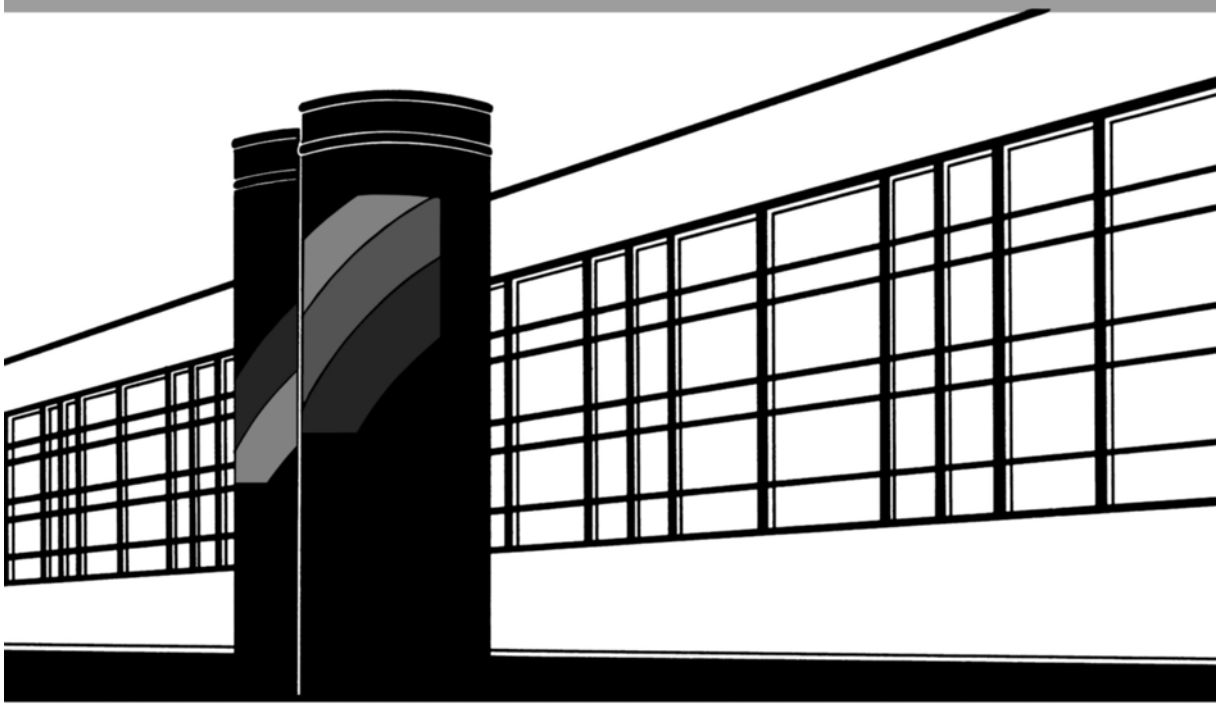
Institut für Wasserbau · Universität Stuttgart

Mitteilungen



Heft 150

Hrsg.: J. Braun, H.-P. Koschitzky, M. Stuhrmann

VEGAS – Statuskolloquium 2006

28. September 2006

Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhrmann, Matthias (Hrsg.):
VEGAS-Statuskolloquium 2006, 28.September 2006
von Jürgen Braun et al. (Hrsg.), Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
Stuttgart: Inst. für Wasserbau, 2006

(Mitteilungen / Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart: H. 150)
ISBN 3-933761-53-0

Gegen Vervielfältigung und Übersetzung bestehen keine Einwände, es wird lediglich um Quellenangabe gebeten.

Herausgegeben 2006 vom Eigenverlag des Instituts für Wasserbau
Druck: Sprint Digital Druck, Stuttgart

VORWORT

Im Rahmen des 11. *VEGAS*-Statuskolloquiums werden neueste Ergebnisse von Forschungs- und Entwicklungsvorhaben der Fachöffentlichkeit vorgestellt und diskutiert. Die Veranstaltung richtet sich insbesondere an Wissenschaftler, Vertreter von Industriefirmen und Kommunen als Eigentümer von kontaminierten Flächen, Ingenieurbüros, Analytiklabors und Vertreter der Umweltverwaltung. Durch den breit gefächerten Teilnehmerkreis wird der Technologietransfer von der Hochschule in die Praxis weiter intensiviert. Aus den Diskussionen sollen auch der Bedarf und die Anforderungen der Sanierungspraxis für zukünftige Forschungs- und Entwicklungsprojekte identifiziert werden.

Einen Schwerpunkt des diesjährigen *VEGAS*-Statuskolloquiums bilden - von der Entwicklung bis zur Praxisanwendung - innovative In-situ-Sanierungsverfahren für Grundwasserschäden bis hin zur Stimulierung natürlicher Schadstoffminderungsprozesse (ENA). Darüber hinaus werden neue Forschungsergebnisse und -projekte zu den Themen Sickerwasserprognose, Vor-Ort-Messtechnik und Brachflächenrevitalisierung vorgestellt.

Die Beiträge umfassen Grundlagenuntersuchungen zu den im Untergrund ablaufenden Prozessen der Schadstoffausbreitung und des Schadstoffverhaltens und Entwicklungen bei der numerische Modellierung dieser Prozesse. Forschungsergebnisse aus Labor- und Technikumsversuchen und Erfahrungen aus Pilotanwendungen im Feldmaßstab stehen im Fokus. Der Einsatz neuester Techniken und Verfahren bei Pilotanwendungen im Rahmen von Sanierungsprojekten zeigt die Möglichkeiten und Chancen neuer Techniken für die Ingenieurpraxis unter Berücksichtigung von Anwendungsmöglichkeiten und ökonomischen Aspekten. Ziel ist es hierbei auch, die Marktchancen innovativer Verfahren für die Altlastenssanierungspraxis zu verdeutlichen und einen Beitrag zu der derzeit in Deutschland geführten Diskussion der Frage Sanierung/ Teilsanierung von Schadensquellen (Schadensherden) in Richtung Anwendung von innovativen In-situ-Sanierungsverfahren zu leisten.

Stuttgart, im September 2006

Jürgen Braun
Hans-Peter Koschitzky
Matthias Stuhrmann

VEGAS

Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung

VEGAS
Statuskolloquium
2006

28. September 2006

Ort:

Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen
Ingenieurwissenschaftliches Zentrum IWZ
Pfaffenwaldring 7, Hörsaal V 7.02

VEGAS-Statuskolloquium 2006

Donnerstag, 28. September,

Hörsaal 7.02, Pfaffenwaldring 7, Campus Stuttgart-Vaihingen

9:00 **Eröffnung und Einführung**
Jürgen Heidborn, Vorsitzender des VEGAS-Beirats (Bundesministerium für Bildung und Forschung, BMBF)

Verhalten von Schadstoffen im Untergrund und Stimulierung des natürlichen Abbaus (ENA)

Sitzungsleiter: Frank-Dieter Kopinke (UFZ Leipzig/Halle)

9:10 **Enhanced Natural Attenuation (ENA) zur biologischen In-Situ-Sanierung von NSO-Heterozyklen im Grundwasser: Verfahrensentwicklung im Technikums-Maßstab sowie Pilotanwendung an einem ehemaligen Gaswerksstandort**
Matthias Piepenbrink (IAG, TU Darmstadt), Cecilia de Biase, Michael Dietze, Peter Grathwohl (ZAG, Universität Tübingen), Maria Herold, Thomas Ptak (GZG, Universität Göttingen), Oliver Trötschler, Thomas Haslwimmer, Hans-Peter Koschitzky (VEGAS, Universität Stuttgart)

9:35 **Enhanced Natural Attenuation: Heterozyklische Kohlenwasserstoffe – Relevanz an Teeröl-kontaminierten Standorten und Stimulation des biologischen Abbaus** (BMBF)
Anne Sagner, Claudia Zawadsky, Andreas Tiehm (TZW, Karlsruhe)

10:00 **Ausgewählte Ergebnisse und Konsequenzen aus dem Teilprojekt des LUA NRW im BMBF-Verbundvorhaben "Sickerwasserprognose" für die Verwertung und Gefährdungsabschätzung**
Bernd Susset, Wolfgang Leuchs (LUA, Nordrhein-Westfalen)

10:25 **Einfluss von Heterogenitäten auf die Strömung in teilgesättigten porösen Medien - experimentelle Untersuchungen** (DFG)
Insa Neuweiler, Milos Vasin (IWS, Universität Stuttgart), Rene Hassanein (Paul Scherrer Institut, Villigen), Anders Kästner, Peter Lehmann (Institut für Terrestrische Oekologie, Zürich)

10:50 Kaffeepause

In-situ-Verfahren zur Sanierung von DNAPL-Schäden im Grundwasser

Sitzungsleiter: Dieter Stupp (Dr. Stupp Consulting GmbH)

11:10 **Pilothafte Sanierung eines CKW Schadensherdes mittels Alkoholspülung in einem Großbehälter** (BMBF)

Philipp Greiner, Jürgen Braun, Hans-Peter Koschitzky (VEGAS, Universität Stuttgart)

11:35 **In-situ-Sanierung von Schadstoffherden im Grundwasser mit Festen Wärmequellen - Erweiterung der Einsatzbereiche des THERIS-Verfahrens** (SERDP)

Uwe Hiester, Hans-Peter Koschitzky, Oliver Trötschler, (VEGAS, Universität Stuttgart), Arne Färber (IWS, Universität Stuttgart), Ralph Baker, Gorm Heron, John LaChance (TerraTherm, Inc., USA), Myron Kuhlman (MK Tech Solutions Inc., USA)

12:00 **Dampf-Luft-Injektion in die gesättigte Zone: Pilotanwendung zur Sanierungsplanung an einem innerstädtischen Standort im Rheintal** (Stadt Ka)

Oliver Trötschler, Hans-Peter Koschitzky (VEGAS, Universität Stuttgart), Steffen Ochs (IWS, Universität Stuttgart), Stephan Denzel (dplan GmbH, Karlsruhe), Kai Stöckl (Stadt Karlsruhe)

12:25 **Fortschritte bei der Entwicklung eines prognosefähigen numerischen Modells zur Simulation der Dampfinjektion in die gesättigte Bodenzone** (IWS)

Steffen Ochs, Holger Class, Rainer Helmig (IWS, Universität Stuttgart), Oliver Trötschler (VEGAS, Universität Stuttgart)

12:50 Mittagspause mit Imbiss

In-situ-Sanierungsverfahren: aktuelle Entwicklungen

Sitzungsleiter: Rolf Gerhardt (Deutsche Bahn AG)

14:00 **Entwicklung eines Immobilisierungsverfahrens für Schwermetalle unter Nutzung des geogenen Sulfatgehalts im Grundwasser** (BWPLUS)

Norbert Klaas, Sylvia Mackenberg (VEGAS, Universität Stuttgart)

14:25 **Grundlagenuntersuchungen zum hydraulischen Verhalten von Nano-Eisen im Aquifer** (BWPLUS)

Cjestmir de Boer, Norbert Klaas, Jürgen Braun (VEGAS, Universität Stuttgart)

14:50 **Machbarkeitsstudie zum Einsatz von chemischer Oxidation (ISCO) zur Sanierung von CKW-Kontaminationen - Ergebnisse aus Batch- und Säulenversuchen** (BWPLUS)

Steffen Hetzer, Norbert Klaas, Oliver Trötschler (VEGAS, Universität Stuttgart)

15:15 **SAFIRA II - Forschungsprogramm zur Revitalisierung von großflächig und komplex kontaminierten Standorten (Megasites)** (BMBF)

Martin Bittens, Rainer Henzler, Hermann Rügner, Georg Teutsch (UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig / Halle GmbH)

15:40 Kaffeepause

Flächenmanagement und Messtechnik

Sitzungsleiter: Harald Burmeier (Universität Lüneburg)

16:00 **BMBF – US EPA-Projekt: START-UP-Pläne zur Stimulierung des nachhaltigen Flächenrecyclings: die Implementierung**

Volker Schrenk, Jantje Samtleben, Jürgen Braun (VEGAS, Universität Stuttgart), Michael Hanke (Immobilien Consulting M. Hanke, Droßdorf), Uwe Ferber (Projektgruppe Stadt und Entwicklung, Leipzig)

16:25 ***VEGAS*-Aktivitäten im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes REFINA**

Volker Schrenk (reconsite), Jürgen Braun, Jantje Samtleben (VEGAS, Universität Stuttgart)

16:50 **PROMOTE - Unterstützung innovativer Boden- und Grundwasser-überwachungs- und In-Situ-Sanierungstechnologien durch ein europäisches Technologie-Verifizierungssystem** (EU FP6)

Thomas Track (DECHEMA Frankfurt)

17:15 **Perspektiven der Messtechnik und Vor-Ort-Analytik**

Norbert Klaas, Katrin Batereau, Jürgen Braun (VEGAS, Universität Stuttgart)

17:40 **Schlusswort**

Stefan Gloger (Umweltministerium Baden-Württemberg)

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis I

Abbildungsverzeichnis VI

Tabellenverzeichnis IX

1 Enhanced Natural Attenuation (ENA) zur In-situ-Sanierung von NSO-Heterozyklen im Grundwasser: Verfahrensentwicklung im Technikums-Maßstab sowie Pilotanwendung an einem ehemaligen Gaswerksstandort 1

1.1 Einleitung 1
1.2 Vorbereitende Arbeiten 2
1.3 Immissionspumpversuche 3
1.4 Tracerversuche und Betrieb des Grundwasserzirkulationsbrunnens 5
1.5 Danksagung 9
1.6 Literatur 9

2 Enhanced Natural Attenuation: Heterozyklische Kohlenwasserstoffe – Relevanz an Teeröl-kontaminierten Standorten und Stimulation des biologischen Abbaus 11

2.1 Einleitung 11
2.2 Relevanz der NSO-HET aus dem Testfeld Süd 12
2.2.1 Beschreibung des Lumineszenzhemmtests (EN ISO 11348-3) 13
2.2.2 Toxizitätstests und Wassergefährdungsklassen 13
2.2.3 Reale und Nominale Konzentrationen 14
2.2.4 Toxizität der NSO-Heterozyklen im Leuchtbakterienhemmtest 14
2.3 Säulenexperimente zur Stimulierung des NSO-HET-Abbaus 15
2.4 Batchexperimente 17
2.5 Zusammenfassung 18
2.6 Danksagung 19
2.7 Literatur 19

3 Ausgewählte Ergebnisse und Konsequenzen aus dem Teilprojekt des LUA NRW im BMBF-Verbundvorhaben „Sickerwasserprognose“ für die Verwertung und Gefährdungsabschätzung 21

3.1 Allgemeines 21
3.1.1 Stand der Aktivitäten im BMBF-Verbundvorhaben 21
3.1.2 Folgeaktivitäten 21
3.2 Ausgewählte Ergebnisse 22
3.2.1 Überblick 22
3.2.2 „Quellterm“ 24
3.2.3 „Transportterm“ 27
3.3 Zusammenfassung und Konsequenzen 28
3.4 Literatur 30

4 Einfluss von Heterogenitäten auf die Strömung in teilgesättigten porösen Medien – Experimentelle Untersuchungen 32
4.1 Einleitung 32
4.2 Modell für die ungesättigte Strömung 34
4.3 Experimentelles Setup 35
4.3.1 Heterogene Säulen 35
4.3.2 Randbedingungen und Aufbau 36
4.3.3 Messungen der Sättigung mit Neutronentomographie 37
4.4 Einfluss der Struktur auf die Strömung und Vergleich mit dem Modell 38
4.5 Zusammenfassung 40
4.6 Danksagung 41
4.7 Literatur 41
5 Pilothafte Sanierung eines CKW Schadensherdes mittels Alkoholspülung in einem Großbehälter 42
5.1 Motivation 42
5.2 Versuchsaufbau 43
5.3 Versuchsdurchführung 44
5.4 Ergebnisse 45
5.5 Zusammenfassung und Ausblick 47
5.6 Danksagung 48
5.7 Literatur 48
6 In-situ-Sanierung von Schadstoffherden im Grundwasser mit Festen Wärmequellen – Erweiterung der Einsatzbereiche des THERIS-Verfahrens 49
6.1 Einführung 50
6.1.1 Grundlagen 50
6.1.2 Motivation und Umfang der Untersuchung 51
6.1.3 Zielsetzung 51
6.2 Methoden 52
6.2.1 2D-Versuche in Laborküvetten 52
6.2.2 3D-Untersuchungen im *VEGAS*-Großbehälter 52
6.2.3 Begleitende numerische Simulationen 54
6.2.4 Entwicklung neuer Versuchseinbauten für die *VEGAS*-Großbehälter 54
6.3 Ergebnisse der Wärmetransportexperimente und Diskussion 54
6.3.1 2D-Küvetten-Experimente 54
6.3.2 3D-Großbehälter-Experimente 56
6.4 Danksagung 58
6.5 Literatur 58
7 Dampf-Luft-Injektion in die gesättigte Zone: Pilotanwendung zur Sanierungsplanung an einem innerstädtischen Standort im Rheintal 60
7.1 Einleitung 60
7.2 Veranlassung und Zielstellung 60
7.3 Standortbeschreibung 61
7.4 Sanierungstechnologie „Dampf-Luft-Injektion in die gesättigte Zone“ 63
7.5 Verlauf der Pilotanwendung zur thermischen Dekontamination 64

7.6 Planung der Gesamtsanierung 67
7.7 Zusammenfassung und Ausblick 69
7.8 Danksagung 70
7.9 Literatur 70

8 Fortschritte bei der Entwicklung eines prognosefähigen numerischen Modells zur Simulation der Dampfinjektion in die gesättigte Bodenzone 71

8.1 Motivation 71
8.2 Entwicklungsschritte hin zu einem prognosefähigen Modell 72
8.3 Ergebnisse der ersten Entwicklungsstufe 73
8.4 Arbeiten in der zweiten Entwicklungsstufe 73
8.5 Prognose der Dampfausbreitung für eine Pilotsanierung 74
8.5.1 Standort 74
8.5.2 Modellgebiet 75
8.5.3 Modellparameter 76
8.5.4 Prognostizierte Dampffrontausbreitung 77
8.5.5 Vergleich: Prognostizierte Dampffrontausbreitung / Messwerte 79
8.6 Zusammenfassung und Ausblick 80
8.7 Literatur 81

9 Entwicklung eines Immobilisierungsverfahrens für Schwermetalle unter Nutzung des geogenen Sulfatgehalts im Grundwasser 82

9.1 Einleitung 82
9.2 Ansatz 82
9.3 Ergebnisse 84
9.3.1 Erste Phase 84
9.3.2 Zweite Phase 86
9.4 Ausblick 87
9.5 Danksagung 87

10 Grundlagenuntersuchungen zum hydraulischen Verhalten von Nano-Eisen im Aquifer 88

10.1 Einleitung 88
10.2 Ansatz 89
10.2.1 Hydraulische Eigenschaften der Kolloide 89
10.2.2 Vorbehandlung der Kolloide 91
10.3 Messtechnische Entwicklungen 91
10.4 Ausblick 93
10.5 Danksagung 94
10.6 Literatur 94

11 Machbarkeitsstudie zum Einsatz von chemischer Oxidation (ISCO) zur Sanierung von CKW-Kontaminationen – Ergebnisse aus Batch- und Säulenversuchen – 95

11.1 Einleitung 95
11.2 Zielstellung 95
11.3 Stand der Technik 96
11.4 Arbeitsprogramm 97

11.4.1 Batch-Versuche 98
11.4.2 Säulenversuche 98
11.4.3 Küvettenversuche 100
11.5 Ergebnisse aus Batch- und Säulenversuchen 101
11.5.1 Batchversuche 101
11.5.2 Säulenversuche 103
11.6 Zusammenfassung 106
11.7 Danksagung 106
11.8 Literatur 106

12 SAFIRA II – Forschungsprogramm zur Revitalisierung von großflächig und komplex kontaminierten Standorten (Megasites) 108

12.1 Zielsetzung 108
12.2 Forschungs- und Entwicklungsschwerpunkte von SAFIRA II 108
12.3 Umsetzung des SAFIRA II Forschungsprogramms 109
12.4 Danksagung 110
12.5 Literatur 111

13 BMBF – US EPA-Projekt: START-UP-Pläne zur Stimulierung des nachhaltigen Flächenrecyclings: die Implementierung 112

13.1 Einleitung 112
13.2 Die Arbeitshilfe zur Erstellung eines Start-Up-Plans „Brachfläche“ 112
13.3 Die Implementierung der Arbeitshilfe (Testläufe) 114
13.4 Die Testflächen 116
13.4.1 Ehemalige Textilfabrik Lautex in der Gemeinde Dürrhennersdorf 116
13.4.2 Ehemaliger Güterbahnhof Stuttgart - Bad Cannstatt 118
13.4.3 Fläche „Hart van Zuid“ in Hengelo, Niederlande 119
13.5 Ausblick 120
13.6 Danksagung 120
13.7 Literatur 121

14 *VEGAS*-Aktivitäten im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes REFINA 122

14.1 Einleitung 122
14.2 Forschungsvorhaben 122
14.2.1 KMU entwickeln KMF – kleine und mittlere Unternehmen entwickeln kleine und mittlere Flächen 122
14.2.2 Vorhaben Wisstrans – Wissenstransfer durch innovative Fortbildungskonzepte 124
14.2.3 Vorhaben KOSAR – Kostenoptimierte Sanierung und Aufbereitung von Reserveflächen 126
14.2.4 Vorhaben „Förderung des internationalen Wissensaustausches und Empfehlungen zum Aufbau eines Kompetenznetzwerkes Flächenmanagement / Flächenrecycling“ 128
14.3 Ausblick 130
14.4 Literatur 130

15 PROMOTE – Unterstützung innovativer Boden- und Grundwasserüberwachungs- und in-Situ-Sanierungstechnologien durch ein europäisches Technologie-Verifizierungssystem 131

15.1 Einleitung 131
15.2 Europäischer Hintergrund 131

15.3 Projektansätze und -ziele 132

16 Perspektiven der Messtechnik und Vor-Ort-Analytik 134

16.1 Bisherige Arbeiten 134
16.2 Laufende Entwicklungen 136
16.3 Ausblick: Trends und Entwicklungen 137
16.4 Literatur 140

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Lageplan Testfeld Süd mit Kontrollebenen CP1, CP2, CP2-3 und CP3 2
Abb. 1.2: Während des IPV an B 86 gemessene Konzentrationsganglinien. 3
Abb. 1.3: Während des IPV an B 100 gemessene Konzentrationsganglinien. 5
Abb. 1.4: Tracerdurchbruchskurven an den Rammpegeln und am GZB. 7
Abb. 1.5: Lage Rammpegel und Strömungsbahnen numerische Simulation. 8
Abb. 2.1: NSO-Heterozyklische Kohlenwasserstoffe und ihre PAK-Analoga. 11
Abb. 2.2: Probenahmestellen im Testfeld Süd. 13
Abb. 2.3: Konstruktion der Säulenanlage. 16
Abb. 2.4: Verlauf des Abbaus der NSO-HET innerhalb der Säule nach Zugabe von 105mg/L H_2O_2. 16
Abb. 2.5: Abbau der NSO-HET und Acenaphthen im originalen Grundwasser von B86 nach Dosierung von H_2O_2. 17
Abb. 2.6: Abbau der Summe der NSO-HET und der PAK in µg/L. 18
Abb. 3.1: Schematische Darstellung des Lysimeteraufbaus, der Lysimeterbestückung mit den Forschungsmaterialien und der Untersuchungsziele. 23
Abb. 3.2: Zeitlicher Verlauf der Lysimeterablaufkonzentration an der Unterkante verschiedener Abfälle und Recycling-Baustoffe (RCL) gegen die Zeit. 25
Abb. 3.3: Materialübergreifende (9 verschiedene mineralische Abfälle und Böden) Abweichungen der Einzelbestimmungen von Stoffkonzentrationen vom Mittelwert 26
Abb. 3.4: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen der Summe 15 EPA-PAK 28
Abb. 4.1: Struktur von Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts) 36
Abb. 4.2: Aufbau der Drainageexperimente 37
Abb. 4.3: Gemessene Sättigungen, ... 38
Abb. 4.4: Effektive Parameterkurven für die beiden Säulen. 39
Abb. 4.5: Ausflusskurve der beiden Säulen, ... 39
Abb. 4.6: Sättigung in der 15. und 18. Schicht von Säule 1 nach der ersten Druckabsenkung 40
Abb. 5.1: Blick auf das *VEGAS*-Blockmodell (links) und Längsschnitt A-A durch den künstlichen Aquifer (rechts) 43
Abb. 5.2: Rammen des GZB (links) und Lage der Kontamination, des GZB und der Probennahmestellen im Aquifer im Schnitt A-A (rechts) 44
Abb. 5.3: Alkoholkonzentrationen am Ein- und Auslauffilter des GZB 46

Abb. 5.4: PCE Konzentration und kumulativer Schadstoffaustrag am Entnahmefilter des GZB 46
Abb. 5.5: Prozentualer Austrag der beiden Alkohole und des Schadstoffes am oberen Filter des GZB 47
Abb. 6.1: 2-D Küvette für Wärmetransportexperimente 52
Abb. 6.2: Aufsicht und Schnitt durch den Versuchsaufbau beim zweiten Wärmetransportexperiment 53
Abb. 6.3: Vergleich der Temperaturausbreitung in der 2-D Küvette im Experiment (links) und in der numerischen Simulation (rechts) 55
Abb. 6.4: Vergleich der Temperaturausbreitung in der 2-D Küvette im Experiment (links) und in der numerischen Simulation (rechts) 56
Abb. 6.5: Änderungen der Temperaturen (a) und der Wassersättigungen (b) in der Höhe 280 cm über Grund im Großbehälter 57
Abb. 7.1: Lageplan des Pilotierungsfeldes 62
Abb. 7.2: Bohrarbeiten zur Installation des Injektionsbrunnens 63
Abb. 7.3: Wärmeausbreitung während der Dampf-Luft-Injektion 65
Abb. 7.4: PCE-Austrag über die Bodenluftabsaugung 67
Abb. 8.1: Schema einer Dampfinjektion in die gesättigte und ungesättigte Bodenzone 71
Abb. 8.2: Notwendige Schritte zur Entwicklung eines prognosefähigen numerischen Modells 72
Abb. 8.3: Lageplan des Standortes mit den Brunnen (Br38, E8, EK2, I6) und Temperatursonden (T1-T6) 75
Abb. 8.4: Modellgebiet und Vernetzung 75
Abb. 8.5: Permeabilitätsverteilungen im Untergrund 77
Abb. 8.6: Dampffrontausbreitung berechnet mit dem entwickelten 2p1cni Modell 78
Abb. 8.7: Vergleich Messwerte / Simulation; 79
Abb. 9.1: Schema Säulenanlage vor und nach Umbau 83
Abb. 9.2: Säulenanlage im Bild 84
Abb. 9.3: Sulfat-Konzentration im Auslauf der Säule SI 84
Abb. 9.4: Verlauf des Redoxpotentials aller Säulen 85
Abb. 9.5: Verlauf vereinzelter Schwermetall-Austräge 85
Abb. 9.6: Arsen-Konzentrationsverlauf der Säule mit $Zn_3(AsO_4)_2$ 86
Abb. 9.7: Cr- und Cd-Konzentrationen im Ablauf der Säulen 1 und 3 86
Abb. 9.8: Arsen-Konzentration in Phase 1 und Phase 2 87
Abb. 10.1: 2-D Versuchsaufbau 89

Abb. 10.2: Nano-Eisen Injizierung: maximale Ausbreitung nach 5 Minuten erreicht ... 89
Abb. 10.3: Erhebliche Retardation beim Transport von Nano-Eisen. ... 90
Abb. 10.4: Versuchsaufbau der horizontalen Säule für die 1-D Versuche ... 92
Abb. 11.1: Aufbau Säulen-Versuche, Säule 1 – 3 ... 99
Abb. 11.2: Aufbau Säulen-Versuche, Säule 5 – 6 ... 100
Abb. 11.3: Aufbau Küvettenversuch ... 101
Abb. 11.4: Massenbilanz und Reaktionsrate $KMnO_4$, 1g/L, Batchversuche ... 102
Abb. 11.5: Massenbilanz und Reaktionsrate $KMnO_4$, 10g/L, Batchversuche ... 103
Abb. 11.6: Massenbilanz und Reaktionsrate $KMnO_4$ – Feinsand, ... 104
Abb. 11.7: Massenbilanz und Reaktionsrate $KMnO_4$ – Feinsand, ... 104
Abb. 11.8: Durchbruchskurven $KMnO_4$ (c = 1 g/L) und Uranin ... 105
Abb. 11.9: Durchbruchskurven $KMnO_4$ (c = 10 g/L) und Uranin ... 105
Abb. 12.1: SAFIRA II Management Framework ... 109
Abb. 13.1: Vorgehensweise zur Erstellung eines Start-Up-Plans ... 114
Abb. 13.2: Phasen der Implementierung ... 115
Abb. 13.3: Altstandort Lautex ... 116
Abb. 13.4: Bahnlinie entlang des Altstandortes Lautex ... 117
Abb. 13.5: Altstandort Lautex ... 118
Abb. 13.6: Ehemaliger Güterbahnhof in Stuttgart-Bad Cannstadt (Quelle: http://www.stuttgart.de) ... 119
Abb. 13.7: Fläche „Hart van Zuid“, Hengelo (Quelle: http://www.hengelo2.nl) ... 120
Abb. 15.1: Projektstruktur ... 133
Abb. 16.1: Mess- und Probennahmesysteme (entwickelt bei *VEGAS*) ... 134
Abb. 16.2: Beispiel für den Einsatz von Vor-Ort-Messtechnik zur optimierten Erkundung von Altstandorten (aus Batereau 2004) ... 135

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Nominale und Reale EC_{50}-Werte der NSO-HET aus dem Testfeld-Süd 14
Tab. 4.1: Materialparmeter des Füllmaterials der Säulen 36
Tab. 5.1: Durchflüsse und injizierte Fluide 45
Tab. 7.1: Zusammenstellung der Sanierungskosten 69
Tab. 9.1: Übersicht über die eingesetzten Schwermetallsalze 83
Tab. 16.1: Beispiele für indirekte Parameter zur Erfassung sich ändernder Messgrößen bei verschiedenen mikrobiellen Prozessen 138

1 Enhanced Natural Attenuation (ENA) zur In-situ-Sanierung von NSO-Heterozyklen im Grundwasser: Verfahrensentwicklung im Technikums-Maßstab sowie Pilotanwendung an einem ehemaligen Gaswerksstandort

Matthias Piepenbrink, IAG, TU Darmstadt,
Cecilia de Biase, Michael Dietze, Peter Grathwohl, ZAG, Universität Tübingen,
Maria Herold, Thomas Ptak, GZG, Universität Göttingen,
Oliver Trötschler, Thomas Haslwimmer, Hans-Peter Koschitzky, *VEGAS*, Universität Stuttgart

1.1 Einleitung

Heterozyklische Kohlenwasserstoffe (NSO-HET) sind toxische und zum Teil kanzerogene Verbindungen, die bei Teerkontaminationen des Untergrundes im Grundwasser auftreten (z.B. Zamfirescu & Grathwohl, 2001, M. Piepenbrink et al. 2005), aber noch nicht routinemäßig untersucht werden. Die bisherigen Feldbeobachtungen deuten auf eine relative Persistenz bei gleichzeitig hoher Mobilität hin, so dass lange Schadstofffahnen im Grundwasser entstehen. Da die natürlichen Abbau- und Rückhalteprozesse für eine Elimination oftmals nicht ausreichen, wurde ein effektives Verfahren zur Stimulation des aeroben mikrobiellen In-situ-Abbaus im Labor und Technikum entwickelt (Trötschler et. al., 2005).

Im Vorfeld dieses Projekts wurden von Sagner et al. (z.B. Sagner & Tiehm 2004, Sagner et al. 2005) zahlreiche Batch- und Säulenversuche zur Bioabbaubarkeit von NSO-HET durchgeführt. Anschließend konnte im feldnahen Langzeitversuch in der „Großen Rinne“ von *VEGAS* der Nachweis für die erfolgreiche biologische, aerobe In-situ-Behandlung (ENA) von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid, bzw. deren teilweiser Abbau durch Luft(sauerstoff) über einen Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB) erbracht werden.

In den laufenden Arbeiten erfolgt die konsequente Umsetzung dieser Methode im Rahmen eines Pilotversuchs an einem ehemaligen Gaswerksstandort. Zur Quantifizierung des Abbaus sollen neben der integralen IPV-Methodik auch kleinräumige Messungen (im Verbund mit Tracerversuchen) an hochauflösenden Kontrollebenen vorgenommen werden, welche mittels 'direct-push' Techniken in den Aquifer eingebracht wurden.

1.2 Vorbereitende Arbeiten

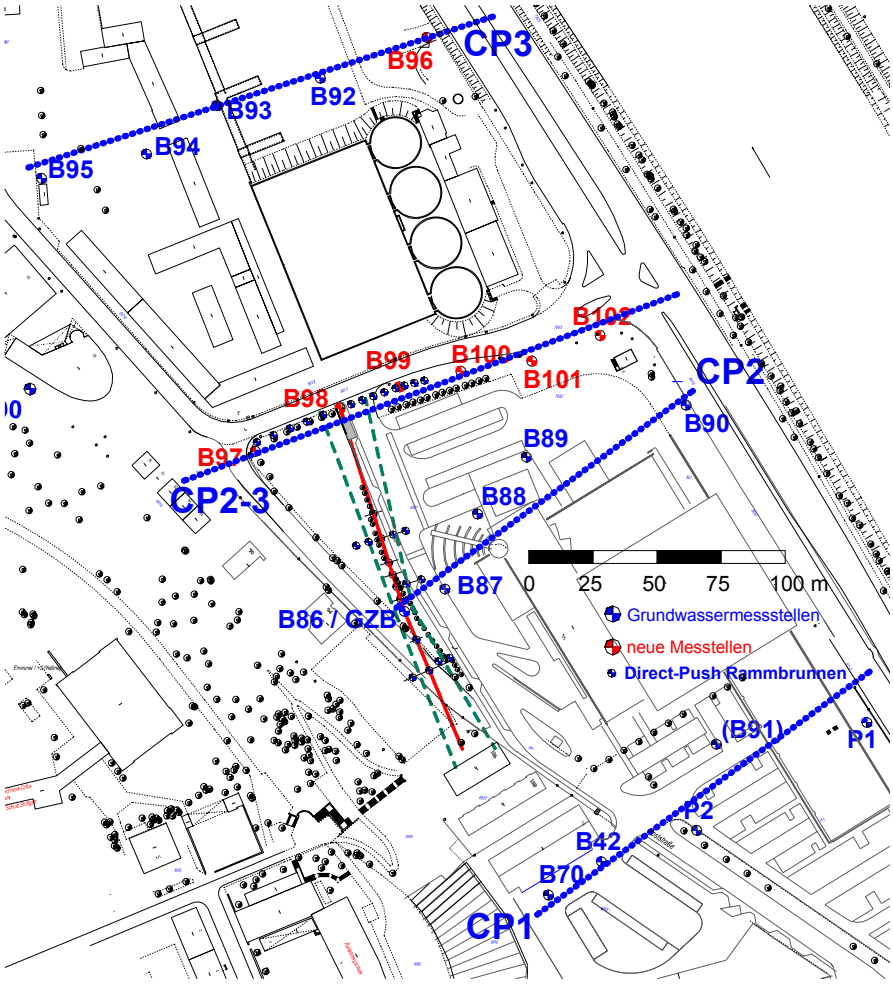


Abb. 1.1: Lageplan Testfeld Süd mit Kontrollebenen CP1, CP2, CP2-3 und CP3

Zu Beginn der Felduntersuchungen in der zweiten Projektphase wurden folgende neue Messstellen benötigt:

(a) Eine zwischen Kontrollebene CP2 (Messstellen B86, B87, B88, B90) und CP3 (Messstellen B95, B94, B93, B92 und B96) gelegene neue Kontrollebene CP2-3, welche mit 6“ Grundwassermessstellen ausgebaut wurde (Messstellen B97, B98, B99, B100, B101 und B102), da die alte Kontrollebene CP3 sich bereits zu weit im Abstrom zum Schadensherd in der Schadstofffahne befindet und dort außer den persistenten NSO-HET keine weiteren Schadstoffe (BTEX, PAK) mehr nachweisbar waren (siehe Abb. 1.1). Beim Einsatz der ENA-Maßnahme sollte jedoch deren Wirksamkeit für alle gaswerkstypischen organischen Kontaminanten also für BTEX, PAK und NSO-HET gezeigt werden.

(b) Eine über „direct push“ installierte center-line der Schadstofffahne und räumlich engstehende Kontrollebenen zur Überwachung der Wirksamkeit des GZB. Die mittels Geoprobe®-Technik installierten Rammpegel dienen zum einen bei Tracerversuchen zur Bestimmung des Einzugsbereichs des GZB und zum Nachweis

dessen effektiver Durchmischung. Zum anderen dienen sie zur Überwachung der Sauerstoffausbreitung im Rahmen der Zugabe von Luftsauerstoff / Wasserstoffperoxid (H_2O_2) und dem Nachweis des aeroben biologischen Abbaus der persistenten NSO-HET, sowie der Beschreibung des allgemeinen Reaktionsraums.

1.3 Immissionspumpversuche

Vor dem Start der eigentlichen ENA-Maßnahme wurden im Frühjahr 2006 mit Immissionspumpversuchen (IPVs) die Schadstofffrachten, sowie die aktuelle Schadstoffverteilung in der relevanten, d.h. vom späteren GZB beeinflussten „Stromröhre (B86-B98)“, s. Abb. 1.1 bestimmt. Wie in den bereits im Jahr 2004 durchgeführten IPVs sind an der Grundwassermessstelle B86 noch PAK die dominierenden Kontaminanten. Jedoch ist auch deren Spektrum im Vergleich zur proximalen Schadstofffahne stark ausgedünnt, d.h. es tritt bereits hier fast nur noch deren persistentester Vertreter, das Acenaphten (ACE) mit Konzentrationen zwischen 120-160 µg/l auf. An zweiter Stelle stehen die NSO-HET insbesondere mit den Stoffen Dimethylbenzofuran (DMBF) und Methylbenzofuran (MBF), deren Summenkonzentration zwischen 80 und 110 µg/l schwankt. Die Schadstoffgruppe der BTEX spielt in diesem Bereich der Schadstofffahne bereits nur noch eine untergeordnete Rolle - allein ihr persistentester Vertreter das Benzol ist noch mit Konzentrationen um 1µg/l vertreten (siehe Abb. 1.2).

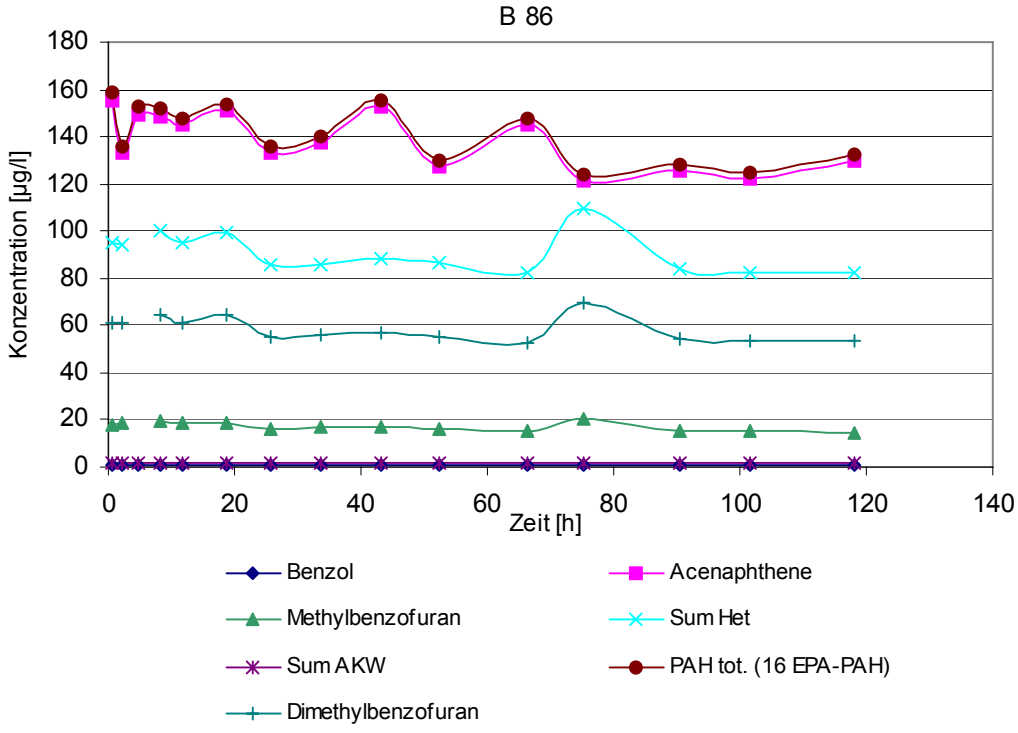


Abb. 1.2: Während des IPV an B 86 gemessene Konzentrationsganglinien.

In der neu eingerichteten Messstelle B98 (im weiteren Abstrom von B86 gelegen) sind die PAK weiterhin die dominierenden Kontaminanten, die Konzentration von ACE sank während des IPVs jedoch kontinuierlich von 110 auf 80 µg/l ab. An zweiter Stelle folgen auch hier die NSO-HET mit DMBF und MBF, deren Summenkonzentration um einen Mittelwert von 63,3 µg/l annähernd konstant blieb und die sich in der Rangfolge damit deutlich dem ACE angenähert haben. Die Schadstoffgruppe der BTEX ist nur noch in Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze vertreten.

Die Frachten an den Messstellen B86 und B98 wurden analytisch, unter Berücksichtigung der Grundströmung, mit dem Programm C-STREAM (Bayer-Reich et al., 2003) wie folgt bestimmt (alle Angaben in g/d):

GWM	ACE	PAK	MBF	DMBF	Benzol	BTEX
B86	8.999	9.182	1.092	3.820	0.066	0.086
B98	6.875	7.036	1.116	3.946	n.d.	n.d.

Die im östlichen, lateralen Fahnenrand (B99, B100) durchgeführten IPVs zeigen folgende Ergebnisse:

(a) in Messstelle B99 dominiert während des ganzen Versuchs die NSO-HET Summenkonzentration (40-50 µg/l) und auch das DMBF als Einzelstoff (30-40 µg/l) wird nur kurzfristig (zu Versuchmitte) von ACE (20-40 µg/l) in der Rolle des höchstkonzentrierten Kontaminanten abgelöst,

(b) in Messstelle B100 wird die Dominanz der NSO-HET sowohl als Summe (2-6 µg/l) und auch deren Einzelstoffe MBF (0,4-1µg/l) und insbesondere DMBF (2-5 µg/l) zu keinem Zeitpunkt durch einen PAK-Kontaminaten übertroffen. Acenaphthen ist unter diesen Bedingungen offenbar nicht mehr persistent und liegt nur noch in Konzentrationen von 0,5 µg/L vor (s. Abb. 1.3).

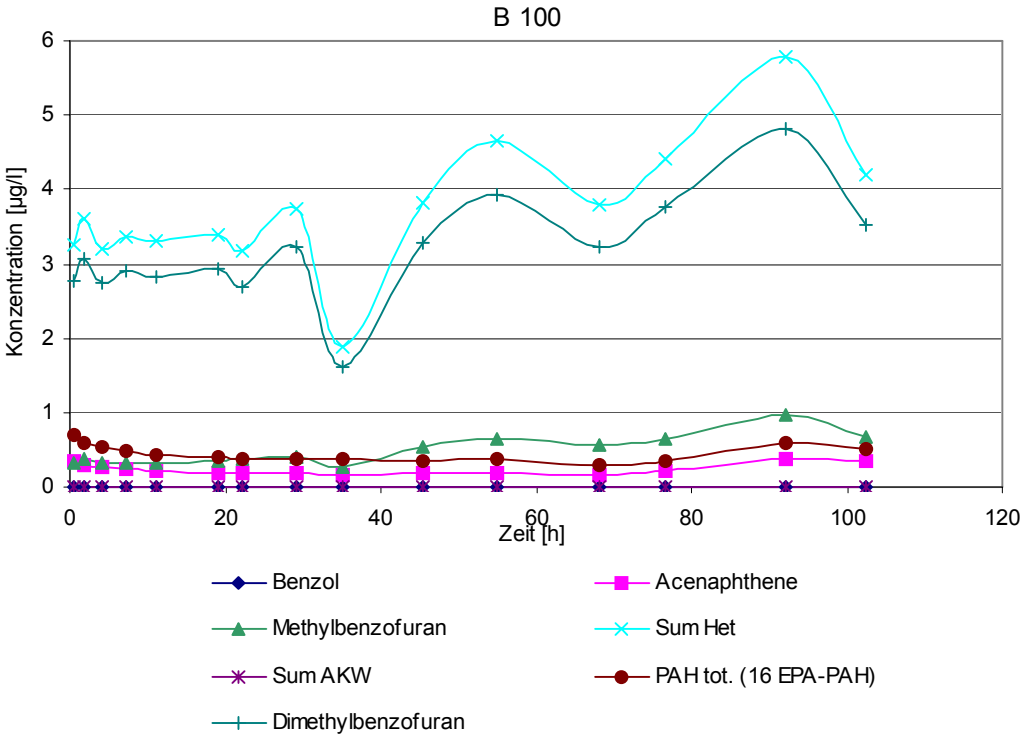


Abb. 1.3: Während des IPV an B 100 gemessene Konzentrationsganglinien.

Es kann somit festgestellt werden, dass beide Beobachtungen des lateralen Fahnenrands in ihren Abbauverhalten grundsätzlich mit der distalen Fahnenspitze übereinstimmen, wo die NSO-HET nach einer gewissen Transportdistanz ebenfalls die Rolle der dominierenden und damit relevanten Kontaminanten einnehmen.

Die nach Auswertung der IPVs mittels Direct-push-Technik installierten Rammpegel der engräumigen Kontrollebenen und der Fahnenachse (plume-centerline) wurden in einer Stichtagsmessung beprobt. Die dabei erhobenen Konzentrationswerte bestätigen grundsätzlich die Werte der IPVs. Anhand von einzelnen Messstellen-Ausreißern zeigte sich jedoch deutlich die Problematik von idealisierten 'plume-centerlines' bei vorhandener Heterogenität des Aquifers. Inwieweit die „Messstellen-Ausreißer“ auf eine ungenügende Anbindung der Rammpegel oder lokale Heterogenitäten im Untergrund zurückzuführen sind bleibt noch zu klären.

1.4 Tracerversuche und Betrieb des Grundwasserzirkulationsbrunnens

Nach der Installation des GZB in B86 erfolgte dessen hydraulischer Probebetrieb mit Überprüfung des über numerische Simulation bestimmten Einzugsbereichs und der Durchmischungseffektivität mittels Tracerversuchen.

Der GZB wird mit einer Förderrate von ca. 10 m³/h betrieben. Das Grundwasser wird im unteren Filterbereich des Brunnens entnommen (7,5 – 6,2 m u. GOK), die Zugabe des im späteren Verlauf der ENA-Maßnahme mit Luft(sauerstoff), bzw. Wasserstoffperoxid versetzten Grundwassers erfolgt in einer Teufe zwischen 5,0 – 3,4 m u. GOK. Im Aquifer wird infolge des abgepackerten Bereichs zwischen Zugabe- und Entnahmefilter eine Strömungswalze erzeugt.

Nach einem einwöchigen Testbetrieb des GZB erfolgte die Zugabe eines konservativen fluoreszierenden Tracers (Uranin: 30 mg/L, 1 m³, 2 Stunden Zugabe) an dem ca. 25 m oberstromig des GZB gelegenen Rammpegel RP2. Gleichzeitig wurde im GZB mit Zugabe von Luftsauerstoff und eines zweiten Tracers, Natriumbromid (ca. 100 mg/L, ein Tag Dosierdauer) begonnen. Der Uranin-Tracertest dient der Bestimmung des Erfassungsbereichs des GZB, der Bromid-Tracertest dient dem Nachweis der homogenen Einmischung von Tracer / Elektronenakzeptoren (Sauerstoff / Wasserstoffperoxid) in die Grundwasserströmung durch den GZB und der Bestimmung des Retentionsfaktors zwischen Sauerstoff und dem konservativem Tracer. Die Tracerversuche sind noch nicht vollständig abgeschlossen und mussten unter hydraulisch schwierigen Bedingungen – starke, lang anhaltende Niederschläge im August dieses Jahres nach annähernd zweimonatiger Trockenheit – durchgeführt werden. Bedingt durch die geologische Struktur ist dabei auch mit Hangwasserzutritt in das Neckartal zu rechnen.

Bereits nach einem Tag wurde die Erstankunft des Uranins am GZB detektiert und somit die hydraulische Wirksamkeit des Zirkulationssystems nachgewiesen (Abb. 1.4 oben). Die Bestimmung der Uraninkonzentrationen erfolgt über Mehrkanal-Lichtleiterflourometer mittels Durchflussmesszellen mit kontinuierlicher Beprobung der Rammpegel. Unter Annahme einer „natürlichen“ Abstandsgeschwindigkeit von 2 - 3 m/d ist dieses rasche Durchbruchsverhalten am GZB entweder auf ausgeprägte hydraulische Kurzschlüsse im Aquifer oder auf die weitreichende Strömungswalze des GZB mit 20 – 30 m Durchmesser zurückzuführen. Annähernd gleichzeitig mit dem Tracerdurchbruch am GZB wurde RP6, ca. 5 m unterstromig des GZB gelegen, erreicht. Dies untermauert die Annahme einer weitreichenden Strömungswalze des GZB. Der Tracerdurchbruch an dem 12 m oberstromig des GZB gelegenen Rammpegels RP5 erfolgte zeitlich leicht verzögert zum GZB, bzw. RP6, was auf die unterliegende Grundströmung zurückgeführt werden kann. Im weiteren Abstrom des GZB konnte der Tracerdurchbruch an drei Rammpegeln RP7 – RP9 im Abstand von ca. 10 m unterstromig des GZB detektiert werden (Abb. 1.4, Mitte).

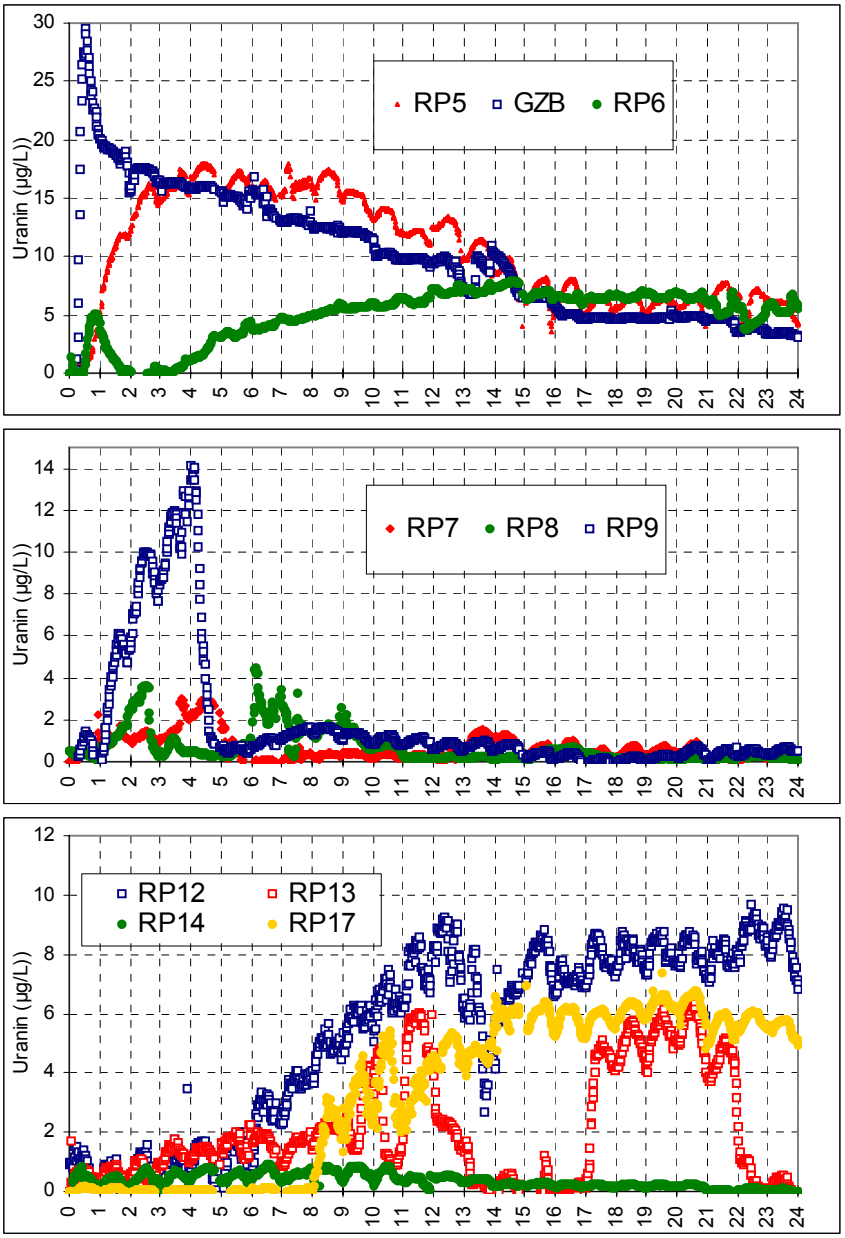


Abb. 1.4: Tracerdurchbruchskurven an den Rammpegeln und am GZB.

