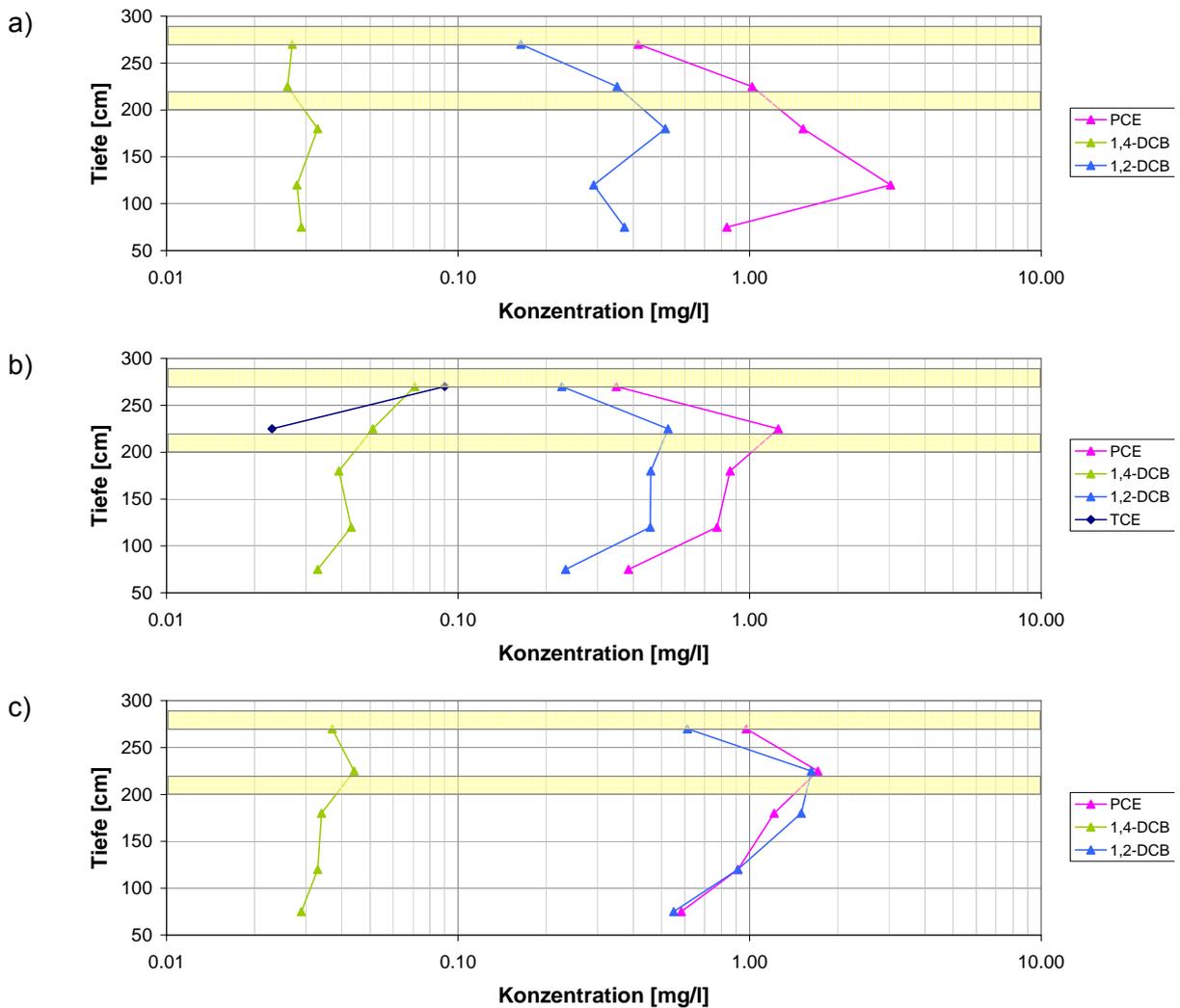


Abb. 8.8: Grundwasserkonzentrationen in den Profilen 5-7

In Profil 6 (Abb. 8.8b) befindet sich das Maximum der PCE Konzentration über der unteren Linse und beträgt zwischen 1 und 2 mg/l. Oberhalb und unterhalb betragen die Konzentrationen noch 0.2 mg/l. Zwischen den beiden Linsen wird TCE in Höhe von bis 0.09 mg/l detektiert.