Diese Rammpegel sind als Querriegel zur Grundströmung ausgebaut (s. Abb. 1.5). RP7 liegt in Grundwasserströmungsrichtung (NNW) unterstromig des GZB, RP8 ca. 4 m nach Osten versetzt und RP9 um 10 m aus der GW-Strömungsrichtung versetzt. Entsprechend den Durchbruchsverhalten kann eine Einmischung des Tracers in die GW-Strömung mit einer Breite von mindestens 20 m angenommen werden.

An den weiteren, im direkten Abstrom des GZB gelegenen Rammpegeln RP10 und RP11 konnte kein Uranin detektiert werden. Die hydraulische Anbindung dieser Rammpegel ist somit fraglich. An den Pegeln RP12 – 14, die als weiterer Querriegel im Abstand von ca. 30 m unterstromig des GZB installiert sind, konnte lediglich an den beiden westlich der „Grundwasserströmungsröhre“ gelegenen RP12 und RP13 (s. Abb. 1.5) eindeutig Uranin detektiert werden. Da jedoch auch im weiteren direkten Abstrom

des GZB an RP17 (Abstand zum GZB: 40 m) eindeutig Uranin detektiert wurde, ist die hydraulische Anbindung auch an den Pegeln RP14 –15 fraglich. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit oberstromig des GZB kann auf ca. 3 m/d abgeschätzt werden. Ein zweiter Tracerversuch mit oberstromiger Zugabe von Uranin in RP3 (s. Abb. 1.5) soll in den nächsten Wochen durchgeführt werden.

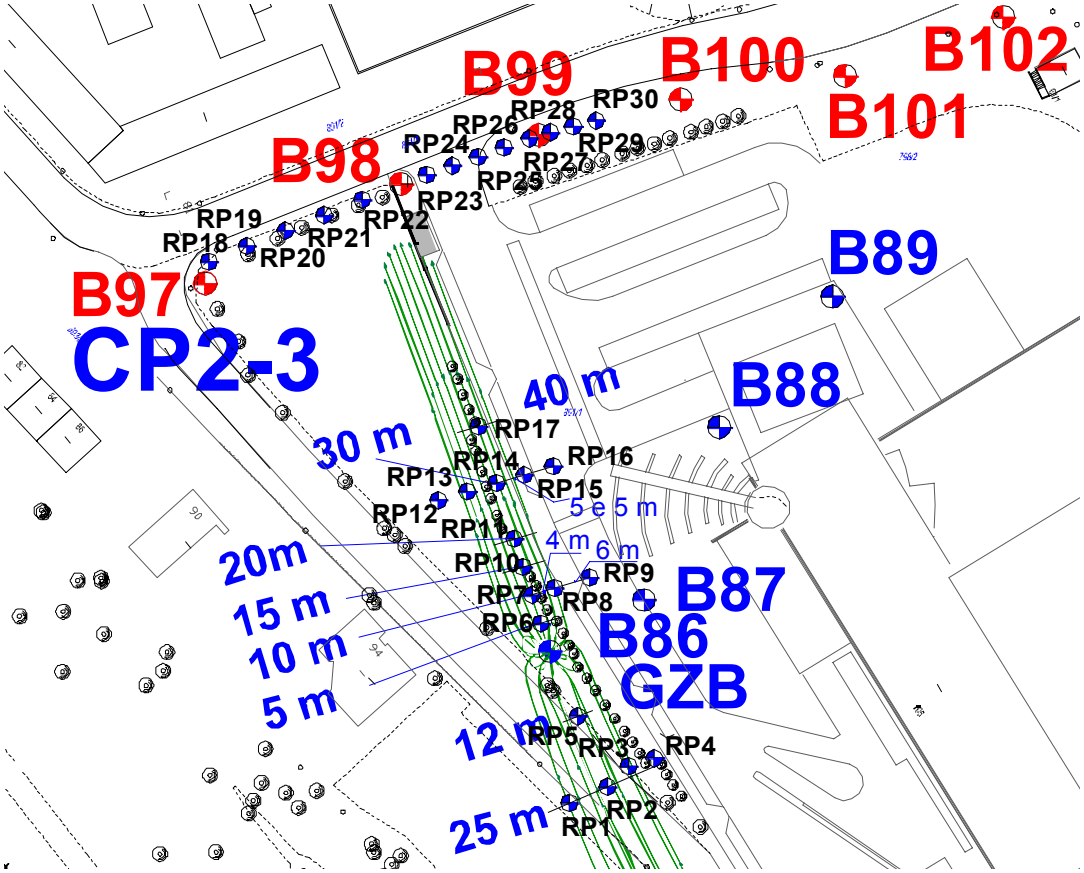


Abb. 1.5: Lage Rammpegel und Strömungsbahnen numerische Simulation.

Zeitgleich mit dem Uranin-Tracerversuch wurde mit der Zugabe von Luftsauerstoff in die Strömungswalze des GZB begonnen. Hierbei konnten Sauerstoffgehalte zwischen 4 – 6 mg/L im Nahbereich der Strömungswalze erzielt werden. Im weiteren Bereich der Strömungswalze (RP6) konnten keine erhöhten Sauerstoffgehalte (< 1 mg/L) bestimmt werden. Ursache hierfür ist höchstwahrscheinlich der chemische Verbrauch von Sauerstoff zur Oxidation von reduziertem Eisen im Aquifer/Grundwasser. Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen wurden aktuell relativ hohe Eisengehalte zwischen 8 – 10 mg/L angetroffen. Über Grundwasserbeprobungen im Mai, bzw. Juli 2006 konnte das Vorliegen einer NA-typischen, eisenreduzierenden Redox-Zone im Bereich von CP2 und CP2-3 festgestellt werden, wobei an CP1 eine überwiegend sulfatreduzierende Zone vorliegt und dort nur sehr geringe Eisenkonzentrationen (um 1 mg/L) bestimmt wurden.

Bereits nach ca. 2 Tagen der Luftsauerstoffzugabe konnte die Bildung von Eisen(III)-verbindungen (Oxide, Hydroxide) in der Zirkulationsströmung des GZB festgestellt wer-

den, das ausgefällte Eisen wurde über die anlageninternen Sandfilter abgefiltert. Mit zunehmender Betriebsdauer stieg der Wasserstand im Zugabebereich des GZB dennoch kontinuierlich an, weshalb die Förderrate des GZB sukzessive erniedrigt wurde (ca. 2 m³/h). Nach 15 Tagen Luftsauerstoffzugabe wurde diese gestoppt, um über die Zirkulation des anströmenden, durch den GZB erfassten anaeroben Grundwassers die Verockerungen (Fe(III)) rückzulösen. Diese Maßnahme führte zu einer leichten Verbesserung der hydraulischen Verhältnisse. Anhand der Grundwasserstände in einem Überwachungspegel „RP-GZB“, (1,5 m von B86 (GZB) entfernt) und dem Rammpegel RP6 (5 m von B86 entfernt) konnte unter Variation der GZB-Förderrate festgestellt werden, dass der Nahbereich des GZB zugabeseitig verockert ist, wohingegen entnahmeseitig keine Verockerungen vorliegen und weiterhin die direkte hydraulische Anbindung von RP6 gegeben ist. Über eine Säurespülung konnte ein Großteil der Verockerungen, primär Eisen(III)-verbindungen gelöst und entfernt werden. Derzeit wird der GZB mit einer Förderrate von 4 m³/h betrieben. Der Grundwasserstand an RP-GZB liegt nun ca. 30 cm höher als derjenige an RP6, vor der Säurespülung waren es jedoch noch ca. 100 cm.

Eine zusätzlich zu errichtende Wasseraufbereitungsanlage soll im weiteren Projektablauf die Zugabe von Wasserstoffperoxid zur Aerobisierung des Grundwassers ermöglichen.

1.5 Danksagung

Dieses Verbundprojekt wird im Rahmen des Förderschwerpunktes ‚KORA’ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert, Förderkennzeichen: 02WN0361, 02WN0363.

1.6 Literatur

Bayer-Raich, M., Jarsjö, J., Holder, T., Ptak, T., 2003. Numerical estimations of contaminant mass flow based on concentration measurements in pumping wells. Model-Care 2002: A Few Steps Closer to Reality, IAHS Publication, vol. 277. IAHS Press, Wallingford, Oxfordshire, UK, pp. 10–16.

M. Piepenbrink, M. Krüger, T. Ptak, P. Grathwohl (2005): Natural attenuation of N-S-O heteroaromatic compounds in groundwater: chemical analyses, reactive transport experiments and field studies. in: Groundwater Quality 2004: Bringing Groundwater Quality Research to the Watershed Scale, IAHS Publication 297, 338-345, ISBN 1-901502-18-X.

Sagner A. & Tiehm A. (2004): Mikrobieller Abbau von Heterozyklischen Kohlenwasserstoffen: Einfluss der Redoxbedingungen. In: Barczewski, B. et al. (Hrsg), *VEGAS-*

Statuskolloquium 2004. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 131: 18 – 27

Sagner A., Tiehm A., Trötschler O., Haselwimmer T., Koschitzky H.-P. (2005): Enhanced Natural Attenuation zum In-situ-Abbau von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen. In: Braun, J. et al. (Hrsg), *VEGAS*-Statuskolloquium 2005. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 145: 131 –140

Trötschler O., Haslwimmer T., Sagner A., Tiehm A., Koschitzky H.-P. (2005): ENA of heterocyclic hydrocarbons by adding hydrogen peroxide in groundwater circulation wells – a field-based study on a large physical model scale. In: Uhlmann O., Annokkée G., Arendt F. (Hrsg.) Proceedings (CD) of the 9th international FZK/TNO conference on soil-water systems, Bordeaux, 3-7 Oct. 2005: 1452-1461

Zamfirescu, D., Grathwohl, P. (2001): Occurrence and attenuation of specific organic compounds in the groundwater plume at a former gasworks site. - Journal of Contaminant Hydrology 53 (3-4), 407-427.

2 Enhanced Natural Attenuation: Heterozyklische Kohlenwasserstoffe – Relevanz an Teeröl-kontaminierten Standorten und Stimulation des biologischen Abbaus

Anne Sagner, Claudia Zawadsky, Andreas Tiehm , TZW, Karlsruhe

2.1 Einleitung

Ehemalige Gaswerke und Deponien mit Gaswerksrückständen sind mit Teerölen kontaminiert und verursachen oft große Probleme in Böden und Grundwässern. Bei Teeröl handelt es sich um ein Substanzgemisch aus einer Vielzahl unterschiedlicher chemischer Stoffe, von denen nur ein Bruchteil analytisch erfasst werden kann. Unterteilt in Substanzklassen bestehen sie aus Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Phenolen, BTEX-Aromaten und NSO-Heterozyklischen Kohlenwasserstoffen (NSO-HET). Die Grundkörper der NSO-HET sind analog denen der PAKs, wobei innerhalb des aromatischen Systems ein Kohlenstoffatom durch ein Sauerstoff-, ein Schwefel- oder ein Stickstoffatom substituiert ist (Abb. 2.1).

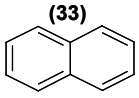
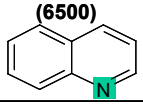
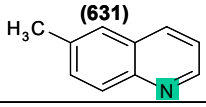
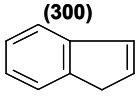
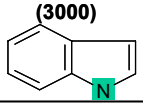
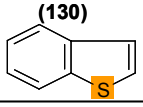
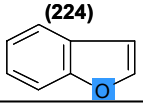
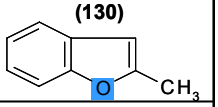
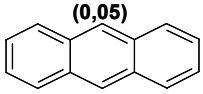
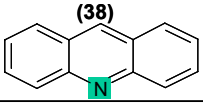
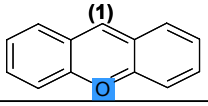
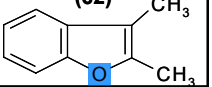
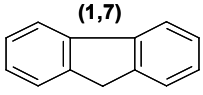
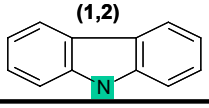
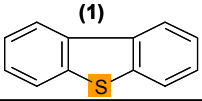
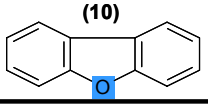
PAK-Analogon	N-HET	S-HET	O-HET	methylierte NSO-HET
Naphthalin (33) 	Chinolin (6500) 			6-Methylchinolin (631) 
Inden (300) 	Indol (3000) 	Benzothiophen (130) 	Benzofuran (224) 	Methylbenzofuran (130) 
Anthracen (0,05) 	Acridin (38) 		Xanthen (1) 	Dimethylbenzofuran (62) 
Fluoren (1,7) 	Carbazol (1,2) 	Dibenzothiophen (1) 	Dibenzofuran (10) 	

Abb. 2.1: NSO-Heterozyklische Kohlenwasserstoffe und ihre PAK-Analoga. Die Zahlen in Klammern geben die Wasserlöslichkeit in mg/L an.

Obwohl Teeröle nur zu einem geringen Anteil aus NSO-HET bestehen, findet man im Grundwasser häufig Konzentrationen, die weit über dem Prüfwert analoger PAKs liegen (Arvin et al. 1988, Johansen et al. 1997). In der Fachliteratur wurde bereits vereinzelt darauf hingewiesen, dass einige der NSO-HET erheblich toxischer sind als ihre analogen PAKs und dass in manchen Fällen sogar eine kanzerogene Wirkung nachgewiesen werden konnte (Tada et al. 1980, Robbiano et al. 2004). In der Diskussion um die Einbeziehung der NSO-HET in die Bewertung kontaminierter Standorte werden deshalb verstärkt Fragen nach der Umweltgefährdung durch diese Substanzklasse laut. Um diese adäquat einschätzen zu können, fehlen jedoch für viele der NSO-HET Daten zum Abbau und zur Ökotoxizität.

MNA (Monitored Natural Attenuation) und ENA (Enhanced Natural Attenuation) werden zunehmend bei Grundwasserkontaminationen als Alternative zu technischen Sanierungs- und Sicherungsverfahren erwogen. Hierfür stellt die Abbaubarkeit der Schadstoffe an den betroffenen Standorten eine Grundvoraussetzung dar. In einem Feldversuch im Testfeld Süd soll in-situ ein ENA-Verfahren getestet werden, das auf der Abbaubarkeit von NSO-HET unter aeroben Bedingungen beruht. Während einige NSO-HET unter anaeroben Bedingungen im Feld und in Batchexperimenten sehr persistent sind (Sagner & Tiehm 2005), zeigte sich, dass nach Zugabe von Sauerstoff NSO-HET gemeinsam mit BTEX und PAK mit hoher Geschwindigkeit abgebaut werden (Sagner & Tiehm 2004, Sagner et al. 2005). Insofern liegt es nahe, den Abbau durch Sauerstoff zu stimulieren, der in Form von H_2O_2 mit Hilfe eines Grundwasserzirkulationsbrunnens (GZB) dem Grundwasser beigemischt werden soll. Nach umfangreichen Vorarbeiten (Piepenbrink et al. 2004, Sagner & Tiehm 2004, Sagner et al. 2005) hat in 2006 die in-situ Sanierung im Testfeld-Süd begonnen (siehe separater Beitrag Piepenbrink et. al., 2006).

Der nachfolgende Beitrag beschäftigt sich mit der toxikologischen Relevanz der heterozyklischen Kohlenwasserstoffe, die im Testfeld Süd nachgewiesen wurden, und den begleitenden Untersuchungen zur Stimulation ihres biologischen Abbaus im Durchfluss- und im Batchsystem.

2.2 Relevanz der NSO-HET aus dem Testfeld Süd

Die ersten, orientierenden Untersuchungen (chemische Feldanalysen und mikrobiologische Bestandsaufnahme) zur Beurteilung natürlicher mikrobieller Abbauvorgänge (Natural Attenuation) deuteten auf begrenzte mikrobiologische Umsetzungen im kontaminierten Grundwasserabstrom des Testfeldes hin. Im Abstrom wurden in Proben aus dem Brunnen B 42 (Abb. 2.2) folgende NSO-HET identifiziert: 2-Methylbenzofuran, Benzothiophen, 2,3-Dimethylbenzofuran, Dibenzofuran, Dibenzothiophen und Carbazol. Im weiteren Abstrom (B86 und B98) sind von diesen sechs NSO-HET noch 2-Methylbenzofuran sowie 2,3-Dimethylbenzofuran und Dibenzothiophen detektierbar. Während für Dibenzothiophen oder Carbazol in der Literatur vereinzelt Daten zur Toxizität zu finden sind (Kaiser & Palabrica 1991, Seymour et al. 1997), stehen für die methylierten Benzofurane

keine toxikologischen Daten zur Verfügung. Zur Abschätzung ihrer Toxizität wurden sie gemeinsam mit 12 anderen NSO-HET u.a. mit dem Lumineszenzhemmtest untersucht (Sagner et al., 2006).

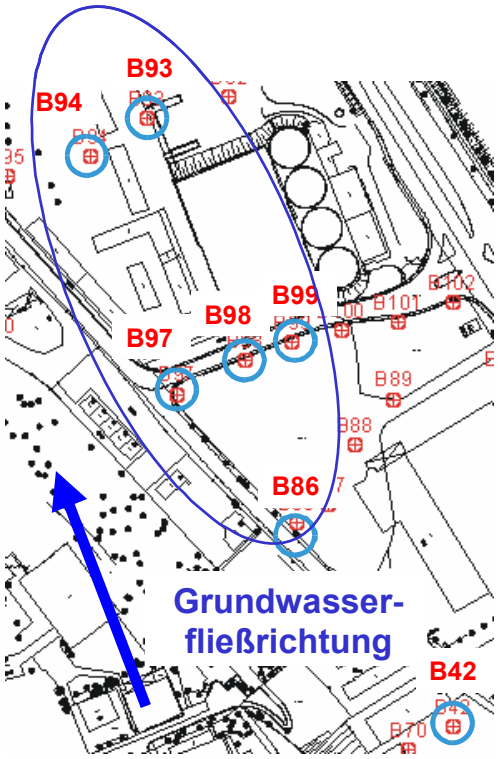


**Abb. 2.2: Probenahmestellen im Testfeld Süd.
Das Oval stellt den geplanten Wirkbereich des Grundwasser-zirkulationsbrunnens (GZB) (B86) dar.**

2.2.1 Beschreibung des Lumineszenzhemmtests (EN ISO 11348-3)

Der EC_{50}-Wert des Lumineszenzhemmtests einer Chemikalie ist definiert als diejenige Konzentration, ab der die Leuchtkraft lumineszierender Bakterien innerhalb einer bestimmten Zeit (30 Minuten) um 50% abnimmt. Für die Messung der Hemmung der Leuchtkraft wird die Chemikalie in Wasser gelöst und eine geeignete Verdünnungsreihe angesetzt. Der EC_{50} wird durch Interpolation der auf die Referenzprobe bezogenen Leuchtintensitäten ermittelt. Vergleiche von Ergebnissen des Lumineszenzhemmtests mit denen verschiedener anderer Toxizitäts-Essays zeigen gute Korrelationen.

2.2.2 Toxizitätstests und Wassergefährdungsklassen

Bei der Einstufung von Chemikalien z.B. in Wassergefährdungsklassen spielen toxikologische Daten eine zentrale Rolle. Anhand der EC_{50}-Werte (Konzentration, bei der ein bestimmter Effekt zu 50% auftritt) des empfindlichsten Tests erfolgt die Einstufung und Bewertung mit einer Punktzahl. Die Steigerung zur nächst höheren Konzentration ver-

läuft über 10er-Potenzen. Substanzen mit einem EC_{50}-Wert unter 1 mg/L werden mit der höchsten Punktzahl eingestuft.

2.2.3 Reale und Nominale Konzentrationen

Die toxikologischen Tests wurden chemisch analytisch begleitet (Sagner et al., 2006). Es zeigte sich, dass vor allem bei den schwer löslichen Substanzen schon bei Beginn des Tests nominale und reale Werte nicht übereinstimmten. In manchen Fällen konnte hierbei weniger als ein Zehntel der Nominalkonzentration wieder gefunden werden. Die analytischen Messungen zeigten zudem, dass auch im Verlauf der Tests die Konzentration der NSO-HET durch Sorption oder Verflüchtigung deutlich abnahm. Um den Fehler in der Bewertung zu minimieren, wurden für alle Tests nominale und reale Konzentrationen errechnet.

2.2.4 Toxizität der NSO-Heterozyklen im Leuchtbakterienhemmtest

Bei der Bestimmung der Toxizität im Leuchtbakterientest wurden u.a. diejenigen NSO-HET einbezogen, die im Testfeld Süd nachgewiesen wurden. Im Ergebnis wiesen diese NSO-HET EC_{50}-Werte von 5 mg/L bis 0,02 mg/L auf. Damit würden sie im Rahmen der Einstufung in die Wassergefährdungsklassen in Bezug auf ihre Toxizität die beiden höchsten Punktzahlen erreichen. Die EC_{50}-Werte der NSO-HET aus dem Testfeld-Süd sind in Tab. 2.1 dargestellt.

Tab. 2.1: Nominale und Reale EC_{50}-Werte der NSO-HET aus dem Testfeld-Süd

	EC_{50} Lumineszenzhemmtest		
Substanz	**Nominal [mg/L]**	**Real [mg/L]**	**Literatur [mg/L]**
2-Methylbenzofuran	**4,15**	**3,10**	**n.v.**
Benzothiophen	**1,40**	**0,88**	**1,7 #**
2,3-Dimethylbenzofuran	**6,78**	**5,14**	**n.v.**
Dibenzofuran	**10,08**	**1,08**	**0,86 ***
Dibenzothiophen	**20,06**	**0,02**	**0,11 ***
Carbazol	**17,98**	**0,31**	**10,0 ***

* Werte nach Kaiser & Palbrica 1991, Water Poll. Res. J. Canada 26, 361-431
# Seymour et al. 1997, Environ. Toxicol. Chem. 16, 658-665
n.v. nicht verfügbar

Innerhalb der analysierten NSO-HET erwies sich Dibenzothiophen (DBT) als toxischste Substanz. Wie in früheren Untersuchungen beobachtet wurde erhöht sich mit zuneh-

mender Anzahl der Ringe die Toxizität (Wiegman et al. 2001). Entsprechend zeigte sich, dass Benzothiophen im Vergleich zu seinem dreikernigen Analogon weniger toxisch ist. In Hinblick auf alle getesteten NSO-HET zeigte sich zudem, dass im Lumineszenzhemmtest innerhalb einer homologen Gruppe der sauerstoffhaltige NSO-HET stets das am wenigsten toxischste Homologon war, gefolgt von dem stickstoffhaltigen. Das schwefelhaltige Homologon war stets das Toxischste einer Reihe.

Dibenzothiophen, Benzothiophen, Dibenzofuran und Carbazol wären bei der Einstufung in Wassergefährdungsklassen in Bezug auf ihre Toxizität im Bereich der höchsten Wassergefährdung einzuordnen (EC_{50} < 1mg/L). Die NSO-HET 2-Methylbenzofuran und 2,3-Dimethylbenzofuran erwiesen sich im Lumineszenzhemmtest zwar als weniger toxisch als die übrigen NSO-HET, die im Testfeld nachgewiesen wurden. Da sie jedoch anaerob sehr schlecht abbaubar sind (Sagner & Tiehm 2006) und somit die längsten Reichweiten in der Fahne aufweisen, sind sie ebenfalls als relevant einzustufen.

2.3 Säulenexperimente zur Stimulierung des NSO-HET-Abbaus

Zur Untersuchung des Abbaus von NSO-HET und PAK unter den Bedingungen des Standorts Testfeld Süd wurden Säulen in einer Kühlkammer installiert (Abb. 2.3).

In der **1. Säule** wird hierbei die mikrobiologische Abreinigung von Aquifermaterial (B98) und anaerobem Grundwasser (B85) mit organischen Schadstoffen - davon zum größten Teil PAK und NSO-HET - **mit** Dosierung von H_2O_2 untersucht. In Säule 1 kann somit die Stimulierung des Abbaus im Testfeld Süd unter definierten Bedingungen nachvollzogen und untersucht werden.

In der **2. Säule** wird die mikrobiologische Abreinigung von Aquifermaterial (B98) und Grundwasser (B85) mit organischen Restkontaminationen - davon zum größten Teil PAK und NSO-HET - **ohne** Dosierung von Elektronenakzeptoren (EA) untersucht. Diese Säule stellt die Situation im Feld ohne ENA-Maßnahme dar. Wegen hoher Sulfatwerte [ca. 400 mg/L] im Wasser und der Verwendung des Fe(III)-haltigen Sediments aus dem Feld ist in der Säule 2 der natürliche Abbau unter Sulfat- oder Eisen-reduzierenden Bedingungen möglich.

Beide Säulen sind 40 cm hoch und haben mit einer Abstandgeschwindigkeit von ca. 0,2 m/d ein Zehntel der Abstandsgeschwindigkeit im Feld.

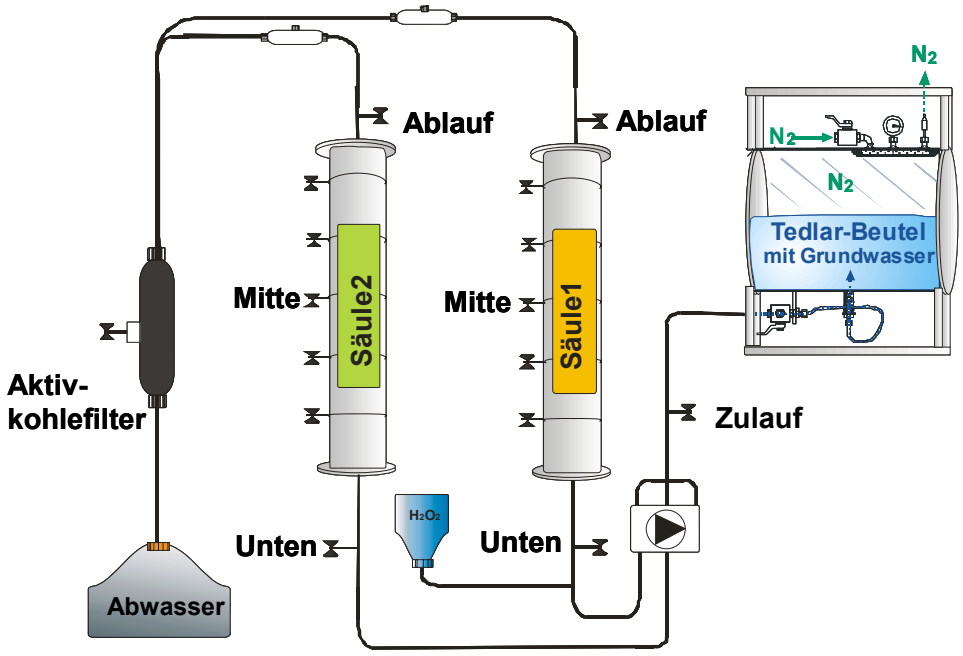


Abb. 2.3: Konstruktion der Säulenanlage.
Der Säule 1 wird H_2O_2 zu dosiert, die Säule 2 bleibt als Kontrollsäule anaerob.

Zur Eingrenzung der optimalen Dosierungskonzentration für einen möglichst effektiven Schadstoffabbau und um toxische Effekte auf die Mikroorganismen feststellen zu können, wurde die Dosierung der Elektronenakzeptoren im Versuchsverlauf stufenweise erhöht. Hierbei wurde zunächst im Zulauf der 1. Säule 35 mg/L H_2O_2 eingesetzt und später auf 105 mg/L schrittweise erhöht. Diese hohen Konzentrationen werden zunächst dosiert, um auch eine Oxidation der reduzierten Sedimente in den Säulen zu ermöglichen. Da der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) des kontaminierten Grundwassers im Bereich von 20 mg/L liegt, ist in späteren Phasen eine Reduktion der Dosierung möglich.

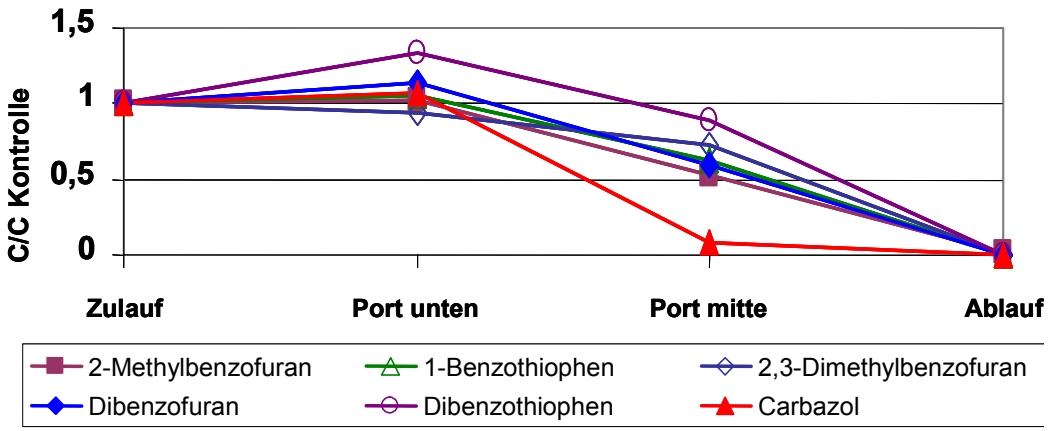


Abb. 2.4: Verlauf des Abbaus der NSO-HET innerhalb der Säule nach Zugabe von 105mg/L H_2O_2.

Nach einer Adaptationsphase von 92 Tagen konnte mit der Zudosierung von 105 mg/L H_2O_2 ein biologischer Abbau der NSO-HET von über 99 % der Anfangskonzentration (2-Methylbenzofuran 98%, 2,3-Dimethylbenzofuran 100%, Benzothiophen 100%, Dibenzofuran 100%, Dibenzothiophen 100%, Carbazol 100%) gezeigt werden. Innerhalb der NSO-HET wurde Carbazol bevorzugt umgesetzt (Abb. 2.4). Im gleichen Zeitraum war der Abbau der PAK in der durchströmten Säule ebenfalls fast vollständig. Da diese Versuche mit Sediment und Grundwasser aus dem Feld durchgeführt wurden, belegen die Ergebnisse das Potential des stimulierten mikrobiellen Abbaus im Testfeld Süd.

2.4 Batchexperimente

Im Zuge des in-situ-Feldversuchs soll die Kinetik des Abbaus im Grundwasser vor Beginn der Stimulation und wiederholt während des Feldversuchs bestimmt werden. Zu diesem Zweck werden Batchexperimente mit Grundwasser der Brunnen B86 (GZB und H_2O_2-Dosierung) und B98 (s. Abb. 2.2) durchgeführt. Dabei wird das Wasser von B86 zum einen im Original-Zustand verwendet, zum anderen werden die Proben aus beiden Brunnen mit einem Gemisch von NSO-HET, PAK und BTEX aufdotiert und die Abbaukinetik jeweils nach der Dosierung von Sauerstoff beobachtet. Zu jedem Ansatz wird eine sterile Kontrolle mitgeführt, um abiotische Verluste von dem biologischen Abbau unterscheiden zu können.

In Abb. 2.5 ist der Abbau im originalen Grundwasser dargestellt. In weniger als 40 Tagen wurden alle NSO-HET und Acenaphthen bis zu Konzentrationen <0,2 µg/L abgebaut.

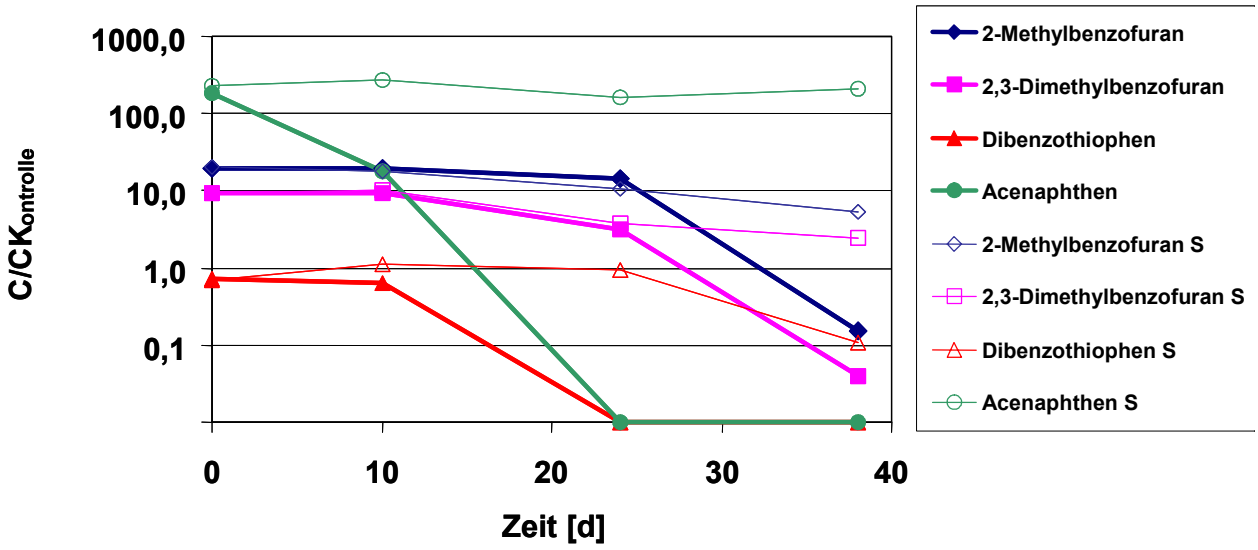


Abb. 2.5: Abbau der NSO-HET und Acenaphthen im originalen Grundwasser von B86 nach Dosierung von H_2O_2.
Die dünneren mit S gekennzeichneten Linien stellen die Sterilkontrollen dar.

In den aufdotierten Batchexperimenten zeigte sich ein sehr hohes Abbaupotenzial sowohl für den Bereich, in dem der Brunnen B86 liegt als auch im Bereich um den Brunnen B98 (Abb. 2.6). Nach ca. 40 Tagen waren noch weniger als 5% der Ausgangsmenge an NSO-HET und PAK nachweisbar.

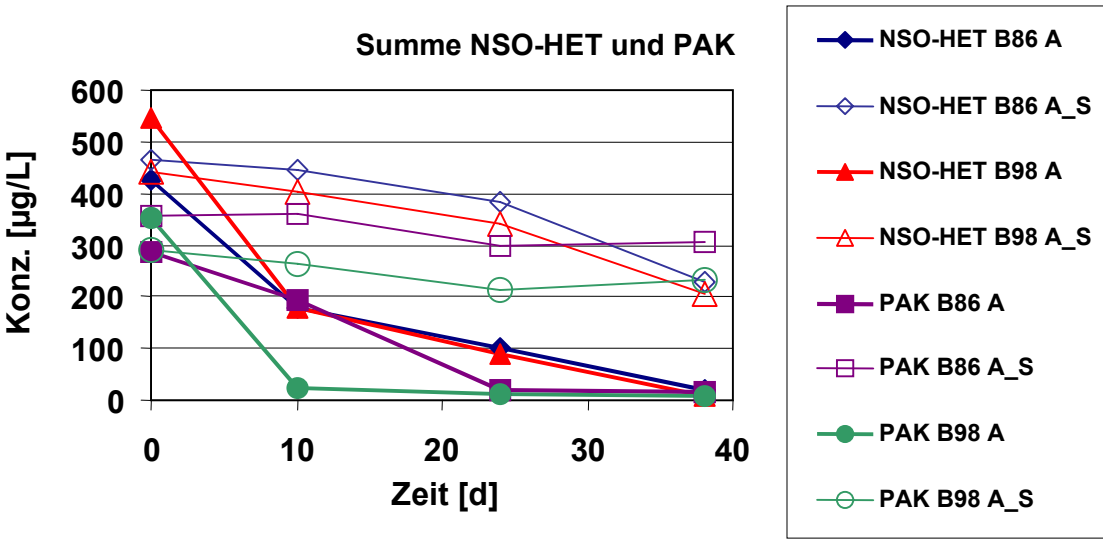


Abb. 2.6: Abbau der Summe der NSO-HET und der PAK in µg/L.
Die dünneren mit S gekennzeichneten Linien stellen die Sterilkontrollen dar.

Die gewonnenen Daten zeigen deutlich das hohe Abbaupotenzial der Organismen im Testfeld Süd. Diese Kinetiken repräsentieren den Ausgangszustand vor dem Beginn der Stimulation im Feld. Da bei längerer Dosierung von H_2O_2 mit einer Zunahme der abbauaktiven Mikroorganismen zu rechnen ist, sollte zu späteren Zeitpunkten ein schnellerer Abbau zu beobachten sein. Eine Verlangsamung hingegen würde darauf hinweisen, dass im Zuge des mikrobiellen Abbaus von NSO-HET und PAK Nährstoffe oder andere Faktoren limitierend wirken, so dass die Dosierung entsprechend angepasst werden kann.

2.5 Zusammenfassung

Teerölkontaminierte Standorte weisen neben PAK und BTEX auch eine Kontamination durch NSO-HET auf. Die wissenschaftlichen Untersuchungen mit dem Lumineszenzhemmtest ergaben, dass die bisher untersuchten NSO-HET eine hohe bis sehr hohe Toxizität aufweisen. Dibenzothiophen erwies sich mit einem EC_{50}-Wert von 0,02 mg/L als toxischste aller untersuchten Substanzen. Die methylierten Benzofurane, welche im Testfeld Süd noch bis in die Fahnenspitze nachweisbar sind, würden bei der Einstufung in Wassergefährdungsklassen anhand des Lumineszenzhemmtests die zweithöchste Punktzahl in Bezug auf ihre Toxizität erreichen.

In kontinuierlich durchströmten Säulenversuchen mit Bodenmaterial und anaerobem Grundwasser aus dem Testfeld Süd konnte gezeigt werden, dass nach Dosierung von

H_2O_2 die NSO-HET des Standorts gemeinsam mit den PAK binnen 1,5 Tagen biologisch abgereinigt werden. In den entsprechenden Batchexperimenten konnte das hohe aerobe Abbaupotential des Standorts bestätigt werden.

2.6 Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die finanzielle Förderung im Förderschwerpunkt "KORA", Förderkennzeichen: 02WN0362.

2.7 Literatur

Arvin, E., B. Jensen, E.M. Godsy, D. Grbić-Galić (1988): Microbial Degradation of Oil and Creosote Related Aromatic Compounds Under Aerobic and Anaerobic Conditions. in Wu, Y.C. (ed) Proc. Int. Conf. Physiochem. Biol. Detox. Haz. Wastes, Atlantic City, 3.-5. 1988

Johansen S.S., A.B. Hansen, H. Mosbæk, E. Arvin (1997): Identification of Heteroaromatic and Other Organic Compounds in Ground Water at Creosote-Contaminated Sites in Denmark, Ground Water Monitoring & Remediation, 17,106-115

Kaiser K.L.E. & V.S. Palabrica (1991): Photobacterium phosphoreum Toxicity Data Index. Water Poll. Res. J. Canada 26, 361-431

Piepenbrink M., M. Krüger, T. Ptak, O. Trötschler, T. Haslwimmer, H.-P. Koschitzky (2004): „Enhanced natural attenuation" zum In-Situ-Abbau von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen: Versuche im Labor, Technikum- und Feld-Maßstab. In: Barczewski, B. et al. (Hrsg), *VEGAS*-Statuskolloquium 2004. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 131: 8 – 17

Robbiano, L., D. Baroni, R. Carrozzino, E. Mereto, G. Brambilla (2004): DNA Damage and Micronuclei Induced in Rat and Human Kidney Cells by Six Chemicals Cancinogenic to the Rat Kidney. Toxicology 204, 187-195

Sagner A., C. Brinkmann, A. Eisenträger, G. Hinger, H. Hollert, A. Tiehm (2006)

Vorkommen und Ökotozität von heterozyklischen Kohlenwasserstoffen (NSO-HET). In: Tagungshandbuch des BMBF-Workshops zum KORA Themenverbund 2: "Gaswerke, Kokereien, Teerverarbeitung": MNA bei der Altlastenbehandlung, Duisburg 12. Juni 2006 und Dresden 19. Juni 2006: 37-41

Sagner, A. & A. Tiehm (2006): Biodegradation of heterocyclic aromatic compounds (NSO-HET), BTEX and PAH with oxygen, nitrate and ferric iron. In: Proceedings of International Symposium on Environmental Biotechnology, July 9-13, Leipzig, Germany: p. 183

Sagner, A., A. Tiehm, O. Trötschler, T. Haselwimmer, H.-P. Koschitzky (2005): Enhanced Natural Attenuation zum In-situ-Abbau von heterozyklischen Kohlenwasserstof-

fen. In: Braun, J. et al. (Hrsg), *VEGAS*-Statuskolloquium 2005. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 145: 131 –140

Sagner A. & A. Tiehm (2005): Enhanced Natural Attenuation of heterocyclic hydrocarbons: Biodegradation under anaerobic conditions and in the presence of H_2O_2. In: Uhlmann O., Annokkée G., Arendt F. (Hrsg.) Proceedings (CD) of the 9th international FZK/TNO conference on soil-water systems, Bordeaux, 3-7 Oct. 2005: 1629-1636

Sagner A. & A. Tiehm (2004): Mikrobieller Abbau von Heterozyklischen Kohlenwasserstoffen: Einfluss der Redoxbedingungen. In: Barczewski, B. et al. (Hrsg), *VEGAS*-Statuskolloquium 2004. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 131: 18 – 27

Seymour D.T., A.G. Verbeek, S.E. Hrudey, P.M. Fedorak (1997): Acute Toxicity and Aqueous Solubility of Some Thiophenes and their Microbial Metabolits. Environ. Toxicol. Chem. 16, 658-665

Tada, M., K. Takahashi, Y. Kawazoe, N. Ito (1980): Binding of Quinoline to Nucleic Acid in a Subcellular Microsomal System. Chem.- Biol. Intera. 29, 257-266.

Wiegman S., P.L.A. van Vlaardingen, E.A.J. Bleeker, P. de Voogt, M.H.S. Kraak (2001): Phototoxicity of Azaarene Isomers to the Marine Flagellate Dunaliella Tertiolecta. Environ. Toxicol. Chem. 20, 1544-1550

3 Ausgewählte Ergebnisse und Konsequenzen aus dem Teilprojekt des LUA NRW im BMBF-Verbundvorhaben „Sickerwasserprognose“ für die Verwertung und Gefährdungsabschätzung

Bernd Susset, Wolfgang Leuchs, LUA, Nordrhein-Westfalen

3.1 Allgemeines

3.1.1 Stand der Aktivitäten im BMBF-Verbundvorhaben

Im Rahmen des Ende 2006 zum Abschluss kommenden BMBF-Verbundprojektes “Sickerwasserprognose“ haben verschiedene Projektgruppen aus Forschung, Industrie und Umweltverwaltung die wesentlichen wissenschaftlichen Grundlagen für einen Verfahrensvorschlag zur Weiterentwicklung des methodischen Instrumentariums der Sickerwasserprognose erarbeitet. Dabei wurden grundlegende Erkenntnisse zu den dominierenden Prozessen bei der Stofffreisetzung aus kontaminierten Materialien und beim sickerwassergebundenen Stofftransport durch die ungesättigte Zone bis zum Grundwasser gewonnen. Ferner wurde eine gute Grundlage von Feld- (Freilandlysimeterversuche) und Labordaten (verschiedene Elutionsverfahren) zum Quellterm und Transportterm der Sickerwasserprognose geschaffen. Seit Ende 2005 bis Mitte 2006 werden im Rahmen von zwei Begleitprojekten im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes die wesentlichen Restfragestellungen bearbeitet. Im Rahmen der “Task Force Sickerwasserprognose“ entwickeln Fachexperten des BMBF-Verbundes prozessbasierte Funktionen zur Beschreibung der Quellstärke. Ziel ist es, die Möglichkeiten einer systematischen Übertragung der Ergebnisse von Laborversuchen (Schütteltests, Säulenversuche) auf den Feldmaßstab (Lysimeter) zu prüfen. Im Begleitprojekt “Sickerwasserprognoseszenarien“ werden Typszenarien zur Sickerwasserprognose definiert und modelliert. Auf diesem Wege sollen die Ergebnisse des BMBF-Förderschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ auf repräsentative Verwertungsszenarien übertragen werden, um so die Sickerwasserprognose erstmals für realitätsnahe und repräsentative Fallbeispiele an Hand der im Förderschwerpunkt gewonnenen Erkenntnisse zu demonstrieren.

3.1.2 Folgeaktivitäten

Vor dem Hintergrund der wissenschaftlichen Ergebnisse sind nun praxisgeeignete (vollzugstaugliche) Vorschläge für eine Verbesserung bestehender Methoden und Bewertungssysteme oder ggf. neue Konzepte für die verschiedenen Rechtsbereiche zu erarbeiten. Diese dienen als Vorraussetzungen insbesondere für die Fortschreibung

der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) und die geplante Bundesregelung für die Verwertung mineralischer Abfälle. Mit dem Forschungsvorhaben “Umsetzung der Ergebnisse des BMBF- Verbundes “Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden (UFOPLAN 205 74 25) des Umweltbundesamtes sollen aus den wissenschaftlichen Ergebnissen des BMBF-Verbundes „Sickerwasserprognose“ vollzugstaugliche Bewertungsverfahren einschließlich methodenspezifischer Grenzwertempfehlungen abgeleitet werden. Das Vorhaben wurde an das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW) vergeben und läuft vom 1.12.2005 – 31.7.2007.

3.2 Ausgewählte Ergebnisse

3.2.1 Überblick

Das Verfahren „Sickerwasserprognose“ und der BMBF-Förderschwerpunkt „Prognose des Schadstoffeintrages in das Grundwasser mit dem Sickerwasser“ ist in zwei unterschiedliche Teile getrennt (Grathwohl & Susset, 2001):

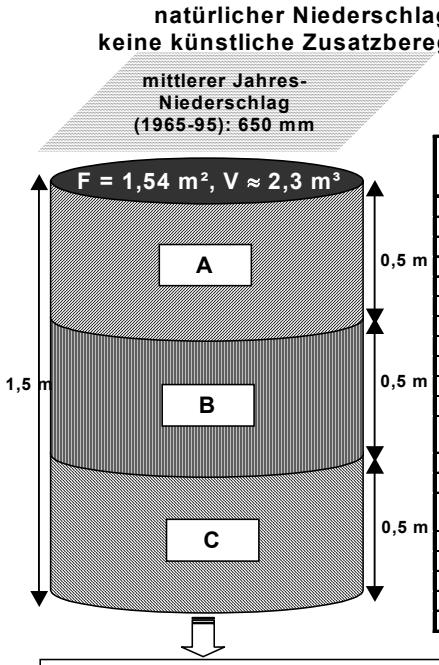
- Untersuchung der Schadstoff-Freisetzung (‚Emission’) aus kontaminiertem Material (‚Quellterm’) und
- Untersuchung des Transportverhaltens der Schadstoffe bis zum Übergang von der ungesättigten in die gesättigte Zone (‚Transportterm’)

Im Rahmen des Teilprojektes: “Ermittlung der zeitlichen Quellstärke-Entwicklung mittels Großlysimeterversuchen im Freiland des LUA NRW“ wird die Quellstärkenentwicklung verschiedener verwertungsrelevanter mineralischer Abfälle (Recycling-Baustoffe, Aschen und Schlacken aus verschiedenen Industrieprozessen und entsprechende Referenzmaterialien, RM, der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, BAM, Berger et al. 2005) und kontaminierter Böden (Altlastenböden sowie RM) in 20 Großlysimetern unter Freilandbedingungen und parallel mit verschiedenen Laborelutionsmethoden untersucht. Bei letzteren handelt es sich um modifizierte “Schütteltests“ in Anlehnung an DIN EN 12457-1 (Wasser- zu Feststoffverhältnis (WF = 2:1) bzw. DIN EN 12457-4 (WF = 10:1), mit modifizierten Bodensättigungsextrakten MBSE (BAM, 2004), mit 1:1-Extraktionen (Entwicklung des LFW Bayern) sowie mit modifizierten Säulenversuchen in Anlehnung an das Merkblatt 20 des LUA NRW und ein Säulenverfahren der BAM.

Abb. 3.1 zeigt die ausgewählten Materialien, den Lysimeteraufbau, das Konzept der Bestückung der Lysimeter mit den Forschungsmaterialien sowie die verfolgten Untersuchungsziele.

Ein Vergleich von Eluatkonzentrationen, die mit verschiedenen Labormethoden ermittelt wurden, mit den Sickerwasserkonzentrationen in den Lysimeterabläufen erlaubt Aussagen zur Übertragbarkeit von Labordaten auf das In-situ-Sickerwasser und letzt-

endlich eine Evaluierung einzelner Labormethoden hinsichtlich deren Anwendbarkeit für die Sickerwasserprognose in der Praxis. Anhand zweier Transportversuche (Unterlagerung des Forschungsmaterials mit natürlichem Löß und Sand) können im Rahmen des LUA-Teilprojekts auch Aussagen zum Rückhaltevermögen der Böden (“Transportterm“) getroffen werden.



Systematische Lysimeterbestückung zur Erarbeitung verschiedener Fragestellungen der Sickerwasserprognose

L.	Schicht A	Schicht B	Schicht C	Untersuchungsziele (Beziehungen Quellstärke- Korngröße/ Schichtmächtigkeit, Milieuveränderungen)
8	Grobkies	Grobkies	RM HMVA 0/4	Quellstärke der RM (vgl. Verbundpartner)
1	Grobkies	Grobkies	HMVA 0/10	Abhängigkeit der Quellstärke von der Korngröße (gleiches “Muttermaterial“, 0/10 aus 0/32 gesiebt)
16	Grobkies	Grobkies	HMVA 0/32	
2	Grobkies	Grobkies	GRS tongeb.	Quellstärke von Gießereisanden verschiedener Produktionsprozesse (Harz-/Ton- Bindemittel)
18	Grobkies	Grobkies	GRS harzgeb.	
3	RCL 0/10	Grobkies	Grobkies	Einfluss der Kiesüberlagerung (vgl. 19)
9	Grobkies	Grobkies	RM RCL 0/4	Quellstärke des RM (vgl. Verbundpartner)
19	Grobkies	Grobkies	RCL 0/10	Einfl. Inverslagerung (vgl.3), Korngröße (vgl.5/22)
14	Grobkies	RCL 0/10	RCL 0/10	Einfluss der Schichtmächtigkeit (vgl. 19)
5/22	Grobkies	Grobkies	RCL 0/32	Parallelen zur Qualitätskontr., Korngröße (vgl.19)
7	Grobkies	RCL 0/10	Löß	Rückhaltung und Abbau der Schadstoffe durch verschiedene Rückhaltemedien? (Vergleich mit L 19 ohne Rückhaltemedium)
11	Grobkies	RCL 0/10	Sand	
6	Grobkies	Grobkies	PbG 0/8	Ermittlung der mittelbaren Mobilisierung bei Überlagerung durch stark alkalische Materialien Austragsverhalten bei Milieuveränderungen (pH-Einfluss), Karbonatisierungsgeschwindigkeit
21	Grobkies	Grobkies	HOS 0/32	
15	Grobkies	HOS 0/32	PbG 0/8	
4/13	Grobkies	Grobkies	ALB II	Austragsverhalten organischer Schadstoffe aus Altlastenmaterial/Altlasten-RM, Qualitätskontrolle
20	Grobkies	Grobkies	RM ALB 1	
10	Lößmonolith			Langzeitversuche zum Wasserhaushalt, SiWa – Neubild., Hintergrundbel. nat. Böden (vgl. 7/11)
12	Sandmonolith			
17	Grobkies			Hintergrundbel. d. atmosphärische Deposition

- **Sickerwassersammlung in 300 L- V2/A -Edelstahlbehältern**
- **stündliche Online-Messung der SiWa – Menge mittels Drucksonden (Auflösung = 100 ml)**
- **stündliche Online-Leitfähigkeits-messung im Sickerwasser**

SiWa-Probenahme i. d. R. als monatliche Mischproben

Laboranalytik auf Anorganika/Organika und auf hydrochemische Grundparameter, keine Filtration/ Zentrifugation der Proben (rascher Trüberückgang im Sickerwasser infolge des Eigenfiltrationsvermögens der mineralischen Materialien und Böden)

Abb. 3.1: Schematische Darstellung des Lysimeteraufbaus, der Lysimeterbestückung mit den Forschungsmaterialien und der Untersuchungsziele.

RCL 0/10, RCL 0/32, RM RCL 0/4 (Recycling-Baustoff unterschiedl. Körnung, RM: Referenzmaterial des Bundesamtes für Materialprüfung);
GRS tongeb./GRS harzgeb.: (tongeb./harzgebundener Gießerei-Restsand);
PbG 0/8 (Bleihüttengranulat), HOS 0/32 (Hochofenstückschlacke), HMVA 0/10, HMVA 0/32, RM HMVA 0/4 (Hausmüllverbrennungsaschen versch. Körnung;
RM ALB, ALB II (Altlastböden; RM), gewaschener Kies (=Nullvariante zur Ermittlung der Hintergrundbelastungen);
Abkürzungen: L.: Lysimeter, F.: Lysimeteroberfläche, V: Lysimetervolumen, SiWa.: Sickerwasser.

3.2.2 „Quellterm“

Wesentliche Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen

Im Wesentlichen können zwei verschiedene Quelltermtypen unterschieden werden (vgl. Abb. 3.2):

- “Endliche Quellen“: Salze und mobile Anteile von Metallen zeigen i. d. R. ein zeitliches Abklingen der Konzentrationen bis teilweise unter die Geringfügigkeitsschwellen (GFS; LAWA 2004) aufgrund von Auflösungs-, Auswaschungs- und Abreicherungsprozessen. Bei einem reinen Auswaschungsprozess ist der Konzentrationsverlauf umgekehrt proportional zum Wasser/Feststoff-Verhältnis (WF). Die zeitliche WF-Entwicklung hängt im Wesentlichen von der Schichtmächtigkeit und der Sickerwasserneubildungsrate (SWN) ab. In der “Realität“ (z. B. dicke Schichten von Recycling-Baustoff in einem Lärmschutzwall) können die Abreicherungszeiträume bei den Salzen und mobilen Anteilen der Metalle Jahrzehnte betragen.
- “Quasi unendliche Quellen“: Bei Schwermetallen schließt sich an die initiale Abklingphase der leichtlöslichen Anteile oftmals ein lang anhaltendes Tailing mit +/- konstanten Konzentrationen an, die bei vielen Materialien und Schadstoffen oberhalb der GFS liegen. Die Quellstärke von organischen, stark sorbierenden Verbindungen wie z. B. den PAK ist zeitlich nahezu konstant (Konzentration im Desorptionsgleichgewicht; Sonderfall Altlastenboden: unterschiedliche effektive Abbauprozesse können zu einem stark variablen Konzentrationsverlauf führen) und überschreitet insbesondere bei Recycling-Baustoffen und Altlastenböden die GFS. Wie bei den sorptiven Metallen resultiert wegen der hohen Sorptivität dieser Stoffe und wegen der geringen Freisetzungsraten eine sehr langsame Abreicherung der Quelle.

Numerische Vorwärtsmodellierungen der zeitlichen Quellstärkeentwicklung zeigen, dass für sorptive Metalle die Tailingdauer in der Größenordnung von Jahrhunderten liegen kann. Berechnete Gleichgewichtselutionszeiten (Zeitdauer bis zum Abklingen der Konzentration im Perkolat/Sickerwasser auf Konzentrationswerte C/C_0 = 0,5) für organische hochsorptive Stoffe liegen in der Größenordnung von Jahrhunderten bis Jahrtausenden. Es resultieren quasi unendliche “Langzeit-Quellen“ (Susset, 2004).

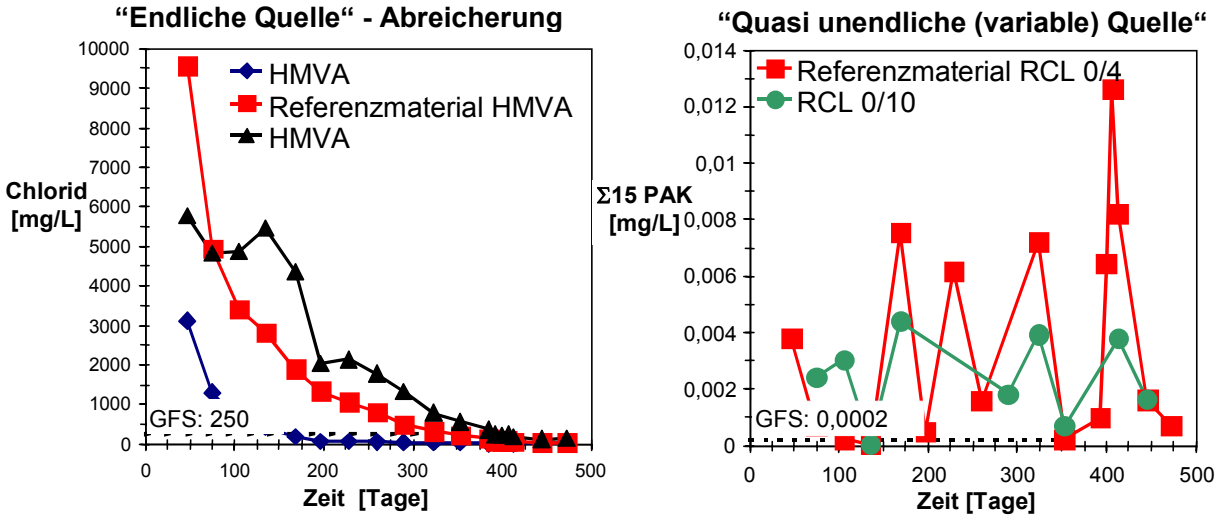


Abb. 3.2: Zeitlicher Verlauf der Lysimeterablaufkonzentration an der Unterkante verschiedener Abfälle und Recycling-Baustoffe (RCL) gegen die Zeit.
Links “Endliche Quellen“: Leichtlösliche Stoffe (hier: Chlorid) und mobile Anteile von Metallen zeigen kontinuierliche Konzentrationsabnahmen im Lysimeterablauf.
Rechts: Sorptive und abbaubare organische Stoffe (hier: Summe der 15 EPA-PAK) und sorptive Metalle zeigen teilweise einen stark schwankenden Konzentrationsverlauf können aber über lange Zeiträume eine +- konstante Gleichgewichtskonzentration erreichen, wenn die Kontaktzeiten hoch sind und Bioabbau nicht effektiv wirkt. Gestrichelt: GFS nach LAWA (2004).

Wesentliche Ergebnisse der Laboruntersuchungen

Der Säulenversuch liefert als einziger Test für alle 12 hier untersuchten Abfälle und Böden ausreichende Eluatvolumina zur Analytik des gesamten anorganischen und organischen Stoffspektrums und weist mit ca. 13 % die kleinsten “material- und stoffübergreifenden“ Abweichungen der Mehrfachmessungen von den Mittelwerten auf (vgl. Abb. 3.3). Für jede Stoffgruppe konnte mit dem Säulenversuch die zeitliche Konzentrationsentwicklung im Feldlysimeterablauf entweder direkt gemessen (direkte Übertragung über WF) oder Maximalkonzentrationen abgeschätzt werden.

Batchversuche (Schütteleluate bei verschiedenen WF, Sättigungsextrakte) sind für leichtlösliche Salze und Metalle grundsätzlich einsetzbar und liefern reproduzierbare Ergebnisse. Bodensättigungsextrakte liefern jedoch zu wenig Eluatvolumina für die Analytik eines breiten Schadstoffspektrums und sind für viele grobkörnige mineralische Abfälle nicht einsetzbar. Bei einem reinen Verdünnungsprozess (z. B. Abreicherung der Salze, Sorption und Artefakte spielen keine Rolle) ist eine einfache Umrechnung von Ergebnissen der Schüttelelutionen auf Säuleneluatkonzentrationen bzw. auf Sickerwasserkonzentrationen grundsätzlich möglich (vgl. theoretische Übertragungsmodelle; Susset, 2006).

Insbesondere bei der Elution hochsorptiver Stoffe mit Schüttelvefahren führen DOC-/Kolloid-/Trübe-/Partikeleinflüsse, unterschiedliche pH-Bedingungen und methodische Probleme (z. B. Minderbefunde durch Filtration, Höherbefunde durch unzureichende Fest-/Flüssigtrennung bei Schütteltests, “Memoryeffekte“ durch Verschleppung der Schadstoffe) zu starken Abweichungen der Ergebnisse von denen der Säulenversuche, die - wie hier nachgewiesen - i. d. R. sehr gut mit den Ergebnissen der Freilandlysimeter korrelieren (Susset, 2006). Dies liegt darin begründet, dass beim Säulenversuch fehlerbehaftete Separations- und Filtrationsschritte wegfallen (die Säulenpackung und die hier verwendeten Quarzsandbettfilter führen zu einer Eigenfiltration des Systems, so dass Trübe/DOC-Werte rasch auf Werte wie im Sickerwasser zurückgehen) und die dynamische Elution an sich (homogenes Durchfließen einer Probe) ein naturnäheres Verfahren darstellt.

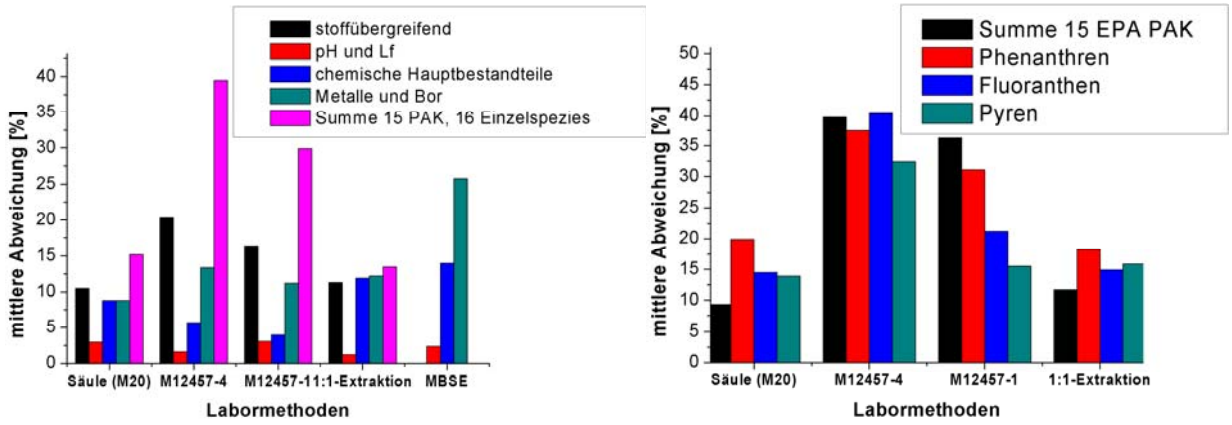


Abb. 3.3: Materialübergreifende (9 verschiedene mineralische Abfälle und Böden) Abweichungen der Einzelbestimmungen von Stoffkonzentrationen vom Mittelwert

(mindestens Zweifach-, z. T. Vierfachbestimmungen) in Eluaten verschiedener Testmethoden (Säule M20: modifiziert nach Merkblatt 20 des LUA NRW; M 12457-1, -4: modifizierte Schütteltests mit WF 2:1 bzw. 10:1; MBSE: modifizierter Bodensättigungsextrakt mit festgelegter Wasserzugabe WF 1:4; 1:1-Extrakt: BSE mit WF 1:1).

Diese Bewertung schließt demnach Unsicherheiten bei der Probenteilung, der Elution und der Analytik mit ein. Betrachtet werden Abweichungen arithmetisch gemittelt über alle Stoffe und Parameter („stoffübergreifend“), über Stoffgruppen und für die PAK-Einzelspezies. Die Abweichungen bei Säulenversuchen gelten für die gesamte dynamische Elution (arithmetische Mittel über zeitliche Mehrfachbeprobungen). Bei Batchversuchen traten oftmals Positivbefunde und Unterschreitungen der Bestimmungsgrenze in Parallelen des gleichen Eluates auf, was theoretisch einer Abweichung von 100 % entspricht. Diese Wertepaare wurden in dieser Statistik nicht berücksichtigt.

Batchtests haben a priori systematische Defizite hinsichtlich der Aussagekraft ihrer Ergebnisse. Zum einen entsprechen sie nicht den dynamischen Fließbedingungen einer Ablagerung im Freien. Zum anderen wird die Quellstärke nur bei bestimmten WF gemessen, die zeitliche Entwicklung wird nicht erfasst (TASK Force “SiWaP“).

3.2.3 „Transportterm“

Wesentliche Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen

Zwei Lysimetervarianten des LUA NRW dienten der Untersuchung des Rückhaltevermögens eines 50 cm mächtigen Löß- bzw. Sandmonolithen. Als Quelle wurde das Forschungsmaterial Recyclingbaustoff 0/10 (Körnung 0 – 10 mm) in einer Schichtdicke von 50 cm aufgebracht.

Die Ergebnisse zeigen, dass Chlorid und Sulfat in der Transportzone keinen relevanten Rückhalteprozessen unterliegen (Durchbruchszeiten liegen im Bereich des konservativen Tracers). Der einzige konzentrationsmindernde physikalische Prozess wäre die Längsdispersion, die allerdings nur dann zu einer signifikanten Konzentrationsabnahme bzw. einer Dämpfung der Maximalkonzentration führt, wenn die Transportzeit wesentlich länger als die Dauer des Stoffaustrags aus der Quelle ist, d. h. wenn die Mächtigkeit (bzw. Aufenthaltszeit des Sickerwassers in) der Transportschicht deutlich größer ist als die der Quellschicht.

In der Versuchszeit von ca. 3 Jahren konnte ein Durchbruch von aus dem Quellmaterial freigesetzten Metallen und PAK (vgl. Abb. 3.4) durch die Transportzone in die Lysimeterabläufe nicht eindeutig nachgewiesen werden. Die Konzentrationen der Σ15 EPA PAK und der Metalle im Auslauf der Transportvarianten liegen im Bereich der Hintergrundkonzentrationen, die in einer Kontrollvariante (Lysimeter mit Kiesbefüllung) und in Niederschlagsproben ermittelt wurden. Die Transportzone zeigt somit ein erhebliches Schadstoff-Rückhaltepotential gegenüber sorptiven Metallen und hochsorptiven PAK.

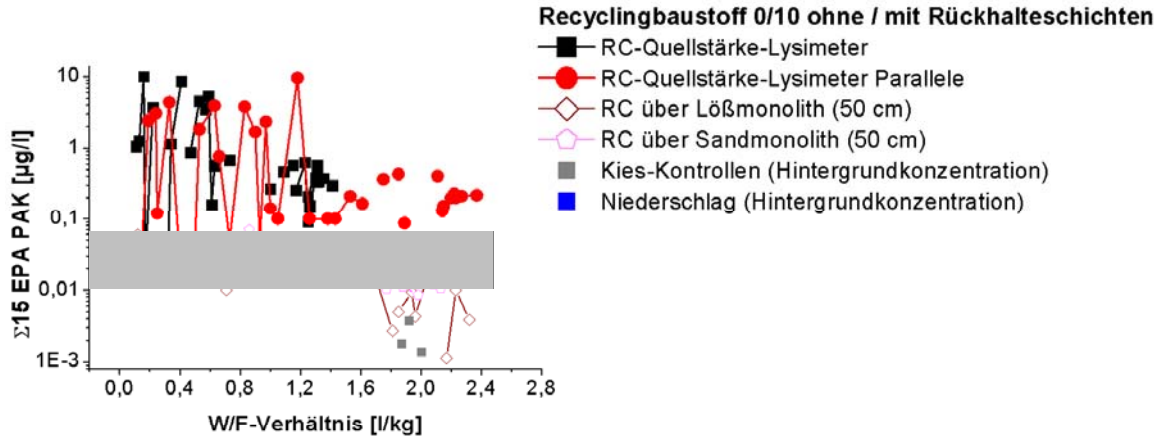


Abb. 3.4: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen der Summe 15 EPA-PAK im Lysimeterablauf an der Unterkante des RC-Baustoffes 0/10 (Quellterm), im Auslauf der Transportlysimeter mit Unterlagerung durch Löß/Sand (Quellterm + Transportterm), im Auslauf eines Kieslysimeters zur Hintergrundkontrolle und im Niederschlag. Konzentrationsschwankungen gehen vermutlich auf Bioabbau zurück.

Wesentliche Ergebnisse der Transportprognosemodelle

Oben genannte experimentelle Befunde werden durch Ergebnisse numerischer und analytischer Modelle zum reaktiven Stofftransport (Berücksichtigung von Gleichgewichtssorption und/oder Sorptionskinetik) verschiedener Verbundprojektpartner bestätigt. Demnach können bereits relativ geringmächtige Rückhalteschichten in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften (Sorptionsqualität etc.) und der Sorptivität von Stoffen (Rückhaltung aufgrund der Wechselwirkung reaktiver Inhaltsstoffe mit der Feststoffmatrix) zu Durchbruchszeiten von über 100 - 1000 Jahren führen. Mit zunehmender Dauer des Schadstoffdurchbruchs nimmt jedoch auch die Wahrscheinlichkeit zu, dass Schadstoffe irreversibel in Bodenbestandteile eingebunden werden, sofern sich das pH-/Redoxmilieu nicht wesentlich ändert. Bei biologisch abbaubaren Stoffen vermindern sich die Anfangskonzentrationen solange die Milieubedingungen einen Bioabbau gestatten. Unter günstigen Bedingungen (Milieu, Sickerstrecke) kann der Bioabbau dazu führen, dass Sickerwasserbelastungen endgültig nicht bis in das Grundwasser durchschlagen.

3.3 Zusammenfassung und Konsequenzen

Freilandlysimeterversuche stellen die realitätsnächste Methode dar, können aber aus Kosten- und Praktikabilitätsgründen nicht für die Sickerwasserprognose in der Praxis eingesetzt werden. Die hier durchgeführten Freilandlysimeterversuche haben gezeigt, dass der Quellterm dynamisch und hoch komplex ist, sich aber vereinfachend oben genannte Quelltermtypen identifizieren lassen. Bei den meisten untersuchten minerali-

schen Abfälle und Böden überschreiten meistens mehrere Inhaltsstoffe (z. B. Sulfat, einzelne Metalle oder PAK) die GFS-Werte im Sickerwasser an der Unterkante der Einbauschicht. Je nach Parameter und betrachtetem Einbauszenario handelt es sich dabei um mittelfristige oder langfristig andauernde Überschreitungen. Kurzfristige Überschreitungen liefern nur Salze, sofern salzhaltige Materialien (Recycling-Baustoff, Müllverbrennungsasche etc.) in wenige cm dicken Schichten eingebaut werden. Allerdings werden Metalle und PAK durch die unterlagernden Bodenschichten retardiert oder abgebaut (PAK). Dies führt teilweise dazu, dass an der Unterkante der Transportschicht kein Schadstoffdurchbruch erfolgt oder ein Durchbruch erst nach sehr langen Zeiträumen auftritt (z. B. > 1000 Jahre), selbst wenn keine hydrogeologisch besonders günstigen Bodenschichten vorliegen. Hinweise, dass bevorzugte Wegsamkeiten oder partikelgetragener Transport wesentlich zur Schadstoffverlagerung beitragen, ergaben sich aus den Sickerprognose-Forschungsprojekten nicht (Eberle, 2006).

Die Ergebnisse dieses Projektes, der Ringversuche und Ergebnisse weiterer Projektgruppen der Gruppe “Quellterm“ verdeutlichen, dass der wassergesättigte Säulenversuch einen guten Kompromiss zwischen Praxistauglichkeit und Realitätsnähe darstellt. Im Sinne einer Abschätzung können endliche Quellen leichtlöslicher Salze und mobiler Metalle im Sickerwasser mit dem Säulenversuch quantifiziert werden, indem die Säuleneluatkonzentration zu bestimmten WF mit vereinfachten WF-Zeit - Beziehungen unter Annahme einer konstanten Sickerwasserneubildungsrate (SWN), der Dichte und der Mächtigkeit auf Feldszenarien direkt übertragen werden. Die Ergebnisse des Säulenversuches können bei endlichen Quellen direkt zur Beurteilung und zum Wertevergleich mit z. B. Geringfügigkeitsschwellenwerten herangezogen werden.

Bei quasi unendlichen Quellen hochsorptiver Stoffe kann mit dem Säulenversuch die im Gelände maximal erreichbare Konzentration bestimmt werden. Das Säuleneluat entspricht ungünstigen Situationen, die unter Realbedingungen häufiger auftreten können. Eine direkte Bewertung wäre wie oben beschrieben möglich.

Batchtests weisen a priori systematische Defizite hinsichtlich der Aussagekraft ihrer Ergebnisse auf, da sie nicht den dynamischen Fließbedingungen einer Ablagerung oder Schüttung im Freien entsprechen und die zeitliche Entwicklung nicht erfasst wird (TASK Force „Sickerwasserprognose“). Der Bodensättigungsextrakt kann für ein begrenztes Schadstoff- und Materialspektrum (begrenzte Einsetzbarkeit und geringe gewonnene Eluatmenge), abgesehen von den angeführten Defiziten, als ein Maß für die im Auslauf einer Freilandablagerung zu erwartende Quellstärkenkonzentration, die sich zu frühen Zeitpunkten einstellt und damit nahe der maximalen Anfangskonzentration liegt, angesehen werden. Um eine fachlich fundierte Beurteilung der Auswirkungen eingebauter Materialien auf Boden und Grundwasser vornehmen zu können, müssen das kurz- bis langfristige Auslaugungsverhalten und die Bestimmung der charakteristischen Eigenschaften eines (Bau)Materials bekannt sein. Insoweit ist ein Säulenversuch mit Mehrfachbeprobung zur “grundlegenden Charakterisierung“ (“basic characterisati-

on“) unverzichtbar. Eine Säulenversuchs-Norm (DIN CEN/TS 14405) wurde bereits in der Änderungsverordnung zur Abfallablagerungsverordnung, die sich zz. im Bundesratsverfahren befindet, eingeführt. Auch eine ISO-Vornorm zur gemeinsamen Untersuchung von organischen wie anorganischen Stoffen in Säulenversuchen ist in Arbeit (ISO/TS 21268-3).

Für die regelmäßige Qualitätsüberwachung (“compliance test“) von Materialien wird eine praktikable Labormethode benötigt, mit der geprüft wird, ob das einzubauende Material in die Bandbreite der Materialien fällt, die für die „Erstbewertung“ zugrunde gelegt wurden. Hierfür wird ein „schneller“ Säulenversuch vorgeschlagen, bei dem nur eine Perkolatprobe, die bis WF 2 kumulativ gesammelt wird, zur Untersuchung gelangt. Der Versuch kann so konzipiert werden, dass die für die Analyse einer breiten Stoffpalette notwendige Wassermenge in einem akzeptabel kurzen Zeitraum anfällt (z. B. 1 Liter nach 24 h). Diese Vorgehensweise bietet den Vorteil, dass die Überwachung der Materialqualitäten nicht mit einem für viele Stoffe stark fehlerbehaftetem 10:1-Schütteltest durchgeführt wird, sondern mit dem besser geeigneten Verfahren auf einen 10:1-Wert geschlossen wird, der dann mit einem „fehlerbereinigten“ statistischen Wert im 10:1-Eluat verglichen werden kann.

Auch zur Gefahrenverdachtsermittlung von atlastverdächtigen Flächen könnte der oben beschriebene “compliance test“ (Kurzzeitsäulenversuch) eingesetzt werden. Für die Detailuntersuchung könnten u. U. auch Säulenversuche mit längerer Laufzeit durchgeführt werden, um das Langzeitelutionsverhalten von Schadstoffen zu prüfen (vgl. “basic characterisation test“).

3.4 Literatur

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16. Juli 1999.- Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr.36, S. 1554-1682.

Berger W., Kalbe U., Eckardt J. (2005): Aufbereitung von Referenzmaterialien für die Ableitung von Verfahren zur Sickerwasserprognose. Fachlicher Schlussbericht zum Teilprojekt 02WP0143 im BMBF- F&E-Vorhaben „Sickerwasserprognose“, vorgelegt beim Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Forschungszentrum Karlsruhe, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), Karlsruhe im Juni 2005, 31 S.

Eberle S. (2006): Projektverbund Sickerwasserprognose Ergebnisse und Stand der Entwicklungsarbeiten - eine erste Gesamtauswertung.- Vortrag bei der 1. Fachbeiratssitzung zum UBA-Projekt FKZ 2057425: „Umsetzung der Ergebnisse des BMBF- Verbundes „Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden“ am 21.03.2006 im Umweltbundesamt, Berlin

Grathwohl P., Susset B. (2001): Sickerwasserprognose für organische Schadstoffe Grundlagen und Stand der Forschung. altlasten spektrum, 6/2001, S. S. 285- 293

LAWA (2004): Geringfügigkeitsschwellen (Prüfwerte) zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen.- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, www.lawa.de.

Susset, B. (2004): Materialuntersuchungen und Modellierungen zur Unterscheidung Ungleichgewicht/Gleichgewicht in Säulenversuchen zur Sickerwasserprognose für organische Schadstoffe, Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten TGA 74, 112 S.

Susset, B. (2006): Materialien zur Sickerwasserprognose.- in: Förstner, U., Grathwohl, P. (1997): Ingenieurgeochemie.- Springer, Beitrag zur 2. Auflage, im Druck.

4 Einfluss von Heterogenitäten auf die Strömung in teilgesättigten porösen Medien – Experimentelle Untersuchungen

Insa Neuweiler, Milos Vasin, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart
Rene Hassanein, ASQ Division, Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen
Anders Kästner, Peter Lehmann, Institut für Terrestrische Ökologie, Zürich

4.1 Einleitung

Die Modellierung von Wasserbilanzen in der ungesättigten Bodenzone auf großen Skalen erfordert meist ein Modell, das den Fließprozess in einem gemittelten Sinn beschreibt. Der Grund dafür ist die Heterogenität des Bodens, die in einem Modell meist nicht detailliert abgebildet werden kann. Die nötigen Daten sind meist nicht in ausreichender Genauigkeit vorhanden und die typischen Längenskalen eines Modellgebiets sind meist viel größer als die typischen Längenskalen der Heterogenitäten. Der räumlich gemittelte Fließprozess wird von einem vereinfachten Modell beschrieben, dessen Parameter räumlich konstant sind. Die Modellparameter müssen den Einfluss der Heterogenität des Bodens auf den Fließprozess erfassen. Ein solches vereinfachtes Modell wird als *upgescaletes* Modell bezeichnet, die Modellparameter werden als *äquivalente* oder *effektive Parameter* bezeichnet. Ein Problem bei der Entwicklung solcher Modelle ist, dass die Parameterverteilung im Boden meist nicht bekannt ist, so dass die Struktur des Bodens aus lokalen Messungen und Bodenproben abgeschätzt werden muss. Da die Information meist gering ist, ist es wichtig, eine gute Charakterisierung von Heterogenität aus einfachen und gut zugänglichen Messgrößen abzuleiten. Die effektiven Modellparameter müssen dann aufgrund der Charakterisierung der Bodenparameter abgeschätzt werden.

Mit einem stochastischen Ansatz wird die Struktur des heterogenen Parameterfeldes meist durch einen Mittelwert, eine Varianz und Korrelationslängen in die jeweiligen Raumrichtungen beschrieben. Diese Information erfasst nicht die Konnektivität von bestimmten Parameterbereichen. Ein Beispiel für einen Boden mit verbundenem groben Material ist ein Sandboden mit Einlagerungen von Tonlinsen. In einer Reihe von Arbeiten wird diskutiert, dass diese Konnektivität einen starken Einfluss auf die effektiven Modellparameter hat, unter Umständen einen stärkeren als die Korrelationslängen (z. B. Western et al., 2001, Knudby und Carrera, 2005). Deshalb ist es wichtig, diese Eigenschaft sinnvoll zu parametrisieren und in die Abschätzung von effektiven Parametern mit einzubeziehen. Eine Quantifizierung der Konnektivität kann beispielsweise aus der Euler Zahl angewendet auf Indikatorfelder mit unterschiedlichen Schwellenwerten erreicht werden (Vogel, 2002, Mecke und Wagner, 2002).

In diesem Beitrag gehen wir von einem relativ einfachen upgescaleten Modell für die Strömung in der ungesättigten Zone aus, das die gleiche Form wie die Richards-Gleichung hat. Es ist gültig, falls der Fließprozess sehr langsam stattfindet und Kapillarkräfte auf der kleinen Skala dominieren. Es soll jedoch betont werden, dass das upgescalete Modell sehr viel komplexer sein kann, falls diese Bedingungen nicht erfüllt sind. Die ungesättigte Leitfähigkeit kann für das hier verwendete Modell durch effektive Medium-Theorie abgeschätzt werden. Falls Konnektivität eine Rolle spielt, kann dies berücksichtigt werden indem man einen Ansatz verwendet, der auf einer Hintergrund-Inklusionsbeschreibung des porösen Mediums beruht. Die effektive Retentionsfunktion lässt sich einfach aus der Verteilungsfunktion der Bodenparameter abschätzen. Für Strömung in der ungesättigten Bodenzone wird oft davon ausgegangen, dass Luft immer mobil ist und Atmosphärendruck hat. Falls der Prozess jedoch bei gesättigten Bedingungen beginnt, ist dies nicht erfüllt, falls ein poröses Medium mit höherem Eindringdruck für Luft (feineres Material) umgeben ist von einem Medium mit geringerem Eindringdruck (gröberes Material). In diesem Fall kann das gröbere Material nur dann drainieren, falls das umgebende Material bereits drainiert ist. Dieses Phänomen wird durch die Konnektivität des groben Materials bedingt. Die effektive Retentionskurve muss dann entsprechend abgeändert werden.

In diesem Beitrag wird ein Experiment präsentiert, das auf diese Fragestellung ausgerichtet ist. Die Experimente wurden am Paul Scherrer Institut in Villingen (Schweiz) durchgeführt. Es sollte untersucht werden, wie sich die Struktur des porösen Materials auf ungesättigte Strömung auswirkt und inwieweit dies mit einem upgescaleten Modell mit abgeschätzten effektiven Parametern wiedergegeben werden kann. Deshalb wurden Multistep-outflow-Experimente mit wassergesättigten Sandsäulen durchgeführt, die mit zwei verschiedenen Sanden mit jeweils gleichem Volumenanteil der Materialien gepackt wurden. In einem Fall war die Struktur periodisch, wobei das gröbere Material nicht verbunden war und das feinere Material überall verbunden war. Im anderen Fall war die Struktur zufällig, wobei jedoch der Volumenanteil des groben Materials der Perkolationsschwelle eines Zufallsfelds entsprach. Es gab einen verbundenen Pfad an grobem Material von Boden bis Oberkante der Säule. Die beiden Säulen können insofern als Gegen-Extreme in zwei Eigenschaften der Struktur betrachtet werden. Die eine Säule hat eine vollkommen regelmäßige Struktur, die ein klar definiertes repräsentatives Elementarvolumen hat, und die einen unverbundenen (grobes Material) und einen verbundenen (feines Material) Anteil hat. Die andere Säule hat eine irreguläre Struktur, die kein repräsentatives Elementarvolumen hat, und in der beide Materialien verbunden sind, wobei das grobe Material nur teilweise verbunden ist. Die drei-dimensionale Wassersättigung in den Säulen wurde während des Experiments in den Gleichgewichtszuständen mit Neutronentomographie gemessen. Die zwei-dimensionale (tiefengemittelte) Sättigung wurde während der Drainage über die gesamte Zeit mit Neutronenradiographie gemessen. Die Experimente wurden mit gleichen Rand- und Anfangs-

bedingungen durchgeführt. Durch die unterschiedliche Änderung der Sättigung mit der Zeit wurde auf die effektiven Parameter des Modells zurückgeschlossen.

4.2 Modell für die ungesättigte Strömung

Strömung in der ungesättigten Bodenzone wird meist durch die Richards-Gleichung, einer Massenbilanzgleichung für das Wasser, beschrieben

$$\frac{\partial\Theta(\Psi,x)}{\partial t}+\vec{\nabla}\cdot\left[K(x)k_r(\Psi,x)\vec{\nabla}(\Psi+z)\right]=C(\Psi,x)\frac{\partial\Psi}{\partial t}+\vec{\nabla}\cdot\left[K(x)k_r(\Psi,x)\vec{\nabla}(\Psi+z)\right]=0. \quad (1)$$

Dabei ist $\Psi[L]$ die Saugspannungshöhe, die negative Werte hat, $K[L/T]$ ist die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, $k_r[-]$ ist die relative Leitfähigkeit und $\Theta[-]$ ist der Wassergehalt, $\Theta = S\,n_f$. $S[-]$ ist die Wassersättigung (oder Retentionsfunktion) und $n_f[-]$ ist die Porosität. Die Funktion $C = d\,\Theta / d\Psi[1/L]$ ist die Kapazitätsfunktion. Die Parameter des Modells, die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, die Retentionsfunktion und die relative Leitfähigkeit sind in einem heterogenen Medium explizit ortsabhängig. Ein upgescaletes Modell für die Richards-Gleichung wurde in Neuweiler und Cirpka, 2005 oder Lewandowska und Laurient, 2001 abgeleitet. Die Voraussetzungen für die Gültigkeit dieses Modells sind, dass die typische Zeitskala des Fließprozesses langsam ist und dass das Medium separierte Längenskalen hat. Das heißt, dass es eine Längenskala für die Heterogenitäten gibt und eine für die großskalige Abmessung, und dass diese Längenskalen deutlich getrennt sind. Der Einfluss der Kapillarkräfte wird durch die dimensionslose Zahl $Bo = L/H$ quantifiziert, wobei L die typische große Längenskala ist und H ein Maß für die Schwankung der Saugspannungshöhe im System ist. Bei einer Größenordnung von $Bo \approx 1$ dominieren die Kapillarkräfte auf der kleinen Skala. Für die genaueren Ausführungen sei auf Neuweiler und Cirpka, 2005 und Lewandowska und Laurient, 2001 verwiesen. Das upgescalete Modell hat dann die Form:

$$\frac{\partial\Theta_{eff}(\langle\Psi\rangle)}{\partial t}+\vec{\nabla}\cdot\left[K_{eff}(\langle\Psi\rangle)\vec{\nabla}(\langle\Psi\rangle+z)\right]=0. \quad (2)$$

Die eckigen Klammern stehen für räumliche Mittelung. Das Modell hat die gleiche Form wie die Richards-Gleichung, die Parameter sind jedoch nicht mehr explizit ortsabhängig. Die effektiven Parameterfunktionen Θ_{eff} und K_{eff} werden folgendermaßen berechnet.

Die effektive Retentionskurve Θ_{eff} wird aus der räumlichen Mittelung der lokalen Werte von $\Theta(x)$ für einen gegebenen Wert der mittleren Saugspannungshöhe $\langle\Psi\rangle$ berechnet. Hier ist nicht berücksichtigt, dass eingeschlossenes grobes Material nur drainieren kann, falls das umgebende feine Material drainiert ist. Die Kurve kann auf diesen Effekt

hin korrigiert werden, indem man das grobe Material in einen eingeschlossenen und verbundenen Volumenanteil aufteilt und dem eingeschlossenen Anteil den Eindringdruck des feinen Materials zuordnet. Die effektive ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_{eff} wird aus der lokalen ungesättigten Leitfähigkeit $K(x)k_r(x)$ für einen gegebenen Wert der mittleren Saugspannungshöhe $\langle\Psi\rangle$ berechnet. Für die Auswertung dieser Experimente wurde zur Abschätzung der Maxwell-Ansatz und der selbstkonsistente Ansatz (z.B. Torquato 2002) verwendet,

$$K_{eff,MW}(\langle\Psi\rangle) = K_1 \frac{K_1(1-\Phi_2)+K_2(1+\Phi_2)}{K_1(1+\Phi_2)+K_2(1-\Phi_2)},\ K_1 = K_{s1}\,k_{r1}(\langle\Psi\rangle), K_2 = K_{s2}\,k_{r2}(\langle\Psi\rangle)$$
$$K_{eff,sc}(\langle\Psi\rangle) = \frac{1}{2}(K_1-K_2)(\Phi_1-\Phi_2) + \sqrt{(K_1-K_2)^2(\Phi_1-\Phi_2)^2 + 4K_1K_2} \qquad (3)$$

wobei K_{s1} und K_{s2} die gesättigten Leitfähigkeiten des feinen beziehungsweise des groben Materials sind und k_{r1} und k_{r2} deren relative Leitfähigkeiten. Der Maxwell-Ansatz eignet sich für Medien mit klarer Hintergunds-Inklusionsstruktur, während der selbstkonsistente Ansatz für Medien mit symmetrischer Struktur besser geeignet ist.

4.3 Experimentelles Setup

In den Experimenten wurde die zeitliche Änderung des Wassergehalts in den Säulen während eines Multistep Drainage Experiments gemessen.

4.3.1 Heterogene Säulen

Die beiden Säulen sind quaderförmig mit Abmessungen von 10 cm x 10 cm Fläche und 20 cm Höhe. Die Packung bestand aus 10 x 10 x 20 Würfeln mit 1 cm x 1 cm x 1 cm Kantenlänge. Die Würfel wurden mit einem Gitter schichtweise in die Säulen gefüllt, wobei das Gitter nach dem Füllen einer Schicht auf Höhe der nächsten Schicht gezogen wurde. Um Randläufigkeiten zwischen den Würfeln zu vermeiden, wurden die Säulen nach dem Einbauen einer Schicht auf einer Siebmaschine gerüttelt. Die beiden Sande aus denen die Würfel gemacht waren, hatten einen Korndurchmesser von 0.08-0.2 mm und 0.1-0.5 mm. Die gesättigten Leitfähigkeiten und van Genuchten-Parameter zur Parametrisierung der relativen Leitfähigkeiten und Retentionskurven waren eigentlich aus der Arbeit von Ursino und Gimmi, 2004 bekannt, in der die gleichen Materialien verwendet wurden. Da die Messung der Parameter jedoch stark von dem Aufbau des Experiments abhängen, wurden die Parameter anhand der Messergebnisse an das Richards-Modell (Gleichung (1)) gefittet. Die Parametrisierung wurde mit einem Brooks-Corey-Modell (Brooks und Corey 1966)

$$\Theta(\Psi) = \begin{cases} (\Psi_{entr}/\Psi)^{\lambda_{ret}} & if\ \Psi < \Psi_{entr} \\ 1 & otherwise \end{cases},\quad k_r(\Psi) = \begin{cases} (\Psi_{entr}/\Psi)^{(3\lambda_{kr}+2)} & if\ \Psi < \Psi_{entr} \\ 1 & otherwise \end{cases} \qquad (4)$$

gemacht, wobei der Parameter λ für die Parametrisierung der Retentionskurve und der relativen Leitfähigkeit unterschiedlich verwendet wurde. Er wird deshalb als λ_{ret} und λ_{kr} bezeichnet. Ψ_{entr} ist die Eindring-Saugspannungshöhe für Luft. Die Parameter der beiden Sande sind in Tab. 4.1 angegeben.

Tab. 4.1: Materialparmeter des Füllmaterials der Säulen

Material	$K\,[m/s]$	$\lambda_{ret}\,[-]$	$\lambda_{kr}\,[-]$	$-\Psi_{entr}[m]$
Sand 1	9.86E-5	4.6	10.0	0.44
Sand 2	2.467E-4	3.3	10.0	0.28

Beide Säulen wurden mit 32 % Sand 2 und 68 % Sand 1 gepackt. Dabei hatte die erste Säule (Säule 1) eine periodische Struktur in der Sand 2 ganz von Sand 1 eingeschlossen war, deshalb gab es nur für Sand 1 verbundene Fließpfade. Die zweite Säule (Säule 2) hatte eine zufällig gewürfelte Struktur, wobei es einen verbundenen Pfad von Sand 2 gab. Das verbundene Material machte hier 32 % Prozent aus. Die Strukturen der beiden Säulen sind in Abb. 4.1 gezeigt.

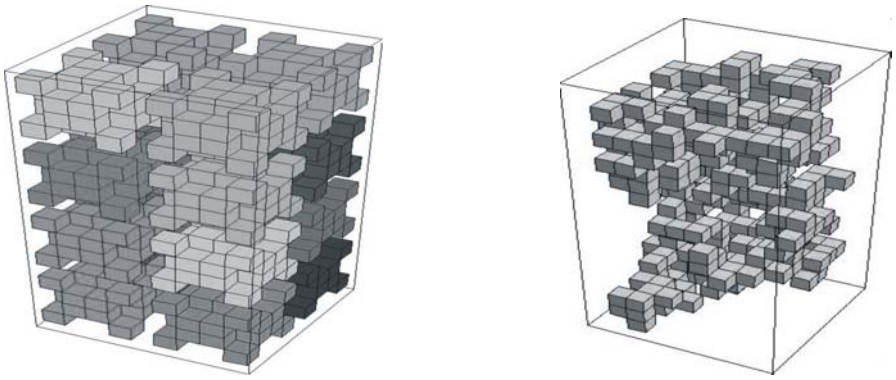


Abb. 4.1: Struktur von Säule 1 (links) und Säule 2 (rechts)

4.3.2 Randbedingungen und Aufbau

Die beiden Sandsäulen wurden mit schwerem Wasser (D_2O) gesättigt und in der Neutronenstrahlkammer der NEUTRA Station am Paul Scherrer Institut (Villingen, Schweiz) auf einen Drehtisch zwischen Neutronenstrahlrohr und Szintillationsmesser gestellt. Am Boden der Säulen war eine poröse Keramikplatte mit ähnlicher hydraulischer Leitfähigkeit wie die beiden Sande eingebracht, um das Eintreten von Luft in den Auslassschlauch am Boden der Säulen zu verhindern. Der Auslassschlauch war mit einem breiten Wasserbecken verbunden, das auf einer Waage auf einem höhenverstellbaren Tisch stand. Die Waage konnte mit einer Kamera außerhalb der Messkammer beobachtet werden. Auf diese Weise wurde der zeitliche Ausfluss währen des Drainage-

prozesses gemessen. Die vier Seitenflächen der Säule waren undurchlässig, die untere Fläche wurde über das Reservoir auf konstantem Wasserdruck gehalten und die obere Fläche war offen. Über diese Fläche gab es keinen Wasserfluss. Die Saugspannungshöhe wurde in mehreren Schritten von –10 cm, -20 cm, -30 cm, -40 cm und –50 cm, gemessen von der porösen Platte, abgesenkt. Während des Wasserflusses wurde kontinuierlich die tiefengemittelte Sättigung in den Säulen gemessen. Sobald sich hydrostatische Verhältnisse in der Säule eingestellt hatten wurde die dreidimensionale Sättigungsverteilung in der Säule gemessen. Der schematische Versuchsaufbau ist in Abb. 4.2 gezeigt.

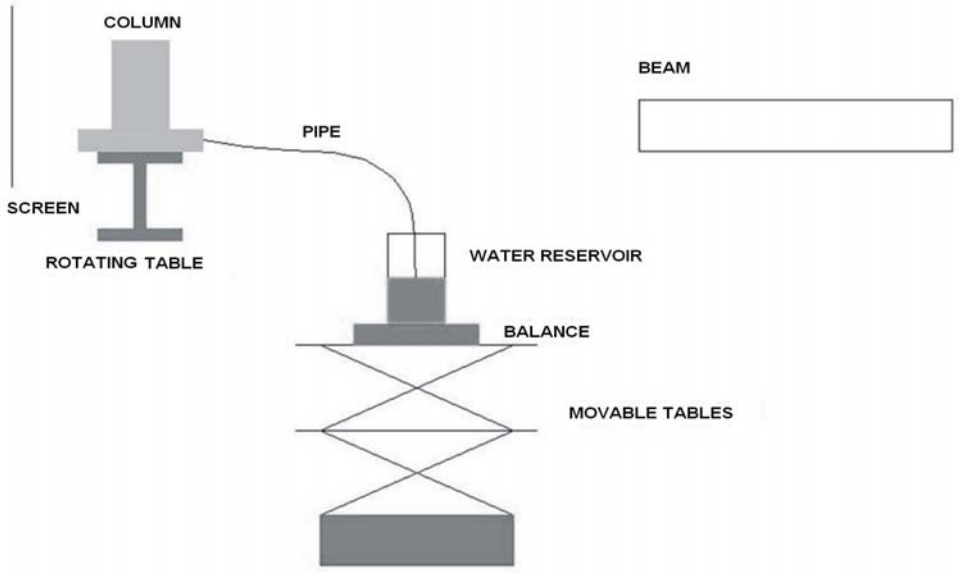


Abb. 4.2: Aufbau der Drainageexperimente

4.3.3 Messungen der Sättigung mit Neutronentomographie

Die tiefengemittelte (zweidimensionale) Wassersättigung wurde mittels Neutronenradiographie gemessen. Die Sättigung wird durch die auf einer Szintillatorplatte gemessenen Neutronenintensität rekonstruiert, nachdem die Bilder auf Streueffekte hin korrigiert wurden (siehe Hassanein et al., 2005). Die Abschwächung der Neutronenintensität nach Durchgang durch die Säulen erfolgt nach dem Lambert-Beer-Gesetz

$$I_n = I_0 \exp\left(-\alpha_{Alu} d_{Alu} - \alpha_{Quarz} d_{Quarz} - \alpha_{D2O} d_{D2O}\right) \quad (5)$$

I_n ist die gemessene Neutronenintensität, I_0 ist die ausgestrahlte Intensität α_i ist der Schwächungskoeffizient des Materials i und d_i ist die Dicke des Materials i, durch das der Strahl geht.

Die tiefengemittelte Sättigung lässt sich dann berechnen aus

$$S = \frac{\ln(I_{dry} / I_W)}{\ln(I_{dry} / I_{sat})} \tag{6}$$

I_{dry} und I_{sat} sind die Intensitäten die nach Durchstrahlen der trockenen und voll gesättigten Säulen gemessen wurden, I_W ist die während der Drainage gemessene Intensität.

Die dreidimensionalen Wassersättigungen wurden aus Tomographien rekonstruiert, die aus einer Reihe von Radiographien gewonnen wurden. Dafür wurden Radiographien von den Säulen gemacht, die jeweils um die Zentralachse in Schritten von 2 Grad um insgesamt 180 Grad gedreht wurde. Die Details sind in Hassanein et al., 2005 zu finden. Beispiele der gemessenen Sättigungen sind in Abb. 4.3 gezeigt.

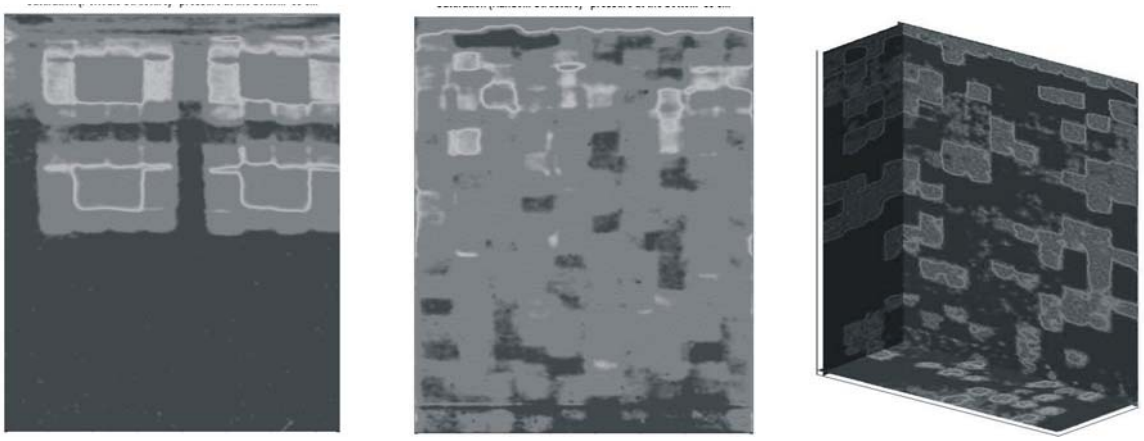


Abb. 4.3: Gemessene Sättigungen,
links: 2-D (tiefengemittelt) in Säule 1 und 2 zum gleichen Zeitpunkt,
rechts: 3-D in Säule 2

4.4 Einfluss der Struktur auf die Strömung und Vergleich mit dem Modell

Der Einfluss der Struktur der Säulen auf den Fließprozess lässt sich zunächst aus den Ausflusskurven erkennen. In Abb. 4.5 sind die gemessenen Ausflusskurven der beiden Säulen dargestellt. Man erkennt deutlich, dass die Drainage in Säule 1 bei einer größeren Saugspannungshöhe einsetzt als in Säule 2. Dieser Effekt ist bedingt durch die eingeschlossene Struktur des groben Materials in Säule 1. In dieser Säule beginnt die Drainage einer Inklusion erst, nachdem der Eindringdruck des umgebenden feinen Materials überwunden ist, während in Säule 2 die Drainage beginnt sobald der Eindring-

druck des groben Materials überwunden ist, da das grobe Material durch die ganze Säule verbunden ist. Der effektiven Parameterfunktion für Säule 1 muss also dementsprechend ein größerer Eindringdruck zugeordnet werden als Säule 2. Dies ist in Abb. 4.4 gezeigt, in der die Retentionskurven der einzelnen Materialien und die effektive Retentionskurve für beide Säulen abgebildet sind. Für Säule 1 hat die Kurve einen apparenten Eindringdruck, der durch die Struktur bedingt ist. In Abb. 4.4 sind ebenfalls die Leitfähigkeitskurven für die beiden Säulen gezeigt. Sie wurden für Säule 1 mit dem Maxwell-Ansatz und für Säule 2 mit dem selbstkonsistenten Ansatz (vgl. Gleichung (3)), entsprechend ihrer Strukturen, berechnet. Da die Sande jedoch keinen starken Kontrast in den gesättigten Leitfähigkeiten haben, unterscheiden sich die Leitfähigkeitskurven hauptsächlich durch den unterschiedlichen Eindringdruck.