In Profil 7 (Abb. 8.8c) liegt das Konzentrationsmaximum von PCE im Bereich der unteren Linse zwischen 1 und 2 mg/l. Nach oben und nach unten nimmt die Konzentration auf bis zu 0.5 mg/l ab. 1,2 DCB hat hier im Vergleich zu den anderen Profilen einen größeren Anteil.

8.6.2 Großer Behälter

Abb. 8.9 zeigt die Ergebnisse aus den Profilen im großen Behälter. Das Profil 2 zeigt nur die drei obersten Messhöhen. Aus technischen Gründen wurde die Erkundung auf dieser Höhe abgebrochen.

Das Konzentrationsmaximum von PCE befindet sich in beiden Profilen unterhalb der oberen Linse und beträgt zwischen 1 und 2 mg/l. Nach unten nehmen die PCE Konzentrationen auf bis 0.1 mg/l ab. 1,2 DCB aus der unteren Linse dominiert gegenüber 1,4 DCB. In beiden Profilen verläuft das Konzentrationsprofil des 1,2 DCB parallel zum Profil des PCE. TCE kann nicht festgestellt werden.

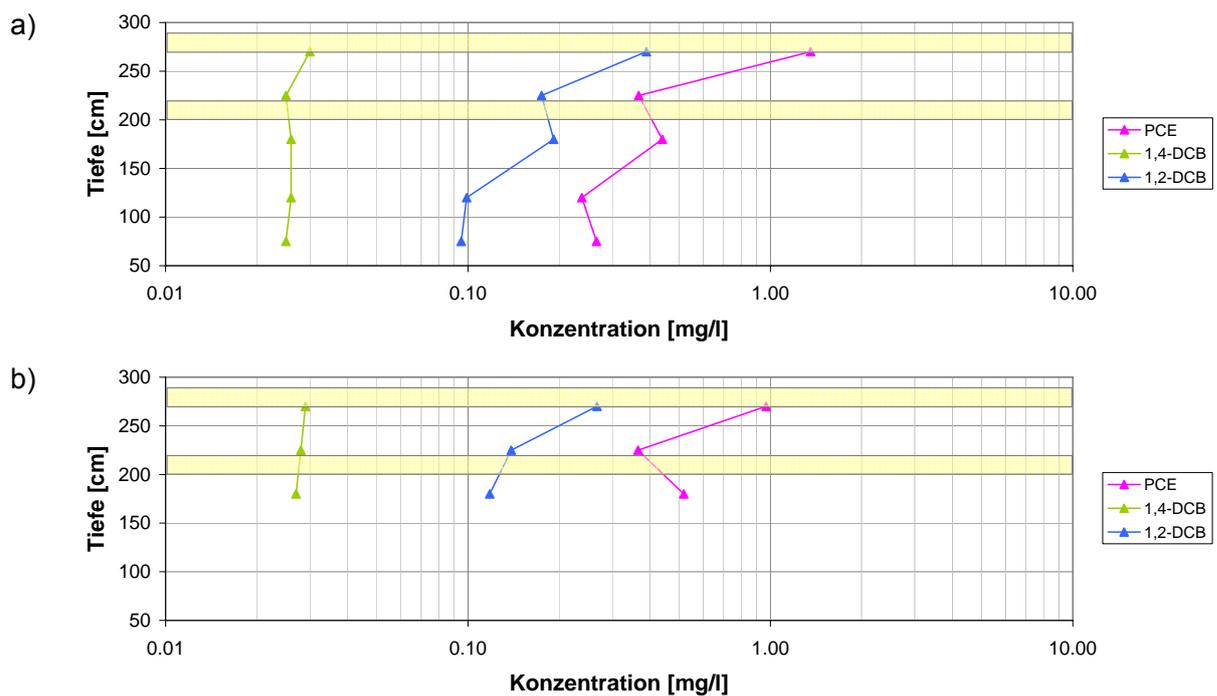


Abb. 8.9: Grundwasserkonzentrationen in den Profilen 1-2

8.7 Bewertung der Ergebnisse

Es lassen sich Hinweise auf eine Wärmewalze erkennen. Im kleinen Behälter zeigt das Profil 2 (siehe Abb. 8.7a), welches oberstrom des Dampftraums liegt, im Aquitard höhere

PCE Konzentrationen als im Dampfraum (siehe Abb. 8.7c). Auch im großen Behälter liegt im Aquitard die PCE Konzentration von Profil 1 (siehe Abb. 8.9a) über der von Profil 2 (siehe Abb. 8.9b).