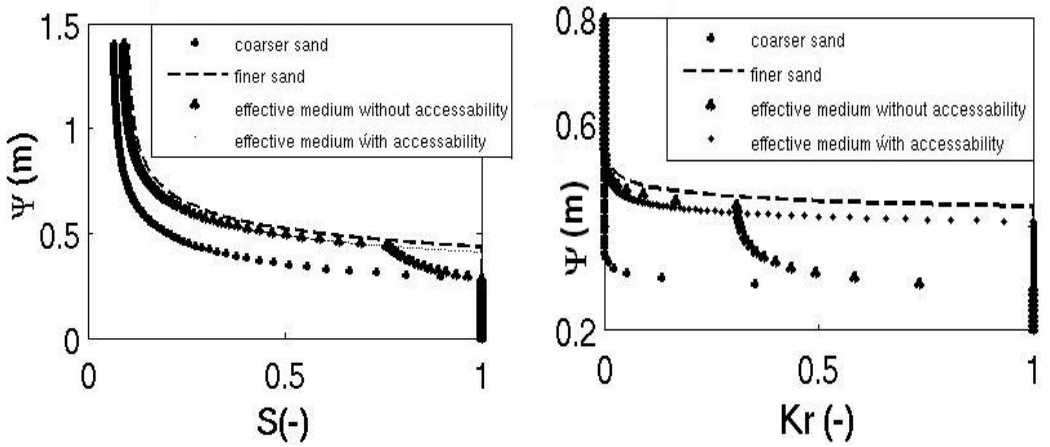


Abb. 4.4: Effektive Parameterkurven für die beiden Säulen.
Links: Retentionskurve, rechts: ungesättigte Leitfähigkeitskurve

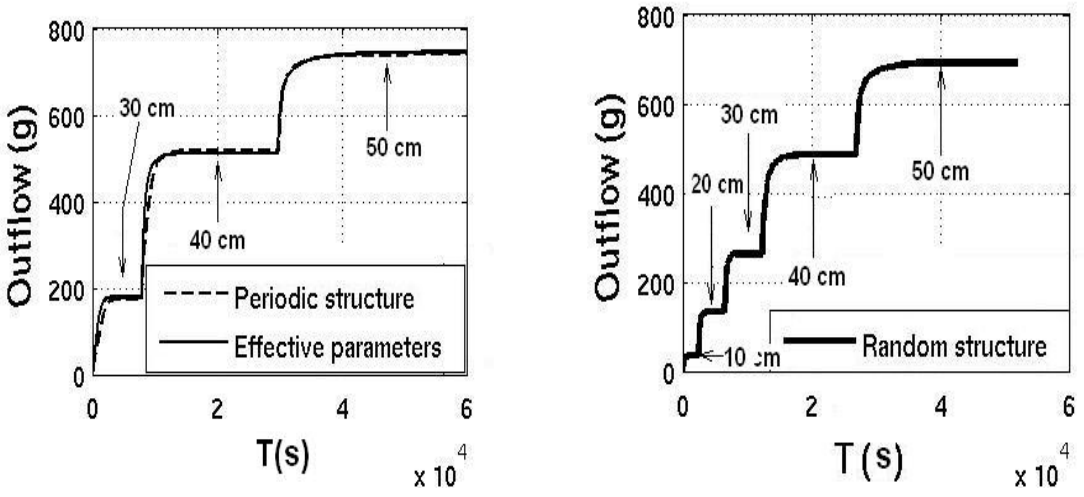


Abb. 4.5: Ausflusskurve der beiden Säulen,
durchgezogene Linie: gemessene Kurve,
gestrichelte Linie: Modellierte Kurve mit den effektiven Parametern

Die Konsistenz der Messergebnisse mit dem upgescaleten Modell muss im Prinzip durch Vergleich von räumlichen Mittelungen der Sättigung in der Säule mit der vorhergesagten Sättigung durch das upgescalete Modell überprüft werden. Hier sind in Abb. 4.6 exemplarisch die modellierten und die gemessenen Sättigungen in der 15. und der 18. Schicht von Säule 1 gezeigt. Die gemessene Sättigung wurde über die Querschnittsfläche der Säule und über die Schichtdicke gemittelt. Man erkennt, dass die Drainage im Modell abrupter stattfindet als in Realität. Der waagrechte Verlauf der effektiven Kapillardruck-Sättigungskurve oberhalb des Eindringdrucks ist eine zu grobe Vereinfachung um den apparenten Eindringdruck darzustellen. Ansonsten wird jedoch sowohl der Zeitpunkt für das Einsetzen der Drainage als auch der Gleichgewichtszustand gut vorhergesagt.

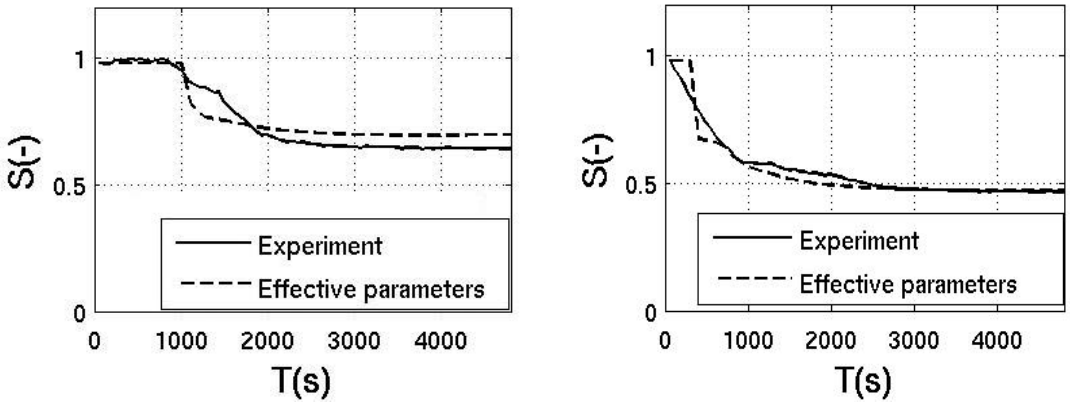


Abb. 4.6: Sättigung in der 15. und 18. Schicht von Säule 1 nach der ersten Druckabsenkung
durchgezogene Linie: gemessene Kurve,
gestrichelte Linie: modellierte Kurve mit effektiven Parametern

Der Einfluss der Struktur der hier beobachtet wurde schlägt sich in erster Linie in der effektiven Retentionskurve wieder. Die effektiven Leitfähigkeiten sind hier nicht stark beeinflusst von der Struktur, was an dem schwachen Parameterkontrast der gesättigten Leitfähigkeit der verwendeten Materialien liegt.

4.5 Zusammenfassung

Hier wurde eine experimentelle Untersuchung zur Anwendbarkeit von upgescaleten Modellen für die Drainage zweier gesättigter Sandsäulen vorgestellt. Um den Einfluss der Heterogenitätsstruktur auf die effektiven Parameterfunktionen zu untersuchen, wurden zwei Säulen verwendet, die jeweils aus zwei Sanden mit den jeweils gleichen Volumenprozenten der beiden Sande (32 % grobes Material, 68 % feines Material) gefüllt waren, die jedoch eine unterschiedliche Struktur hatten. In der ersten Säule war das grobe Material ganz von feinem Material eingeschlossen und die Struktur war peri-

odisch. In der zweiten Säule gab es einen verbundenen Pfad von grobem Material und die Struktur war zufällig. Die Wassersättigung in den Säulen wurde während der Drainage mit Neutronenradiographie und -tomographie gemessen. Die Struktur hat eine große Wirkung auf den Eindringdruck der effektiven Retentionskurven; der Einfluss auf die effektive Leitfähigkeit war bei den hier verwendeten Materialien jedoch gering.

4.6 Danksagung

An dieser Stelle sei für die finanzielle Unterstützung durch das DFG-Projekt Ne 824/2-2, den Schweizer Nationalfonds, sowie einem IPSWaT-Stipendium des BMBF gedankt.

4.7 Literatur

R. Brooks and A. Corey. Properties of porous media affecting fluid flow. Soil Sci. Soc. Am. J., 39(2):61–88, 1966.

R. Hassanein, E. Lehmann, and P. Vontobel. Methods of scattering corrections for quantitative neutron radiography. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A, 542:353–360, 2005.

C. Knudby and J. Carrera. On the relationship between indicators of geostatistical, flow and transport connectivity. Advances in Water Resources, 28:405–421, 2005.

J. Lewandowska and J.-P. Laurent. Moisture transfer in an unsaturated heterogeneous porous medium. Transport in Porous Media, 45:321–345, 2001.

K. Mecke and H.Wagner. Euler characteristic and related measures for random geometric sets. Journal of Statistical Physics, 64:843–850, 1991.

I.Neuweiler and O. Cirpka. Homogenization of richards equation in permeability fields with different connectivities. Water Resources Research, 41(2): doi:10.1029/2004wr003329, 2005.

S. Torquato. Random Heterogeneous Materials. Springer, New York, 2002.

N. Ursino and T. Gimmi. Combined effect of heterogeneity, anisotropy and saturation on steady state flow and transport: Structure recognition and numerical simulation. Water Resources Research, 40:WO1415, doi:10.1029/2003WR002180, 2004.

H.-J. Vogel. Topological characterization of porous media. In K. Mecke and D. Stoyan, editors, Morphology of Condensed Matter - Physics and Geometry of Spatially Complex Systems, Lecture Notes in Physics, 600, pages 75–92. Springer, 2002.

A.Western, G. Bloeschl, and R. B. Grayson. Toward capturing hydrologically significant connectivity in spatial patterns. Water Resources Research, 37(1):83–97, 2001.

5 Pilothafte Sanierung eines CKW Schadensherdes mittels Alkoholspülung in einem Großbehälter

Philipp Greiner, Jürgen Braun, Hans-Peter Koschitzky,
VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart

5.1 Motivation

In den letzten drei Jahrzehnten hat man erkannt, dass von chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) wie z.B. TCE (Trichlorethen) und PCE (Tetrachlorethen) eine erhebliche Gefahr für das Grundwasser und damit auch für unser Trinkwasser ausgeht (Stupp et al., 2005). CKW sind häufig durch den unsachgemäßen Umgang oder Lagerung, Leckagen und Unfälle in den Untergrund gelangt. Dort können sich diese Schadstoffe aufgrund ihrer hohen Dichte (DNAPL = Dense Non Aqueous Phase Liquid) und meist niedrigen Viskosität in der ungesättigten und gesättigten Bodezone ausbreiten und somit auch in tiefe Bereiche eines Grundwasserleiters vordringen und diesen kontaminieren.

Aufgrund der Gefahr und der Persistenz dieser Stoffe wurden in zahlreichen Forschungsvorhaben In-Situ-Sanierungsverfahren weiterentwickelt und neue Verfahren entwickelt und getestet. Bisher gibt es aber immer noch kaum ein In-situ-Sanierungsverfahren, das CKW sicher, zeitnah und vor allem auch wirtschaftlich aus der gesättigten Bodenzone entfernen kann. Das Problem der Sanierung von mit DNAPL kontaminierten Grundwasserleitern ist deren höhere Dichte im Vergleich zu Wasser, die geringe Wasserlöslichkeit und teilweise die große Tiefe, in der sich diese Schadstoffe in sogenannten Pools oder als residuale Phase anlagern können.

Im Rahmen eines vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projekts (Förderkennzeichen 02 WT0064) wurde in *VEGAS* der Einsatz von Alkoholcocktails zur In-Situ-Sanierung von DNAPL-Schadensfällen systematisch untersucht. Ein Alkoholcocktail stellt eine Mischung aus einem schwellenden (lipophilen), einem hydrophilen Alkohol und Wasser dar. Die Zusammensetzung eines geeigneten Alkoholcocktails muss auf den Schadstoff bzw. die Schadstoffmischung abgestimmt sein. Mögliche Zusammensetzungen und die Wirkungsweise des Alkoholcocktails werden in Greiner et al. (2005) erläutert.

5.2 Versuchsaufbau

Um die Erkenntnisse aus den klein- und mittelskaligen Versuchen auf größere Skalen übertragen zu können und somit die Alkoholspülung für einen Feldeinsatz zu testen, wurde ein großskaliger Versuch im *VEGAS* Blockaquifer (Blockmodell) geplant und durchgeführt.

Der Blockaquifer hat eine Länge von 9,0 m, eine Breite von 6,0 m und eine Höhe von 4,5 m. Er hat eine genau definierte, "heterogene" Durchlässigkeitsstruktur, die durch 1,5 m große Quader, bestehend aus zwei unterschiedlichen Sanden, erzeugt wurde (s. Abb. 5.1). Die Durchlässigkeit des Mittelsands ist $k_f = 7{,}5 \cdot 10^{-4}$ m/s und die des Grobsand / Feinkies $k_f = 3{,}5 \cdot 10^{-3}$ m/s. Diese Struktur erzeugt bevorzugte Fließwege und schlechter hydraulisch durchlässige Bereiche in dem künstlichen Aquifer.

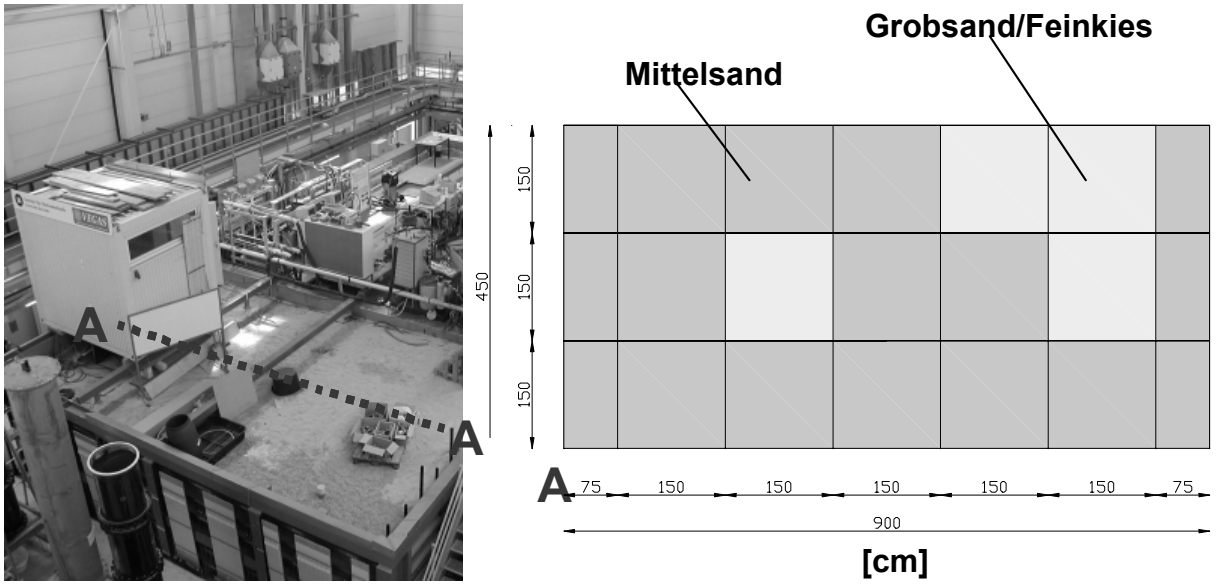


Abb. 5.1: Blick auf das *VEGAS*-Blockmodell (links) und Längsschnitt A-A durch den künstlichen Aquifer (rechts)

In den Aquifer wurde eine definierte Schadstoffquelle mit einem Bodenvolumen von ca. 1 m^3 eingebaut, wobei die Schadstoffmenge so bemessen wurde, dass der Schadstoff im Bodenmaterial in residualer Sättigung (unter Wasser) vorliegt. Hierzu wurde der Sand mit PCE gemischt und zunächst in quaderförmigen Blöcken zu je 17,5 kg Mittelsand, 0,2 l PCE (angefärbt mit Sudan IV) und 3 l Wasser gefroren. Zum Einbau des Schadstoffes wurde ein Caisson abgeteuft. 48 gefrorene Schadstoffblöcke wurden in vier Schichten innerhalb des Caissons in das Blockmodell eingebaut und der Caisson-Stahlrahmen wieder gezogen. Die gesamte Schadstoffmasse der Quelle betrug damit 9,6 l (15,6 kg) PCE.

Im Blockmodell befinden sich 378 Probennahmestellen, die an Messharfen angeschlossen sind. Damit können die sich während der Alkoholspülung ändernden Druckverhältnisse beobachtet und Wasserproben aus dem künstlichen Aquifer genommen werden.

Zur Injektion und Extraktion des Alkoholcocktails wurde ein Grundwasserzirkulationsbrunnen (GZB) im Bereich der Kontamination (durch die Quelle) in das Blockmodell gerammt (s. Abb. 5.2). Der GZB bestand aus HDPE (High Density PolyEthylen) und war oben und unten über eine Länge von 30 cm verfiltert. Die beiden Filter waren durch einen Packer hydraulisch voneinander getrennt.

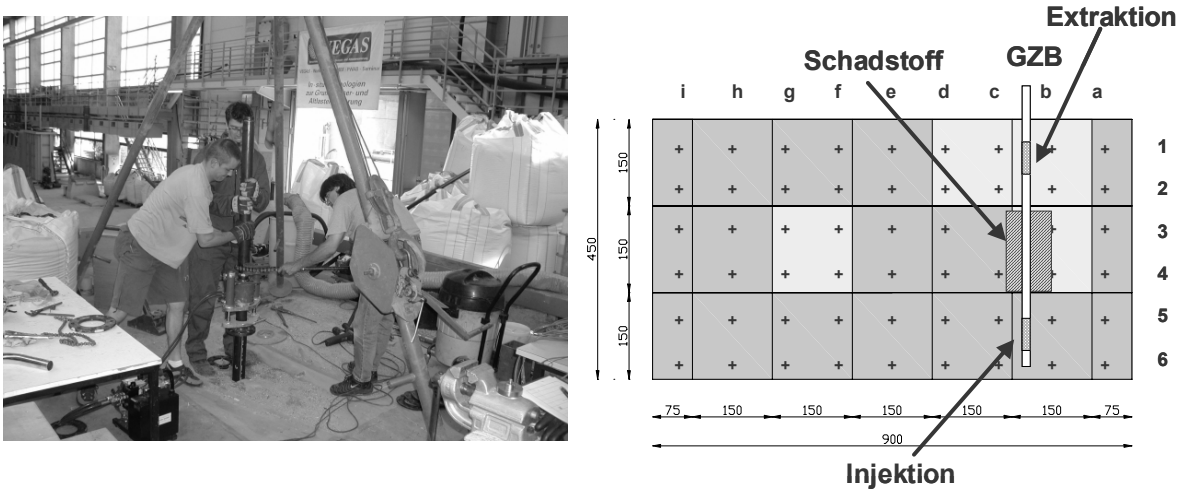


Abb. 5.2: Rammen des GZB (links) und Lage der Kontamination, des GZB und der Probennahmestellen im Aquifer im Schnitt A-A (rechts)

5.3 Versuchsdurchführung

Aufbauend auf numerischen Simulationsergebnissen wurden die Pumpraten am Zugabe- und Entnahmefilter für die Alkoholspülung abgeschätzt. Die Pumpraten wurden so gewählt, dass der komplette kontaminierte Bereich mit Alkohol durchspült und an den relevanten Stellen die kritische Geschwindigkeit (aufwärtsgerichtete Strömungskomponente, die ein Absinken des DNAPL verhindert) nicht unterschritten wurde (vgl. Greiner et al., 2002). Daraus und aus den Erkenntnissen bereits durchgeführter Versuche ergaben sich die in der folgenden Tabelle aufgelisteten Durchflüsse und Alkoholmischungen.

Tab. 5.1: Durchflüsse und injizierte Fluide

Zeit [h]	Durchflüsse (Q_{in}=Q_{out}) [l/h]	Injektion
0 – 8	540	54% (v/v) 2-Propanol, 23% (v/v) 1-Hexanol, 23% (v/v) Wasser
8 – 14	330	40% (v/v) 2-Propanol, 60% (v/v) Wasser
14 -24	330	Wasser

Innerhalb der ersten acht Stunden wurde über den unteren Filterbereich kontinuierlich Alkoholcocktail zugegeben. Über den oberen Filterbereich wurde mit der selben Pumprate Wasser und später ein Alkohol/Wasser/Schadstoff-Gemisch aus dem künstlichen Grundwasserleiter entnommen. Durch das 2-Propanol im Alkoholcocktail bildete das 1-Hexanol eine wasserlösliche Phase, die hydraulisch kontrolliert werden konnte. Sobald das Hexanol den Schadstoff erreichte, wurde die Grenzflächenspannung reduziert und der Schadstoff mobilisiert. Die Gefahr einer unkontrollierten Mobilisierung des DNAPL wurde durch das in die Schadstoffphase eindringende Hexanol (schwellender Alkohol) vermieden. Die Dichte des DNAPL wurde dadurch herabgesetzt. Auch die aufwärtsgerichtete Strömung wirkte einem möglichen Absinken entgegen (Greiner et al., 2002).

Nach acht Stunden wurde nur noch Wasser/Propanol in das Blockmodell injiziert. Das Propanol sollte das noch im Aquifer vorhandene 1-Hexanol und den Schadstoff lösen. Mit der anschließenden Wasserspülung wurde ein Großteil des 2-Propanols wieder aus dem Blockmodell entfernt.

5.4 Ergebnisse

Der Alkoholcocktail konnte wie geplant, in das Blockmodell injiziert und über die obere Filterkammer des GZB wieder abgepumpt werden (Abb. 5.3). Auch Proben, die an zahlreichen Messstellen im Grundwasserleiter genommen wurden, zeigten, dass der Alkoholcocktail hydraulisch kontrolliert werden konnte. Die „Alkoholwalze“ durchspülte, wie geplant, nur die kontaminierten Bereiche.

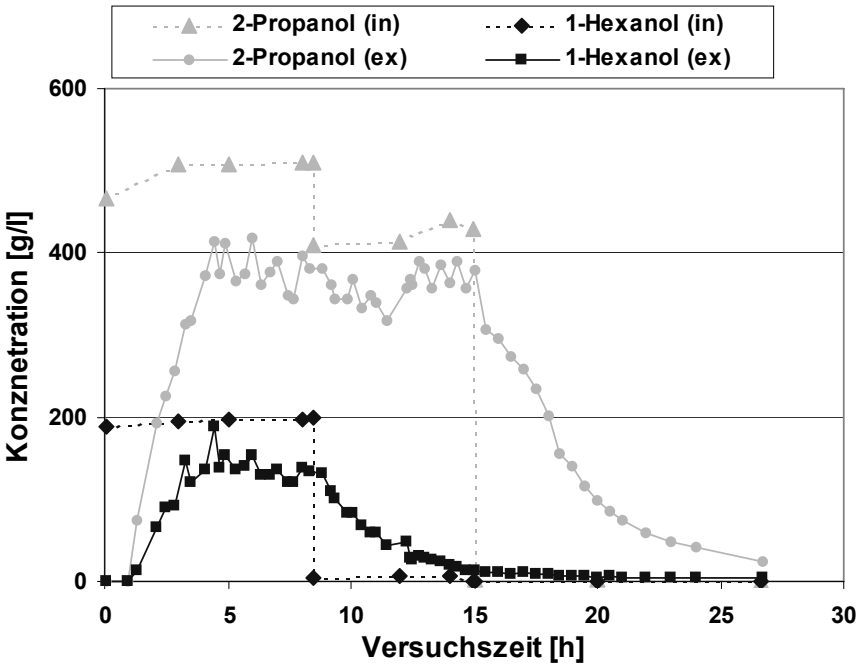


Abb. 5.3: Alkoholkonzentrationen am Ein- und Auslauffilter des GZB

Die Wasserlöslichkeit von PCE beträgt 0,16 g/l. Durch die Alkoholspülung konnte die Löslichkeit auf das mehr als 30-fache erhöht werden. Nach ca. fünf Stunden wurden im Auslauf mit annähernd 5 g/l die höchsten Schadstoffkonzentrationen gemessen (Abb. 5.4) und gleichzeitig auch die höchsten Alkoholkonzentrationen am Auslauf beobachtet. Dies zeigt, dass die Konzentration des gelösten Schadstoffs direkt von der Konzentration des Alkohols abhängig ist.

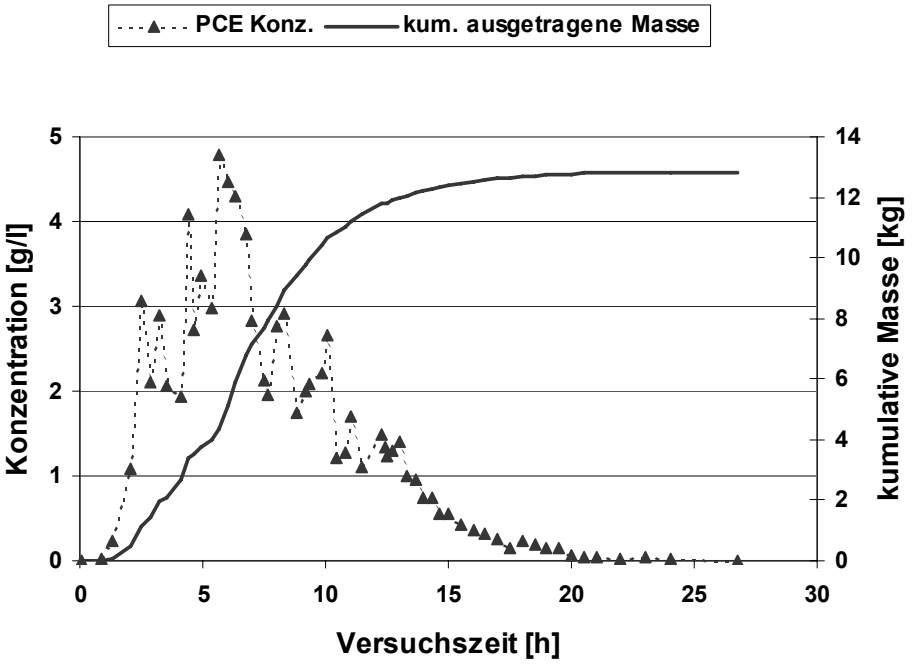


Abb. 5.4: PCE Konzentration und kumulativer Schadstoffaustrag am Entnahmefilter des GZB

Ungefähr ein Kilogramm des PCE wurde bereits durch das beim Rammen des GZB entnommene Bodenmaterial entfernt. Somit betrug zu Beginn der Alkoholspülung die Schadstoffmasse ca. 14,6 kg PCE. Durch die Alkoholspülung über den GZB konnten 13 kg, d.h. 90 % sicher und schnell (innerhalb von 24 Stunden) entfernt werden.

Von den eingesetzten Alkoholen konnten 80% bzw. 90% entnommen werden (Abb. 5.5). Die im Aquifer verbliebenen Alkohole werden sowohl unter aeroben als auch anaeroben Bedingungen im Aquifer abgebaut und stellen somit kein Problem für die Umwelt dar.

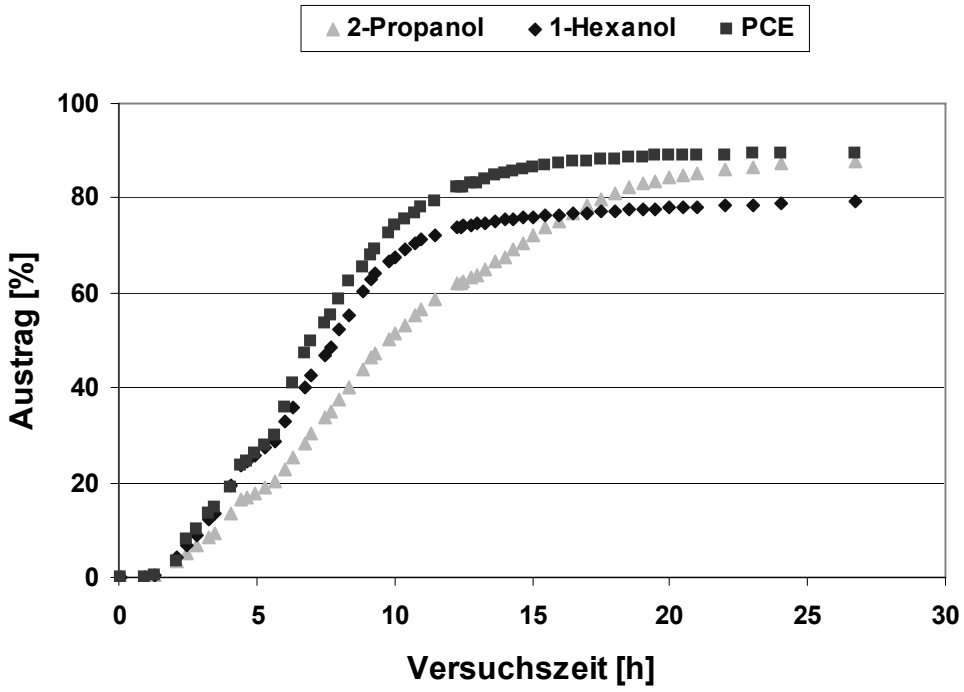


Abb. 5.5: Prozentualer Austrag der beiden Alkohole und des Schadstoffes am oberen Filter des GZB

5.5 Zusammenfassung und Ausblick

In diesem großskaligen Versuch konnte nachgewiesen werden, dass mit einem auf den Schadstoff bzw. die Schadstoffmischung abgestimmten Alkoholcocktail ein DNAPL sicher und in kurzer Zeit entfernt werden kann. Eine genaue Planung wie Brunnenanordnung, Pumpraten, Spüldauern sind dabei von entscheidender Bedeutung.

Der Versuch zeigte auch, dass noch einige technische Verbesserungen erforderlich sind. So kam es beispielsweise am Auslauf zu einer starken Schaumbildung durch den Alkohol. Durch den Schaum wurde die Leistung der Pumpen vermindert, wodurch sich der Durchfluss reduzierte. Das Brunnenrohr des GZB, das aus einzelnen HDPE Stü-

cken zusammengeschraubt wurde, war nur bedingt zum Rammen geeignet. Bei einer Sanierung im Feld wird es durch ein Stahl- bzw. Edelstahlrohr ersetzt werden.

Insgesamt zeigte der Versuch jedoch, dass die Alkoholspülung in den letzten Jahren in *VEGAS* bis zur Technologiereife weiterentwickelt worden ist. Der nächste Schritt wird der Einsatz dieser erfolgsversprechenden In-situ-Sanierungstechnologie unter realen Bedingungen sein. Daher wird zur Zeit nach einem geeigneten Standort für eine Pilotsanierung gesucht.

5.6 Danksagung

Die Autoren danken dem BMBF für die finanzielle Förderung des Projektes und allen Mitarbeitern von *VEGAS*, Diplomanden und wissenschaftlichen Hilfskräften, die dieses Projekt tatkräftig unterstützt haben.

5.7 Literatur

Greiner, P., Braun, J., Class, H., Koschitzky, H.-P., Schnieders, J. und L. Stadler: Numerische Modellierung der Mehrphasen-/Mehrkomponenten-Hydraulik bei der Alkoholspülung. Ressource Untergrund, 10 Jahre *VEGAS*: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden (28. - 29. September 2005, Universität Stuttgart), Editor: Braun, J., Koschitzky, H.P. & M. Müller, Institut für Wasserbau, 9/2005. - Nr.: 145 - Seiten: 62-68 - ISBN: 3-933761-48-4.

Greiner, P., Braun, J., Schnieders, J. und H.-P. Koschitzky: Injektion von Alkoholcocktails zur In-situ-Sanierung von CKW-Schadensherden in Grundwassereleitern. *VEGAS* Statuskolloquium (Universität Stuttgart), Institut für Wasserbau, 10/2002. - Seiten: 95-102.

Stupp, H. D.; Bakenhus, A.; Stauffer, Lorenz, D. (2005): Sanierungsoptimierung von CKW-Grundwasserschäden - Möglichkeiten zur Reduzierung der Sanierungskosten. Altlasten Spektrum 6/2005, S.313-322.

6 In-situ-Sanierung von Schadstoffherden im Grundwasser mit Festen Wärmequellen – Erweiterung der Einsatzbereiche des THERIS-Verfahrens

Uwe Hiester, Hans-Peter Koschitzky, Oliver Trötschler, *VEGAS*, Universität Stuttgart
Arne Färber, IWS, Universität Stuttgart
Ralph Baker, Gorm Heron, John LaChance, TerraTherm Inc., USA
Myron Kuhlmann, MK Tech Solutions Inc., USA

Motivation

Thermische In-situ-Sanierungstechnologien erlangen zunehmend Bedeutung bei der Sanierung von DNAPL[1]-Schadensherden in Boden und Grundwasser. Ein weitreichendes Verständnis der grundlegenden Prozesse im Untergrund ist entscheidend für die standortspezifische Auswahl geeigneter Sanierungsverfahren, um eine effiziente Reinigung von DNAPL-Schäden zu ermöglichen. Beim THERIS-Verfahren werden elektrisch betriebene feste Wärmequellen im Bodenkörper eingebaut und die Wärme in diesen vornehmlich konduktiv eingetragen. Wie erfolgreiche Praxisanwendungen zeigen, können mit dem Verfahren sowohl Böden mit geringer Durchlässigkeit als auch heterogene Formationen effizient gereinigt werden.

Zur Verbesserung des Prozessverständnisses beim Einsatz von THERIS in der gesättigten Bodenzone, wurden in *VEGAS* erste Wärmetransportuntersuchungen in Labor- und Großversuchen (2D & 3D) durchgeführt. U.a. erfolgten in einem Großbehälter (150 m^3) Experimente in einer geologischen Struktur (Feinschichtgemisch[2]) in einem künstlichen Aquifer. Neben den Temperaturen wurden auch die durch das gezielte Aufheizen mit vier Festen Wärmequellen auf über 100 °C bedingten Sättigungsänderungen messtechnisch erfasst. Auf der Grundlage dieser Experimente wurde die Abbildung der Prozesse mit Hilfe numerischer Simulationen optimiert, um die nun anstehenden Sanierungsexperimente in zwei Großbehältern zu planen.

[1] Denser than Water Non Aqueous Phase Liquids

[2] FSG: Mischung aus Feinsand & Quarzmehl, einem Grobschluff vergleichbar [HIESTER ET AL., 2002]

6.1 Einführung

6.1.1 Grundlagen

Die Sanierung von DNAPL-Schadensherden ist komplex und schwierig. Konventionelle Sanierungsmethoden wie ‚Pump and Treat' scheitern häufig an einer zu geringen Schadstofffracht, was unverhältnismäßig lange Sanierungszeiten bewirkt. Für Verfahren wie die konventionelle, „kalte" Bodenluftabsaugung, Mehrphasen-Extraktion, Air Sparging, chemische Oxidationsverfahren, Spül-Verfahren (z.B. Alkohol) oder Dampf-(Luft-)Injektion (TUBA-Verfahren) stellen die Reinigung von Heterogenitäten i.d.R. besondere Herausforderungen dar, da große lokale Unterschiede in der hydraulischen Durchlässigkeit und/oder gering durchlässige, ausgeprägte Schichten im Sanierungsbereich die Effizienz dieser Sanierungsverfahren signifikant limitieren können. Da sich Verunreinigungen oftmals sowohl in Schichten geringer als auch höherer Permeabilität befinden, bewirken präferenzielle Fließwege oder ein Umströmen von gering durchlässigen Schichten mittels hydraulischen Methoden im weiteren Sinne üblicherweise eine unzureichende Schadstoffentfrachtung in diesen Schichten.

Thermische In-situ-Sanierungen werden häufig eingesetzt, um diese Limitierungen zu überwinden, den Schadstoffaustrag gegenüber konventionellen In-situ-Sanierungen zu beschleunigen und die Sanierungszeit zu verkürzen. Während Dampf-(Luft-) Injektionen (TUBA-Verfahren) injektionsbedingt auch im Grundwasser nur in einem Spektrum hinreichender Bodendurchlässigkeiten eingesetzt werden kann, finden elektrisches Widerstandheizen und feste Wärmequellen vornehmlich in gering durchlässigen bis schlecht durchlässigen Böden bzw. Bodenschichten Anwendung. Elektrisches Widerstandheizen basiert auf der elektrischen Leitfähigkeit eines Bodens, welche sich je nach Bodentyp von Lehm zu Sand um mehrere Größenordnungen unterscheiden kann, da die elektrische Leitfähigkeit proportional zum Wassergehalt ist. Im Gegensatz dazu wird die Wärmeausbreitung bei festen Wärmequellen maßgeblich durch die thermische Leitfähigkeit des Bodens beeinflusst, welche eine der invariantesten aller Bodeneigenschaften ist (etwa Faktor zwei von Lehm zu Kies). Hinzu kommt beispielsweise der Heat-Pipe-Effekt, bei dem durch einen Temperaturgradienten und Kapillarkräfte eine Zirkulationsströmung in der Gas- und in der Flüssigphase entsteht [UDELL, 1985]. Zudem kann ein Boden mit Festen Wärmequellen, falls nötig, über den Siedepunkt von Wasser erhitzt werden. Dieses kann zur Reinigung heterogener Strukturen mit Schichten geringer Permeabilität und zur Reinigung von Schadstoffen mit mittleren bis hohen Siedepunkten hilfreich sein. Die erreichbaren Untergrundtemperaturen bei einer Dampf-Injektion oder beim Widerstandsheizen sind jedoch auf das Erreichen des Siedepunktes von Wasser limitiert.

Die elektrischen Heizelemente werden üblicherweise zwischen 400 – 700 °C betrieben, so dass unterschiedlich durchlässige Böden durch eine Kombination von thermischer Konduktion und Konvektion erwärmt werden. Üblicherweise werden mehrere Heizele-

mente sowie Bodenluftabsaugbrunnen parallel betrieben. Die abgesaugte Bodenluft wird konventionell gereinigt (z.B. Aktivkohlefilter).

6.1.2 Motivation und Umfang der Untersuchung

Zur Verbesserung des Prozessverständnisses beim Einsatz von THERIS im Grundwasser und zur Optimierung des Schadstoffaustrags untersucht *VEGAS* in Zusammenarbeit mit den amerikanischen Firmen TerraTherm, Inc. und MKTechSolutions, Inc. im Rahmen des Forschungsprogramms SERDP (Strategic Environmental Research and Development Program) diese Prozesse in Experimenten auf verschiedenen Skalen.

In kleinskaligen 2D-Laborversuchen wurden, in Abhängigkeit von der Bodendurchlässigkeit, die maßgeblichen Strömungs- und Wärmetransportmechanismen beim Betrieb fester Wärmequellen im Grundwasser untersucht. Die Experimente dienten zur Validierung numerischer Simulationen, um die Prozesse mit mathematischen Modellen hinreichend genau wiedergeben zu können. Parallel zu den Untersuchungen im Labormaßstab erfolgten Untersuchungen zum Wärmetransport in einem *VEGAS*-Großbehälter, der bereits für THERIS-Versuche in der ungesättigten Bodenzone genutzt wurde [HIESTER ET AL., 2002]. Zur Bestimmung der Sanierungseffizienz auf technischer Skala werden derzeit zwei Großbehälter auf Basis der bislang gewonnenen Erkenntnisse umgebaut. Die Planung der Einbauten in die Versuchsbehälter (Untergrundstruktur, Messtechnik usw.) erfolgte mit Hilfe numerischer Simulationen. Die Ergebnisse der sich anschließenden Untersuchungen zur Sanierung von Schadensherden im Grundwasser dienen zudem der Überprüfung und ggf. Verbesserung der bestehenden numerischen Simulationsmöglichkeiten.

6.1.3 Zielsetzung

Ziel des Gesamtprojekts ist die Ermittlung der Signifikanz unterschiedlicher Einzelprozesse bei der Sanierung von Schadensherden mit festen Wärmequellen im Grundwasser (u.a. Verdampfung von Schadstoff, Wasserdampfdestillation). In Abhängigkeit von der Untergrundtemperatur und der Dauer für die Verdampfung soll der Sanierungserfolg in Großversuchen bewertet werden, wobei ein besonderes Augenmerk auf der Änderung der Wassersättigung liegt. Im Besonderen ist zu klären, ob es durch die Untergrunderwärmung zu einer potenziellen Mobilisierung von DNAPL-Phase durch Verdampfung und Kondensation und/oder zur Mobilisierung von Phase außerhalb der Schadstoffquelle kommen kann.

6.2 Methoden

6.2.1 2D-Versuche in Laborküvetten

In kleinskaligen Küvettenversuchen (Volumen etwa 70 l) erfolgten zunächst Untersuchungen in unterschiedlich durchlässigen Böden, um die Abhängigkeit des Wärmetransports von der Bodendurchlässigkeit zu ergründen [Li, 2004]. Hierzu wurde ein vertikales Heizelement mit 0,5 m Länge etwa mittig eingebaut (Abb. 6.1).

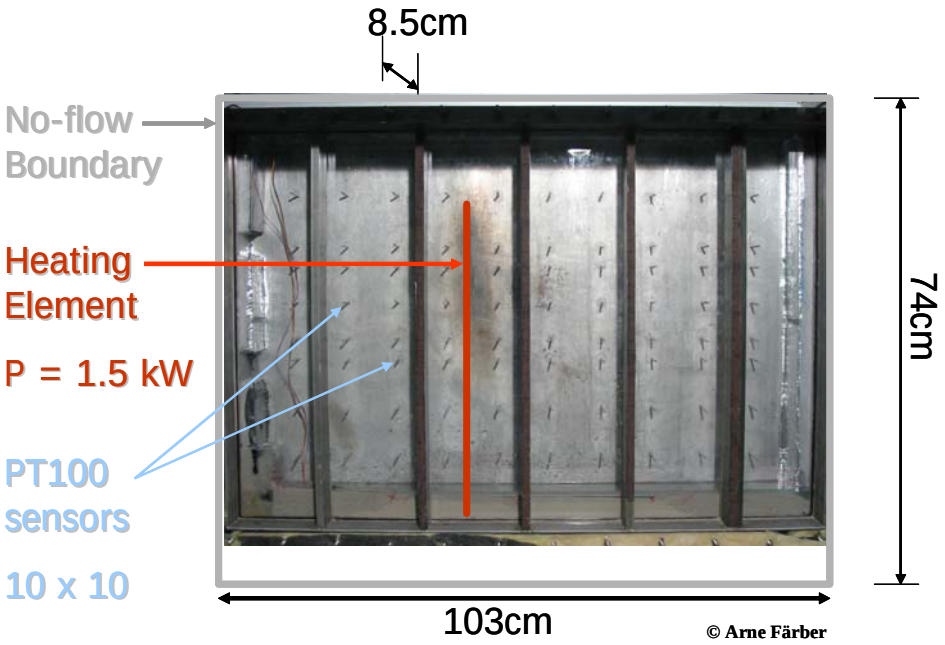


Abb. 6.1: 2-D Küvette für Wärmetransportexperimente

Um Wärmeverluste zu reduzieren, war die Küvette während der Versuche isoliert. Die Vorderseite der Küvette war eine Pyrex-Glasscheibe, so dass Zirkulationsströmungen in der Wasserphase mittels Farbtracer beobachtet werden konnten. Die Wärmeausbreitung wurde integral mit einer Infrarotkamera in hoher Auflösung und ergänzend punktuell mit einhundert Pt100-Temperatursensoren (Genauigkeit ± 1K) gemessen. Zusätzlich wurde in einigen Experimenten die Änderung der Wassersättigung mit einer Gammaquelle erfasst. Zu- und Auslauf-Bedingungen wurden gesteuert, um die definierten Versuchsrandbedingungen vorzugeben. Für die Fotodokumentationen (Farbtracer, Infrarotkamera) wurde die Isolierung kurzfristig entfernt.

6.2.2 3D-Untersuchungen im *VEGAS*-Großbehälter

Für Wärmetransportuntersuchungen im Technikumsmaßstab wurde der bestehende Aufbau des THERIS-Versuchsstandes mit einer Grundfläche von etwa 6 m x 6 m und einer Höhe von 4,5 m genutzt (Abb. 6.2), welches vormals im Rahmen des BMBF/BWPLUS-Projektes THERIS für Untersuchungen in der ungesättigten Bodenzo-

ne diente [HIESTER ET AL., 2002]. Das gering durchlässige Feinschichtgemisch (FSG, k_f = 1 x 10^{-5} m/s) war zwischen zwei Sandschichten (k_f = 1 x 10^{-3} m/s) eingebettet.

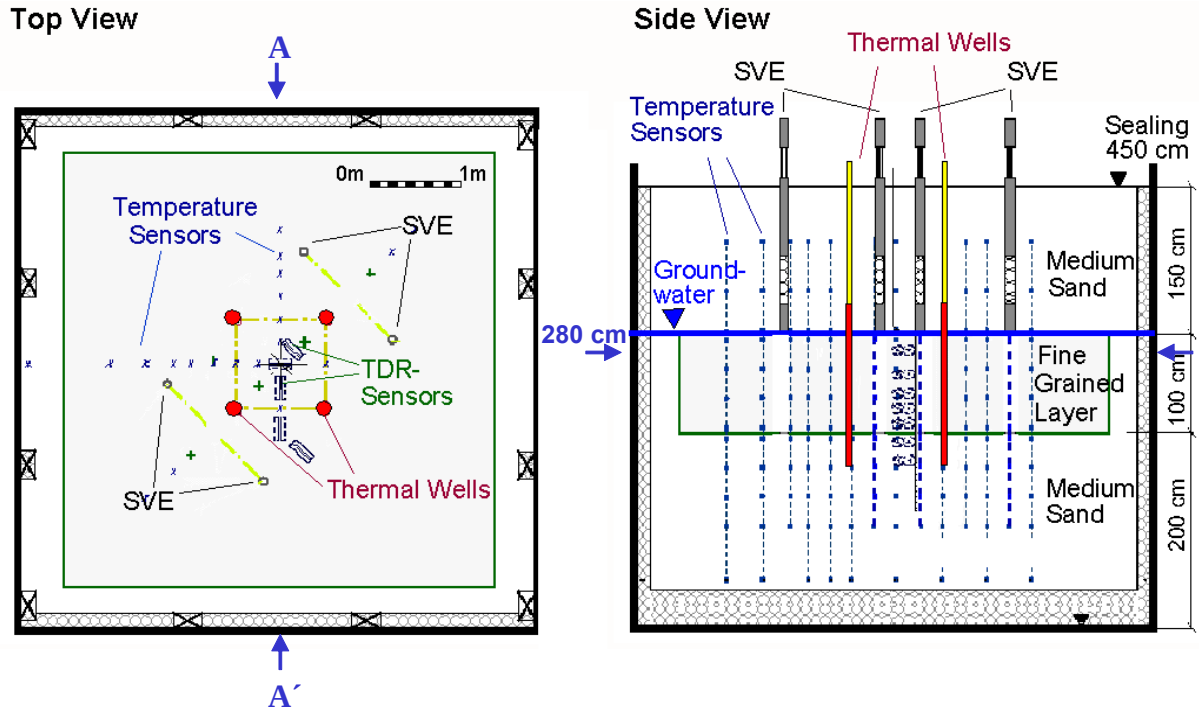


Abb. 6.2: Aufsicht und Schnitt durch den Versuchsaufbau beim zweiten Wärmetransportexperiment (nach HIESTER ET AL., 2006)

Nach dem Anheben des Grundwasserspiegels bis zur Oberkante des FSG erfolgten Untersuchungen zum Wärmetransport beim Betrieb fester Wärmequellen in einer wassergesättigten, gering durchlässigen Bodenschicht. In dieser wurden vier Wärmequellen in einem quadratischen Grundriss von 1 m Kantenlänge betrieben. Parallel dazu erfolgte eine Bodenluftabsaugung (BLA, SVE) in der oberen Grobsandsicht mit einem konstanten Fluss von 5 Nm^3/h. Über 300 Temperaturfühler und 35 korrosionsbeständige HTC-TDR-Sensoren[3] ermöglichten die Erfassung von Temperatur und Wassersättigung im Untergrund. Ferner wurden der Grundwasserspiegel sowie die Durchflüsse der BLA kontrolliert. Der Grundwasserspiegel wurde in den Versuchen variiert. In einigen Versuchsphasen wurde er konstant gehalten, indem das verdampfte und über die BLA entnommenen Grundwasser durch einen Zulauf ersetzt wurde. In anderen Versuchsphasen wurde durch das Abstellen dieses Zuflusses und die fortwährende Verdampfung von Wasser der Grundwasserspiegel kontinuierlich abgesenkt.

[3] high temperature and corrosion resistant – time domain reflectometry

6.2.3 Begleitende numerische Simulationen

Parallel zu den Experimenten wurden numerische Modellierungen von MK Tech Solutions, Inc. mit dem Programm STARS durchgeführt, um die physikalisch dominierenden, nicht-isothermen Prozesse in mathematischen Modellen abzubilden. Der von CMG, Ltd. of Calgary, Alberta, entwickelte und vertriebene Prozesssimulator STARS kann nicht-isotherme Prozesse in porösen Medien nachbilden. STARS wird üblicherweise zur Berechnung thermischer Prozesse bei Labor- und Feldanwendungen verwendet und ist u.a. in der Erdölindustrie im Rahmen der Lagerstättenbewirtschaftung weit verbreitet.

6.2.4 Entwicklung neuer Versuchseinbauten für die *VEGAS*-Großbehälter

Für die in den kommenden eineinhalb Jahren geplanten Sanierungsexperimente auf technischer Skala wurden zwei *VEGAS*-Großbehälter (3m x 6m x 4,5m und 6m x 6m x 4,5m [b x l x h]) entleert und für die zu untersuchenden Fragestellungen neue Versucheinbauten konzipiert. Hierzu wurden auch vergleichende numerische Berechnungen mit heran gezogen. Für die neuen Untersuchungen wurden u.a. geringer durchlässige Bodenschichten für den Sanierungsbereich konzipiert ($10^{-6} \leq k_f \leq 10^{-7}$ m/s) [MARK, 2004] sowie weitere messtechnische Ausstattungen und ergänzende Probenahmestellen vorgesehen. Der Umbau befindet sich derzeit in der Umsetzung.

6.3 Ergebnisse der Wärmetransportexperimente und Diskussion

6.3.1 2D-Küvetten-Experimente

Nach Einstellen des Grundwasserspiegels an der Oberkante der befüllten Küvette wurde das Heizelement in Betrieb genommen. Abb. 6.3 (links) zeigt die gemessene Temperaturausbreitung in einem mäßig durchlässigen Boden (k_f = 4.6 x 10^{-3} m/s) nach 1,5 Stunden Heizbetrieb mit einer konstanten Leistung von P = 1,5 kW.

Die numerische Simulation dieses Experiments ist in Abb. 6.3 (rechts) dargestellt. Hierbei lag dem mathematischen Modell die Annahme einer Anisotropie von vertikaler zu horizontaler Permeabilität von K_v / K_h = 0,25 zugrunde. Die Simulation erfolgte in einem 35 x 5 x 20 cm großen Küvettenausschnitt, wobei der Stahlrahmen und die gläserne Frontscheibe der Küvette als äußere Begrenzung im Modell wiedergegeben wurden. Der abgebildete, innere Bereich des wassergesättigten Sandes betrug 33 x 3 x 18 cm. Die Zu- und Abflussrandbedingungen wurden im numerischen Modell ebenso wie die Wärmeverluste von etwa 2 W/cm^2/K wiedergegeben. Die Kapillardruck-Sättigungs-Beziehungen wurden für sehr niedrige Sättigungen und hohe Kapillardrücke (13 MPa) erweitert, um einen Wasserfluss zu den Heizelementen hin simulieren zu ermöglichen.

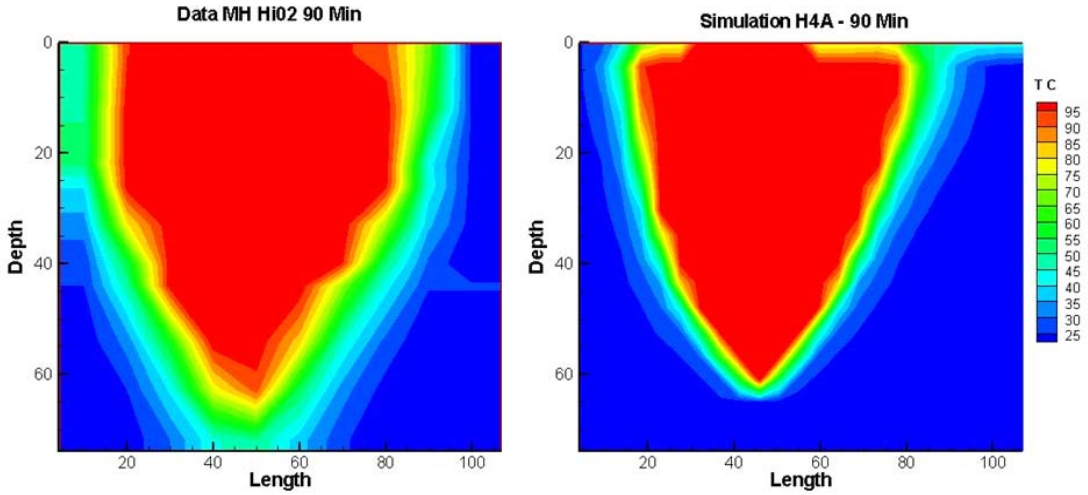


Abb. 6.3: Vergleich der Temperaturausbreitung in der 2-D Küvette im Experiment (links) und in der numerischen Simulation (rechts) (k_f = 4,6 x 10^{-3} m/s; P = 1.5 kW, K_v/K_h = 0.25, t = 1.5 h).