Weiter liegt die Konzentration von 1,2 DCB im kleinen Behälter eine Größenordnung über der Konzentration von 1,4 DCB. Dies entspricht qualitativ dem erwarteten Anteil an PCE Rückständen (siehe Tab. 5.4). Auch im großen Behälter findet sich dieses Verhältnis wieder. Jedoch stimmt dies nicht mit den Werten aus der Bilanz in Tab. 5.5 überein.

In manchen Profilen konnte darüber hinaus TCE (Tetrachlorethylen) detektiert werden. TCE ist das Abbauprodukt ersten Grades von PCE. Die Dechlorierung von PCE erfolgt nur in Gegenwart entsprechender Bakterien. Dies ist ein Hinweis auf das Vorhandensein dehalogenierender Bakterien.

Die Ergebnisse zeigen jedoch in allen Profilen eine erkundungsbedingte Verschleppung der Substanzen in den Aquifer. Auch weichen die gemessenen Konzentrationen quantitativ von den Erwartungen ab. Durch die Verwendung einer Schlauchquetschpumpe wird ein hoher Unterdruck angelegt. Durch diesen, das Warten auf den Wiederanstieg der Wassersäule und das offene Abfüllen weichen die gemessenen PCE Konzentrationen, durch den Übergang von PCE in die Gasphase, sehr stark von den tatsächlichen PCE Konzentrationen ab. Eine quantitative Bewertung hierzu wurde in Abschn. 6.8.3 durchgeführt. Dabei hat sich gezeigt, dass durch das Anlegen eines Unterdrucks, bis zu 90 % des Schadstoffs in die Gasphase übergehen.

Kapitel 9

Ableitung eines erweitereten Sanierungskonzeptes

9.1 Wahl eines Konzeptes

Wie die Bilanz des Schadstoff zeigt, existieren in beiden Behältern Restkonzentrationen. Nach gängiger Rechtslage darf der Behälterinhalt nicht einfach entsorgt werden. Der Boden kann daher ausgekoffert und Ex-Situ behandelt werden oder durch die Wahl eines In-Situ Verfahrens nachsaniert werden. Das Auskoffern hat den Nachteil, dass beim Bergen des kontaminierten Bodenkörpers Schadstoff ausdampft, was zu einer Belastung in der Versuchshalle führen wird. Die damit verbundenen Einschränkungen beim Bergen und für den weiteren Betrieb in der Halle sind groß. Darüberhinaus ist eine Weiterbehandlung oder das Entsorgen auf einer Sondermülldeponie erforderlich, was weitere Kosten mit sich zieht.

Eine weitere Möglichkeit ist das „Pump And Treat“ Verfahren. Dieses weitverbreitete Verfahren zur Sanierung von Grundwässern erfordert im vorliegenden Fall allerdings einen immensen Wasserdurchsatz. Darüberhinaus muss das Wasser anschließend weiterbehandelt werden. Abgesehen davon muss die Dauer der Aufwendung berücksichtigt werden. Auf Grundlage der letzten Grundwasserausträge von 5 mg/l und einem Durchsatz von 7 m³/d müsste man mit einem Betrieb von mehreren mehreren Monaten rechnen. Unter Berücksichtigung der zeitlichen Abnahme der Konzentrationen und der Rückhalt im Boden wird dies die zeitliche Aufwendung um ein Vielfaches steigern. Als Alternative sollten daher die In-Situ Verfahren in Betracht gezogen werden. Folgende Verfahren stehen zur Auswahl:

- Physikalische Sanierungsverfahren (Dampfluftinjektion, Feste Wärmequellen)
- Biologische Sanierungsverfahren (Dechlorierung durch Mikroorganismen)
- Chemische Sanierungsverfahren (Reduzierung von PCE)

Ein mikrobieller Abbau kann durch die Höhe der Restkonzentration in beiden Behältern ausgeschlossen werden. Darüberhinaus müssen sich Mikroorganismen ansiedeln, welche das Verfahren gewährleisten. Dies ist mit einem hohen Zeitaufwand verbunden.