Abb. 6.3 verdeutlicht, dass der Übergangsbereich vom heißen, zentralen Bereich zu den kaum erwärmten Randbereichen im Experiment breit war, während sich in der numerischen Simulation eine deutlich dünnere thermische Grenzschicht einstellte. Ähnliche Ergebnisse ergaben sich bei Versuchen und Simulationen von weniger durchlässigen Böden. In Abb. 6.4 sind die Ergebnisse nach 27 stündigem Heizbetrieb mit einer konstanten Leistung von P = 0,24 kW in einem Feinsand dargestellt (k_f = 3,0 x 10^{-4} m/s). Wiederholungsversuche je Bodentyp (hohe, moderate und niedrige Permeabilität) zeigten eine gute Reproduzierbarkeit, wenngleich der Einbau einer homogenen Bodenschicht mit zunehmendem Feinkornanteil schwieriger wird (Abb. 6.4, links). Die höheren Temperaturen in der linken oberen Ecke des Experiments sind durch den dortigen Wasserabfluss (konvektiver Wärmetransport) bedingt.

Die gekoppelten Strömungs- und Wärmetransportvorgänge in einem Mehrphasensystem sind komplex, zumal die Spanne der Einflussfaktoren groß ist. Dennoch lassen sich aus den kleinskaligen Versuchen und Modellrechnungen einfache Aussagen zum Einflussbereich eines Heizelements (Wärmeausbreitungsfront als Funktion der Leistung und Zeit) in homogenen Böden unterschiedlicher hydraulischer Leitfähigkeiten ableiten.

Derzeit werden die Untersuchungen zur Quantifizierung der Effizienz einer Herdsanierung in der Küvette fortgesetzt.

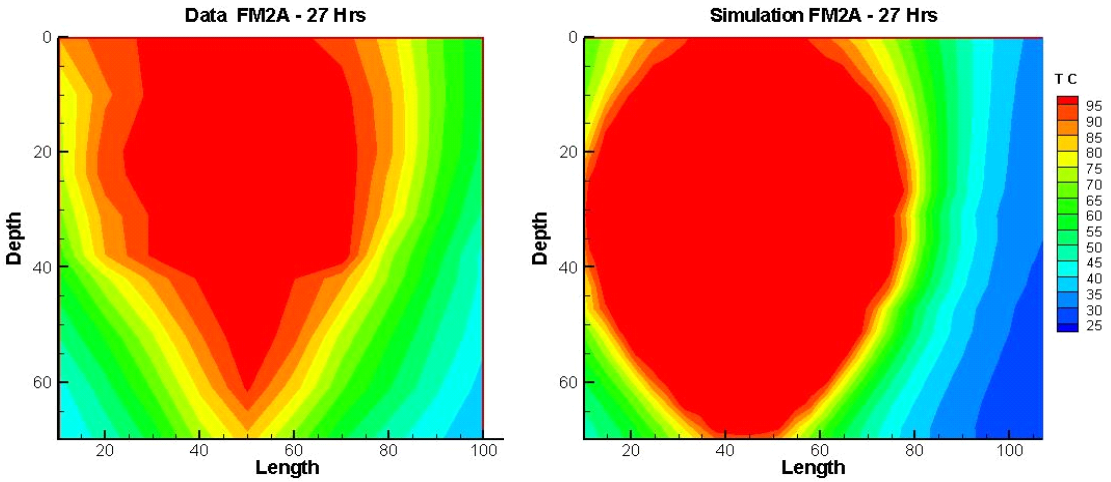


Abb. 6.4: Vergleich der Temperaturausbreitung in der 2-D Küvette im Experiment (links) und in der numerischen Simulation (rechts) (k_f = 3,0 x 10^{-4} m/s; P = 0,24 kW, K_v/K_h = 0.25, t = 27 h).

6.3.2 3D-Großbehälter-Experimente

Aus der Vielzahl der gewonnenen Daten werden im Folgenden einige wesentliche Effekte interpretiert. Nach dem Einstellen des Grundwasserspiegels wurden in einem Großbehälter zwei Wärmetransportexperimente durchgeführt.

Im ersten Versuch wurden 1 m lange Wärmequellen im Feinschichtgemisch mit einer Temperatur von 500 °C betrieben, wobei der Grundwasserspiegel konstant gehalten wurde. Innerhalb einer Woche wurden im zentralen Bereich zwischen den Heizelementen Temperaturen von etwa 80 °C erreicht. Anschließend wurden die Heizelemente ausgeschaltet und die Abkühlungsphase überwacht.

Vor Beginn des zweiten Experiments im gleichen Behälter wurden die Wärmequellen durch 1,5 m lange Heizelemente ersetzt (Abb. 6.2). In der ersten Phase dieses Experimentes erfolgte kein Grundwasserzufluss, so dass infolge der Untergrunderwärmung und der Verdampfung von Wasser sowie der kontinuierliche Entnahme von Wasserdampf über die BLA der Grundwasserspiegel kontinuierlich sank. In Abb. 6.5 sind die Temperaturen und Wassersättigungen entlang des Schnitts A-A‘ (Abb. 6.2) in der Höhenlage 2,8 m über Grund (m ü.G.) exemplarisch dargestellt.

Die höchsten Temperaturen wurden erwartungsgemäß in der Mitte zwischen den Heizelementen und im oberen Bereich des Feinschichtgemisches gemessen. Temperaturen > 100 °C deuten auf die Bildung von Wasserdampf in diesen Bereichen hin, was zu einer Entwässerung der vormals vollständig gesättigten Zone führte. Mit fortschreitender Versuchszeit wuchs der erwärmte Bereich und der Bereich, in dem der Siedepunkt von Wasser erreicht wurde, kontinuierlich an (Abb. 6.5 von links nach rechts betrachtet).

Einhergehend mit der einsetzenden Verdampfung von Wasser erfolgte eine Trocknung des Bodens. Gleichzeitig wurde über Kapillarkräfte Wasser aus den Randbereichen in den zentralen Bereich transportiert (sog. Heat-Pipe-Effekt). Die Sättigungszunahme etwa am 25. Versuchstag war durch eine kurzfristige Unterbrechung des Heizbetriebs bedingt. Etwa nach sechs Wochen (42. d) setzte aufgrund des gesunkenen Grundwasserspiegels (2,5 m ü.G.) eine beschleunigte Entwässerung ein, so dass die Wassersättigung in der Höhe 2,8 m ü.G. nach 65 d ungefähr 60 % betrug. Sie lag damit im Bereich der Sättigungen, die nach Sanierungen an Feldstandorten gemessen wurden [LA CHANCE ET AL., 2004, 2006].

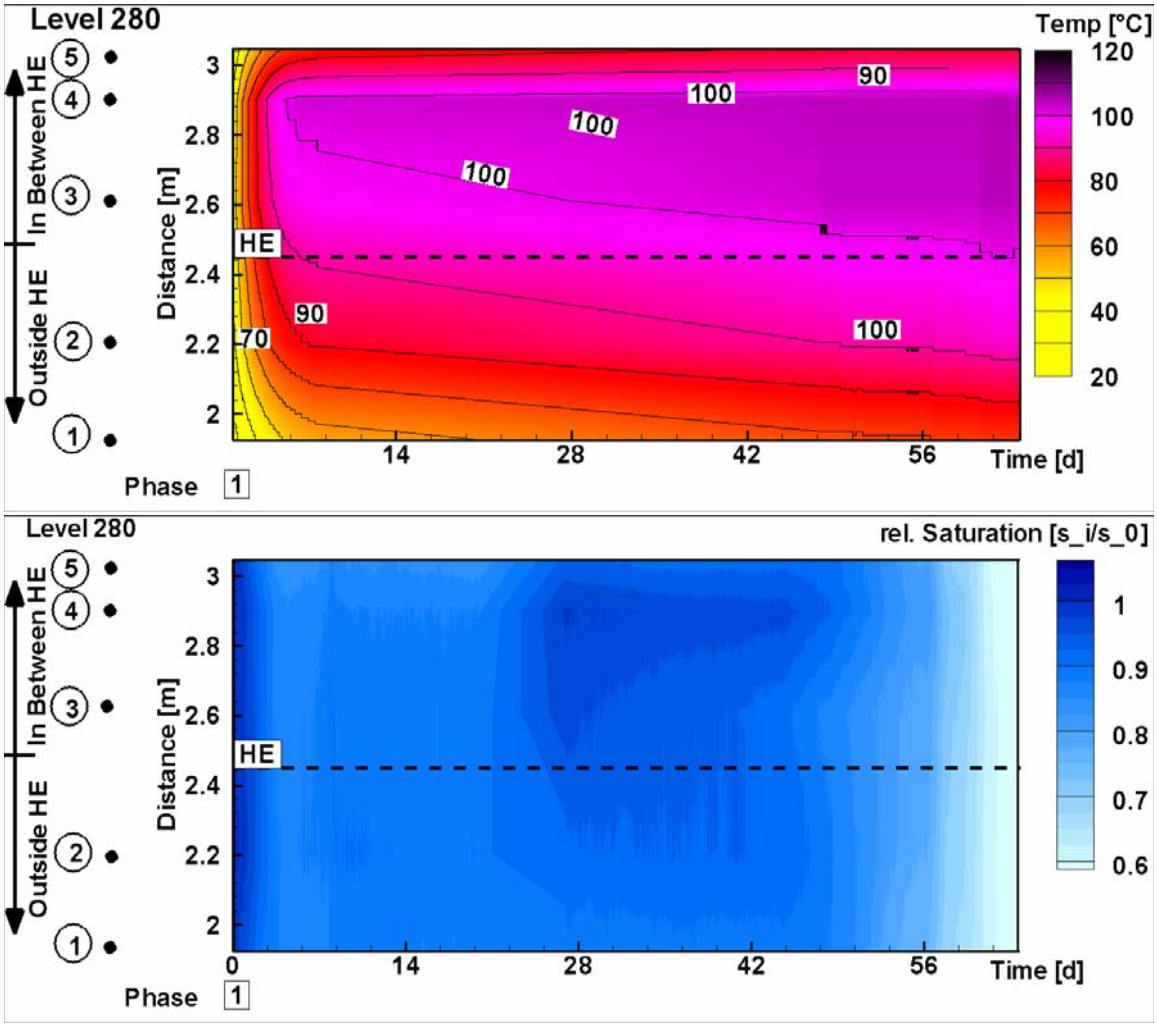


Abb. 6.5: Änderungen der Temperaturen (a) und der Wassersättigungen (b) in der Höhe 280 cm über Grund im Großbehälter
Diese Höhe lag 20 cm unter der Oberkante des FSG, *© Uwe Hiester*

Die Versuchsergebnisse dienten u.a. zum wichtigen Abgleich mit den numerischen Simulationen und zum Design der neuen Versuchsaufbauten. Über diese wird im Zusammenhang mit den bevorstehenden Sanierungsexperimenten ausführlich berichtet werden.

6.4 Danksagung

Dem Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP) sei herzlich für die Finanzierung dieser Forschung gedankt.

6.5 Literatur

Hiester, U., H.-P. Koschitzky, O. Trötschler, A. Färber, Baker, R.S., J.C. LaChance, G. Heron, and M. Kuhlman. 2006. “Thermal Well Operation in the Saturated Zone – New Options for DNAPL Remediation.” J. Land Contamination and Reclamation. 14(2):615-619. Excerpts reprinted by permission of EPP Publications, Ltd., London.

Hiester, U., T. Theurer, A. Winkler, and H.-P. Koschitzky. 2002. “Large-scale Experiments to Develop a Thermally Enhanced Remediation Technology.” Proceedings of the Third International Conference in Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Monterey, USA, May 22-26, 2002. Battelle, Columbus, OH.

LaChance, J.C., R.S. Baker, J.P. Galligan, and J.M. Bierschenk. 2004. “Application of ‘Thermal Conductive Heating/In-Situ Thermal Desorption (ISTD)’ to the Remediation of Chlorinated Volatile Organic Compounds in Saturated and Unsaturated Settings.” Paper 2B-21, in: A.R. Gavaskar and A.S.C. Chen (Eds.), Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds—2004. Proceedings of the Fourth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds (Monterey, CA; May 2004). ISBN 1-57477-145-0, Battelle Press, Columbus, OH, www.battelle.org/bookstore

LaChance, J.C., G. Heron, R.S. Baker, J.M. Bierschenk and A. Jones. 2006. “Verification of an Improved Approach for Implementing In-Situ Thermal Desorption for the Remediation of Chlorinated Solvents.” Paper F-32, in: Bruce M. Sass (Conference Chair), Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds—2006. Proceedings of the Fifth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds (Monterey, CA; May 2006). ISBN 1-57477-157-4, Battelle Press, Columbus, OH, www.battelle.org/bookstore.

Li, J. 2004. Experimental Investigation on Thermally Induced Buoyancy Flow in Porous Media, Masters Thesis, University of Stuttgart, Institute of Hydraulic Research, Thesis-supervision Arne M. Färber, Olaf A. Cirpka, Stuttgart, Germany.

Mark, J. 2005. Permeability and Grain Size Relationships, M.S. Thesis, Earth Science Department, Göteborg University, Sweden.

Stegemeier, G.L., and H.J. Vinegar. 2001. “Thermal Conduction Heating for In-Situ Thermal Desorption of Soils.” In C. Oh (Ed.), Hazardous and Radioactive Waste Treatment Technologies Handbook, pp. 1-37. CRC Press, Boca Raton, FL.

Udell, K.S. 1985. “Heat transfer in porous media considering phase change and capillarity - the heat pipe effect.” International Journal of Heat and Mass Transfer, 28: 485-494.

7 Dampf-Luft-Injektion in die gesättigte Zone: Pilotanwendung zur Sanierungsplanung an einem innerstädtischen Standort im Rheintal

Oliver Trötschler, Hans-Peter Koschitzky, *VEGAS*, Universität Stuttgart
Steffen Ochs, IWS, Universität Stuttgart, Stephan Denzel, dplan GmbH, Karlsruhe
Kai Stöckl, Stadt Karlsruhe

7.1 Einleitung

Grundwasserschäden, die durch chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) hervorgerufen werden, sind zumeist durch lange Schadstofffahnen im Abstrom gekennzeichnet und mit marktgängigen Sanierungsverfahren kaum oder nur in langen Zeiträumen sanierbar. Eine nachhaltige Sanierung erfordert die Entfernung der Schadensherde. Auf Grund ihrer hohen Dichte (DNAPL: Dense Non Aqueous Phase Liquid) befinden sich CKW-Schadensquellen entweder in oder auf Schichten von Grundwasserleitern mit geringer Durchlässigkeit (z.B. Schluff-, Tonschichten), am Grund eines Aquifers auf dessen Stauer oder bedingt durch den Eintrag fein verteilt im Aquifer. Schadensherde, die durch chemische Reinigungen verursacht wurden sind zumeist erschwert zugänglich, da diese i.d.R. in überbauten, innerstädtischen Bereichen liegen. Mit dem bei *VEGAS* entwickelten und zwischenzeitlich praxiserprobten thermischen In-Situ-Sanierungsverfahren mittels Dampf-Luft-Injektion in die gesättigte Zone können derartige Schadensherde im Falle mittlerer Durchlässigkeiten des Aquifers binnen weniger Monate in hohem Maße effektiv entfernt werden (KOSCHITZKY ET AL., 2003) .

7.2 Veranlassung und Zielstellung

Im Auftrag der Stadt Karlsruhe vertreten durch die Dienststelle für Umwelt- und Arbeitsschutz wurde auf einem Teilbereich eines innerstädtischen Standorts eine Pilotanwendung des In-situ-Sanierungsverfahrens der Dampf-Luft-Injektion zur Dekontamination eines Grundwasserschadenfalls mit Perchlorethen (PCE) durchgeführt. Die fachliche und ingenieurstechnische Begleitung der Maßnahme erfolgte durch das Ingenieurbüro dplan GmbH, Karlsruhe. Die Pilotierung erfolgte mit dem Ziel der Bestimmung der Dampf- und Wärmeausbreitung in der gesättigten Bodenzone, sowie dem Nachweis der Anwendbarkeit und Effizienz des In-situ-Sanierungsverfahrens am Standort. Aufbauend auf den ermittelten Daten zur Reichweite, der erforderlichen Dampf-Luft-Injektionsrate und des Zeitraums zur Erwärmung und Dekontamination des Pilotierungsfeldes, sollte die Auslegung der Gesamtsanierung einschließlich der Bestimmung

der Kosten erfolgen. Die Pilotierung erfolgte im Rahmen einer laufenden Sanierungsuntersuchung und wurde über Fördermittel des Altlastenfonds Baden-Württemberg finanziert.

7.3 Standortbeschreibung

Unter den Räumlichkeiten einer ehemaligen chemischen Reinigung befindet sich das Schadenszentrum einer Kontamination der ungesättigten und gesättigten Zone mit chlorierten Kohlenwasserstoffen (vornehmlich PCE).

Der Grundwasserspiegel liegt im Bereich zwischen 3 - 3,5 m u. GOK. Die Grundwasserfließrichtung schwankt saisonal zwischen westlicher und südwestlicher Richtung. Der Bodenaufbau besteht aus Auffüllungen bis ca. 1,5 m u. GOK, sandigem Schluff mit eingelagerten schluffigen Feinsandschichten ($K_f < 1 \times 10^{-5}$ m/s) bis ca. 2,5 m u. GOK, schluffigem Feinsand bis ca. 4 m u. GOK ($K_f \sim 5 \times 10^{-5}$ m/s). Darunter stehen Fein- und Mittelsande bis 7 m u. GOK ($K_f \sim 0{,}8 - 3 \times 10^{-4}$ m/s), Mittel- und Grobsande, kiesig bis 8 m u. GOK: ($K_f \sim 0{,}5 - 2 \times 10^{-3}$ m/s) und Kieslagen ($K_f \sim 3 - 8 \times 10^{-3}$ m/s) bis zu einer Teufe von ca. 10 m an.

Durch Messungen der Bodenluft konnte in den letzten Jahren das Schadenszentrum in der ungesättigten Zone räumlich eingegrenzt werden. Die Kontamination reicht in westlicher Richtung ca. 5 m außerhalb der Gebäudegrundfläche, in südlicher Richtung sind dies ca. 1 – 2 m (Ort der Pilotinjektion: südwestliche Hausecke, siehe Abb. 7.1). Die vertikale Ausdehnung der Kontamination konnte durch Grundwassermessungen auf ca. 6 – 7 m u. GOK eingegrenzt werden.

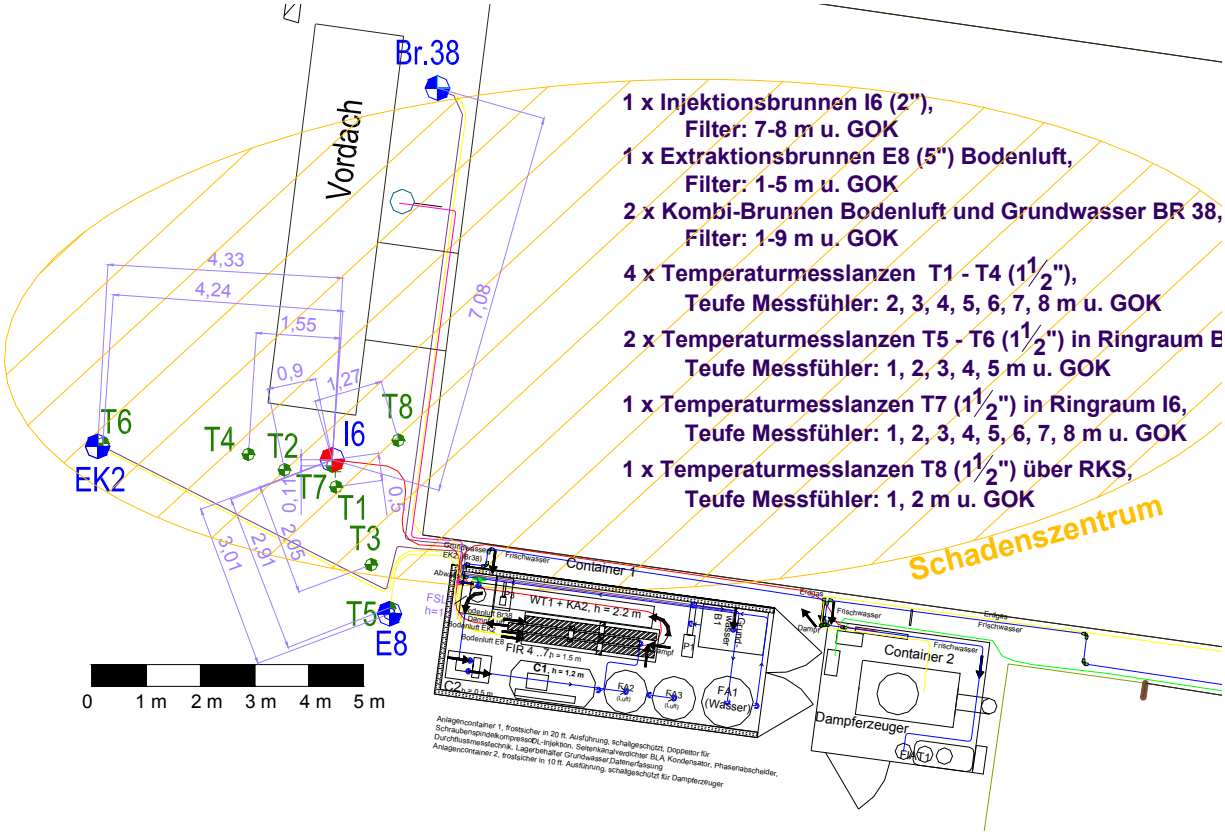


Abb. 7.1: Lageplan des Pilotierungsfeldes

Die im Rahmen der Bohrmaßnahmen zur Pilotsanierung angetroffenen hohen Konzentrationen an PCE in den Bodenproben aus der ungesättigten Zone, von bis zu 3.800 mg/kg Boden (1 – 2,5 m u. GOK), aus dem Grundwasserwechselbereich (um 3 – 4 m u. GOK) mit bis zu 850 mg/kg, sowie dem oberen Bereich des Grundwasserleiters (4 – 5 m Teufe) mit 70 mg/kg, bzw. 6 mg/kg (5 – 6 m Teufe) und darunter liegend < 1 mg/kg lassen auf eine vertikale Verteilung der Schadstoffe bis zu einer Teufe von ca. 5 m schließen, wobei der Hauptanteil in der ungesättigten Zone liegt. Konzentrationen von bis zu 40 - 60 mg/l CKW im Grundwasser zu Beginn der Pilotierung sind ein deutlicher Hinweis auf das Vorliegen residualen Schadstoffs in räumlicher Nähe.

Abb. 7.2: Bohrarbeiten zur Installation des Injektionsbrunnens

7.4 Sanierungstechnologie „Dampf-Luft-Injektion in die gesättigte Zone“

Die Sanierungstechnologie basiert auf der Injektion eines Wasserdampf-Luft-Gemisches in die gesättigte Zone unterhalb des Schadenszentrums. Die Schadstoffe werden infolge der sich um die Injektionsbrunnen im Idealfall radialsymmetrisch ausbreitenden Dampf- und Wärmefronten verdampft (in die Gasphase übergeführt) und in kältere Bereiche transportiert (Kondensation, Mobilisation). Die mit dem Dampf injizierte Luft führt als inertes Trägergas zur Vermeidung einer Akkumulation und einer nach unten gerichteten Mobilisierung der CKW und trägt die Kontaminanten gasförmig in Richtung der ungesättigten Zone aus. Im Gegensatz zur Luftausbreitung beim Air-sparging (fingering) im Grundwasser, entwickelt sich die Ausbreitungsfront des injizierten Dampf-Luft-Gemisches aufgrund der Wärmeabgabe des heißen Wasserdampfs an den Boden homogener und langsamer. Die gasseitige Entfernung der Schadstoffe erfolgt über eine Bodenluftabsaugung aus der ungesättigten Bodenzone. Mit Erwärmung der gesättigten Zone erfolgt auch eine erhöhte Lösung der Schadstoffe im Grundwasser. Der Betrieb einer Grundwasserhaltung sichert hierbei die Entnahme der wassergelösten Schadstoffe und schützt vor einer abstromigen Verfrachtung.

Weitere Merkmale der Sanierungstechnologie sind neben einer Temperaturüberwachung im Sanierungsgebiet zur optimalen und zeitnahen Kontrolle und Steuerung der Sanierung eine aufwändige Anlagentechnik zur Erzeugung des injizierten Dampf-Luft-

Gemischs, zur Grundwasserentnahme und –behandlung und zur Bodenluftabsaugung und –behandlung der heißen Gase. Der rasche zeitliche Ablauf der thermischen Sanierung bedingt zudem eine tägliche Überwachung des Schadstoffaustrags, der Dampfausbreitung und der wichtigsten Prozessgrößen der Anlagentechnik. Aus diesem Grunde wird zumeist eine Fernüberwachung über ein Datenerfassungssystem mit Gasmesstechnik (GC-PID o.ä.) und Temperaturmesstechnik eingesetzt.

7.5 Verlauf der Pilotanwendung zur thermischen Dekontamination

Phase 1: Bodenluftabsaugung und Grundwasserhaltung (1 Woche)

Zu Beginn wurde eine Grundwasserhaltung am Brunnen EK2 und E8 (s. Abb. 7.1) mit je 0,5 m³/h betrieben. Über die Brunnen EK2, E8 und Br38 wurde Bodenluft mit einem Gesamtmassenstrom von ca. 60 m³/h gefördert. Insgesamt wurde ca. 70 kg PCE über die Bodenluft entfernt, s. Abb. 7.4.

Phase 2: Bodenluftabsaugung, Grundwasserhaltung und Air-Sparging (1 Woche)

Zur Bestimmung des maximalen Stoffaustrags mittels Air-Sparging wurde zusätzlich zum Betrieb der Bodenluftabsaugung und der Grundwasserhaltung (s.o.) über den Injektionsbrunnen I6 (s. Abb. 7.1) ein Luft-Volumenstrom von ca. 20 m³/h in den Aquifer injiziert. Während dieser „Air-Sparging-Phase“ wurden ca. 33 kg PCE über die Bodenluft entfernt, s. Abb. 7.4.

Phase 3: Dampf-Luft-Injektion (DLI) (4 Wochen)

Entsprechend der Schadstofflage und den anstehenden Bodenschichten erfolgte die Injektion des Dampf-Luft-Gemisches zwischen 7 – 8 m u. GOK über den Injektionsbrunnen I6. Die Bestimmung und Kontrolle der Ausbreitung der Wärmefront erfolgte über die Temperaturmesslanzen T1 – T8, die mit Temperaturfühlern in unterschiedlichen Teufen (alle 1 m) ausgestattet sind, s. Abb. 7.1.

Startphase DL-Injektion

Die Injektionsrate lag in den ersten beiden Tagen bei 180 kg/h Sattdampf vermischt mit max. 20 Nm³/h Luft. Die injizierte Leistung lag bei ca. 135 kW. Die Bodenluftabsaugung erfolgte über die drei Extraktionsbrunnen Br38, EK2 und E8. Zur Deckung des Kühlwasserbedarfs zur Kondensation der extrahierten heißen Bodenluft wurde außerhalb der „thermischen Reichweite“ des Injektionsbrunnens verstärkt Grundwasser aus Br38 gefördert (ca. 1,5 m³/h).

Die PCE-Konzentration der extrahierten Bodenluft, die mittels eines GC-PID im Stundentakt bestimmt wurde, stieg von anfänglich 1,4 g/m³ auf 2,1 g/m³ an. Die Dampfaus-

breitung erfolgte sehr rasch in der gesättigten Zone im Bereich zwischen 8 und 5 m u. GOK, s. Abb. 7.3.

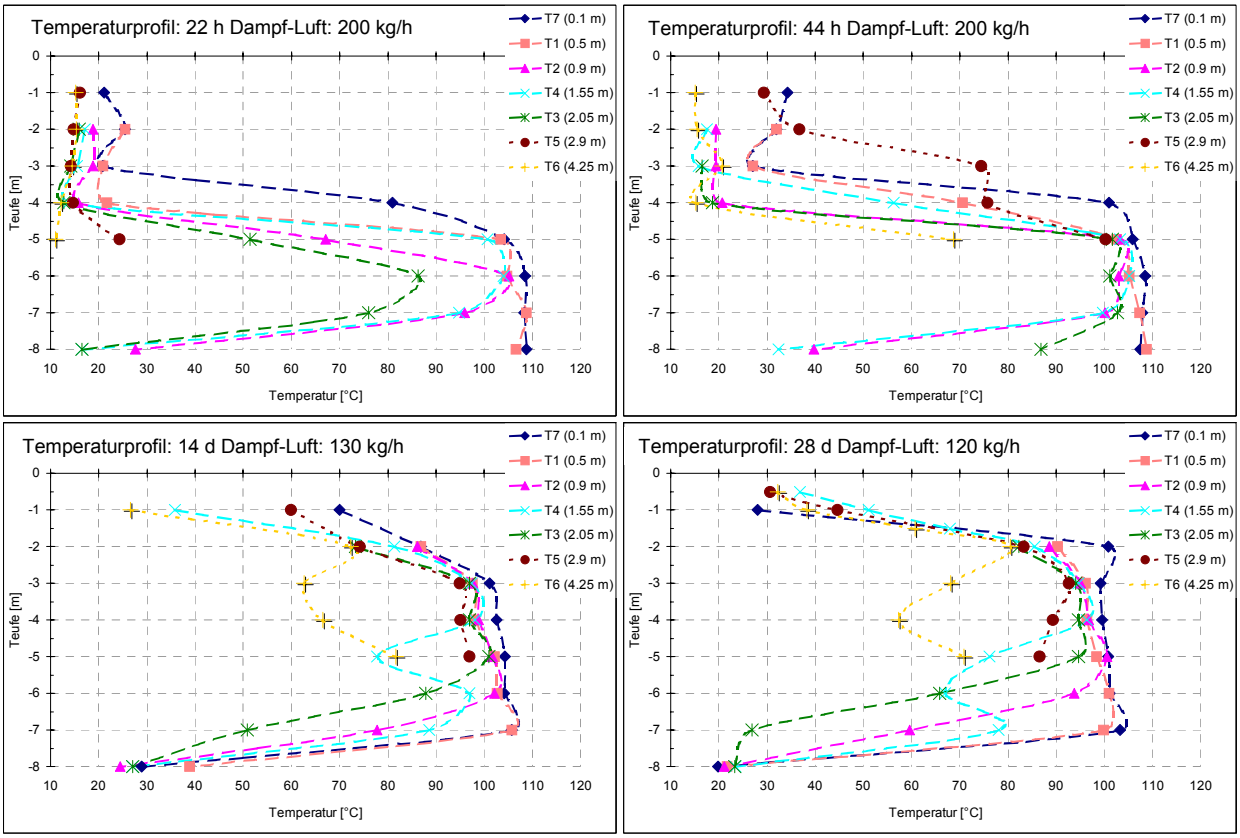


Abb. 7.3: Wärmeausbreitung während der Dampf-Luft-Injektion

Reduzierung der Injektionsleistung (2 Tage DLI)

Infolge der starken horizontalen Dampfausbreitung zwischen 4 – 8 m u. GOK und einer Reichweite von ca. 4 m Radius (s. Abb. 7.3, rechts oben) in Bereiche außerhalb des messtechnisch erfassten Gebietes, wurde die Dampfrate bereits nach 2 Tagen annähernd halbiert (100 kg/h Dampf und 25 m³/h Luft). Gleichzeitig wurde die Extraktionsrate an EK2 verdoppelt (PCE-Gehalte bis zu 8 g/m³ Bodenluft). Die Konzentrationen in der extrahierten Bodenluft stiegen auf Werte um 3 g/m³ an.

Reduzierung Dampfrate (21 Tage DLI)

Nach ca. 14 Tagen lag eine konstante Temperaturausbreitung im Bereich zwischen 3 – 8 m Teufe, also dem sandigen Aquifer, vor (Abb. 7.3). Die darüber anstehenden Schluffschichten wurden durch konduktive Wärmeleitung infolge der Unterströmung mit Dampf weiterhin erwärmt. Aufgrund der hohen PCE-Austräge aus dem Bereich der Schluffschicht wurde die Dampf-Luft-Injektion mit verringerter Dampfrate (100 kg/h) und konstanter Luftrate weiter betrieben. Während der Dampf-Luft-Phase wurden ca. 194 kg PCE über die Bodenluft entfernt, s. Abb. 7.4.

Phase 4: Abkühlungsphase (ca. 6 Wochen)

Nach Erreichen stationärer Verhältnisse der Wärmeausbreitung im Bereich unterhalb 2 m u. GOK (unterer Bereich, Schluffschichten), bzw. nach 4 Wochen Dampf-Luft-Injektion, wurde die Dampfinjektion ausgeschaltet (Abkühlphase). Eine Woche lang wurde die Luftinjektion weiter betrieben, um ggf. auskondensierte Schadstoffe zu erfassen.

Nach vier Wochen Abkühlphase wurde die Grundwasserförderung an EK2 eingestellt. Die PCE-Konzentrationen des Grundwassers aus EK2 lagen zu diesem Zeitpunkt um 1 mg/L, der Anfangswert lag zwischen 30 - 60 mg/L. Zum Ende der Abkühlphase genommene Grundwasserproben zeigten eine weitere Reduzierung der PCE-Konzentration an EK2 mit Werten um 0,7 mg/L, wohingegen die PCE-Konzentrationen in Br38, also einem Bereich, der durch die Dampf-Luft-Injektion nicht erfasst wurde, annähernd unverändert um 0,1 mg/L lagen.

Während der Abkühlphase wurden insbesondere innerhalb der ersten Woche mit Weiterbetrieb der Luftinjektion erhebliche Mengen an PCE, ca. 140 kg, aus der ungesättigten Zone (Schluff mit überlagertem Sand) entfernt, s. Abb. 7.4. Die Temperaturen lagen noch oberhalb 55°C im oberen Bereich der Schlufflinsen (1,5- 2,0 m u. GOK) und oberhalb 65°C im unteren Bereich der Schlufflinsen (2,0 – 3,0 m), also in Nähe der Kapillarzone und führten zur weiteren Schadstoffverdampfung.

Die Extraktionsleistung und Konzentration an PCE in der Bodenluft fielen während der Air-Sparging Phase stark ab, auf Werte um 1,5 g PCE /m³. Nach dem Ausschalten der Luftzugabe fielen die Konzentrationen kontinuierlich mit fortschreitender Abkühlung des Sanierungsfeldes auf Werte um 0,3 g/m³ ab.

Nach Ausschalten der Anlage wurden Bodenproben bis 3 m u. GOK im Abstand von 1,5 bzw. 3 m vom Injektionsbrunnen genommen. Diese zeigten Maximalwerte um 5 mg PCE je kg Boden im Bereich bis ca. 1,2 m u. GOK. Die PCE-Konzentrationen im Boden lagen vor Beginn der Maßnahme im Bereich von mehreren „g/kg“, also 1.000-fach höher.

Verfahrensbedingt wurde der Großteil der Schadstoffe über die Bodenluft ausgetragen, ca. 440 kg. Abb. 7.4 zeigt den Vergleich der mittels GC-PID online gemessenen Konzentrationen mit den im Rahmen der Fremdüberwachung von dplan direkt genommenen Gasproben. Die Gasproben wurden im Labor ausgewertet und zeigen tendenziell geringere Konzentrationen als die online bestimmten Werte.

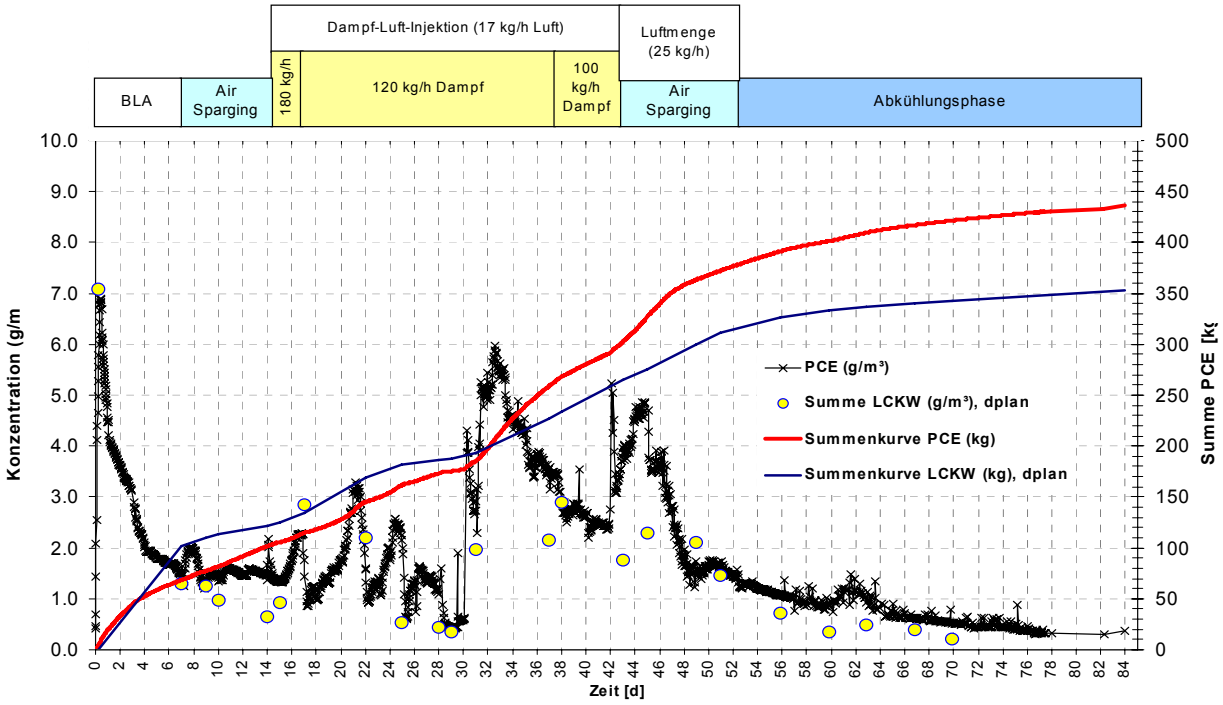


Abb. 7.4: PCE-Austrag über die Bodenluftabsaugung

Minderbefunde in den Laborproben können aufgrund der Probenahme unter erschwerten Bedingungen (warme, feuchte Luft mit hohen Konzentrationen) hervorgerufen werden. Kurzzeitige, bzw. mehrtägige Vorgänge, insbesondere Austragsspitzen (Tag 32 – 37, Abb. 7.4) konnten durch die manuellen Proben nicht abgedeckt werden.

Der Schadstoffaustrag über das Grundwasser war mit ca. 9,5 kg PCE und einem geförderten Volumen von über 3.200 m³ vergleichsweise gering.

Nach Bilanzierung der erfassten Energieflüsse kann der Energieeintrag während der Dampf-Luft-Injektion zu 60.000 kWh ermittelt werden. Es wurden ca. 450 m³ Boden behandelt. Der Energieaustrag über die betriebene Grundwasserhaltung lag bei ca. 11.600 kWh, dies sind 19 % der gesamten injizierten Energie. Der Wärmeaustrag über die Bodenluftabsaugung lag um 9.000 kWh, dies sind 15 % des Energieeintrags. Der Großteil der Energie, über 60 % wurde an die Umgebung (Boden, Grundwasser, Atmosphäre) als Wärmeverluste abgegeben.

7.6 Planung der Gesamtsanierung

Basierend auf der bisherigen Erkundung und den zusätzlich gewonnenen Informationen im Rahmen der Pilotierung hinsichtlich Lage und Ausdehnung der Schadstoffquelle, der Schichtenlagerung und der Durchlässigkeit des Aquifers, konnte nach der erfolgreichen Anwendung der DL-Injektion die Gesamtsanierung des Geländes unterhalb

des Gebäudes und westlich davon geplant und die Sanierungskosten abgeschätzt werden.

Ziel der thermischen Sanierung im Schadenszentrum (s. Abb. 7.1) ist:

- die Erwärmung des Untergrunds in einer Tiefe von ca. 5 – 6 m unter GOK auf Temperaturen > 92 °C (Eutektische Temperatur eines PCE-Wasserdampf-Gemischs),
- die Erwärmung der Schluffschichten im Bereich von ca. 1 – 3 m u. GOK auf Temperaturen um 50°C,
- die Entfernung der Schadstoffe in Gasform aus dem Sanierungsfeld auf die behördlich festgelegten Sanierungszielwerte bei gleichzeitiger Grundwasserhaltung.

Grundsätzlich ist aus ökonomischen Gründen eine sequenzielle Dekontamination der gesamten Fläche in Grundwasserströmungsrichtung vorgesehen. Die Zeitdauer der Sanierung jedes der vier Teilabschnitte (DL-Injektion) wird über Bestimmung der Wärmeausbreitung und Verlauf des Schadstoffaustrags festgelegt. Jeder Teilbereich ist mit zwei Injektionsbrunnen ausgestattet, die als Schrägbohrungen unter dem genutzten Gebäude abgeteuft werden. Neben zehn Bodenluftbrunnen um das Gebäude (Vertikalbrunnen) verteilt soll ein horizontal zu bohrender Bodenluftbrunnen (Teufe 3 m) entlang der Mittelachse des Gebäudes zur gesicherten Schadstofferfassung betrieben werden. Zur Überwachung der Wärmeausbreitung im Untergrund unter dem Aspekt der Sanierungssteuerung und Visualisierung des Sanierungsverlaufs sollen insgesamt mehr als 100 Temperatursensoren über sogenannte Temperaturlanzen installiert werden.

Als „thermische Reichweite“ kann eine radiale Dampfausbreitung von vier Metern mit einer Injektionsrate von ca. 160 kg Sattdampf je Injektionsbrunnen angesetzt werden. Die anhand der Pilotierung bestimmte Gesamtdauer für die Sanierung liegt bei ca. 15 Monaten. Die eigentliche DL-Injektion soll über 6 Monate betrieben werden. Die Abkühlphase liegt bei ca. 6 – 8 Wochen. Die Anlagenlaufzeit soll 8 Monate betragen. Die Restzeiten sind für Bohrarbeiten, Vorbereitung des Sanierungsfeldes, Anlagenauf- und –abbau, sowie Wiederherstellen des Sanierungsfeldes in den ursprünglichen Zustand anzusetzen.

Die Kosten für die Bohrmaßnahmen, die Aufstellung, Miete und den Betrieb der Sanierungsanlage wurden durch dplan im Rahmen einer Sanierungsuntersuchung (SU) ermittelt. Analog konnten die Betriebskosten (Personalkosten, Wartung) abgeschätzt werden. Die Verbrauchskosten (Aktivkohle, Frischwasser, Gas, Strom) wurden entsprechend der Sanierungszeit und den örtlichen Tarifen bestimmt und zusammengefasst.

Tab. 7.1: Zusammenstellung der Sanierungskosten

	Kosten netto [EUR]
Sanierungskosten	**320.000,-**
-Investitionskosten (Erschließung, Anlage, Messtechnik)	**210.000,-**
- Betriebskosten (Personal, Wartung)	**45.000,-**
- Verbrauchskosten (Aktivkohle, Strom, Gas)	**65.000,-**
Bohrkosten	**115.000,-**
- Schräg- und Vertikalbohrungen Brunnen	**48.000,-**
- Horizontalbrunnen	**20.000,-**
- Temperaturlanzen	**47.000,-**
Ausführungsplanung und Bauleitung (Unvorhergesehenes)	**80.000,-**
Summe	**515.000,-**

Die im Rahmen der SU ermittelten Kosten für eine Grundwassersanierung (Pump&Treat) mit Reinfiltration des gereinigten Grundwassers sowie Kombination mit einer Bodenluftabsaugung betragen bei einer Laufzeit von 20 Jahren rd. 1 Mio. € (Projektkostenbarwert). Das Risiko des tatsächlichen Sanierungszeitraums von Pump&Treat-Maßnahmen bleibt bestehen. Insofern stellt sich die thermische Sanierung mittels Dampf-Luft-Injektion sowohl zeitlich, als auch ökonomisch als sinnvolle Variante dar, wie auch bereits an andere Stelle schon bestätigt wurde (HIESTER ET AL., 2005).

7.7 Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen einer Sanierungsuntersuchung / Sanierungsvorplanung eines CKW-Schadens wurde eine dreimonatige Pilotanwendung mittels Dampf-Luft-Injektion zur thermischen Dekontamination im Randbereich des Schadenszentrums durchgeführt.

Die standortspezifische Reichweite der Dampfausbreitung mit mindestens 3 m Radius und einer Injektionsrate von ca. 180 kg/h Dampf konnte bestimmt werden. Über einen Zeitraum von 4 Wochen wurde diese Ausbreitung mit einer Rate von ca. 120 kg/h Sattdampf und 20 kg/h Luft aufrechterhalten, um über Konduktion den stark kontaminierten Kapillarsaum, bzw. die anstehenden Schluffschichten der ungesättigten Bodenzone weitestgehend zu dekontaminieren. Insgesamt konnten ca. 450 kg PCE entfernt werden.

Die Kostenschätzung der erforderlichen Sanierung des gesamten Schadensbereichs ergab finanzielle und zeitliche Vorteile gegenüber einer klassischen Grundwassersa-

nierung (Pump&Treat) mit Bodenluftabsaugung. Mit einer Entscheidung zur Anwendung des Verfahrens wird im Herbst 2006 gerechnet.

7.8 Danksagung

Die Implementierung neuer Sanierungstechnologien ist nur durch eine enge Zusammenarbeit mit der Verwaltung und Ingenieurbüros möglich, die bereit sind, innovative Ansätze zu verfolgen. Hierfür sei den Beteiligten herzlich gedankt.

7.9 Literatur

Hiester, U., Koschitzky, H.-P., 2005: Thermische In-situ-Sanierungen: Ökologische und ökonomische Vorteile der Verfahren TUBA und THERIS, Altlastensymposium, GAB, 06.-07. Juni 2005

Koschitzky, H.-P., Färber, A., Trötschler, O., Steidinger, S., 2003: Thermisch unterstützte In-situ-Sanierung der Untergrundverunreinigung durch Perchlorethylen (PCE) auf dem ehemaligen Betriebsgelände "Werk III" der Mettler-Toledo (Albstadt) GmbH in Albstadt-Ebingen, Zollernalbkreis 12/2003. – Abschlußbericht, Technischer Bericht TB 2004/16, Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, *VEGAS*

8 Fortschritte bei der Entwicklung eines prognosefähigen numerischen Modells zur Simulation der Dampfinjektion in die gesättigte Bodenzone

Steffen Ochs, Holger Class, Rainer Helmig, LH^2, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart
Oliver Trötschler, *VEGAS*, Universität Stuttgart

8.1 Motivation

Verunreinigungen des Bodens und Grundwassers durch chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW) sind im Allgemeinen als besonders problematisch einzustufen. Auf Grund der geringen Wasserlöslichkeit, des moderaten Dampfdrucks und der meist ungenügenden biologischen Abbaubarkeit von CKW führen solche Verunreinigungen zu einer Langzeitkontamination von Boden und Grundwasser. Deshalb wurden in den letzten Jahren eine Reihe innovativer Methoden zur Sanierung solcher Schadstoffherde entwickelt z.B. thermische / thermisch-unterstützte Verfahren. Dabei wird thermische Energie, in Form von Dampf oder durch feste Wärmequellen, in den Untergrund eingeleitet (siehe Abb. 8.1).

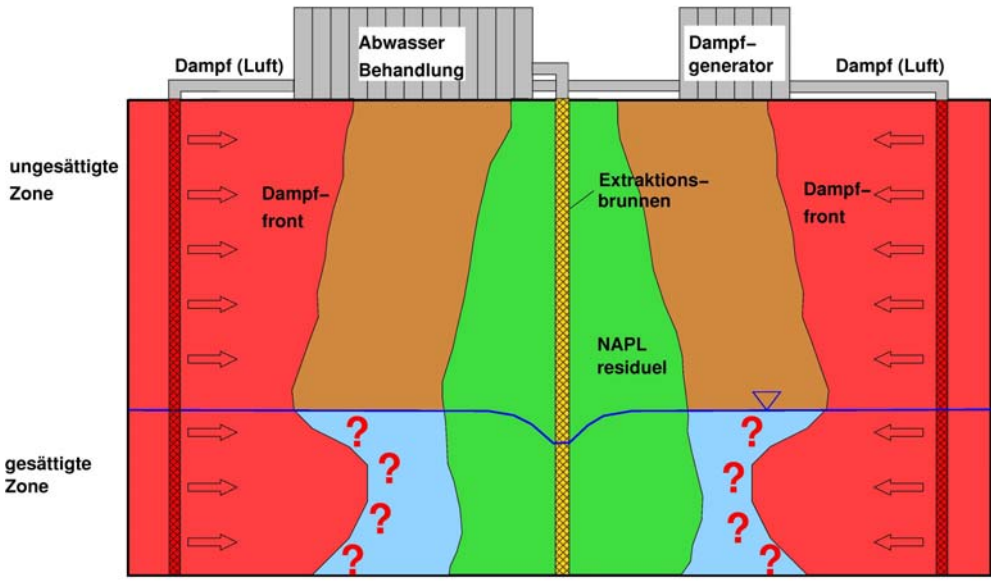


Abb. 8.1: Schema einer Dampfinjektion in die gesättigte und ungesättigte Bodenzone

Durch die Erhöhung der Temperatur und somit der Mobilität der Schadstoffe können relativ kurze Sanierungszeiträume im Vergleich zu konventionellen Verfahren (z.B.

Pump & Treat) realisiert werden. Das Verfahren der Dampfinjektion wurde in der ungesättigten Zone bereits mehrfach erfolgreich eingesetzt ([Färber:1997], [Betz:1998]). Kontaminationen mit CKW's reichen jedoch häufig bis in die gesättigte Zone. Dort ist die Ausbreitung der Dampffront, und somit die maximale Reichweite des Injektionsbrunnens, unter anderem stark von der injizierten Dampfmenge und der hydraulischen Durchlässigkeit abhängig [Ochs:2005]. Ziel der Untersuchungen ist es, die Einflussfaktoren auf die Ausbreitung der Dampffront in der gesättigten Bodenzone zu untersuchen und basierend auf den gewonnenen Erkenntnissen ein prognosefähiges, robustes numerisches Modell zu entwickeln.

8.2 Entwicklungsschritte hin zu einem prognosefähigen Modell

In Abb. 8.2 sind die einzelnen Schritte dargestellt, welche zur Entwicklung eines prognosefähigen numerischen Modells für die Simulation der Dampfinjektion in die gesättigte Bodenzone erforderlich sind. Dabei können die Schritte in zwei Entwicklungsstufen unterteilt werden. In der ersten Stufe (Abb. 8.2 links) werden Experimente im Labormaßstab durchgeführt um das Prozessverständnis zu vertiefen.

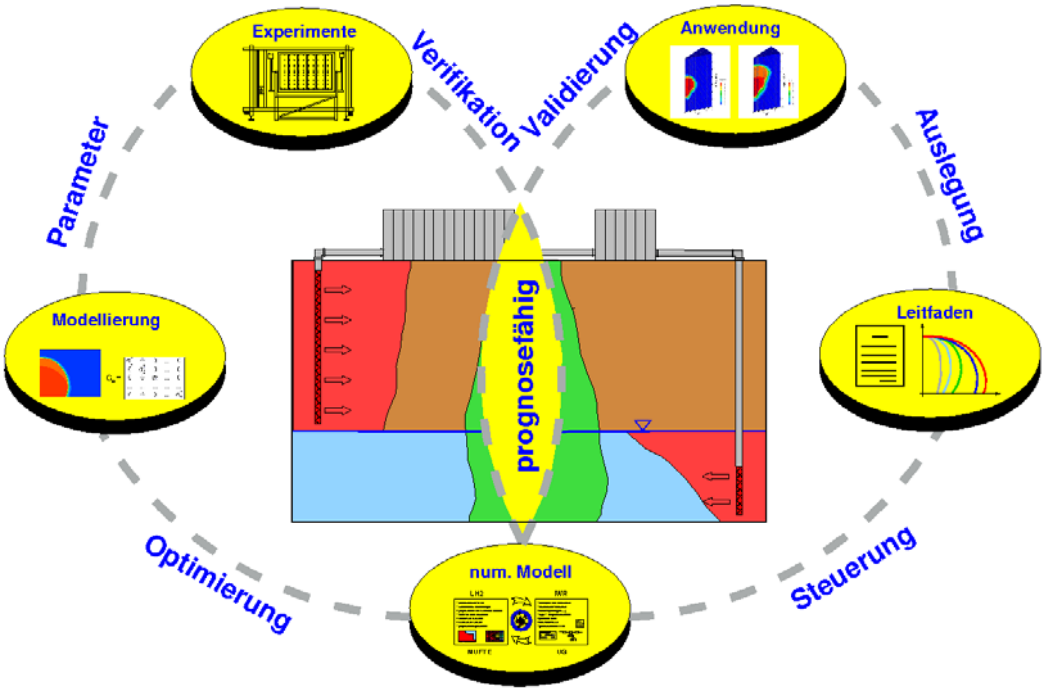


Abb. 8.2: Notwendige Schritte zur Entwicklung eines prognosefähigen numerischen Modells

Die aus den Experimenten gewonnenen Erkenntnisse fließen in die Entwicklung eines numerischen Modells ein. Ferner werden die Messwerte aus den Experimenten zur Optimierung und Verifikation des entwickelten Modells eingesetzt. Die durchgeführten experimentellen und numerischen Untersuchungen im Labormaßstab sind in

[Ochs:2005] dargestellt. Die Ergebnisse werden im Folgenden zusammenfassend dargestellt. Im Rahmen des Beitrags sollen jedoch schwerpunktmäßig Arbeiten aus der zweiten Stufe vorgestellt werden (Abb. 8.2 rechts).

8.3 Ergebnisse der ersten Entwicklungsstufe

Im Rahmen der durchgeführten Arbeiten wurde eine Reihe von Experimenten in einer mit Wasser gesättigten Küvette durchgeführt (siehe [Ochs:2005]). Für die Simulation der Dampfinjektions-Experimente wurde ein speziell entwickeltes 2-Phasen / 1-Komponenten Modul (2p1cni) in das Programmsystem MUFTE_UG [Helmig et. al: 1998] integriert. Simulationen der Experimente zeigten generell eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten und konnten somit zur Verifizierung des Modells herangezogen werden. Anzumerken ist hierbei, dass für die Simulation kein Fitting von Eingangsgrößen wie z.B. der Permeabilität durchgeführt wurde, sondern stattdessen auf Messwerte (z.B. Tracer-Tests) zurückgegriffen wurde.

Die durchgeführten experimentellen Untersuchungen und deren numerische Simulation haben zu einem erweiterten Verständnis der relevanten Prozesse geführt.

Die Ausbreitung einer Dampffront in einem wassergesättigten, homogenen porösen Medium wird maßgeblich durch das Verhältnis der Reibungs- zu den Auftriebskräften bestimmt. Dieses Verhältnis kann in dimensionsloser Form durch die Gravitationszahl (Gr) beschrieben werden [van Looken:1983].

$$Gr \equiv \frac{\mu_D \cdot \underline{Q}_D}{(\rho_w - \rho_D) \cdot \underline{g} \cdot L_h \cdot L_b \cdot \underline{K}_{D_e} \cdot \rho_D} = \frac{Reibungskräfte}{Auftriebskräfte}$$

Je kleiner die Gr-Zahl ist, desto größer ist der Einfluss der Auftriebskräfte und die Dampffront breitet sich stärker in vertikaler Richtung aus. Bei sehr großen Gr-Zahlen dominieren die Reibungskräfte die Ausbreitung der Dampffront, welche sich somit nahezu radial um die Injektionsstelle ausbreitet.

8.4 Arbeiten in der zweiten Entwicklungsstufe

In der zweiten Entwicklungsstufe wird zum Einen die Prognosefähigkeit des entwickelten numerischen Modells durch die Simulation eines Feldfalls demonstriert und zum Anderen eine Planungshilfe zur Auslegung von Dampfinjektionen in die gesättigte Bodenzone entwickelt (siehe Abb. 8.2 rechts). Im Vorfeld einer von *VEGAS* durchgeführten Pilotsanierung wurden Simulationen zur Prognose der Dampffrontausbreitung im Untergrund durchgeführt. Diese sind im Anschluss mit den Messwerten verglichen und

zur Validierung des numerischen Modells herangezogen worden. Neben der Entwicklung eines prognosefähigen numerischen Modells sollen Planungshilfen entwickelt werden, welche die Abschätzung der Dampffrontausbreitung in der gesättigten Bodenzone erlauben. Basierend auf den im Rahmen der Arbeiten erworbenen Erkenntnissen wird versucht, charakteristische Verläufe von Dampffronten zu ermitteln. Diese können zur überschlägigen Abschätzung der Dampffrontausbreitung in der gesättigten Bodenzone, z.B. für die Dimensionierung einer Sanierungsmaßnahme, herangezogen werden.

8.5 Prognose der Dampfausbreitung für eine Pilotsanierung

8.5.1 Standort

Das Institut für Wasserbau (*VEGAS*) wurde Ende 2004 von der Stadt Karlsruhe beauftragt einen Pilotversuch zur Auslegung einer thermischen Sanierung eines CKW-Schadensfalls durchzuführen. Bei dem Standort handelt es sich um eine ehemalige chemische Reinigung. Unter und in der Nähe des ehemaligen Fabrikationsgebäudes wurde eine Kontamination mit chlorierten Kohlenwasserstoffen, hauptsächlich PCE, festgestellt (Abb. 8.3). Voruntersuchungen ergaben, dass die Kontamination deutlich in die gesättigte Bodenzone reicht, somit muss die Dampfinjektion unterhalb des kontaminierten Bereichs erfolgen, d.h. hier in der gesättigten Zone. Im Vorfeld des Pilotversuchs wurden mittels des entwickelten 2p1cni-Moduls Simulationen zur Dampfausbreitung durchgeführt. Dabei wurden Rechnungen zur Ermittlung der thermischen Reichweite (siehe [Ochs:2005]), sowie die Prognose der Dampfausbreitung während des Pilotversuchs durchgeführt.

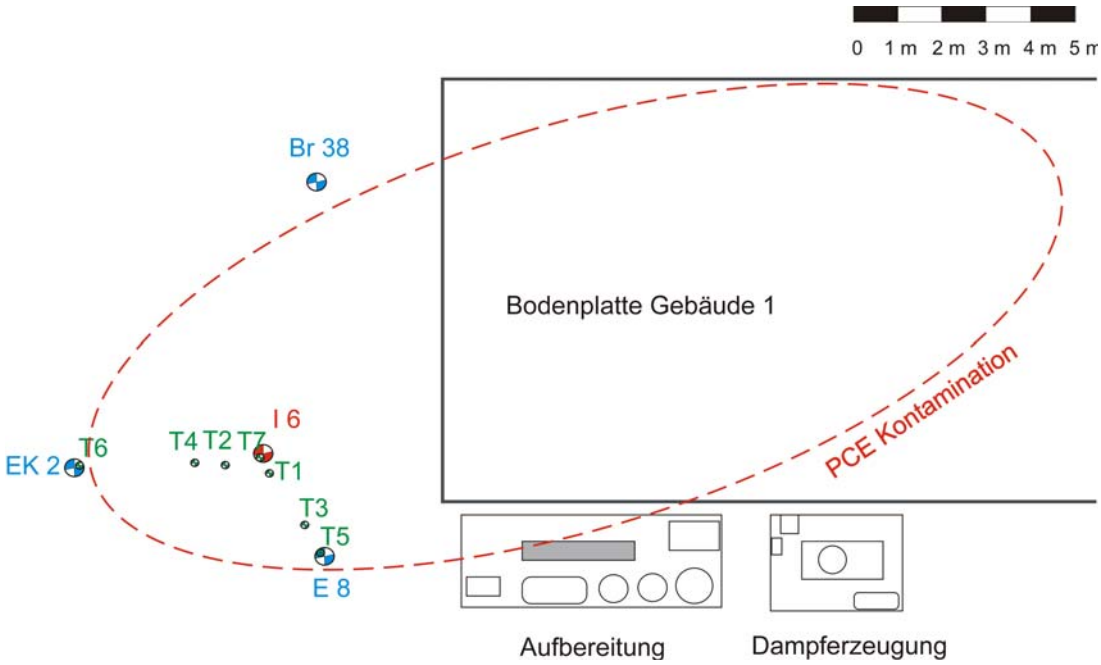


Abb. 8.3: Lageplan des Standortes mit den Brunnen (Br38, E8, EK2, I6) und Temperatursonden (T1-T6)

8.5.2 Modellgebiet

Für die numerische Simulation muss zunächst das betrachtete Modellgebiet ausgewählt und vernetzt werden. Zielsetzung ist es, die Dampfausbreitung in der gesättigten Bodenzone zu bestimmen.

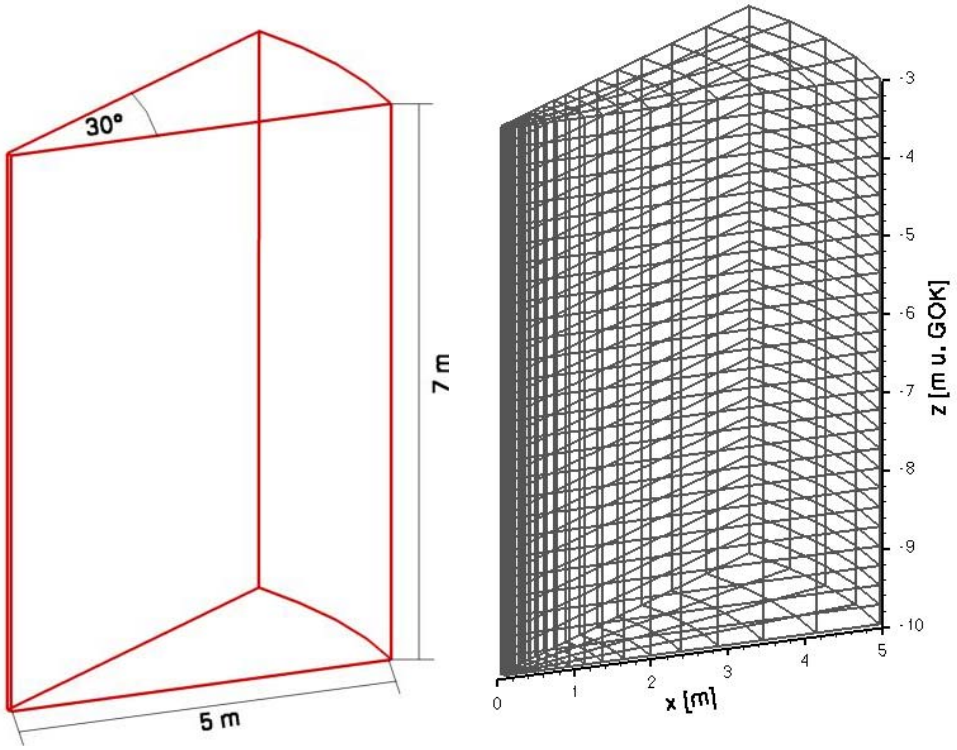


Abb. 8.4: Modellgebiet und Vernetzung

Aus diesem Grund wurde das Modellgebiet auf die gesättigte Zone zwischen 3 – 10 m u. GOK beschränkt. Durch die Annahme eines radialsymmetrischen Aufbaus des Gebiets um den Injektionsbrunnen (I 6), kann ein Segmentausschnitt zur Simulation verwendet werden. Dadurch ist es möglich, die Rechenzeit, welche für die Simulation notwendig ist, klein zu halten. Das Modellgebiet wurde mit 2.240 quaderförmigen Elementen vernetzt. Im Bereich des Injektionsbrunnen wurde auf eine hohe Netzauflösung geachtet, um die Injektion und die Ausbreitung in diesen sensitiven Bereichen möglichst exakt wiedergeben zu können. Die Netzauflösung nimmt zum Rand des Modellgebiets hin ab. In Abb. 8.4 ist das Modellgebiet und die Vernetzung dargestellt.

Die Auslegung einer Dampfinjektion erfordert genaue Kenntnisse über das Ausbreitungsverhalten der Dampffront im Untergrund. Da für die Vorhersage der Dampfausbreitung momentan nur wenige Planungshilfen existieren, und diese auf homogene Systeme beschränkt sind, werden im Vorfeld einer Sanierung oft Pilotsanierungen durchgeführt oder numerische Modelle eingesetzt, um den Einfluss der lokalen Verhältnisse (Geologie etc.) auf die Dampfausbreitung zu ermitteln. Durch den Einsatz numerischer Modelle können die Kosten deutlich verringert werden, jedoch muss auf den Einsatz eines vorhersagefähigen Modells geachtet werden. Neben einem Modellkonzept, in dem alle relevanten Prozesse berücksichtigt werden, der richtigen Wahl des Modellgebiets und der Randbedingungen ist eine detaillierte Kenntnis der örtlichen Geologie erforderlich. Aus diesem Grund müssen die erforderlichen geologischen Input- Parameter für das numerische Modell bestimmt werden.

8.5.3 Modellparameter

Für die Bohrungen Br38, EK2 und I6, deren Lage aus Abb. 8.3 ersichtlich ist, existieren Bohrprofile und geologische Ansprachen. Des Weiteren wurden durch *VEGAS*, für die im Rahmen der Pilotierung niedergebrachten Bohrungen EK2 und I6 Pumpversuche und Säulentests zur Ermittlung der Permeabilität durchgeführt. Die Permeabilitätsverteilungen, die sich aus den vorhandenen Messwerten ergeben, sind in Abb. 8.4 dargestellt. Die Permeabilitätsverteilung für Br38 weicht in weiten Teilen über eine Größenordnung von den für die Brunnen I6 und EK2 ermittelten Werten ab. Dies kann zum Einen durch eine lokal deutlich abweichende Geologie, zum Anderen aber durch die relativ grobe Einteilung der Schichtenfolge erklärt werden. Für die Brunnen I6 und EK2 wurden zwischen 4 und 9 m u. GOK vier bzw. fünf charakteristische Schichten ermittelt, für Br38 jedoch nur zwei.

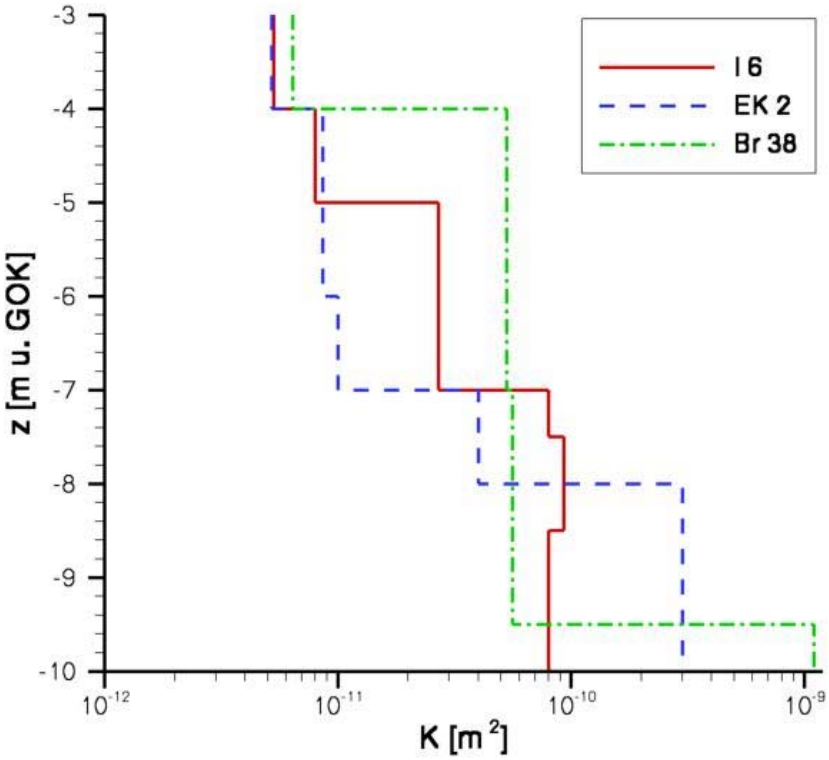


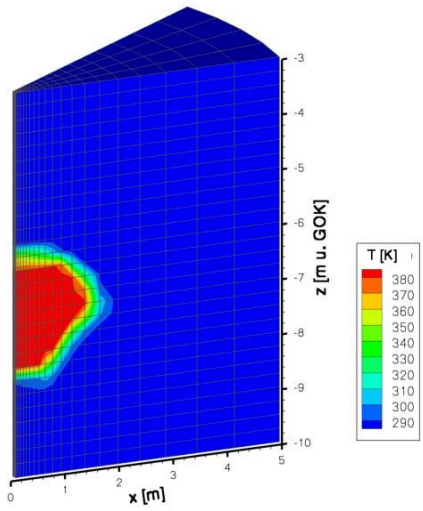
Abb. 8.5: Permeabilitätsverteilungen im Untergrund

Neben der Permeabilität können weitere Parameter (z.B. Kapillardruck-Sättigungs-Beziehung, Relative Permeablilitäts-Sättigungs-Beziehung) die Ausbreitung der Dampffront beeinflussen. Da für diese Parameter keine Messwerte vorlagen, wurde hier auf Literaturwerte zurückgegriffen.

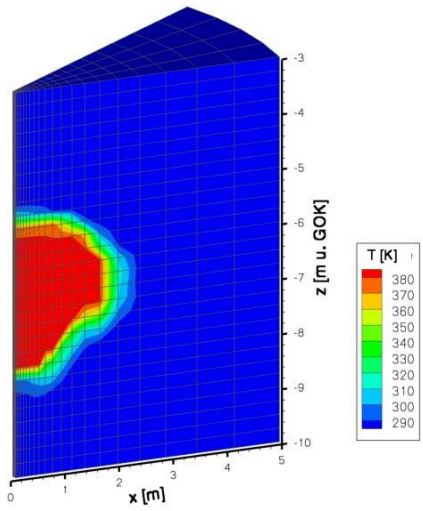
8.5.4 Prognostizierte Dampffrontausbreitung

In Abb. 8.6 ist die prognostizierte Dampffrontausbreitung für den durchgeführten Pilotversuch dargestellt. Hierbei wurde die Permeabilitätsverteilung von I6 (siehe Abb. 8.5) und ein Anisotropieverhältnis (K_{xx}/K_{yy}) von 3 verwendet. Für die Prognose wurde auf I6 zurückgegriffen, da dieser am besten die lokalen Verhältnisse um den Injektionsbrunnen wiedergibt. Da das Modell, wie zuvor diskutiert, radialsymmetrisch betrachtet wird, wird eine horizontale Schichtenfolge angenommen.

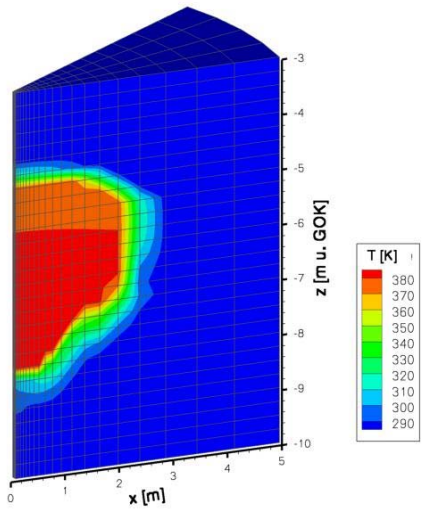
6h:



12h:



24h:



36h:

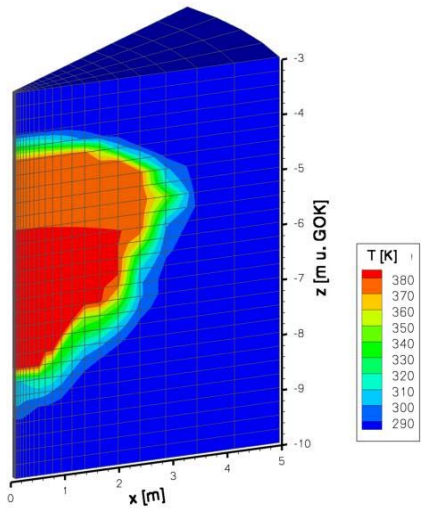


Abb. 8.6: Dampffrontausbreitung berechnet mit dem entwickelten 2p1cni Modell

8.5.5 Vergleich: Prognostizierte Dampffrontausbreitung / Messwerte

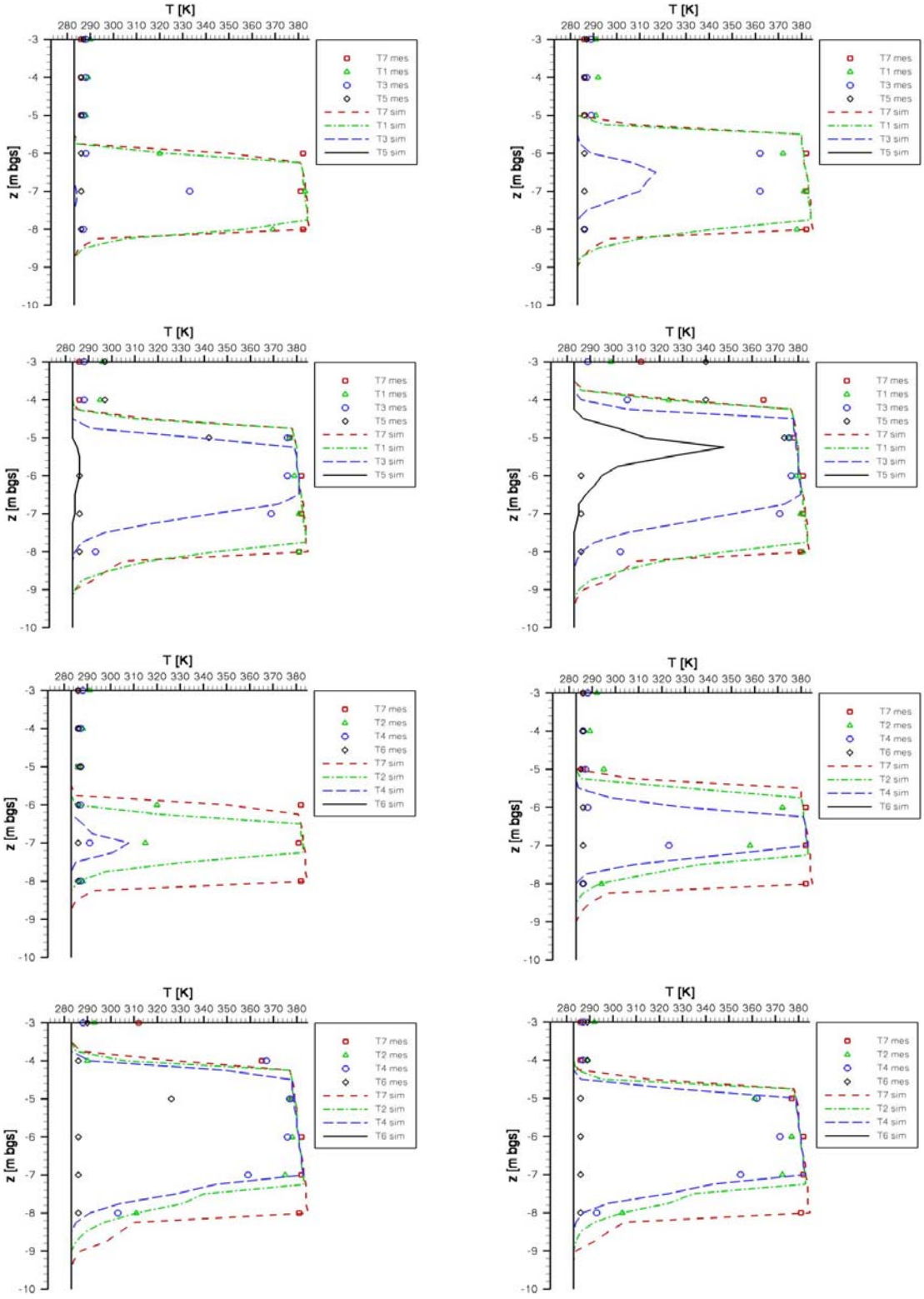


Abb. 8.7: Vergleich Messwerte / Simulation;

Diagramm a-d korrespondieren mit Messreihe: T7, T1, T3, T5 und Diagramm e-h mit Messreihe: T7, T2, T4, T6 (siehe Abb. 8.3)

Zum Vergleich der Messwerte und der Simulationsergebnisse wurde die Temperatur über die Tiefe in T/z – Diagrammen dargestellt (siehe Abb. 8.7). Aus Gründen der Übersichtlichkeit und um die Diskussion der Dampffrontausbreitung zu erleichtern, wurden die Werte für zwei Messreihen (Schnitte) dargestellt. Der erste Schnitt (Abb. 8.7 a-d) läuft entlang einer Geraden, die durch die Brunnen I6 und E8 gebildet wird (siehe Abb. 8.1) und beinhaltet die Messwerte der Temperaturlanzen T7, T1, T3 und T5. Schnitt zwei (Abb. 8.7 e-h) verbindet die beiden Brunnen I6 und EK2 und enthält die Messwerte der Temperaturlanzen T7, T2, T4 und T6. Die Messwerte und die Ergebnisse der Simulationen stimmen prinzipiell gut überein. Sowohl der zeitliche Verlauf der Ausbreitung als auch die gemessene Temperaturverteilung werden von dem Modell gut wiedergegeben. Lediglich in einer Tiefe zwischen 6 und 7 m u. GOK sind signifikante Abweichungen von den Messwerten zu erkennen. Die Simulationen zeigen dort für den Schnitt T7-T1-T3-T5 eine etwas zu langsame und für den Schnitt T7-T2-T4-T6 eine geringfügig zu schnelle Ausbreitung der Dampffront. Dies kann durch einen nicht vollkommen radialsymmetrischen Aufbau des Untergrunds im Modellgebiet in dieser Tiefe erklärt werden. Die Abweichungen zwischen den Ergebnisse der Simulation, für welche ein radialsymmetrischer Aufbau des Untergrunds vorausgesetzt wurde, und den Messwerten ist ein Indiz dafür, dass die Permeabilität im Feld in 6 und 7 m Tiefe in Richtung der Linie I6 und EK2 etwas höher als zwischen I6 und E8 ist.

8.6 Zusammenfassung und Ausblick

Ein am Institut für Wasserbau entwickeltes numerisches Modell zur Simulation der Dampfausbreitung in der gesättigten Bodenzone konnte erfolgreich verifiziert und validiert werden. Anhand der im Vorfeld einer Pilotsanierung durchgeführten Simulation konnte die Prognosefähigkeit des Modells demonstriert werden. Sowohl der zeitliche Verlauf der Dampffrontausbreitung, als auch die gemessene Temperaturverteilung wurden von dem Modell gut wiedergegeben. Mit dem prognosefähigen Modell werden momentan Planungshilfen zur Auslegung von Dampfinjektionen in die gesättigte Bodenzone entwickelt. Basierend auf den im Rahmen der Arbeiten erworbenen Erkenntnissen, werden analog zu den Untersuchungen im Labormaßstab charakteristische Verläufe von Dampffronten für drei 3D-Systeme ermittelt. Diese erlauben eine überschlägige Abschätzung der thermischen Reichweite eines Injektionsbrunnens in der gesättigten Bodenzone und können somit zur Auslegung einer Sanierung herangezogen werden.

8.7 Literatur

Betz, C. Wasserdampfdestillation von Schadstoffen im porösen Medium: Entwicklung einer thermischen in-situ Sanierungstechnologie. Dissertation, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1998.

Färber, A. Wärmetransport in der ungesättigten Bodenzone: Entwicklung einer thermischen in-situ Sanierungsmethode. Dissertation, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1997.

Helmig, R., Class, H., Huber, R., Sheta, H., Ewing, R., Hinkelmann, R., Jakobs, H., Bastian, P. Architecture of the Modular Program system MUFTE_UG for Simulating Multiphase Flow and Transport Processes in Heterogeneous Porous Media, Mathematische Geologie, 2, 1998.

Ochs, S., Class, H., Färber, A. Numerische und Experimentelle Untersuchungen zur Dampfinjektion in die gesättigte Bodenzone, *VEGAS*-Satuskolloquium 2005. Institut für Wasserbau, Heft 124, 98-108

Van Lookeren, J. Calculation Methods for Linear and Radial Steam Flow in Oil Reservoirs, Society of Petroleum Engineers Journal, S. 427- 439, 1983.

9 Entwicklung eines Immobilisierungsverfahrens für Schwermetalle unter Nutzung des geogenen Sulfatgehalts im Grundwasser

Norbert Klaas, Sylvia Mackenberg, *VEGAS*, Universität Stuttgart

9.1 Einleitung

Im Gegensatz zu Kontaminationen mit organischen Schadstoffen, stehen für anorganische Schadstoffe, insbesondere für Schwermetalle, kaum in-situ-Sanierungsverfahren zur Verfügung. Wenn auch die Zahl der betroffenen Standorte im Vergleich geringer ist, sind die durch Schwermetalle verursachten Auswirkungen auf die betroffenen Schutzgüter häufig gravierend.

In der vorliegenden von BW-Plus geförderten Machbarkeitsstudie soll untersucht werden, ob es möglich ist, durch gezielte Dosierung von Elektronendonatoren (z.B. Melasse) den Aquifer durch mikrobielle Aktivität anaerob zu machen und sulfatreduzierende Verhältnisse zu erzeugen. Es soll geprüft werden, ob sich mit dem entstehenden Schwefelwasserstoff schwerlösliche Schwermetallsulfide bilden und infolge dieser Immobilisierung der lösliche Anteil der Schwermetalle aus dem Grundwasser entfernen lässt. Als Spezialfall wird Chromat untersucht, das zwar keine schwerlöslichen Sulfide bildet, aber nach Reduktion zu Chrom(III) als Hydroxid ebenfalls immobil wird.

9.2 Ansatz

Die erste Konzeption der Versuchsplanung bestand darin, homogen verteilte Depots von Schwermetallkontaminationen als schwerlösliche Schwermetallverbindungen in Sandsäulen einzumischen. Die Depots wurden so dimensioniert, dass eine Emission von mindestens einem Jahr aufrechterhalten werden konnte. Eine Übersicht über die Kontaminationen gibt folgende Tabelle:

Tab. 9.1: Übersicht über die eingesetzten Schwermetallsalze

SM	Verbindung	K_L (25°C)	β [mg/l]	$β_{SM}$ [mg/l]	Konz. SM [mg/kg]	LAGA Z2 [mg/kg]
Hg	Hg_2Cl_2	$1{,}43*10^{-18}$	8,163	6,937	711	10
Cd	$CdCO_3$	$6{,}2*10^{-12}$	0,429	0,280	143	10
Pb	$PbSO_4$	$2{,}53*10^{-8}$	42,501	32,956	3379	1000
Cr(VI)	$BaCrO_4$	$1{,}17*10^{-10}$	2,740	0,562	289	600
As	$Zn_3(AsO_4)_2$	$2{,}8*10^{-28}$	0,573	0,181	93	150
Zn	$Zn_3(AsO_4)_2$	$2{,}8*10^{-28}$	0,573	0,237	122	1500

Für jedes der Schwermetallsalze aus Tab. 9.1 wurde eine eigene Säule (in homogener Mischung mit Sand) befüllt. Zusätzlich wurden jeweils eine Säule, die alle Schwermetalle enthält („Kombi"-Säule) sowie eine Säule ohne Kontamination („Blindwert"-Säule) befüllt.

Die Säulenanlage war dabei zunächst so konzipiert, dass in einer ersten, größeren Säule (SI) die Sulfatreduktion stattfinden sollte. Dazu wurde mit Melasse versetztes Sulfat-Wasser durch eine mit Quarzsand gefüllte Säule gepumpt. Nach dem Durchströmen dieser SI-Säule erfolgte eine Aufteilung des Gesamtstroms in Teilströme auf die mit Schwermetallen versetzten Säulen 1 bis 7. Zudem erfolgte eine direkte Beprobung vor der Aufteilung des Gesamtstroms (8). (Abb. 9.1 durchgehender Pfeil-Kreislauf)

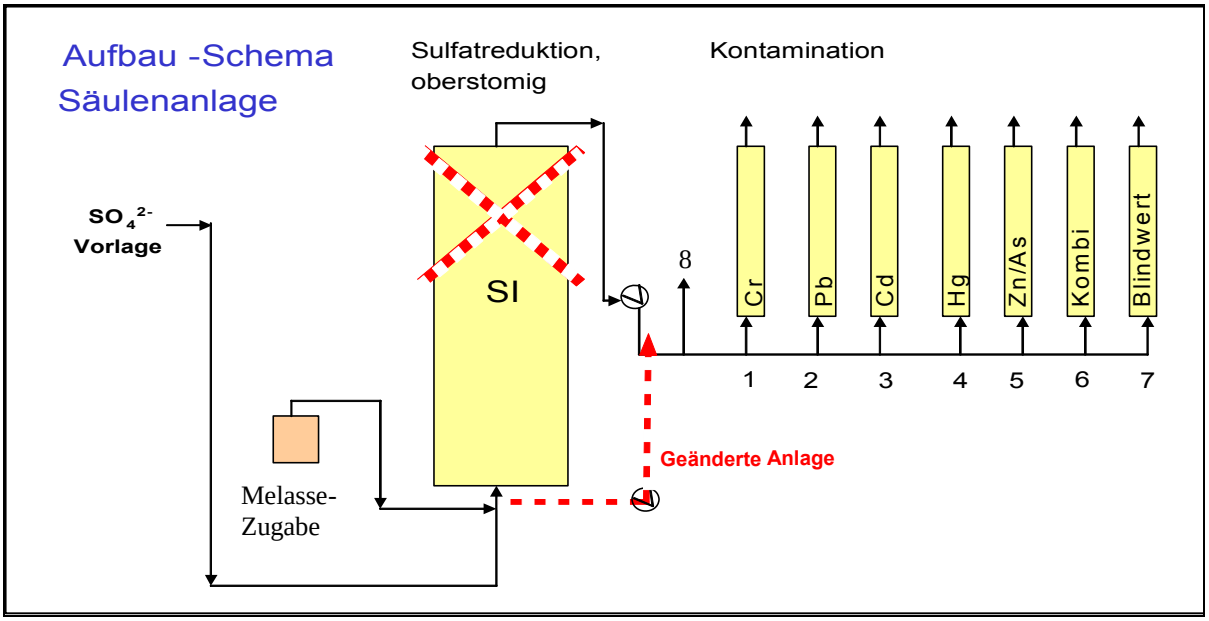


Abb. 9.1: Schema Säulenanlage vor und nach Umbau

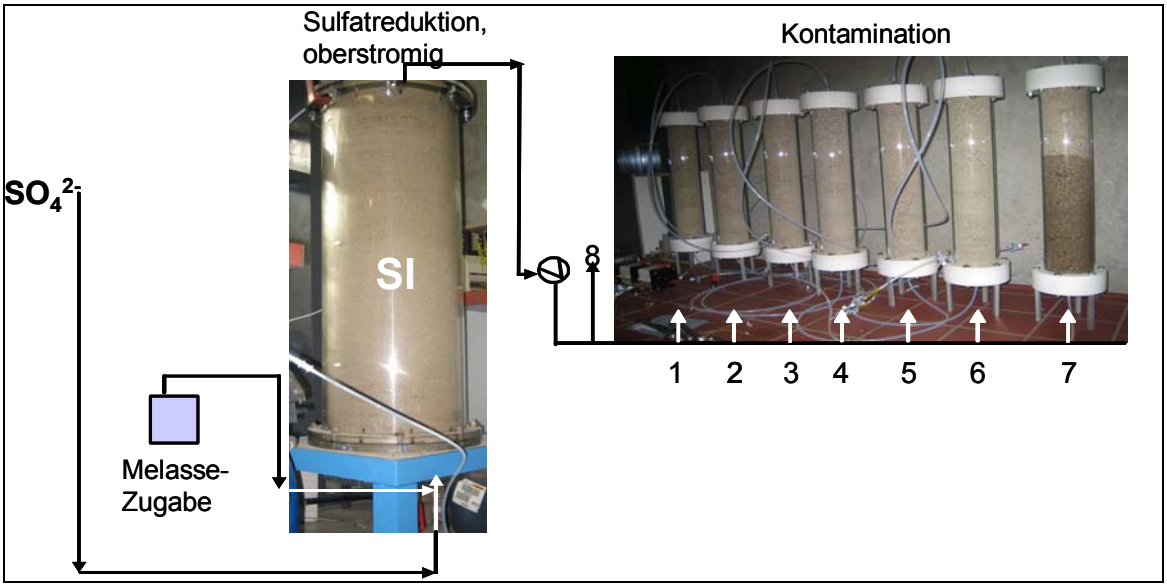


Abb. 9.2: Säulenanlage im Bild

9.3 Ergebnisse

9.3.1 Erste Phase

Nach kurzer Zeit setzte erwartungsgemäß die mikrobielle Sulfatreduktion in der ersten Säule (SI) ein. Allerdings wurde das entstandene Sulfid spontan von Eisen(II) gebunden (Eisensulfidbildung), das sich als Konkurrenzreaktion aus geogenem Eisen(III) bildet. Diese Konkurrenzreaktion war so effektiv, dass am Auslauf der Säule SI nur Spuren von Sulfid nachgewiesen werden konnten, obwohl die Sulfatkonzentration innerhalb der Säule von ca. 200 mg/l auf ca. 10 mg/l zurückging (vgl. Abb. 9.3).

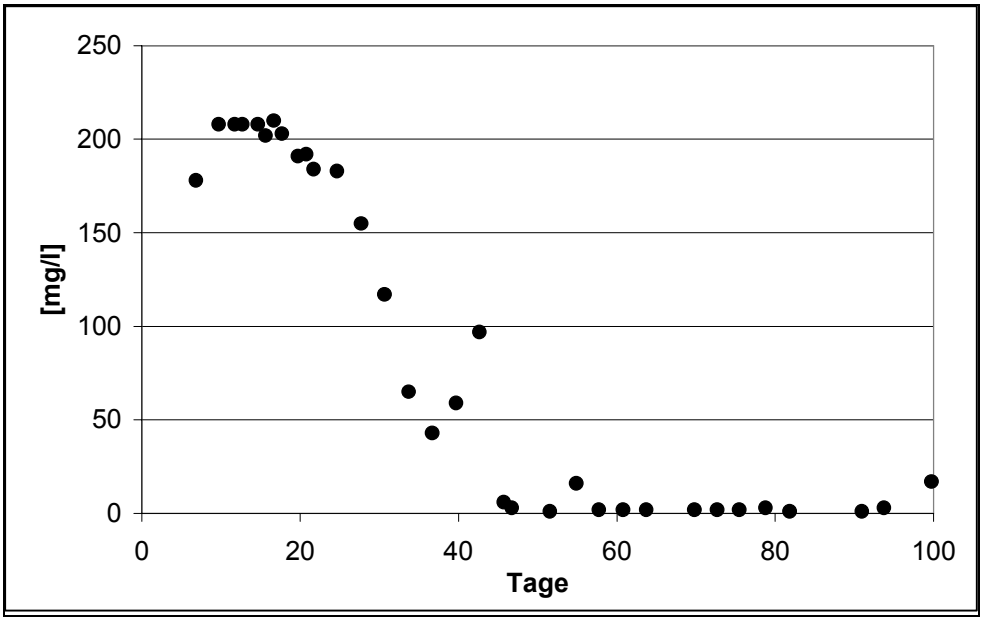


Abb. 9.3: Sulfat-Konzentration im Auslauf der Säule SI

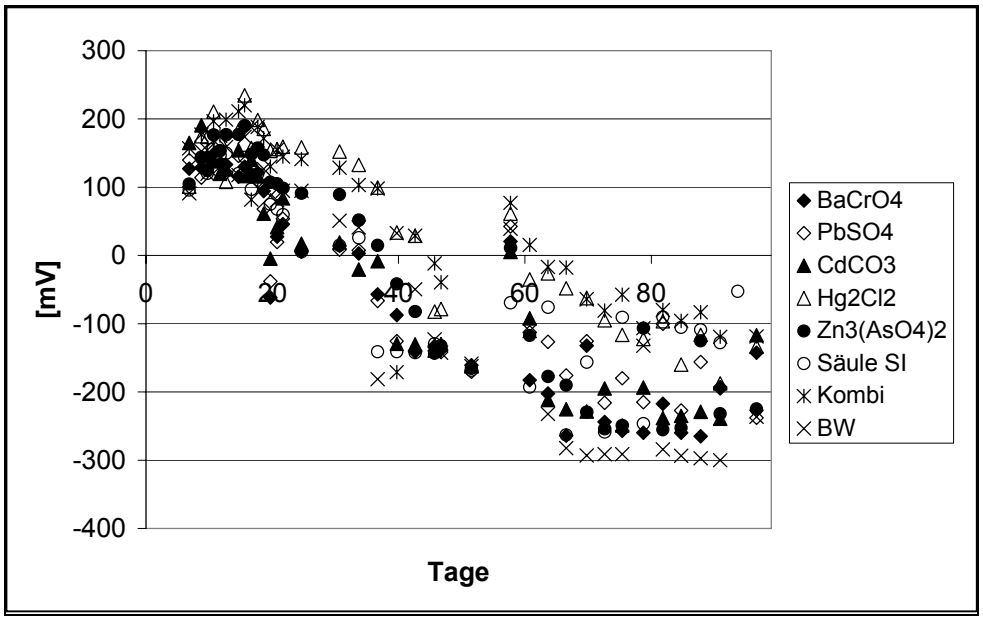


Abb. 9.4: Verlauf des Redoxpotentials aller Säulen

Abb. 9.4 zeigt den Verlauf der Redoxpotenziale aller Säulen. Es ist ein deutlicher Potenzialabfall zu erkennen, welcher auf eine Milieuänderung (reduzierende Verhältnisse) zurückzuführen ist.

Die Säulen mit $BaCrO_4$, $CdCO_3$ und Hg_2Cl_2 zeigen deutliche Emissionsrückgänge bzgl. ihrer Schwermetallkonzentrationen (vgl. Abb. 9.5).

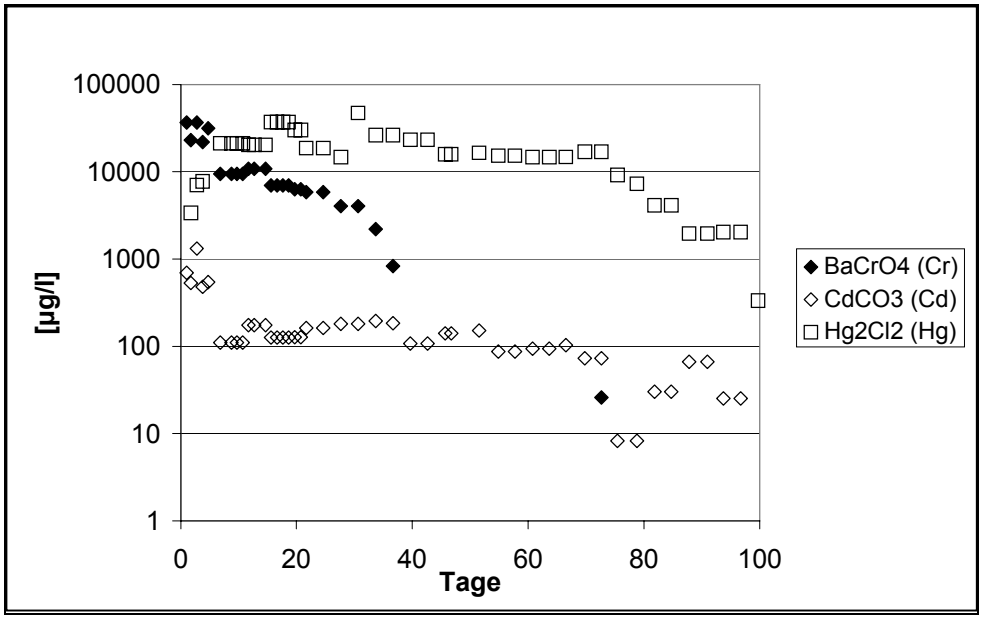


Abb. 9.5: Verlauf vereinzelter Schwermetall-Austräge

Bei Arsen ist nach 20 Tagen Versuchslaufzeit eine deutliche Mobilisierung zu beobachten, was auf die Reduktion des Arsen(V) zum mobileren Arsen (III) zurückzuführen ist (vgl. Abb. 9.6).

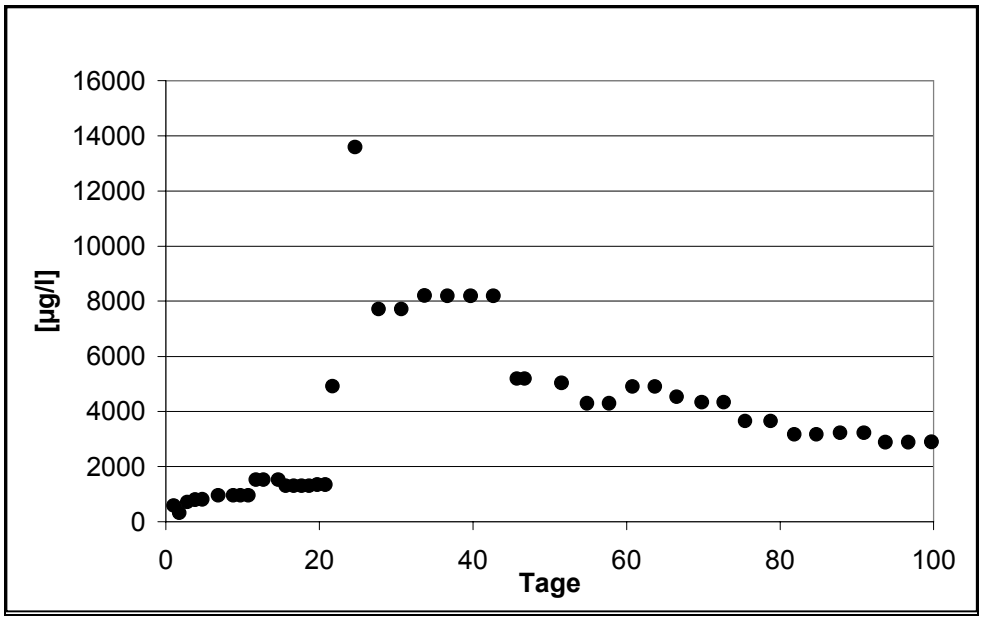


Abb. 9.6: Arsen-Konzentrationsverlauf der Säule mit $Zn_3(AsO_4)_2$

9.3.2 Zweite Phase

Die Darstellung der Sulfat-Konzentration im Auslauf der Säule SI (vgl. Abb. 9.3) hat gezeigt, dass das gebildete Sulfid fast vollständig vom Eisen gebunden wird. Um dieser Reaktion vorzubeugen, wurde eine Änderung des Versuchsaufbaus vorgenommen, indem das mit Melasse versetzte Sulfat-Wasser in einer zweiten Untersuchungsphase direkt in die kontaminierten Säulen 1 bis 7 gepumpt wurde. (siehe Abb. 9.1, gestrichelter Pfeil-Kreislauf)

Abb. 9.7 zeigt den Verlauf der Cr- und Cd-Konzentration in den Säulen mit $BaCrO_4$ und $CdCO_3$ vor und nach der Umbaumaßnahme.

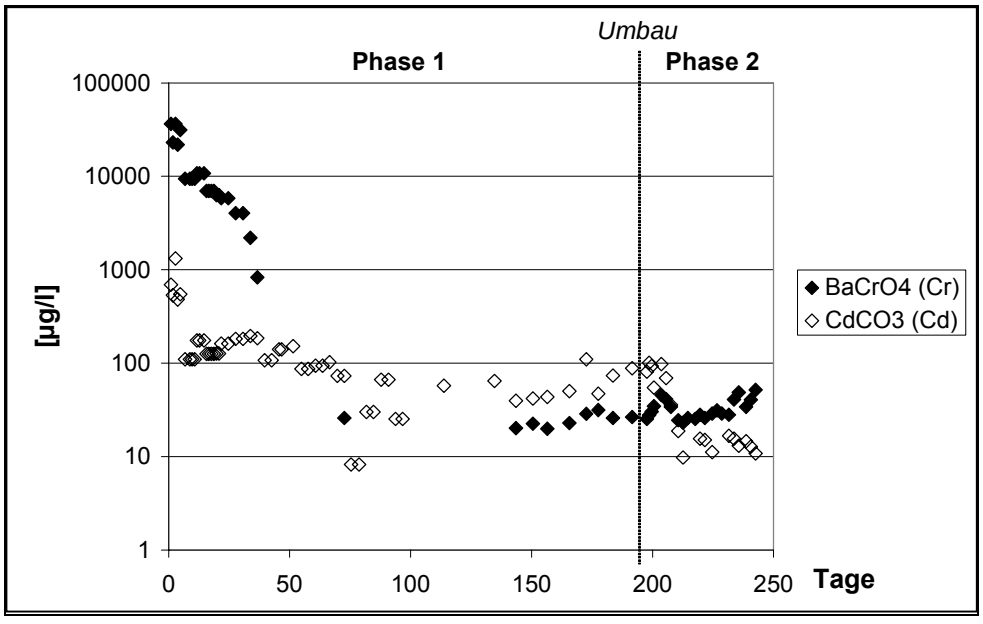


Abb. 9.7: Cr- und Cd-Konzentrationen im Ablauf der Säulen 1 und 3

Die Ergebnisse zeigen, dass die Cd-Konzentration nach dem Umbau erneut absinkt. Die Cr-Konzentration erfährt zu Beginn der Phase 2 einen leichten Anstieg und bleibt im weiteren Verlauf auf etwa gleichem Konzentrationsniveau.

Abb. 9.8 zeigt den Verlauf der Arsen-Konzentration der Säule 5, $Zn_3(AsO_4)_2$, ebenfalls vor und nach der Umbaumaßnahme. Zu Beginn der Phase 2 kommt es zu einem erneuten Anstieg der As-Konzentration im Auslauf, der jedoch bereits nach wenigen Tagen wieder schnell abklingt und im weiteren Versuchsverlauf kontinuierlich abnimmt.