Ein chemisches Sanierungsverfahren ist nicht gänzlichst auszuschließen. Hierbei kann der Grundwasserzulauf als Infiltrationsbrunnen verwendet werden. Nachteilig ist hier der große Anfall an Prozesswasser, da Grundwasser als Träger der Substanz erforderlich ist. Darüber hinaus ist eine Nachbehandlung des Grundwassers nötig.

Diesen Nachteil schließen TUBA Verfahren aus. Hierbei wäre es wirksam den Grundwasserspiegel abzulassen. Somit entsteht eine vollständige ungesättigte Zone. Dies hat für die Sanierung den Vorteil, dass das nachzubehandelnde Grundwasser wegfällt. Darüberhinaus erhöht sich die Reichweite der Heizelemente maßgeblich, da durch die Verdampfung und den Grundwasserstrom keine Enthalpie entzogen wird. Somit verdoppelt sich die effektive Heizleistung (siehe Abschn. 6.6).

Einer Dampfinjektion ist durch die niedrigen Durchlässigkeiten im Aquitard abzuraten. Zudem müssen Injektionsbrunnen installiert werden.

Unter den betrachteten Gesichtspunkten ist daher eine Nachsanierung durch feste Wärmequellen zu empfehlen.

9.2 Ausarbeitung des Konzept

Für beide Behälter bietet sich das in Abb. 9.1 gezeigte Setup an.

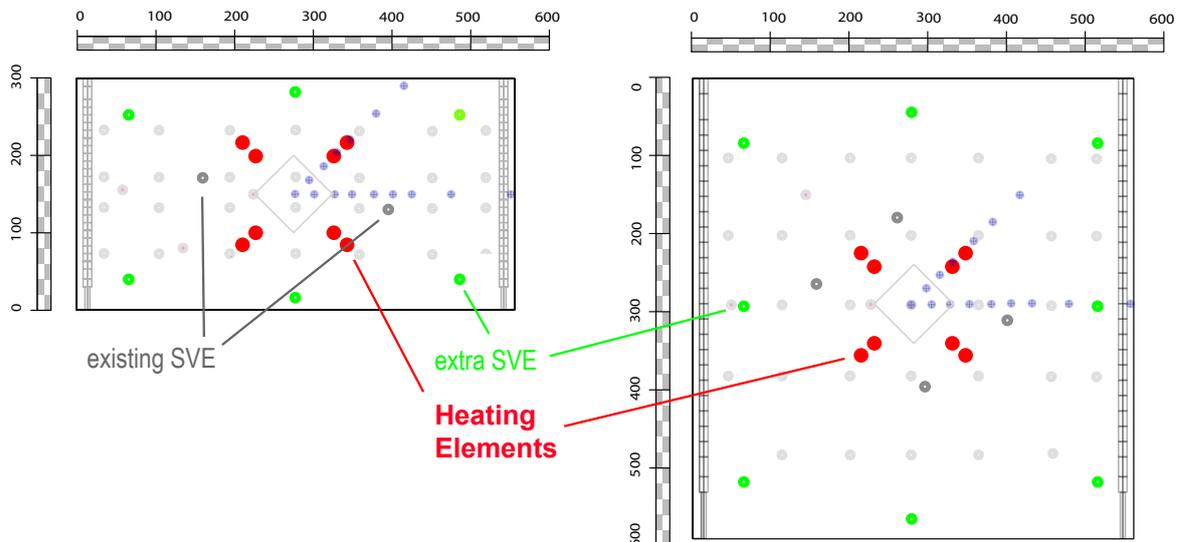


Abb. 9.1: Erweitertes Sanierungskonzept für den kleinen und großen Behälter

Da die Bodenluftabsaugung den Anforderungen nicht mehr genügt, werden die bestehenden Absaugbrunnen durch 6 weitere im kleinen und 8 weitere Absaugbrunnen im

großen Behälter ergänzt. Aufgrund der radialsymmetrischen Verfrachtung von Schadstoff durch eine Wärmewalze und der Verfrachtung in Fließrichtung werden die Brunnen in einem größeren Radius um die Heizelemente gruppiert. Beide Behälter werden mit 12 KW Energieeintrag betrieben. Durch das Ablassen des Grundwassers wird eine ungesättigte Zone geschaffen, was den Energieeintrag verdoppelt. Somit haben die Heizelemente eine höhere Reichweite. Durch das Ablassen des Grundwassers entfallen weitere Verfrachtungsprozesse, wie das Grundwasser und die Wärmewalze. Dies macht die Bachsanierung erheblich kontrollierbarer.