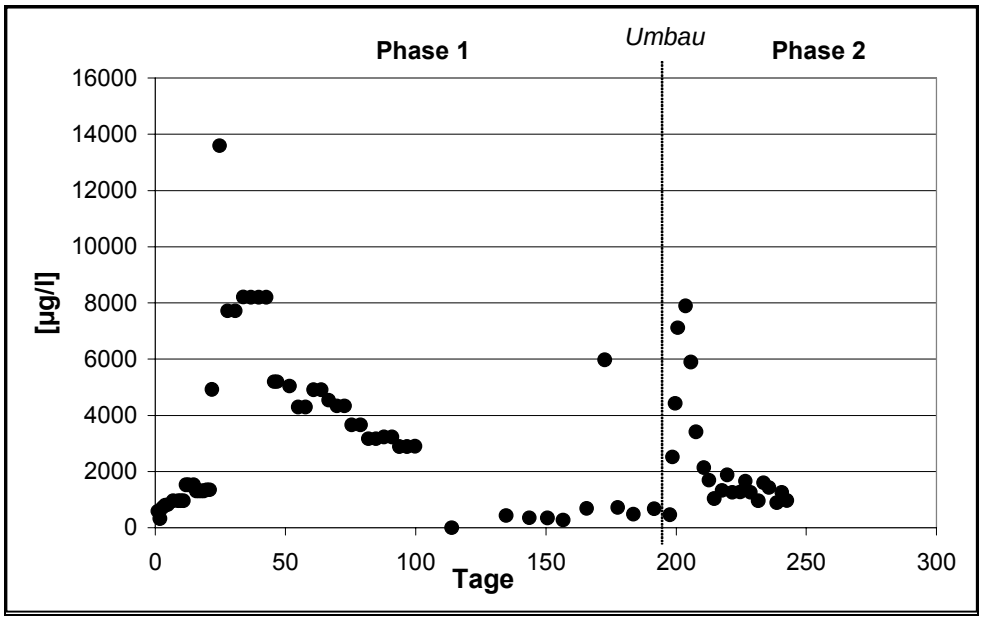


Abb. 9.8: Arsen-Konzentration in Phase 1 und Phase 2

9.4 Ausblick

Im Moment wird die weitere Entwicklung der Konzentrationsverläufe nach dem Umbau der Anlage beobachtet. Im Anschluss an die Untersuchungen sollen wieder aerobe Bedingungen eingestellt werden, um eine eventuelle Rücklösung der als Sulfide gebundenen Metalle bei geänderten Redoxverhältnissen zu untersuchen. Bei erfolgreichem Abschluss der Untersuchungen soll das Verfahren im Großversuch und anschließend an einem Feldfall erprobt werden.

9.5 Danksagung

Die Autoren danken dem Umweltministerium Baden-Württemberg für die finanzielle Unterstützung innerhalb des Förderprogramms BWPLUS (Baden-Württemberg Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung), Förderkennzeichen: FZK BWR 25004.

10 Grundlagenuntersuchungen zum hydraulischen Verhalten von Nano-Eisen im Aquifer

Cjestmir de Boer, Norbert Klaas, *VEGAS*, Universität Stuttgart

10.1 Einleitung

Seit einigen Jahren werden zur Sanierung bzw. Sicherung von CKW-Altlasten verbreitet so genannte reaktive Wände eingesetzt, bei denen nullwertiges Eisen mittels größeren Baumaßnahmen in den Abstrom von Kontaminationen eingebracht wird. Die Schadstofffahne strömt dabei durch das poröse System, wobei die Schadstoffe mit dem Eisen reagieren und zu unschädlichen Endprodukten umgesetzt werden.

Der Aufbau dieser reaktiven Wände ist leider häufig aufwändig und beschränkt sich auf nicht tief liegende und gut erreichbare Fahnen. In großer Tiefe oder schlecht erreichbaren Fällen wird nach wie vor auf Pump-and-Treat-Sanierungsverfahren gesetzt. Diese Methode muss aber auf unbestimmte Zeit (oft viele Jahrzehnte) aktiv betrieben werden, was erhebliche Unterhalts- und Betriebskosten verursacht.

Eine noch relativ junge Variante ist die Injektion von elementarem Eisen als Nanopartikel. Auf dem Markt gibt es inzwischen Nano-Eisen in Größen von 30 bis 100 nm. Ein großer Vorteil ist, dass diese Partikel eine sehr große spezifische Oberfläche haben (~30 m^2/g), wodurch diese Partikel sehr reaktiv sind (im Vergleich: granulares Eisen hat eine spezifische Oberfläche von ~0,04 m^2/g) [Müller et. al., 2006a]. Ein weiterer Vorteil ist, dass diese Form des Eisens als wässrige Suspension in den Untergrund gepumpt werden kann. Dies kann über vorhandene oder relativ kostengünstig anzulegende Grundwassermessstellen erfolgen, wodurch die Kosten erheblich gesenkt werden können. Darüber hinaus können mit Nano-Eisen auch andere Schadstoffe wie Schwermetalle, anorganische Anionen (z.B. Chromat, Arsenit) und Stoffe wie Nitrotoluole und einige Pestizide aus dem Grundwasser entfernt werden [Müller et. al., 2006a].

Bis jetzt ist aber wenig bekannt über die Transportfähigkeit von Nano-Eisen in porösen Medien. Insbesondere beim Injizieren der Nano-Eisen-Suspension gibt es verschiedene Angaben zur Ausbreitung. Einige Autoren berichten, dass das Nano-Eisen mehrere Meter transportiert werden kann [Gavaskar, 2005] oder sogar mit der Grundwasserströmung mitströmt [Elliott & Zhang, 2001], während in anderen Literaturstellen die Reichweite mit nur einem halben Meter angegeben wird [Müller et. al. 2006b].

Im Anschluss an Vorversuche bei *VEGAS* in den Jahren 2004 und 2005 wurde dieses Projekt zur Untersuchung der Einsatzfähigkeit, insbesondere der Injektionsfähigkeit, von Nano-Eisen als Sanierungsverfahren initiiert.

10.2 Ansatz

10.2.1 Hydraulische Eigenschaften der Kolloide

Als erstes wurde versucht, die Ausbreitung der Eisen-Kolloide in einem ´zweidimensionalen´ Aufbau zu realisieren (siehe Abb. 10.1).

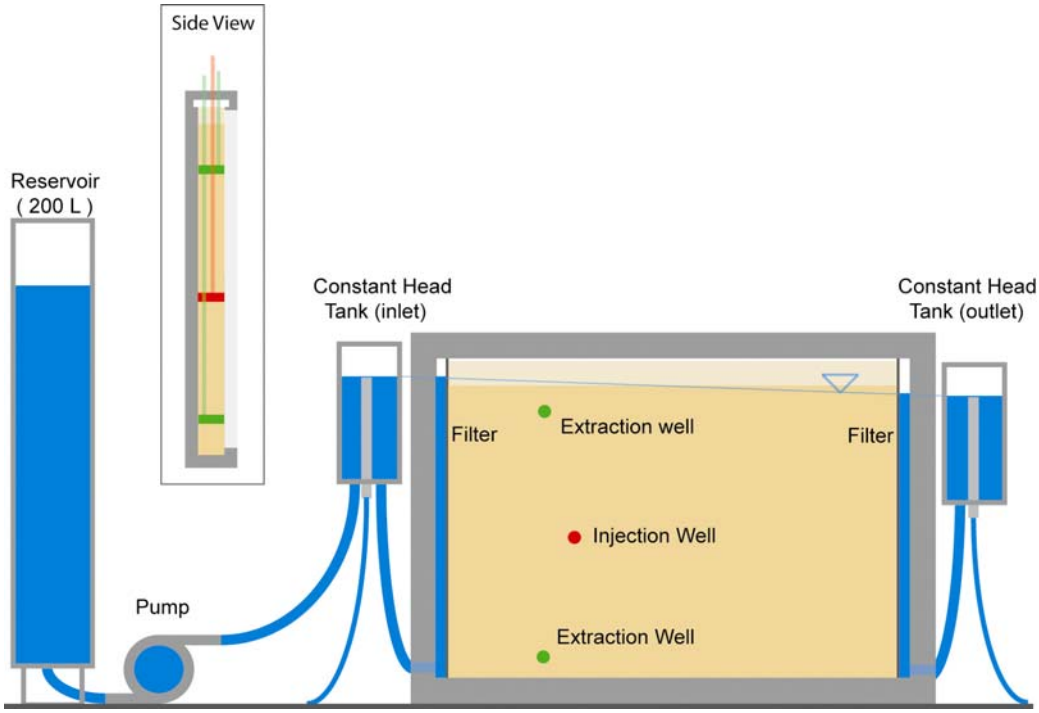


Abb. 10.1: 2-D Versuchsaufbau

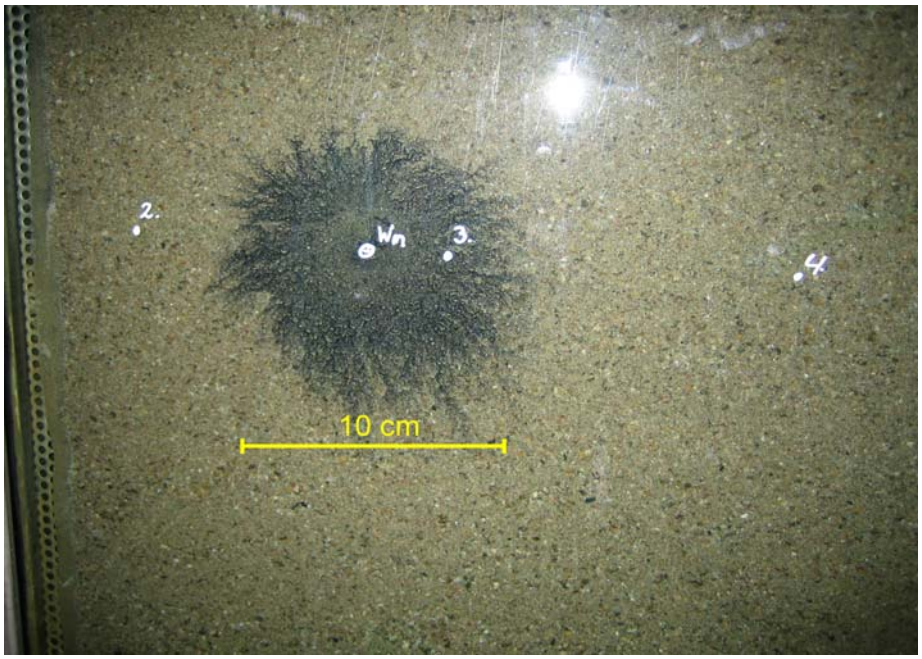


Abb. 10.2: Nano-Eisen Injizierung: maximale Ausbreitung nach 5 Minuten erreicht

Das Resultat dieser Versuche war eine sehr geringe Ausbreitung der Nano-Eisen-Partikel in der Küvette (siehe Abb. 10.2). Da bei diesem Aufbau zu viele unbekannte Faktoren einen Einfluss ausüben (Inhomogenitäten, Einfluss von Gravitation, mit der Entfernung von der Injektionsstelle sich verändernde Fließgeschwindigkeiten und wenig bekannte Bodeneigenschaften), erwies es sich als schwierig, die Ursache für diesen Befund zu erklären. Um die Transporteigenschaften und die Ausbreitung des Nano-Eisens systematisch zu untersuchen, war es daher notwendig, die Randbedingungen des experimentellen Aufbaus zu vereinfachen, um die verschiedenen Einflussfaktoren getrennt untersuchen zu können.

Es wurde eine Methode entwickelt, mit welcher der Transport besser visualisiert werden kann. Dabei wird eine horizontal liegende, ´eindimensionale´ Säule von 2 Metern Länge und 3,6 cm Innendurchmesser verwendet.

Bei verschiedenen Versuchen aus der Literatur wird eine vertikale Säule benutzt. Die Transportfähigkeit in diesen Versuchen ist immer sehr gut. Verschiedene Vorversuche in *VEGAS* haben aber nachgewiesen, dass der Transport von Nano-Eisen sehr stark durch die Gravitationskräfte beeinflusst wird. Die Nano-Eisen-Partikel haben eine Dichte von 7,8 kg/m^3. Durch die Gravitationskräfte ist es sogar möglich, dass bei Versuchen in einer vertikalen Säule (Strömung von oben nach unten), die Nano-Eisen-Partikel sich schneller fortbewegen als die Wasserströmung in der Säule.

In der verwendeten, horizontalen Säule konnte der Transport von Nano-Eisen beobachtet und messtechnisch verfolgt werden. Die Partikel zeigten eine erhebliche Retardation im Vergleich zum eingesetzten konservativen Tracer (siehe Abb. 10.3). Dabei ändert sich die maximale Reichweite der Kolloide deutlich mit der Fließgeschwindigkeit.

Abb. 10.3: Erhebliche Retardation beim Transport von Nano-Eisen.

Säuleneigenschaften: Ø = 3,6 cm, v = 1 mm/s, $K_f = 2{,}4 \cdot 10^{-3}$ m/s

Bei den Versuchen werden verschiedene Randbedingungen variiert. Dies sind unter anderem:

- Fließgeschwindigkeit,
- Konzentration der Nano-Eisen-Suspension,
- Korndurchmesser des porösen Mediums und die Korngrößenverteilung (steile oder flache Kurve)

- Vorbehandlung der Kolloide (z.B. Dispergierung) und Zuschlagsstoffe (z.B. Tenside).

Mit den Ergebnissen dieser Variationen soll später eine quantitative Angabe gegeben werden können über die Ausbreitung des Nano-Eisens in bestimmten Böden.

Nach einigen Injektionen wird versucht zu bestimmen, bei welcher Grundwasserfließgeschwindigkeit das Nano-Eisen wieder mobilisiert und weiter transportiert werden kann.

10.2.2 Vorbehandlung der Kolloide

Die Transportfähigkeit von Nano-Eisen ist nach derzeitiger Erkenntnis von vielen Faktoren abhängig. So erscheint zum Beispiel das Alter von angelieferten Suspensionen sehr wichtig zu sein. Wenn die Suspension alt ist (einige Monate) dann sind viele Partikel aggregiert und haben Konglomerate gebildet, die nicht durch Schütteln oder Rühren aufzubrechen sind.

Nach einigen Versuchen scheint eine sogenannte Dispergiermaschine in der Lage zu sein die Partikel auseinander zu brechen. Die Suspension wird bei sehr hohen Geschwindigkeiten durch enge Spalten gedrückt, wobei die Konglomerate aufgebrochen werden.

Die Resultate von Säulen- und Kapillar-Experimenten zeigen, dass sich die Suspension deutlich anders verhält, nachdem sie dispergiert wurde. Hieraus kann geschlossen werden, dass die dispergierte Suspension sich beim Transport ähnlich wie eine frische Suspension verhält, d.h. dass sich die Alterung der Suspension durch eine mechanische Behandlung zumindest teilweise rückgängig machen lässt. Dies ist ein wichtiger Befund im Hinblick auf einen Einsatz dieser Technik in Feldfällen, wo nicht garantiert werden kann, dass ausschließlich frisch hergestellte Suspensionen eingesetzt werden.

Es wurde auch ein Batch-Experiment durchgeführt, um den Einfluss der Dispergierung auf die Reaktivität der Kolloide zu untersuchen. Erste Ergebnisse dieses Tests zeigen keinen nennenswerten Einfluss der mechanischen Behandlung auf die Reaktivität. Allerdings muss dieser Befund durch weitere Untersuchungen noch erhärtet werden; diese Untersuchungen sind aber im Rahmen des vorliegenden Projekts nicht durchführbar.

10.3 Messtechnische Entwicklungen

Neben den Transportuntersuchungen wurde ein Messverfahren entwickelt, mit dem es möglich ist die Ausbreitung messtechnisch zu verfolgen. Bei den Versuchen mit der horizontalen Säule wurde vor der Injektion die ganze Säule mit einem hochempfindli-

chen Metallsuchgerät abgefahren. Das Gerät macht pro mm 25 Aufnahmen der magnetischen Permeabilität μ. Es basiert auf einer Induktionsmessung: die Anwesenheit von Eisen in der Säule ändert die Induktivität einer Messspule.

Nach der Injektion des Nano-Eisens wird die Säule erneut vermessen, wobei sich eine Differenz der beiden Messungen ergibt. Auf diese Weise kann eine sehr hohe Genauigkeit bei der Eisenbestimmung erreicht werden, trotz eines deutlichen Eisengehalts des Aquifermaterials, der bei chemischen Bestimmungen das Nano-Eisen überdecken würde.

Um die Metallmessungen so störungsfrei durchführen zu können, wurde der ganze Versuchsstand aus Holz und Kunststoff gebaut. Die Säule liegt auf einen Holzgerüst 1,5 m Höhe (siehe Abb. 10.4), so dass die Beeinflussung durch den Boden (Beton mit Metallgewebe) minimiert wird.

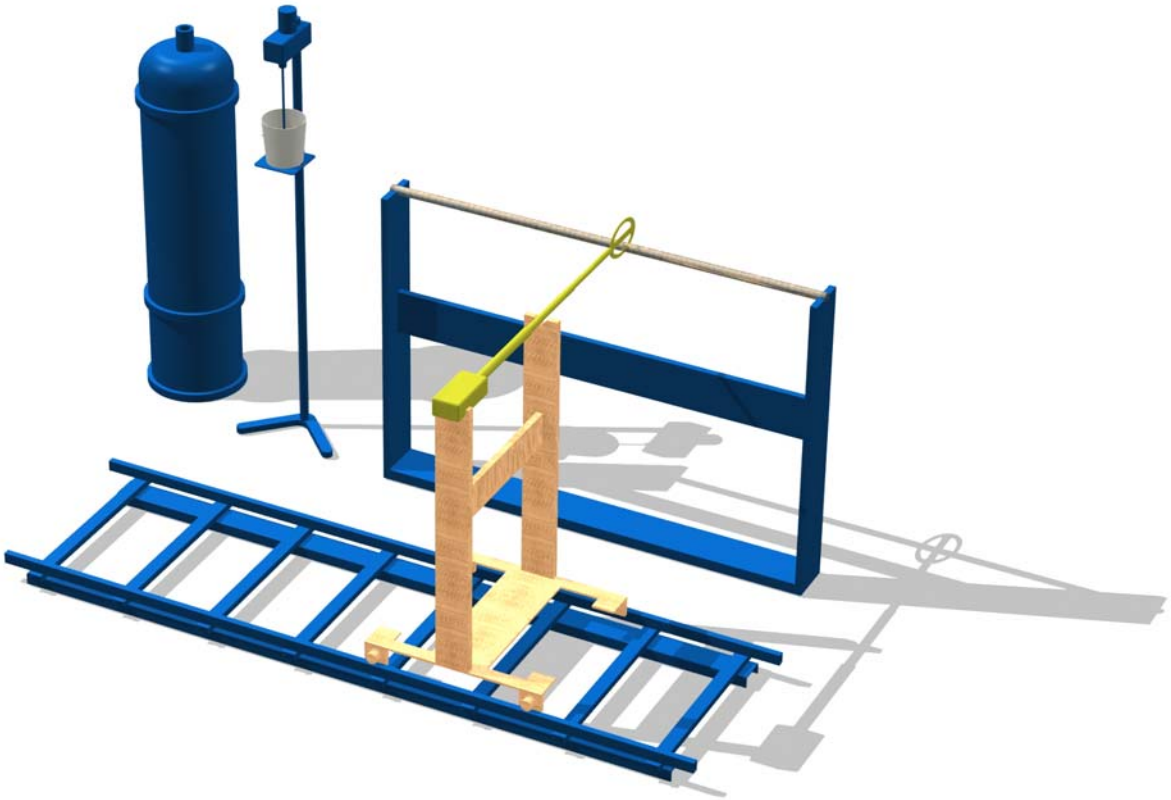


Abb. 10.4: Versuchsaufbau der horizontalen Säule für die 1-D Versuche. Das Metallsuchgerät kann motorisch über die Schiene gefahren werden. Ganz links stehen die Behälter mit entgastem Wasser und der Rührer, der das Nano-Eisen in Suspension hält. Beide sind seitlich zu versetzen damit sie keinen Einfluss auf die Messung haben

Bis jetzt ist es bei Feldanwendungen nicht möglich, genau zu bestimmen wie weit das Nano-Eisen sich in dem Untergrund ausbreitet; hier könnte diese neuartige Messme-

thode einen entscheidenden Vorteil bieten. Bislang ist man im Feld auf drei Methoden zur Ermittlung der Reichweite beschränkt:

1. konservative Tracer
2. indirekter Schluss über die Abnahme des Schadstoffes in einem Beobachtungsbrunnen
3. mittels geophysikalischer Messungen.

Nachteil ist, dass (wie in den Versuchen bei *VEGAS* gezeigt) das Nano-Eisen sich mit großer Retardierung fortbewegt und dass es dazu eine maximale Ausbreitungsdistanz gibt.

zu 1: Konservative Tracer bewegen sich genau mit der Fliesgeschwindigkeit des Wassers. Deshalb sagt der Durchbruch des Tracers nichts über die Ausbreitung des Nano-Eisens aus.

zu 2: Die Abnahme des Schadstoffes in einen Beobachtungsbrunnen kann auch die Folge der Verdünnung durch die Injektion selbst sein. Das Nano-Eisen wird meistens mit sauberem Wasser gemischt, bis die erwünschte Konzentration der Nano-Eisen-Suspension erreicht ist, danach wird es in den Boden injiziert. Es kann auch passieren, insbesondere bei einer Herdsanierung, dass der Schadstoff durch die injizierte Suspension mobilisiert wird. Dadurch kann es vom Beobachtungsbrunnen weg geschoben werden und damit außerhalb der Reichweite des Nano-Eisens gelangen.

zu 3: Die meisten geophysikalischen Messungen sind nicht in der Lage solch geringe Mengen an Eisen im Boden zu bestimmen. In vielen Fällen hat der Boden einen höheren natürlichen Eisengehalt als die injizierte Eisenmenge. Mittels chemischer Analytik ist es zudem schwierig, zwischen elementarem Eisen (Fe0) und (geogenem) oxidiertem Eisen (FeII, FeIII) zu differenzieren.

10.4 Ausblick

- Durch die Entwicklung der Eisenbestimmung mit einem Metall-Suchgeräte soll es bei der Umsetzung in dreidimensionalen Versuchen möglich sein, das Messverfahren in Brunnen einzubauen und damit den Durchbruch von Nano-Eisen zu visualisieren.
- Anhand der Säulenversuche soll ein geeignetes Bodenmaterial sowie die Randbedingungen für zwei- oder dreidimensionale Untersuchungen gewählt werden.
- Schließlich soll auch mit Realmaterial von einem Feldstandort getestet werden wie das Nano-Eisen sich in diesem verhält.

- Der eindimensionale Versuchsaufbau soll benutzt werden, um andere Eisen-Kolloide von verschiedenen Herstellern auf Ihre Transportfähigkeiten zu testen und untereinander zu vergleichen.
- Im Säulenversuch soll nach der Nano-Eisen-Injektion mit CKW-Lösung nachgespült werden. Auf diese Art soll die Reaktivität unter hydraulisch exakt kontrollierten Bedingungen untersucht werden.

10.5 Danksagung

Die Autoren danken dem Umweltministerium Baden-Württemberg für die finanzielle Förderung im Rahmen des Förderprogramms BW-PLUS.

10.6 Literatur

Elliott, D.W., W-X. Zhang, 2001, Field Assessment of Nanoscale Bimetallic Particles for Groundwater Treatment, Environ. Sci. Technol. 2001, 35, 4922-4926

Gavaskar A., L. Tatar, W. Condit, 2005, Cost And Performance Report, Nanoscale Zero-Valent Iron Technologies For Source Remediation, Naval Facilities Engineering Service Center

Müller C., Eckhard, P. Rissing, 2006a, Sanierung mit Nano-Eisen - Stand der Technik, Altlasten Spektrum 2/2006

Müller C., P. Rissing, F. Widmayer, M. Wischott, 2006b, Nano-Eisen Feldversuch: Strategie, Durchführung, Ergebnisse und Auswertung, Altlasten Spektrum 3/2006

11 Machbarkeitsstudie zum Einsatz von chemischer Oxidation (ISCO) zur Sanierung von CKW-Kontaminationen – Ergebnisse aus Batch- und Säulenversuchen –

Steffen Hetzer, Norbert Klaas, Oliver Trötschler, *VEGAS*, Universität Stuttgart

11.1 Einleitung

Halogenierte Kohlenwasserstoffe können aufgrund Ihrer hohen Dichte als organische Phase in den Grundwasserkörper eindringen. Derartige Altlasten sind häufig nur mit größtem Aufwand zu sanieren. In Fällen, bei denen die Schadstoffe aufgrund der Untergrundverhältnisse und der Art des Eintrags als Phase relativ fein verteilt im Aquifer vorliegen, könnte ein Abbau mit Hilfe eines chemischen Oxidationsmittels als Sanierungsvariante in Frage kommen. Geeignete Oxidationsmittel sind z.B. Kalium- oder Natriumpermanganat. Diese können als wässrige Lösung in den gesättigten Bereich infiltriert werden.

Im Rahmen einer Machbarkeitsstudie wird die in der Literatur beschriebene grundsätzliche Anwendbarkeit der chemischen In-situ-Oxidation (in der englischsprachigen Literatur als In-Situ Chemical Oxidation (ISCO) bekannt) in klein- und mittelskaligen Versuchen in *VEGAS* unter realitätsnahen Bedingungen untersucht und die Übertragbarkeit auf den Feldmaßstab überprüft. Solche grundlegenden Untersuchungen fehlen bislang in der Literatur [1], sind aber eine wichtige Voraussetzung für die Anwendung – insbesondere vor dem genehmigungsrechtlichen Hintergrund. Eine derzeit in den USA angewendete Methode zielt auf den Einsatz von Batchversuchen zur Bestimmung des Bedarfs an Oxidationsmitteln ab [4]. In Batchversuchen wird kontaminiertes Grundwasser oder Bodenmaterial für Zeiträume von wenigen Tagen mit Oxidationsmittel versetzt, um dadurch die prinzipielle Eignung der chemischen Oxidation zu testen.

11.2 Zielstellung

Hauptziel der Machbarkeitsstudie ist es, in systematischen Untersuchungen die Randbedingungen zu finden, unter denen der Einsatz von chemischer Oxidation zur Quellensanierung von CKW Kontaminationen sinnvoll ist. Grundlagenuntersuchungen, primär aus den USA [5, 6, 7], belegen die generelle Eignung von chemischer Oxidation – insbesondere unter Einsatz von Permanganat – zur Mineralisierung von CKW (z.B. Trichlorethen und Tetrachlorethen). Es sind aber auch eine Reihe von Anwendungsfällen beschrieben [2, 7, 8], die z.T. unterschiedliche Ergebnisse geliefert haben.

Eines der Hauptprobleme dieser Technologie ist es, die Bedarfsmenge an Oxidant und damit die Kosten einer Anwendung richtig zu kalkulieren. Dies erweist sich als schwierig, da es neben der Reaktion mit den Schadstoffen (deren exakte Masse häufig nur schwer abgeschätzt werden kann) auch zu Konkurrenzreaktionen mit organischer Materie und reduzierten anorganischen Bodenbestandteilen kommt. Dieses Phänomen wird als natürlicher Hintergrundverbrauch (Natural Oxygen Demand – NOD) bezeichnet.

Die Laboruntersuchungen zur Bestimmung des Bedarfs an Oxidationsmitteln sollen auf einer Skalenebene erfolgen, die repräsentativ und aussagekräftig ist, deshalb werden neben Batchversuchen umfangreiche Säulen- und Küvettenversuche durchgeführt. Auf dieser Skala können auch Rebound-Effekte und der Einfluss der Mangandioxid-Ausfällung auf die hydraulische Leitfähigkeit und die Effizienz der Oxidation untersucht und quantifiziert werden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen sollen ein tieferes Verständnis des Einflusses organischer Bestandteile des Bodens auf die Reaktion mit Permanganaten ermöglichen. Insbesondere die Konkurrenzreaktion zwischen Schadstoff und Boden mit Permanganat soll eingehend untersucht werden. Dadurch kann die Anwendbarkeit von chemischer Oxidation an konkreten Standorten abgeschätzt werden.

11.3 Stand der Technik

Pilotanwendungen mit ISCO unter Einsatz von Permanganaten als Oxidationsmittel werden in den USA seit Mitte der ´90-er Jahre durchgeführt. Es sind mehr als 20 Standorte [3] bekannt. Speziell zur Anwendung von Permanganaten hat die US-EPA 2005 ein aktualisiertes technisches Handbuch herausgegeben, das als Einleitung und Ratgeber in technischen und juristischen Fragen dienen soll [4]. Über mindestens zwei Anwendungsfälle in Europa (Deutschland (2004) [8] und Dänemark (2002) [9]) wurde berichtet, weitere sind in Planung.

Bedingt durch das vergleichsweise geringe Oxidationspotential der Permanganate lässt sich nur ein Teil der chlorierten Kohlenwasserstoffe oxidieren. Aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX) werden nicht oxidiert und hemmen bei hohen Konzentrationen sogar die Oxidation der CKW.

Oxidierbare CKW sind unter anderem PCE, TCE, DCE und VC mit folgenden Redoxgleichungen:

Perchlorethen (PCE)

$$4\ KMnO_4 + 3\ C_2Cl_4 + 4\ H_2O \rightarrow 6\ CO_2 + 4\ MnO_2 + 4\ K^+ + 12\ Cl^- + 8\ H^+ \qquad [Gl.1]$$

Trichlorethen (TCE)

$$2\ KMnO_4 + C_2HCl_3 \rightarrow 2\ CO_2 + 2\ MnO_2 + 3\ Cl^- + H^+ + 2\ K^+ \qquad [Gl.\ 2]$$

D*ichlorethen (DCE)*

$$8\ KMnO_4 + 3\ C_2H_2Cl_2 + 2H^+ \rightarrow 6\ CO_2 + 8\ MnO_2 + 8\ K^+ + 6\ Cl^- + 4\ H_2O \quad \text{[Gl. 3]}$$

Vinyl Chlorid (VC)

$$10\ KMnO_4 + 3\ C_2H_3Cl \rightarrow 6CO_2 + 10\ MnO_2 + 10\ K^+ + 3\ Cl^- + 7\ OH^- + H_2O \quad \text{[Gl. 4]}$$

Alle Reaktionen sind exotherm und laufen ohne weitere Katalysatoren mit hoher Reaktionsgeschwindigkeit ab. Während die Oxidation von PCE und TCE Säure freisetzt, also eher in neutralem oder alkalischem Grundwasser abläuft, läuft die Oxidation von DCE bevorzugt im sauren Medium ab, da genauso wie bei der Oxidation von VC Basen freigesetzt werden. Im Vergleich zu anderen Oxidationsmitteln (H_2O_2, Fenton's Reagenz) konnte eine geringere Abhängigkeit der Reaktion vom pH-Wert und eine höhere effektive Oxidationsleistung festgestellt werden [10]. Allen Reaktionen mit Permanganat gemeinsam ist die Bildung von Mangandioxid (Braunstein: MnO_2). Gebildeter Braunstein fällt im Untergrund aus und bewirkt in der Regel eine Verockerung des Aquifers mit zum Teil erheblicher Verschlechterung der hydraulischen Leitfähigkeit (k_f-Wert) [8].

Neben den oben angeführten Reaktionen des Permanganats mit CKW gibt es weitere Konkurrenzreaktionen, z.B. mit organischen Bestandteilen des Bodens.

Unter Annahme eines nullwertigen Kohlenstoffs (wie z.B. in Kohlenhydraten) kann folgende Reaktionsgleichung formuliert werden:

$$4\ KMnO_4 + 3\ C + 4\ H^+ \rightarrow 4\ MnO_2 + 2\ H_20 + 3\ CO_2 + 4\ K^+ \quad \text{[Gl. 5]}$$

Aufgrund eines äußerst ungünstigen Massenverhältnisses zwischen Permanganat und Kohlenstoff ist anzunehmen, dass die Reaktion mit der Bodenmatrix sehr hohen Einfluss auf die Sanierungseffizienz von ISCO und den Verbrauch von Permanganat haben kann. Dabei ist im Speziellen zu berücksichtigen, dass das zu spülende Bodenvolumen meist um ein Vielfaches größer ist als das tatsächlich kontaminierte Bodenvolumen. Aus diesem Grund ist es unerlässlich, weitergehende Informationen über den Hintergrundverbrauch des Bodens zu gewinnen. In der Literatur sind nur einzelne Quellen bekannt, in denen der Anteil des Natural Oxygen Demand ansatzweise untersucht wurde [12].

11.4 Arbeitsprogramm

Das Arbeitsprogramm schließt Untersuchungen auf drei Skalen ein. 0-D (Batch)-Versuche bilden eine Grundlage zur Ermittlung des Natural Oxygen Demand und der Konkurrenz zwischen TOC und Schadstoff. 1-D (Säulen)- und 2-D (Küvetten)-Versuche

ermöglichen eine Untersuchung dieser Reaktionen unter realitätsnahen Strömungsbedingungen.

11.4.1 Batch-Versuche

Umfangreiche Schüttelversuche wurden durchgeführt mit der Zielsetzung, den Langzeitverbrauch der Bodenmatrix an Oxidationsmittel zu bestimmen. Des Weiteren wurde die Konkurrenz zwischen Bodenmatrix und CKW, sowie der Einfluss der Temperatur auf die Reaktionen untersucht. Vergleichend wurde der Einsatz der Oxidationsmittel Natrium- und Kaliumpermanganat untersucht.

Es wurden zwei Versuchsreihen angesetzt. In der ersten Testreihe wurden drei verschiedene Bodenmaterialien (Grobsand, Feinsand, Schluff, je 20 g) in 100 mL Schraubgläsern unkontaminiert, bzw. mit PCE kontaminiert und mit hochkonzentrierter (25 g/L) $KMnO_4$-Lösung versetzt. Die Gläser wurden in Dunkelheit gelagert, ein Teil im Labor bei ca. 20°C, der Rest in einem Kühlraum bei 8°C. Nach einem Tag, 3, 7, 30 und 90 Tagen wurden die Kolben geschüttelt und anschließend auf $KMnO_4$ und CKW analysiert.

In einer zweiten Testreihe wurden je 40 g Feinsand in 100 mL Erlenmeyerkolben eingewogen. Anschließend wurden $KMnO_4$ oder $NaMnO_4$ -Lösungen mit Konzentrationen von 0.1 g/L, 1.0 g/L und 10 g/L zugegeben. Die Kolben wurden luftdicht verschlossen und in Dunkelheit (ein Teil im Labor bei 20°C, der Rest im Kühlraum bei 8°C) gelagert. Nach 3 Stunden, 3 Tagen, 7 Tagen und 30 Tagen wurden die Kolben geschüttelt und anschließend auf $KMnO_4$/$NaMnO_4$, pH-Wert und Redoxpotential analysiert. Alle Batchversuche wurden als Triplets ausgeführt inklusive Referenzversuche.

11.4.2 Säulenversuche

Um den Natural Oxygen Demand des Bodens sowie die Reaktionskinetik von Permanganat mit CKW unter realitätsnahen Strömungsbedingungen zu untersuchen, wurden zwei Testreihen mit Säulenversuchen durchgeführt.

In der ersten Reihe wurden eine Glassäule (Höhe 105 cm, Durchmesser 10 cm) mit Grobsand befüllt (Säule 1, s. Abb. 11.1), zwei weitere mit Feinsand (Säule 2 – 3). Die Säulen sind mit einer Reihe von Probenahmestellen sowie Piezometern ausgestattet, s. Abb. 11.1. Relevante Größen wie pH, Redoxpotential, CKW-Gehalt, Chloridgehalt und $KMnO_4$-Konzentrationen, sowie die Veränderung der hydraulischen Leitfähigkeit durch Braunsteinausfällung wurden entlang der Säulen bestimmt. In alle drei Säulen wurde bis zu einer Höhe von 30 cm eine residuale Kontamination eingebracht.

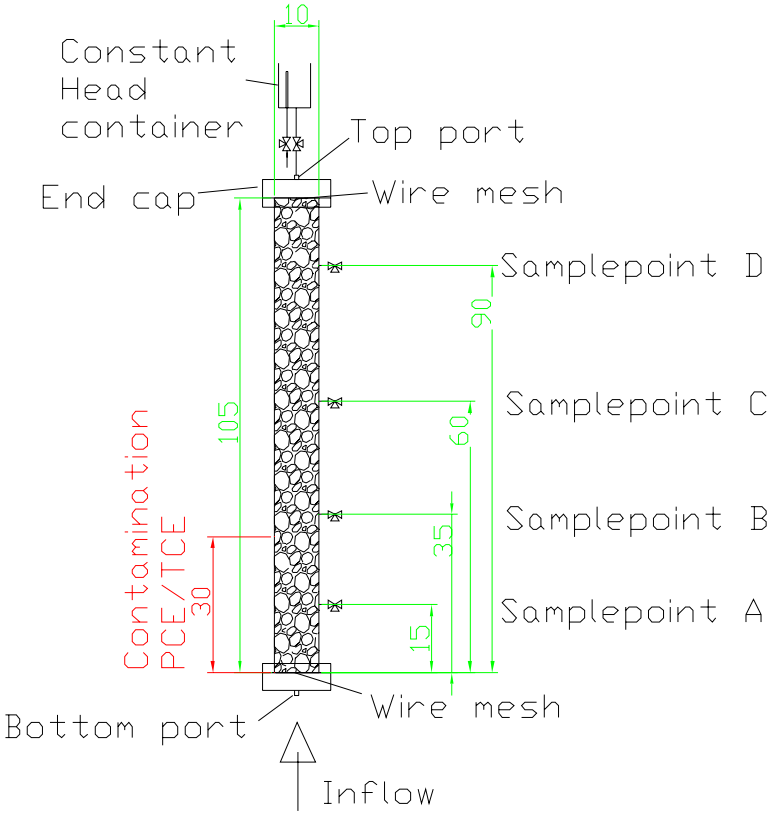


Abb. 11.1: Aufbau Säulen-Versuche, Säule 1 – 3

Je eine Säule mit Grobsand (Säule 1) und Feinsand (Säule 2) wurden zunächst mit Wasser gespült, um den maximalen Austrag einer hydraulischen Sanierung zu bestimmen. Anschließend wurden $KMnO_4$-Lösungen von 1 g/L und 2 g/L verwendet, um die Kontamination zu sanieren. Die dritte, mit Feinsand gefüllte Säule wurde permanent mit Wasser gespült, um einen Vergleich von ISCO mit einer hydraulischen Sanierung zu ermöglichen. Eine vierte Glassäule (Höhe 63 cm, Durchmesser 6 cm) wurde mit einem geschichteten System aus Grobsand, Feinsand und Schluff befüllt. Eine Kontamination mit obigem PCE/TCE Gemisch wurde in den Schluff eingebracht und anschließend mit einer $KMnO_4$-Lösung (1 bzw. 2 g/L) durchströmt.

Eine zweite Testreihe wurde durchgeführt, um speziell den Verbrauch von $KMnO_4$ durch die Bodenmatrix zu bestimmen.

Dazu wurden zwei Glassäulen (Säule 5 u. 6, Höhe 63 cm, Durchmesser 6 cm) mit Feinsand gefüllt, s. Abb. 11.2. Die Säulen wurden zunächst mit entgastem Wasser und anschließend mit $KMnO_4$-Lösungen mit Konzentrationen von 1 g/L und 10 g/L gespült.

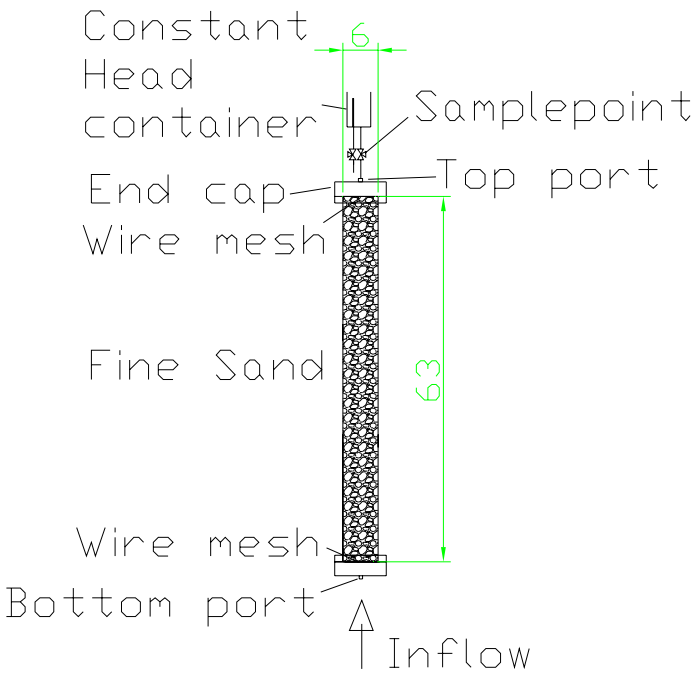


Abb. 11.2: Aufbau Säulen-Versuche, Säule 5 – 6

11.4.3 Küvettenversuche

Um den Bedarf an Permanganat in Abhängigkeit vom Anteil an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Bodenmaterial und in Relation zum Bedarf für die Oxidation von CKW zu bestimmen, wurden Untersuchungen im 2-D Maßstab durchgeführt.

Die Untersuchungen wurden in einer Edelstahlküvette (Länge 140 cm, Höhe 65 cm und Tiefe 8 cm) mit Glasscheibe durchgeführt. Auf diese Weise konnte die Lage der Kontamination, die Wirkung des Oxidationsmittels und Bildung von Mangandioxid schon während des Versuchs visualisiert werden. Die Küvette wurde mit drei unterschiedlichen Böden (Grobsand, Feinsand, Schluff) schichtenweise befüllt und im Anschluss mit einer Mischkontamination von PCE und TCE versehen. Dabei wurde ein Teil der Feinsandschicht mit einer residualen Sättigung kontaminiert und zusätzlich ein DNAPL-Pool auf der Schluffschicht aufgebracht.

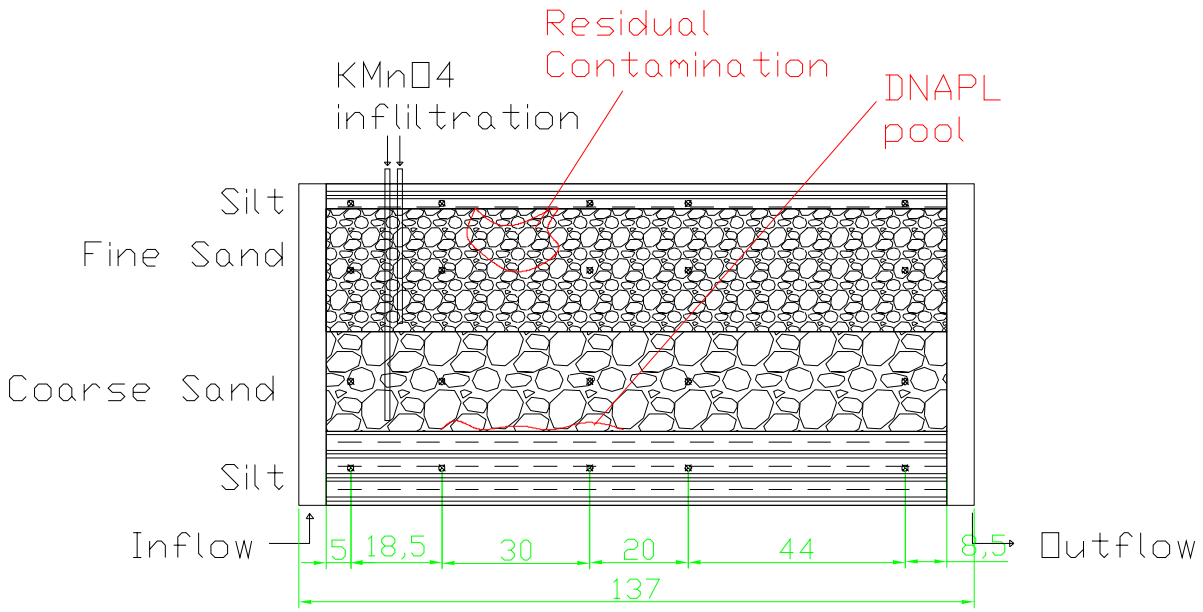


Abb. 11.3: Aufbau Küvettenversuch

Das hydraulische System der Küvette beinhaltet Überlaufbehälter zur konstanten Einstellung eines hydraulischen Gradienten. In diese Grundströmung wird über getrennte Infiltrationsbrunnen, die jeweils im Bereich der Schichten verfiltert sind, das Permanganat oberstromig der Kontamination infiltriert.

Die Küvette ist mit einer Reihe von Probenahmestellen ausgestattet, die eine selektive Grundwasserprobenahme im Bereich der einzelnen Schichten ober- und unterstromig der Schadstoffquelle erlaubt. Hierdurch wird die zeitliche und räumliche Bestimmung von Konzentrationsverläufen der prozessrelevanten Größen (pH, Redoxpotential, [CKW], [Cl^-] und [$KMnO_4$]) ermöglicht.

11.5 Ergebnisse aus Batch- und Säulenversuchen

Einen ersten Eindruck des Einflusses der organischen Materie auf die Sanierungseffizienz kann man durch die jeweils zweite Testreihe der Batch- und Säulenversuche gewinnen.

11.5.1 Batchversuche

Abb. 11.4 und Abb. 11.5 zeigen die vom Boden konsumierte Masse an $KMnO_4$ für die jeweilige Konzentration sowie die Entwicklung der Reaktionsrate für die in Testreihe 2

durchgeführten Versuche. Dabei wurden 40 g Feinsand mit je 50 mL $KMnO_4$ Lösung mit Konzentrationen von 1 g/L bzw. 10 g/L versetzt.

Man kann deutlich den zu Beginn sehr hohen Verbrauch an Oxidationsmittel erkennen, der schnell abklingt und zum Ende hin relativ konstant bleibt. Der maximale Verbrauch an MnO_4 für 40 g Feinsand beträgt nach [Gl. 5] 2.1 g. Für eine $KMnO_4$-Konzentration von 1 g/L (Abb. 11.4) werden innerhalb von 21 Tagen 35 mg der zugegebenen 44 mg MnO_4 abgebaut. Dies entspricht einem Abbau von 80 %. Die Reaktionsrate sinkt dabei von anfangs 100 mg(MnO_4)/d auf 0.4 mg(MnO_4)/d.

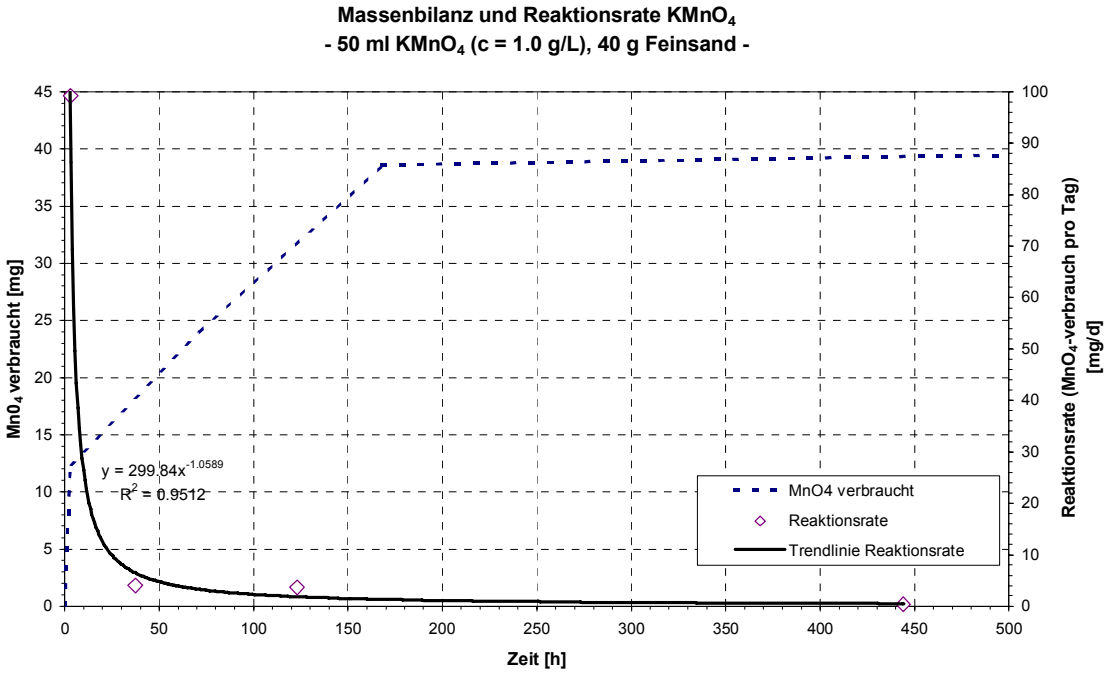


Abb. 11.4: Massenbilanz und Reaktionsrate $KMnO_4$, 1g/L, Batchversuche

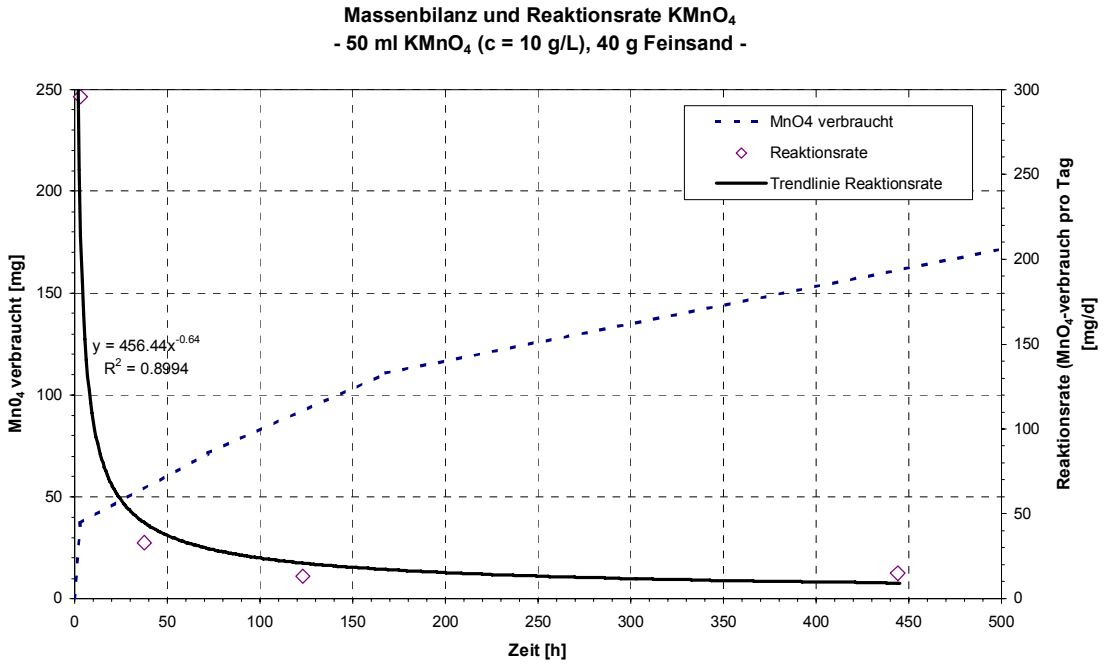


Abb. 11.5: Massenbilanz und Reaktionsrate $KMnO_4$, 10g/L, Batchversuche

Für eine Konzentration von 10 g/L (Abb. 11.5) werden 150 mg der ursprünglichen 440 mg verbraucht. Dies entspricht einem Abbau von 34 %. Die Reaktionsrate sinkt in diesem Fall von 300 mg(MnO_4)/d auf 15 mg(MnO_4)/d nach 21 Tagen. Unter der Annahme das sich diese Reaktionsrate konstant einstellt und die oben berechneten 2.1 g MnO_4 benötigt werden, vergingen im letzteren Fall weitere 140 Tage bis das Bodenmaterial vollständig oxidiert wäre.

11.5.2 Säulenversuche

Abb. 11.6 und Abb. 11.7 zeigen die Massenbilanz und die Reaktionsrate von MnO_4 für die in Testreihe 2 durchgeführten Säulenversuche. Dazu wurden 2 Säulen mit Feinsand gefüllt und mit $KMnO_4$-Lösungen mit Konzentrationen von 1 g/L und 10 g/L gespült.