Kapitel 10

Zusammenfassung und Ausblick

Zielsetzung dieser Arbeit war es, ein grundlegendes Prozessverständnis für die Sanierung gering durchlässiger Böden mit festen Wärmequellen in der gesättigten Zone zu gewinnen. Dabei konnte der Sanierungsverlauf zweier Großbehälterversuche bewertet und nachvollzogen werden. Weiter war es möglich die unterschiedlichen Sanierungsergebnisse differenziert zu beurteilen und die jeweils maßgebenden Prozesse aufzuzeigen. Folgende Erkenntnisse lassen sich zusammenfassen:

- Der Sanierungserfolg hängt maßgebend von der Aufheizungszeit ab. Die Randbedingungen (Grundwasserströmung, Wärmeeintrag) beeinflussen die Aufheizungszeit. Dabei wurde bei einem schnellen Aufheizen des Zielgebietes ein gutes Sanierungsergebnis erzielt, wie die Versuche im großen Behälter zeigen. Der hohe Netto-Wärmeeintrag bei einer geringen Grundwasserströmung führte zu einem schnellen Ausbilden des Dampfraums. Dahingegen wurden bei einer langsameren Erwärmung, wie sie im kleinen Behälter statt fand, geringere Schadstoffausträge erzielt.
- Präferenzielle Fließwege überlagern den Transport mit der Grundwasserströmung. Diese können auch zu einer vertikalen Strömung in Rissen führen.
- Eine erhöhte Schadstoffverfrachtung infolge der Erwärmung des Untergrunds konnte für den Aquifer nicht beobachtet werden. Die temperaturbedingten Änderungen der Oberflächenspannungen führten zu keinem messbaren Absinken von PCE Phase. Der Henry-Koeffizient erfährt durch einen Temperaturanstieg eine starke Zunahme, jedoch findet dieser Prozess an der Wasseroberfläche statt. Ein erhöhte Verfrachtung aufgrund erhöhter Löslichkeit von PCE in Wasser konnte quantitativ als nicht signifikant bewertet werden. Vielmehr wurde Schadstoff durch Sekundärprozesse - die Ausbildung einer Dampffront - verdrängt. Dieser Verdrängungsprozess hängt von der Geschwindigkeit der Dampffront ab. Ein weiterer durch die Erwärmung induzierter Prozess ist die Wärmewalze. Diese führt zu einer radialensymmetrischen Verfrachtung vom Dampfraum weg.

- Es konnte gezeigt werden, dass sich außerhalb der Dampffront Schadstoff anreichert.
- Durch einen intermittierenden Betrieb kann keine Steigerung des Austrags erzielt werden.
- Der Einsatz von festen Wärmequellen ist eine sehr effiziente Methode zur Quellensanierung. Auch bei einem guten Sanierungsergebnis verbleiben prozess- und versuchsbedingt Restkonzentrationen, was eine Nachsanierung erfordert.

Im Anschluss an die Experimente sollte eine Nachsanierung erfolgen. Dafür ist ein Konzept auszuarbeiten und auszuführen.

Für ein erweitertes Prozessverständnis wäre es interessant, mit Hilfe von Tracern, die Wasserströmung weiter nachzuvollziehen. Aus den Tracer-Versuchen ließen sich überdies Diffusions- und Dispersionkoeffizienten bestimmen. Weiter muss für das Verfahren, zur Anwendung in der Praxis eine Wirtschaftlichkeitsrechnung durchgeführt werden. Ferner könnten in einem weiteren Versuch die Prozesse im Aquitard mit einer höheren Messstellendichte untersucht werden.

Literaturverzeichnis

- [1] *Dortmund Datenbank*. <http://www.dortmundatabank.com/new/Default.htm>.
- [2] ATKINS, P.W. und A. HÖPFNER: *Physikalische Chemie*. Wiley-VCH, 2002.
- [3] BAEHR, H.D. und K. STEPHAN: *Wärme- und Stoffübertragung*. Springer Verlag, 2006.
- [4] BÖCKH, P.V.: *Wärmeübertragung - Grundlagen und Praxis*. Springer Verlag, 2006.
- [5] BUJA, H.-O.: *Handbuch der Baugrunderkundung - Geräte und Verfahren*. Werner Verlag, 1999.
- [6] CLASS, H.: *Theorie und numerische Modellierung nichtisothermer Mehrphasenprozesse in NAPL-kontaminierten porösen Medien*. Doktorarbeit, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 2001.
- [7] COUNCIL, J.: *Steam-Water Relative Permeability*. Doktorarbeit, Stanford University, 1979.
- [8] FETTER, C.W.: *Contaminant Hydrogeology*. Prentice-Hall, Inc., 1999.
- [9] HAHNE, E.: *Technische Thermodynamik, Einführung und Anwendung*. Oldenburg Verlag, 2000.
- [10] HELMIG, R.: *Multiphase Flow and Transport Processes in the Subsurface*. Springer Verlag, 1997.
- [11] HELMIG, R.: *Modellkonzepte und Simulationsmethoden für Ein- und Mehrphasenströmungen*. Vorlesungsunterlagen MSM, 2007.
- [12] HIESTER, U.: *Technologieentwicklung zur In-situ-Sanierung der ungesättigten Bodenzone mit festen Wärmequellen*. Doktorarbeit, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 2008.
- [13] HIESTER, U., H.-P. KOSCHITZKY und O. TRÖTSCHLER: *In-situ Sanierung von Schadstoffherden im Grundwasser mit festen Wärmequellen - Erweiterung der*

- Einsatzbereiche des THERIS-Verfahrens.* Institut für Wasserbau, Mitteilungsheft Nr. 150, 2006.
- [14] HIESTER, U. und G. SCHMID: *Entwicklung von temperatur- und schadstoffbeständigen TDR-Sonden zur Sättigungsmessung bei der thermischen In-situ Sanierung THERIS.* Innovative Feuchtemessung in Forschung und Praxis, 2003.
- [15] HÖLTING, B. und W.G. COLDEWEY: *Hydrogeologie - Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie.* Spektrum Verlag, 2005.
- [16] KOLYMBAS, D.: *Geotechnik - Bodenmechanik und Grundbau.* Springer Verlag, 1998.
- [17] LI, J.: *Experimental Investigation on Thermally Induced Buoyancy Flow in Porous Media.* Diplomarbeit, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 2003.
- [18] MÜLLER, M.: *Experimentelle Untersuchungen auf technischer Skala zum Einsatz fester Wärmequellen bei der In-situ-Reinigung geringdurchlässiger, gesättigter Böden.* Diplomarbeit, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 2008.
- [19] NOWAK, W. und F. MARTEN: *Ausbreitungs- und Transportvorgänge in Strömungen II - Stoff- und Wärmetransport in natürlichen Hydrosystemen.* Vorlesungsskript ATS2, basierend auf der Vorlesung von Olaf A. Cirpka, 2007.
- [20] REID, R.C., J.M. PRAUSNITZ und B.E. POLING: *The Properties of Gases and Liquids.* McGraw-Hill Book Company, 1988.
- [21] ROEDEL, W.: *Physik unserer Umwelt: Die Atmosphäre.* Springer Verlag, 2000.
- [22] SCHEDWILL, H., E. DOERING und M. DEHLI: *Grundlagen der technischen Thermodynamik.* Teubner Verlag, 2008.
- [23] SOMERTON, W.H., A.H. EL-SHAARANI und S.M. MOBARAK: *High temperature behaviour of rocks associated with geothermal type reservoirs.* Society of Petroleum Engineers, 1974.
- [24] STACHEDER, M.: *Die Time Domain Reflectometry in der Geotechnik,* 1996.
- [25] STEPHAN, K. und F. MAYINGER: *Thermodynamik 2 - Mehrstoffsysteme.* Springer Verlag, 1999.
- [26] UDELL, K.S.: *Heat transfer in porous media considering phase change and capillarity - the heat pipe effect.* International journal of heat and mass transfer, 1985.
- [27] WINKLER, A.: *Prozesse des Wärme- und Stofftransports bei der In-Situ-Sanierung mit festen Wärmequellen.* Doktorarbeit, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 2003.

- [28] WITT-HOCK, J.: *Probenahme von Boden und Abfall im Rahmen der Altlastenbearbeitung*, 1997.
- [29] WORCH, E: *Eine neue Gleichung zur Berechnung von Diffusionskoeffizienten gelöster Stoffe*. Vom Wasser 81, 1993.