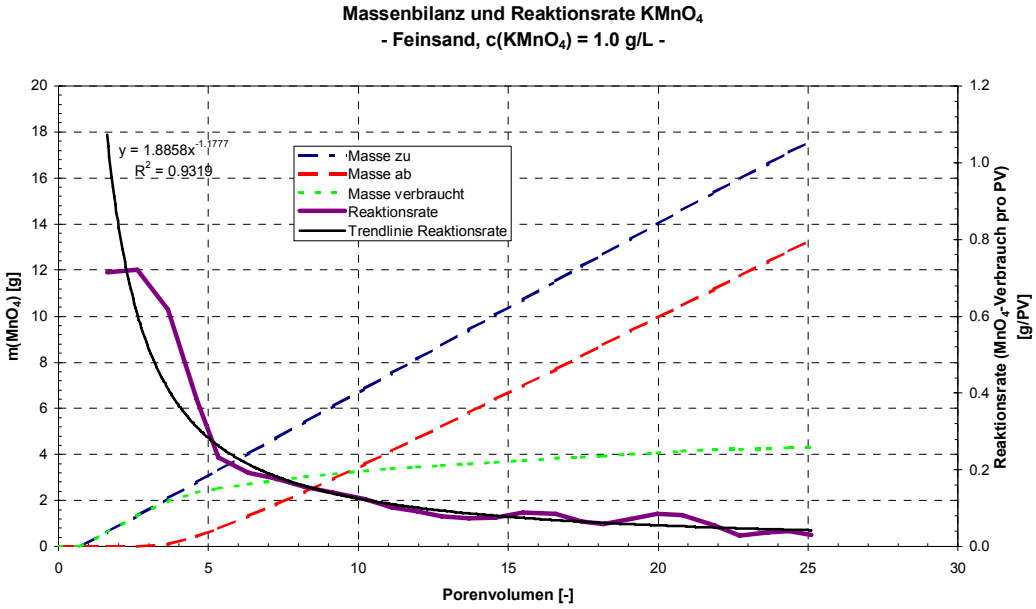


Abb. 11.6: Massenbilanz und Reaktionsrate $KMnO_4$ – Feinsand, c ($KMnO_4$) = 1 g/L

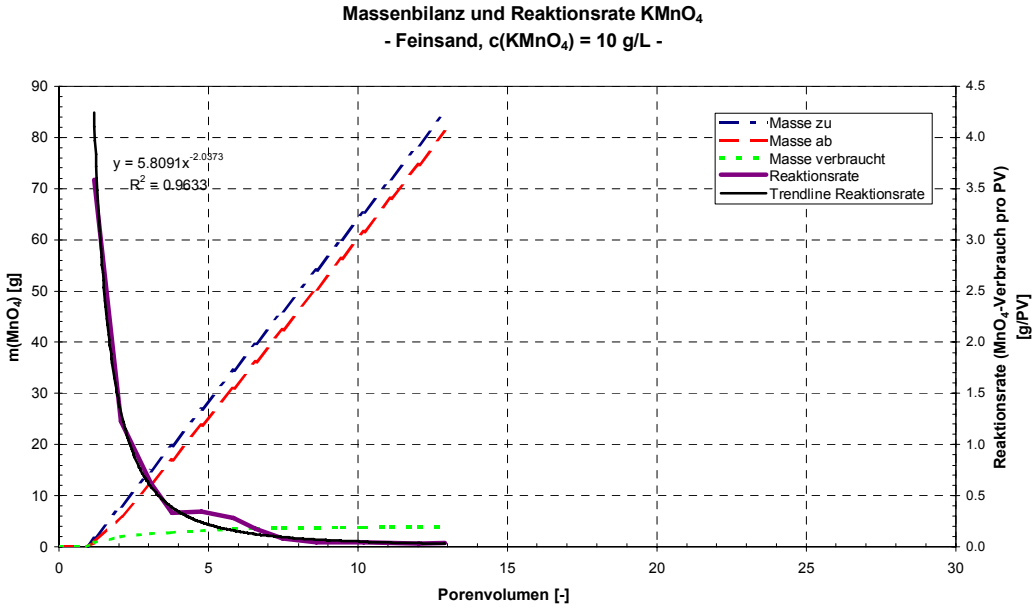


Abb. 11.7: Massenbilanz und Reaktionsrate $KMnO_4$ – Feinsand, c ($KMnO_4$) = 10 g/L

Abb. 11.8 und Abb. 11.9 zeigen zusätzlich das Durchbruchsverhalten von MnO_4 im Vergleich zu einem konservativen Tracer (Uranin). Hierfür wurden beide Konzentrationen normiert.

Wieder ist in beiden Fällen ein deutliches Abklingen der Reaktionsrate zu erkennen. Für eine Konzentration von 1 g/L (Abb. 11.6) sinkt diese von 0.7 g(MnO_4)/PV auf ca.

0.03 g(MnO_4)/PV nach 25 durchströmten Porenvolumen. Insgesamt wurden 4.3 g MnO_4 aufgebraucht. Für eine Konzentration von 10 g/L (Abb. 11.7) sinkt die Reaktionsrate von 3.5 g(MnO_4)/PV auf 0.04 g(MnO_4)/PV innerhalb von 13 Porenvolumen. Insgesamt wurden hierfür 3.8 g MnO_4 verbraucht. Nach 25 bzw. 13 Porenvolumen zeigen die Kurven der Reaktionsrate einen annähernd konstanten Verlauf. Bezogen auf eine maximal benötige Menge von 158 g MnO_4 würden weitere 14 bzw. 11 Jahre vergehen, bis das Bodenmaterial vollständig oxidiert wäre.

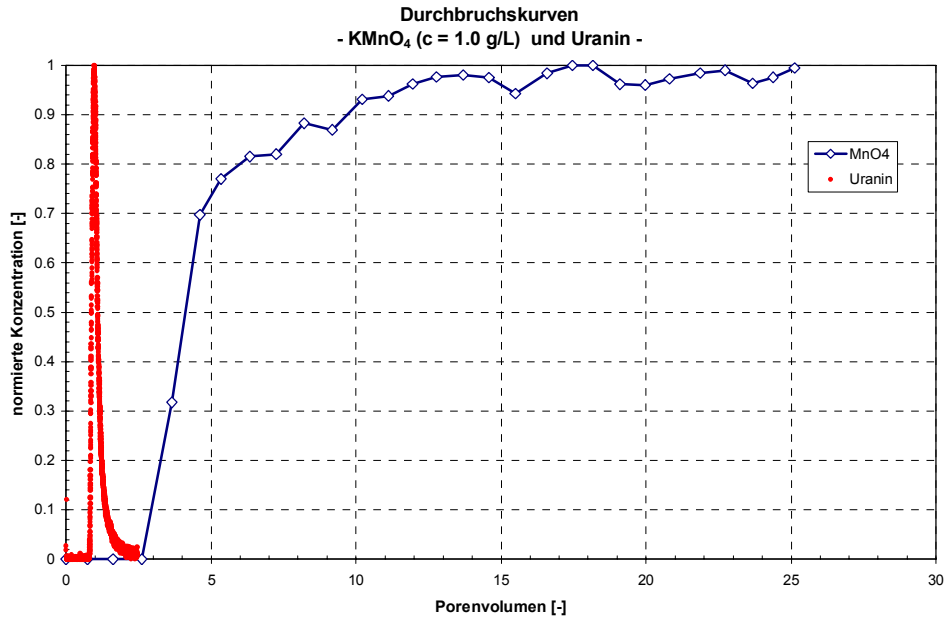


Abb. 11.8: Durchbruchskurven $KMnO_4$ (c = 1 g/L) und Uranin

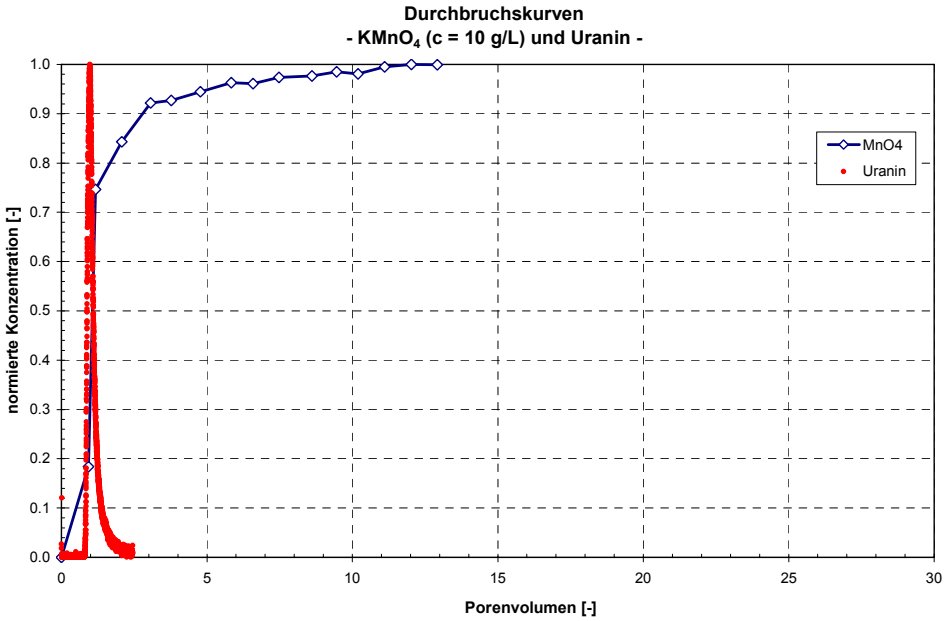


Abb. 11.9: Durchbruchskurven $KMnO_4$ (c = 10 g/L) und Uranin

Der Vergleich der Durchbruchskurve von $KMnO_4$ mit Uranin zeigt einen Retardierungsfaktor von 4. Der Beginn des Tracerdurchbruchs war nach Austausch eines Porenvolumens zu sehen, $KMnO_4$ war erst nach vier Porenvolumen detektierbar (Abb. 11.8, [$KMnO_4$]: 1 g/L). Für den Fall von 10 g/L (Abb. 11.9) waren nach einem Porenvolumen bereits 18 % der Ausgangskonzentration durchgebrochen.

11.6 Zusammenfassung

Es hat sich gezeigt, dass die organische Materie im Boden großen Einfluss auf die bei einer Sanierung benötigte Menge an Oxidant hat. Zu Beginn einer Injektion von $KMnO_4$ ist dieser Verbrauch hoch, sinkt aber im Anschluss rasch ab um ein annähernd konstantes Niveau zu erreichen. Zudem spielt die Konzentration des Oxidationsmittels eine entscheidende Rolle. Je höher diese liegt, desto schneller wird organisches Material oxidiert. Angesichts der positiven Oxidation der Schadstoffe selbst bei geringen Konzentrationen kommt der Optimierung der eingesetzten Menge unter ökonomischen Aspekten eine zentrale Bedeutung zu.

Ein noch zu klärender Faktor ist die maximal benötigte Menge an Oxidationsmittel. In Gleichung 5 wurde von einem nullwertigen Kohlenstoff ausgegangen. Im Augenblick laufen Untersuchungen in *VEGAS* um eine Methode zu entwickeln, mit deren Hilfe eine mittlere, effektive Oxidationsstufe des vorliegenden Kohlenstoffs ermittelt werden kann. Mittels dieser Kennzahl könnte der einfach zu bestimmende TOC in einen maximalen Oxidationsmittelbedarf umgerechnet werden.

11.7 Danksagung

Die Autoren bedanken sich für die finanzielle Förderung der Untersuchungen durch BW-PLUS (FKZ BWR 25005).

11.8 Literatur

[1] Hood, E.D.; et al., 2004. Oxidant Fate and Mobility: Controlling Factors and Estimation Methods in Abstracts D7 zu Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds: The Fourth International Conference, May 24 –27th, Monterey, CA, USA

[2] Werner, P.G.; 2004. A Comparison of Full Scale Chemical Oxidation Pro-grams For Remediation of Tetrachloroethene in Abstracts D7 zu Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds: The Fourth International Conference, May 24 –27th, Monterey, CA, USA

[3] Clayton, W.S.; et al., 2004. In Situ Oxidation: Quantifying the Good, the Bad and the Ugly in Abstracts D7 zu Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds: The Fourth International Conference, May 24 –27th, Monterey, CA, USA

[4] Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Ground Water (ITRC 2005), http://www.itrcweb.org/ISCO-1.pdf

[5] Yan, Y.E., Schwartz, F.W., 1999. Oxidative Degradation and Kinetics of Chlorinated Ethylenes by Potassium Permanganate, Journal of Contaminant Hydrology 37, pp. 343–365.

[6] Schroth, M.H., Oostrom, M., Wietsma, T.W., and Istok, J.D., 2001. In-Situ Oxidation of Trichloroethene by Permanganate: Effects on Porous Medium Hydraulic Properties, Journal of Contaminant Hydrology 50, 79-98.

[7] Schnarr, M., Truax, C., Farquhar, G., Hood, E., Gonullu, T., Stickney, B., 1998. Laboratory and Controlled Field Experiments Using Potassium Permanganate to Remediate Trichloroethylene and Perchloroethylene DNAPLs in Porous Media, Journal of Contaminant Hydrology 29, pp. 205–224.

[8] Edel, H.-G., et al., 2004. In-situ-chemische Oxidation (ISCO), Einsatz eines neuartigen Verfahrens zur Sanierung eines LCKW-Grundwasserschadens, Teil 1 in altlasten spektrum 5/2004, pp. 251 – 258

[9] Christensen, J.S.; et al., 2004. Permanganate Oxidation of PCE: Laboratory Testing and Design Considerations in Abstracts D7 zu Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds: The Fourth International Conference, May 24 –27th, Monterey, CA, USA

[10] Gates, D.D., Siegrist, R.L., Cline, S.R., 1995. Chemical Oxidation of Volatile and Semi-Volatile Organic Compounds in Soil. 88th Annual Meeting and Exhibition. Air and Waste Management Association, Pittsburgh, PA, pp. 95-TP66.03.

[11] Yin, Y., Allan, H.E., 1999. Technology Evaluation Report TE99-01: In Situ Chemical Treatment http://gwrtac.org/pdf/inchem.pdf

[12] Mumford, et al, 2005. Bench-Scale Investigation of Permanganate Natural Oxygen Demand Kinetics, Environmental Science and Technology, 39 (8)

12 SAFIRA II – Forschungsprogramm zur Revitalisierung von großflächig und komplex kontaminierten Standorten (Megasites)

Martin Bittens, Rainer Henzler, Hermann Rügner, Georg Teutsch,
UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH

12.1 Zielsetzung

In Deutschland wie auch in anderen europäischen Ländern gibt es eine Vielzahl von Flächen, auf denen industrielle, militärische sowie bergbauliche Aktivitäten zu einer weit reichenden Verunreinigung von Böden, Grundwässern und Oberflächengewässer geführt haben. Aufgrund der Größe der einzelnen Standorte und deren Komplexität werden diese als Megasites bezeichnet. Die Sanierung für eine konventionelle Sanierung dieser Standorte würde allein in Deutschland einen Finanzrahmen von mehreren hundert Millionen Euro erfordern. Für eine erfolgreiche Revitalisierung von Megasites werden daher neue, innovative Lösungsansätze benötigt. Neben verbesserten Erkundungs- und Sanierungstechniken müssen insbesondere auch technisch-ökonomische Überlegungen (kosteneffiziente Reduktion des Gefahrenpotentials, technisch-ökonomische Machbarkeit von Sanierungsmaßnahmen) sowie sozio-ökonomische Aspekte (umweltökonomische Auswirkungen und Nachhaltigkeit bei der Entwicklung von Megasites) berücksichtigt werden (Schwarze et al., 2005).

12.2 Forschungs- und Entwicklungsschwerpunkte von SAFIRA II

Das Forschungsprogramm SAFIRA II - Revitalisierung von großflächig und komplex kontaminierten Standorten (Megasites) - hat sich zum Ziel gesetzt, ein Managementsystem für die Revitalisierung von Megasites zu entwickeln. Kernstück dieses Systems ist ein "Decision Support Tool", mit dessen Hilfe insbesondere die Anforderungen aus den Bereichen "Gefahrenmanagement" und "nachhaltige Planung" iterative gegeneinander abgewogen und daraus resultierende Entscheidungsprozesse gesteuert werden können (Abb. 12.1). Wesentliche Forschungsschwerpunkte, die Beiträge zum Managementsystem liefern werden, liegen

i.) in der Entwicklung von technischen Methoden und Werkzeugen zur Lokalisierung und Entfernung von Schadstoffherden, zur on-site Behandlung von komplex kontaminierten Grundwässern, zur Nutzung und Optimierung des natürlichen Schadstoffabbaus sowie zur intelligenten Überwachung von Sanierungs- oder Qualitätszielen im Grundwasser, und

ii.) in der Entwicklung von sozioökonomischen und technisch-ökonomischen Methoden (Identifikation und Beteiligung von Stakeholdern, Berücksichtigung von Nachhaltigkeitskriterien, Lösung von umwelt- und planungsrechtlichen Problemen, Techno- und Planungsökonomie) zur Flächenrevitalisierung.

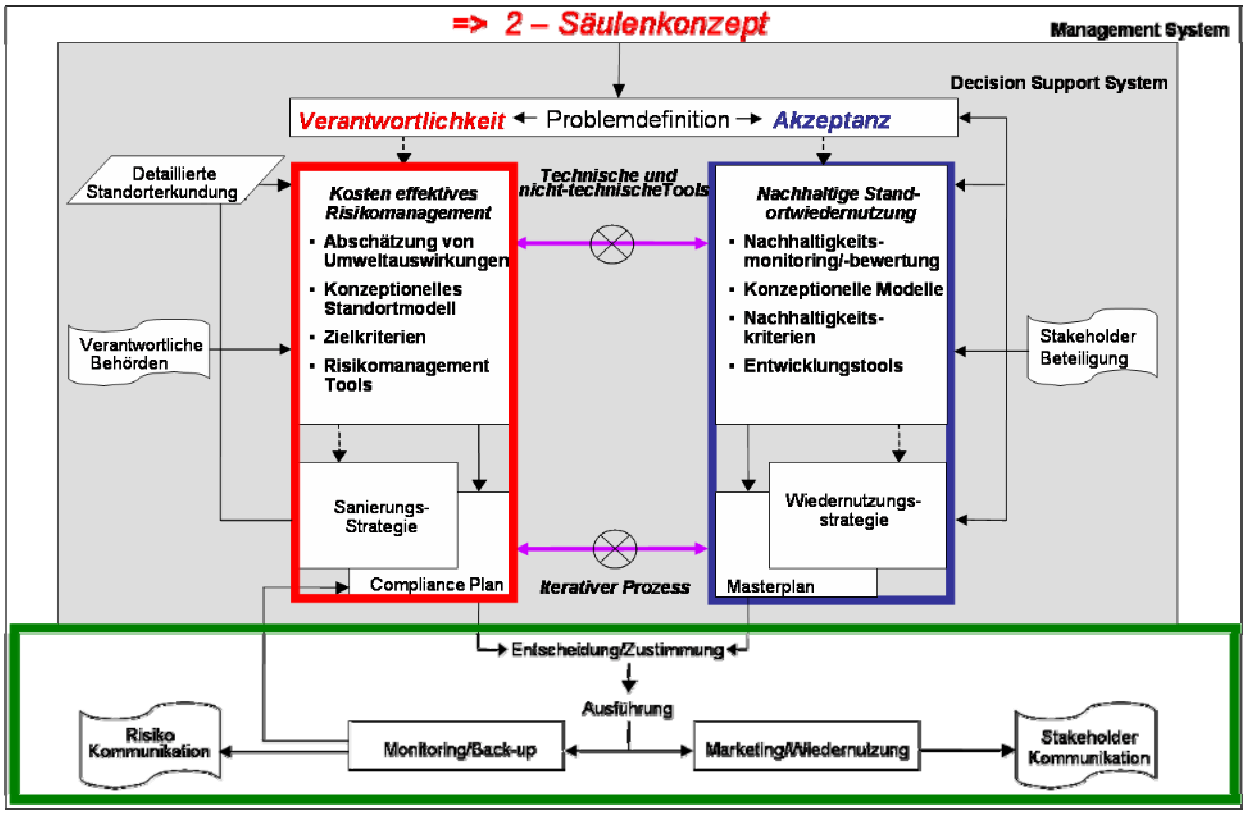


Abb. 12.1: SAFIRA II Management Framework

Begleitend zu diesen Forschungsschwerpunkten wird eine Verwertungsstrategie entwickelt, um die in SAFIRA II entstandenen Methoden und Werkzeuge am Markt zu etablieren und somit einem breiten Anwenderkreis zugänglich zu machen.

12.3 Umsetzung des SAFIRA II Forschungsprogramms

Seit März 2006 wird das SAFIRA II Forschungsprogramm auf einer Reihe von nationalen und internationalen Standorten umgesetzt. Auf industriell kontaminierten Standorten in Sachsen-Anhalt werden innovativen Untersuchungs- und Sanierungsmaßnahmen als Managementoptionen für die Flächenrevitalisierung erprobt und in ihrer Wirksamkeit demonstriert (Durchführung von Maßnahmen auf Teilflächen; Weiß et al., 2005). Hierzu gehören

i.) die Entfernung von "hot spots" durch den Einsatz von thermische Methoden sowie die Überprüfung des Sanierungserfolges auf Basis von Frachtbetrachtungen entlang von Monitoringwänden,

ii.) die Kosten optimierte Behandlung von komplex kontaminierten Grundwässern auf Basis eines modular angeordneten Systems von Wasserreinigungs- und Aufbereitungsanlagen (Treatment Train),

iii.) der Transfer von Schadstoffen aus dem Grundwasser in reaktivere Umweltkompartimente durch den Einsatz von "constructed wetlands" und "structured trenches".

Für Megasites in urbanen und ländlichen Gebieten ist innerhalb des SAFIRA II Forschungsprogramms die Erarbeitung einer Gesamtstrategie zur Revitalisierung von größeren innerstädtischen bzw. stadtnahen Flächen vorgesehen. Im Vordergrund hierbei stehen die Weiterentwicklung von Techniken ("direct push", Immissionspumpversuche) zur hochauflösenden und integralen Grundwasseruntersuchung sowie zur geophysikalischen Erkundung des Untergrundes.

Ergänzend zu den technischen Maßnahmen werden auf den o.g. Standorten auch sozioökonomische und technisch-ökonomische Forschungsarbeiten durchgeführt. Zielstellung dieser Arbeiten ist die Entwicklung von Methoden und Simulationsmodellen, mit denen

i.) nutzungsorientierte (zielbezogene) Sanierungskosten- und Flächenaufbereitungskostenoptima ermittelt werden können,

ii.) variable Nachnutzungsszenarien in die Sanierung und Flächenaufbereitung als Elemente einer computergestützten nachhaltigen Flächen(über)planung eingebunden werden können,

iii.) Kosten-Nutzen-Analysen für Planungsalternativen insbesondere unter Berücksichtigung von externen Effekten und Bodenwertbilanzen durchgeführt werden können,

iv.) Abschläge für Investitionsrisiken und Imageeffekte abgeschätzt werden und

v.) Effekte von Marketingmaßnahmen bei der modellgestützten Planung von Inwertsetzungsstrategien für Flächen ermittelt werden können.

12.4 Danksagung

Das SAFIRA II Forschungsprogramm wird durch das Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH (UFZ) koordiniert und von der Helmholtz-Gemeinschaft gefördert. Weitere Forschungseinrichtungen und Universitäten, mit denen das UFZ im Rahmen von SAFIRA II kooperiert, sind: *VEGAS*, Universität Stuttgart; Universität Tübingen, Universität Göttingen, Universität Darmstadt, Universität Kiel, DIW Berlin.

12.5 Literatur

Schwarze, R.; Bittens, M.; Rügner, H.; Finkel, M. (2005): Integrated Management Strategies fort the Revitalization of Contaminated Land and Groundwater Management at Megasites. 9th CONSOIL Conference, 02-06 Oct. 2005, Bordeaux, France.

Weiß, H.; Rügner, H.; Bittens, M. (2005): SAFIRA II: Revitalization of Contaminated Land and Groundwater Management at Megasites. 9th CONSOIL Conference, 02-06 Oct. 2005, Bordeaux, France.

13 BMBF – US EPA-Projekt: START-UP-Pläne zur Stimulierung des nachhaltigen Flächenrecyclings: die Implementierung

Jürgen Braun, Jantje Samtleben, Volker Schrenk, *VEGAS*, Universität Stuttgart
Michael Hanke, Immobilien Consulting M. Hanke, Droßdorf
Uwe Ferber, Projektgruppe Stadt und Entwicklung, Leipzig

13.1 Einleitung

Der Themenkomplex der Altlasten und die damit verbundenen Problemstellungen beschäftigt eine seit 1990 bestehende Kooperation zwischen dem deutschen Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und der US amerikanischen Environmental Protection Agency (US EPA) welche bereits mehrere Phasen durchlief. Die derzeit auslaufende Phase III „Nachhaltige Ressourcenschonung – Flächenmanagement und Flächenrecycling“ entwickelte sich aus der ursprünglichen Altlastenproblematik und hat die nachhaltige Revitalisierung und Wiedernutzung von brachgefallenen Flächen zum Inhalt. Seit Beginn der Phase III im Jahr 2002 fanden fünf Workshops und zwei Konferenzen in Deutschland und den USA statt in deren Rahmen es zu einem intensiven Wissensaustausch zwischen den beteiligten Fachleuten kam. Vor allem die unterschiedlichen Sichtweisen und Lösungsansätze der Experten aus den beiden Staaten interessierten, um die innovativen Vorgehensweisen des Partners für ein erfolgreiches Flächenrecycling im eigenen Land aufzugreifen und umzusetzen. Die ausführlichen Dokumentationen dieser Workshops sind in der Schriftenreihe des Deutschen Instituts für Urbanistik in Berlin erschienen (http://www.difu.de/publikationen).

Endprodukt dieses Projekts ist eine Arbeitshilfe zur Erstellung von Start-Up-Plänen für Brachflächen, in die die Erfahrungen und Erkenntnisse aus der internationalen Zusammenarbeit eingeflossen sind. Diese Arbeitshilfe (FERBER et al. 2005) ist beim Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart unter http://www.vegasinfo.de/startup abrufbar. Zum Ende des Jahres soll die Arbeitshilfe überarbeitet und veröffentlicht werden.

13.2 Die Arbeitshilfe zur Erstellung eines Start-Up-Plans „Brachfläche“

Die Wiedereingliederung einer vormals genutzten Fläche in den Flächenkreislauf ist von vielen unterschiedlichen Faktoren abhängig. Stadtplanerische und soziale Aspekte sind hier ebenso von Bedeutung wie Fragestellungen aus dem Umweltschutz und ökonomische Gesichtspunkte, die in diesem komplexen Vorgang der Flächenentwicklung Berücksichtigung finden müssen. Alle diese Themen sind für die an Flächenrecycling-

projekten beteiligten Personen von unterschiedlicher Wichtung, da jeder Akteur seine eigene Perspektive besitzt. Als potentielle Zielgruppe der Arbeitshilfe lassen sich drei Personengruppen unterscheiden:

- Personen, die ein überwiegendes Interesse an finanziellen und wirtschaftlichen Aspekten bei der Brachflächenrevitalisierung besitzen (Flächeneigentümer, Investoren, Banken, Entwickler).
- Personen mit einem Interesse an Sicherheitsaspekten (Verwaltungen, Anwohner und Nachbarschaften).
- Personen mit einem Interesse an Aspekten der Lebens- und Umfeldqualität (z. B. Bürgerinitiativen und Anwohner).

Um insbesondere Investoren und Projektentwickler von Projekten der Brachflächenrevitalisierung zu überzeugen, ist es notwendig, deren jeweilige spezifische Interessen und Anforderungen zu berücksichtigen und dabei die Chancen, aber auch ggf. vorhandene Risiken eines geplanten Flächenrecyclingprojektes in einem überschaubaren Umfang transparent und kalkulierbar aufzuzeigen. Dies soll durch die Arbeitshilfe zur Erstellung von „Start-Up-Plänen“ ermöglicht werden. Mit dieser Arbeitshilfe sollen Initiatoren von Flächenrecyclingprojekten unterstützt werden, ihre Projekte für eine bestimmte Zielgruppe umfassend und verständlich in Form eines Start-Up-Plans Brachfläche darzustellen. Dadurch soll eine Stimulierung von Flächenrecycling durch die neue Art der Aufbereitung von wichtigen Informationen für Entscheidungsträger erreicht werden.

Auf der Grundlage einer standardisierten und vereinfachten Gesamtbetrachtung in einer möglichst kompakten Form soll ein Start-Up-Plan vor allem schnelle Impulse für eine Brachflächenrevitalisierung geben. Der Start-Up-Plan soll dabei in einer frühen Projektphase zum Einsatz kommen. Die Vorgehensweise zur Erstellung von Start-Up-Plänen ist in Abb. 13.1 dargestellt.

Die Arbeitshilfe benennt Kernthemen der Brachflächenrevitalisierung, welche in Planung und Umsetzung zu berücksichtigen sind und beschreibt verschiedene Vorgehensweisen. Darüber hinaus enthält die Arbeitshilfe einige Praxisbeispiele, bei denen es sich um die im Forschungsvorhaben involvierten Modellstandorte handelt. Diese Fallbeispiele bieten praxisorientierte Impulse, welche bei der Bearbeitung von künftigen Brachflächenprojekten relevant sein können.

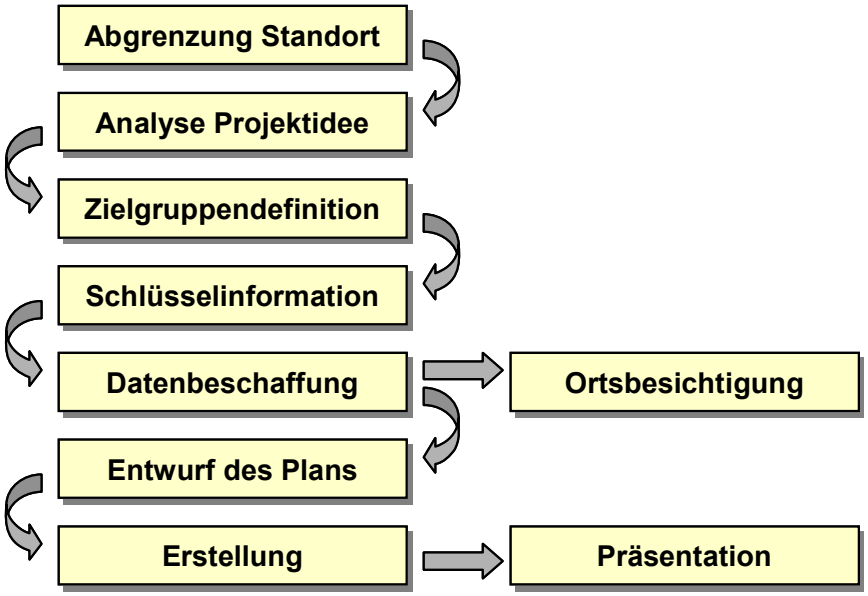


Abb. 13.1: Vorgehensweise zur Erstellung eines Start-Up-Plans

Die erstellte Arbeitshilfe soll grundsätzlich dazu dienen,

- Projektentwickler bei der Erstellung von Wirtschaftlichkeits- und Finanzplänen zu unterstützen;
- eine interdisziplinäre Betrachtung der Wechselwirkungen zwischen planerischen, sozialen und ökonomischen Aspekten sowie Umweltgesichtspunkten zu gewährleisten, die häufig durch eine einseitige Sichtweise nicht erfolgt;
- eine intensive Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Projektbeteiligten (Öffentlichkeit, Investor, Grundstückseigentümer etc.) bereits in einer frühen Projektphase zu fördern und Projektstrukturen festzulegen;
- Ideen zu unterstützen, die sich auf Potenziale der Kostenreduktion, Planungstechniken, Projektnutzen und Finanzierungsmöglichkeiten beziehen.

13.3 Die Implementierung der Arbeitshilfe (Testläufe)

Ein Ergebnis des abgeschlossenen BMBF-Forschungsvorhabens „Transfer von Forschungsergebnissen zum Flächenmanagement in die Praxis“ (SCHRENK 2004, SCHRENK & SAMTLEBEN 2005, http://www.flaecheninfo.de) ist, dass existierende Veröffentlichungen im Bereich Flächenmanagement/Flächenrecycling in einigen Fällen mit einem geringem Praxisbezug verfasst wurden und somit trotz guter und sinnvoller theoretischer Ansätze oftmals nicht praxisverwertbar sind.

Um dieses Problem bei der „Arbeitshilfe zur Erstellung von Start-Up-Plänen“ zu vermeiden, wird die Praktikabilität der Arbeitshilfe in einem Projekt von verschiedenen Fachleuten überprüft. Aus den so erhaltenen Ergebnissen sollen Rückschlüsse auf mögliche Verbesserungen erzielt werden und die Arbeitshilfe vor der endgültigen Veröffentlichung nochmals überarbeitet und an die Anforderungen der Praktiker angepasst

werden. Zur Durchführung dieser „Feldanwendungen“ wurden vom BMBF Fördermittel zur Verfügung gestellt, die eine finanzielle Förderung zu jeweils 50 % der Kosten eines Start-Up-Plans je Fläche ermöglichen. Der Ablauf des Implementierungsprojektes zeigt Abb. 13.2.

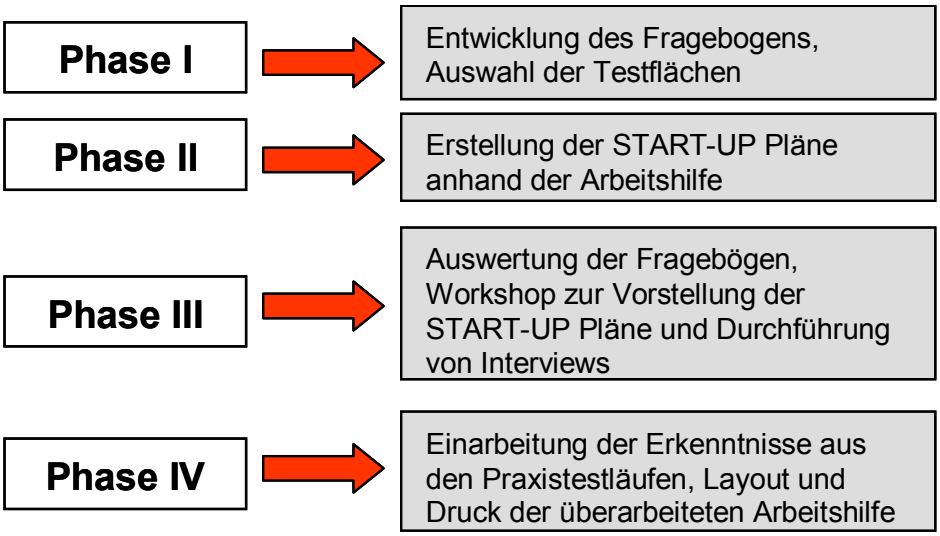


Abb. 13.2: Phasen der Implementierung

Um die Erfahrungen und Erkenntnisse der durchführenden Unternehmen als Rücklauf in vergleichbarer Form zu bekommen und so ein übersichtlicheres Ergebnis zu erhalten wurde in der Phase I zu Beginn der Implementierung ein einheitlicher Fragebogen entwickelt. Dieser Fragebogen wird an jedem Teststandort von den durchführenden Unternehmen parallel zur Erstellung des Start-Up-Plans beantwortet, so dass dadurch - unabhängig vom entstehenden Ergebnis in Form des Start-Up-Plans - bereits Rückschlüsse hinsichtlich der Eignung der Arbeitshilfe gezogen werden können. Zusätzlich werden Interviews mit den ausführenden Projektbeteiligten geführt, um eventuell offene Fragen in Zusammenhang mit Inhalten der Arbeitshilfe abzuklären. Neben den Fragen zum Inhalt und Aufbau der Arbeitshilfe ist ein wichtiger Punkt auch die Rückmeldung der jeweiligen Auftraggeber der Pläne (Kommunen und Grundstücksbesitzer), bzw. der Zielgruppe für die der Start-Up-Plan letztlich erstellt wird. Gerade die Zielgruppe, die den Start-Up-Plan als Endprodukt vorgelegt bekommt, ob Investor, Grundstückseigentümer oder Gemeinde, sollte den Plan verwerten können, so dass dieser die Grundlage für eine weitere Entwicklung der Fläche darstellt.

Als Abschluss der Testläufe ist ein interner Workshop vorgesehen, welcher allen Durchführenden eines Testlaufs die Gelegenheit bietet, ihren erstellten Start-Up-Plan vorzustellen und die bei der Erarbeitung erzielten Erfahrungen aufzuzeigen. Auf Grundlage der Ergebnisse der Testläufe und des Workshops wird die Arbeitshilfe überarbeitet. Abschließend wird das Layout der Arbeitshilfe professionell gestaltet und die Arbeitshilfe in gedruckter Form veröffentlicht.

13.4 Die Testflächen

Derzeit sind drei Start-Up-Pläne in Bearbeitung: Diese werden erstellt für die Standorte:

- ehemalige Textilfabrik Lautex in der Gemeinde Dürhennersdorf (Sachsen),
- Fläche „Hart van Zuid“ in Hengelo, Niederlande,
- ehemaliger Güterbahnhof Stuttgart - Bad Cannstatt.

Bei diesen Standorten handelt es sich um sehr unterschiedlich vorgenutzte Flächen in wirtschaftlich sich gegensätzlich entwickelnden Regionen. Zielgruppen der Start-Up Pläne sind mögliche Investoren für diese Flächen.

13.4.1 Ehemalige Textilfabrik Lautex in der Gemeinde Dürrhennersdorf

Ein Start-Up-Plan Brachfläche wird für den Altstandort Lautex, der sich in der Gemarkung der Gemeinde Dürrhennersdorf, Landkreis Löbau-Zittau im Freistaat Sachsen, befindet, erstellt. Um eine Nachnutzung des Altstandortes Lautex zu ermöglichen, erfolgt gegenwärtig der Ankauf der Fläche durch die Gemeinde.

Abb. 13.3: Altstandort Lautex

Lage

Auf etwa 3.510 m² des insgesamt 10.620 m² großen Areals sind verschiedene Gebäudekomplexe vorhanden. Dabei handelt es sich um eine alte Weberei und eine Lagerhalle, die zwischenzeitlich als Garage genutzt wird. Ein weiteres Gebäude wurde inzwischen abgerissen.

Abb. 13.4: Bahnlinie entlang des Altstandortes Lautex

Im Umfeld des Standortes befinden sich eine selten frequentierte Bahnlinie, eine Gartenanlage (Streuobstwiese) bzw. Wohnbebauungen.

Altlastensituation

Im Rahmen des Altlastenprogramms des Landes Sachsen wurde 1995 eine Datenerfassung zur formalen Erstbewertung von Altlastenverdachtsfällen am Altstandort Lautex vorgenommen. Entsprechend der Untersuchung wurde im Altlastenkataster eine Gefährdung für Boden und Grundwasser dokumentiert. Aus dem Jahr 2002 steht zudem eine historische Erkundung des Geländes zur Verfügung. Entsprechend einer Entscheidung des zuständigen Landkreises vom 3. März 2004 verbleibt der Altstandort im Sächsischen Altlastenkataster mit Handlungsbedarf „B“ (Belassen – kein weiterer Handlungsbedarf).

Abb. 13.5: Altstandort Lautex

Mögliche Nachfolgenutzung

Im aktuellen Flächennutzungsplan ist die Fläche als Mischgebiet ausgewiesen. Es besteht kein Bebauungsplan. Auf der Grundlage der vorhandenen Projektideen der Gemeinde als zukünftigem Eigentümer der Fläche, soll im Zusammenhang mit der Erstellung eines Start-Up-Planes eine zukünftige Nutzungsstruktur entwickelt werden.

13.4.2 Ehemaliger Güterbahnhof Stuttgart - Bad Cannstatt

Die Stadt Stuttgart ist mit dem großen Areal des ehemaligen Güterbahnhofs in das EU Projekt REVIT („*Towards more effective and sustainable Brownfield Revitalisation Policies*“) involviert, das im Rahmen von INTERREG III B gefördert wird. Ziel des Programms INTERREG III B ist es, die Kommunen bei der Wiedernutzung der brachgefallenen Flächen zu unterstützen um den hohen Neuverbrauch von Flächen zu reduzieren.

Das etwa 22 ha große Areal liegt zentral zwischen großen Einrichtungen mit viel Publikumsverkehr wie dem Gottlieb-Daimler-Stadion, dem Stuttgarter Wasen, dem historischen Stadtkern von Bad Cannstatt sowie den Mineral- und Freizeitbädern und dem Stuttgarter Zoo der Wilhelma.

Zu Beginn des letzten Jahrhunderts wurde die Fläche als Güterbahnhof erschlossen und in den folgenden Jahrzehnten stetig erweitert. Nachdem die Deutsche Bahn die Nutzung des Güterbahnhofs und damit des Bahnhofsgeländes aufgab, wurde die Fläche an viele einzelne gewerbliche Nutzer vermietet. Im Herbst 2004 waren 20 Hauptmieter mit 57 angemeldeten Gewerben auf dem Altstandort angesiedelt.

Abb. 13.6: Ehemaliger Güterbahnhof in Stuttgart-Bad Cannstadt (Quelle: http://www.stuttgart.de)

Die Implementierung des Start-Up-Plans ist für den westlichen Teil des Areals, in dem vornehmlich eine Wohnungsbebauung geplant ist, vorgesehen. Eine umfassende Neuordnung des Areals unter Berücksichtigung der vorhandenen Strukturen soll auch die städtebauliche Entwicklung in Bad Cannstatt positiv mit beeinflussen. Der Start-Up-Plan muss flexibel auf die unterschiedlichen Vorstellungen der einzelnen Beteiligten wie z. B dem derzeitigen Gewerbe, der Stadt Stuttgart als Besitzer und möglichen zukünftigen Wohnungsmietern abgestimmt werden. Der Plan soll einen praxisorientierten Überblick über die Revitalisierung und Neunutzungsmöglichkeiten des Areals vermitteln.

13.4.3 Fläche „Hart van Zuid“ in Hengelo, Niederlande

In Hengelo befindet sich eines der derzeitig größten Revitalisierungsprojekte in den Niederlanden mit einer Gesamtfläche von etwa 50 ha. Das historisch sehr interessante Areal „Hart van Zuid“ ist zentral zwischen dem Hauptbahnhof und dem Twente Kanal gelegen und war schon vor dem zweiten Weltkrieg berühmt für die dort angesiedelte Eisen- und Stahlindustrie.

Noch heute ist Hengelo ein bedeutender Standort in der Metall- und Elektronikindustrie. Die einstige Fläche mit ihren Gebäuden und Werkshallen wird inzwischen nicht mehr benötigt.

Abb. 13.7: Fläche „Hart van Zuid“, Hengelo (Quelle: http://www.hengelo2.nl)

Ziel des Projektes ist die Bildung eines neuen Mischgebietes in dem Wohnen, Arbeiten, Studieren und aktive Freizeitgestaltung in einer qualitativ hochwertigen Umgebung zusammen kommen.

Speziell im Bereich Lansinkveld für den der Start-Up-Plan erstellt werden soll, ist ein bildungs- und kulturorientiertes Nutzungskonzept vorstellbar. So sind eine moderne Universität, Museen und andere kulturelle Einrichtungen vorgesehen.

13.5 Ausblick

Die Ergebnisse der Bearbeitung der Modellstandorte liegen Ende Oktober vor. Neben den im Rahmen des Vorhabens erstellten Plänen, werden weitere Erfahrungen in die Überarbeitung der Arbeitshilfe einfließen, die von Ingenieurbüros bei der Erstellung von Start-Up-Plänen gemacht wurden. Der Workshop zur Vorstellung der einzelnen Start-Up-Pläne wird im Anschluss an die Fertigstellung der letzten Pläne durchgeführt werden. Die Einarbeitung der Ergebnisse sowie Layoutgestaltung und Druck sollen Ende dieses Jahres abgeschlossen werden.

13.6 Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Finanzierung des Vorhabens (Förderkennziffer 07 DUS 03).

13.7 Literatur

FERBER, U., BARCZEWSKI, B., PREUß, T., SCHRENK, V., STEFFENS, K. & WEBER, K. (Hrsg.)(2005): Start-Up-Brachfläche. Arbeitshilfe zur Erarbeitung von Projektplänen. - *VEGAS* - Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

SCHRENK, V. & SAMTLEBEN J. (2005): Transfer von Forschungsergebnissen zum Flächenmanagement in die Praxis. - *VEGAS* - Statuskolloquium 2005 - Mitteilungen des Institutes für Wasserbau, Eigenverlag Stuttgart.

14 *VEGAS*-Aktivitäten im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes REFINA

Volker Schrenk, reconsite, TTI GmbH, Stuttgart
Jürgen Braun, Jantje Samtleben, *VEGAS*, Universität Stuttgart

14.1 Einleitung

Im Rahmen der Ausschreibung des BMBF „Forschung für die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme und ein nachhaltiges Flächenmanagement (REFINA)“ im Herbst 2004 bewarb sich *VEGAS* mit verschiedenen Partnern aus Wissenschaft und Praxis als Antragsteller bzw. in der Funktion eines Partners in Projektverbünden mit verschiedenen Forschungsvorhaben. *VEGAS* konnte dabei an die in den letzten Jahren erworbenen umfangreichen Kenntnisse und sehr guten Kontakte zu Städten, Ingenieurbüros und anderen Forschungseinrichtungen anknüpfen.

Insgesamt wurden im Programm REFINA von *VEGAS* vier Projektvorhaben als Skizze eingereicht, die alle die erste Hürde genommen hatten und zur Antragstellung aufgefordert wurden. Von diesen sind mit Stand 31. Juli 2006 drei Projekte beantragt, ein Antrag ist noch in der Abstimmung mit den Projektpartnern.

Im nachfolgenden Beitrag werden die verschiedenen Forschungsprojekte kurz vorgestellt.

14.2 Forschungsvorhaben

14.2.1 KMU entwickeln KMF – kleine und mittlere Unternehmen entwickeln kleine und mittlere Flächen

Hintergrund

Flächenrecyclingvorhaben erfolgen in vielen Fällen auf großflächigen, innerörtlichen Brachen. Kleine und mittlere Brachflächen (KMF), mit Größen bis zu 5 ha Fläche, werden für Revitalisierungsprojekte bisher in zahlreichen Kommunen noch nicht konsequent angegangen – nicht zuletzt da der Bestand dieser Flächen in vielen Städten nicht bekannt ist. Die Relevanz dieser KMF für die Innenentwicklung wurde bei dem vom Land Baden-Württemberg geförderten Forschungsvorhaben "Nachhaltiges Bauflächenmanagement Stuttgart (NBS)" (BECK et al. 2003) nachgewiesen. Die Ergebnisse des Vorhabens zeigten für Stuttgart, dass die bisher wenig beachteten kleinflächigen Brachen ein erhebliches Flächenpotenzial umfassen: Im Rahmen des Vorhabens NBS wurden mehr als 350 Areale mit Bauflächenpotenzialen erfasst. Die Gesamtkapazität

dieser Standorte beträgt ca. 500 ha Grundstücksfläche bzw. 5,5 Mio. m^2 Geschossfläche. Den größten Teil des Potenzials für die Innenentwicklung in Stuttgart stellen dabei die vielen kleineren und mittleren Flächen dar. Dabei handelt es sich um 173 Standorte mit einer Größe bis 1 ha und 118 Standorte mit einer Größe bis 5 ha. An der Brachflächen-Grundfläche besitzen sie einen Anteil von 65 %. Dieses Potenzial kann bei seiner Nutzung einen signifikanten Beitrag zur Verminderung der Flächeninanspruchnahme leisten. Es ist anzunehmen, dass in anderen Großstädten mit einer vergleichbaren Situation bezüglich des Vorkommens von kleineren und mittleren Brachflächen zu rechnen ist.

Kleine und mittlere Brachflächen sind im Hinblick auf eine zeitnahe Revitalisierung außerordentlich problembehaftet. Schwierigkeiten bei einer Wiedernutzung bereiten u. a. Eigentumsverhältnisse, Kontaminationen und bauliche Entwicklungsgrenzen. Die Revitalisierung solcher Flächen stellt somit erhöhte Anforderungen an die Stadtverwaltung und bedarf daher flexiblerer Handlungsroutinen als der bisher vorhandenen.

Für große Projektentwickler (z. B. Landesentwicklungsgesellschaften) sind oft nur großflächige Brachen interessant, so dass diese sich kaum auf kleinen Flächen engagieren. Eine Wiedernutzung von kleinen Flächen kann damit ein vorrangiges Ziel der Arbeit von kleinen und mittleren Unternehmen werden – den KMU.

Ziele

Die Ziele des beantragten Forschungsvorhabens „KMU entwickeln KMF“ sind:

- Die Entwicklung eines Managementkonzeptes für Kommunen mit standardisierten Vorgehensweisen. Dieses Managementkonzept wird auch Bewertungsinstrumente und Vermarktungsmöglichkeiten von Flächen umfassen und an Modellstandorten praxiserprobt werden.
- Die Entwicklung und Erprobung von Konzepten zur verbesserten Kommunikation zwischen Kommunen, mittelständischen Investoren und Eigentümern.
- Die Verbesserung und Erweiterung von Strategien, Konzepten und Techniken von KMU bei der KMF-Entwicklung durch ein spezielles Managementkonzept.
- Die praktische Anwendung der entwickelten Werkzeuge an Modellstandorten.
- Die Entwicklung und Umsetzung von Weiterbildungskonzepten für Kommunen, KMU und Multiplikatoren zur Etablierung dieser Konzepte.

Arbeitsprogramm

Die Arbeitsschritte beinhalten u. a. eine genaue Analyse von Flächenrecyclingprojekten auf KMF und die detaillierte Herausarbeitung von Problemen und Hindernissen. Basierend darauf werden innovative Strategien und Vorgehensweisen für Kommunen und KMU bei der Flächenentwicklung erarbeitet und diese auf konkreten Modellstandorten umgesetzt. Diese neuen Konzepte werden dadurch an Modellstandorten auf ihre Praxistauglichkeit hin überprüft: Das endgültige Konzept entsteht so praxisnah in meh-

reren Schritten. Auf Grundlage dieser Ergebnisse werden Managementstrategien für die Kommune und die KMU abgeleitet. Durch ein Weiterbildungskonzept sollen die erhaltenen Erfahrungen und Ergebnisse in der Praxis etabliert werden.

In das Projekt sind die Städte Darmstadt, Hannover, Köln und Osnabrück als Kooperationspartner integriert, welche durch unterschiedliche Randbedingungen (Größe, Problemdruck, demographische Entwicklung) gekennzeichnet sind. Hierdurch wird eine einseitige Sichtweise im Vorhaben nur auf eine Kommune vermieden und die Ergebnisse in mehreren Kommunen getestet werden.

Projektpartner

Dieses Vorhaben wurde beantragt von folgenden Institutionen:

- Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (*VEGAS*), Universität Stuttgart (http://www.vegasinfo.de). *VEGAS* ist auch der Koordinator des Vorhabens.
- Hochschule Biberach (http://www.fh-biberach.de)
- Landeshauptstadt Stuttgart (http://www.stuttgart.de)
- Ingenieurgesellschaft für Umwelttechnik und Bauwesen Dr. Eisele mbH, Rottenburg (http://www.dr-eisele.de)
- reconsite – TTI GmbH, Stuttgart (http://www.reconsite.com)
- beck-consult.de, Berghausen (http://www.beck-consult.de)
- Komma.Plan, München (http://www.kommaplan.de)

14.2.2 Vorhaben Wisstrans – Wissenstransfer durch innovative Fortbildungskonzepte

Hintergrund

Flächenmanagement ist ein komplexer Prozess, der eine große Zahl unterschiedlicher Akteure aus verschiedenen Fachbereichen erfordert. Es besteht zwar bereits eine Vielfalt von Ausbildungs- und Fortbildungskursen, bedingt auch eigenständige Studiengänge, allerdings sind diese aber durchgehend spezialisiert auf einzelne Fachdisziplinen, in denen das Flächenmanagement bzw. das Brachflächenrecycling nur eine untergeordnete Rolle spielt, oder nur Teilbereiche wie die technischen Aspekte von Brachflächenrecycling gelehrt werden.

Für eine erfolgreiche Bearbeitung von Projekten sollte ein grundsätzliches Verständnis für alle Teilaspekte des Flächenrecyclings vorhanden sein, um einzelne Aspekte eines Flächenrecyclingprojektes integrieren zu können. Es zeichnet sich auch zunehmend ein Trend ab, dass sich Ingenieurbüros aus dem Bereich der Altlastenbearbeitung in diesem Tätigkeitsbereich engagieren.

Hinzu kommt, dass es insbesondere im Themenbereich des Flächenrecyclings/ Flächenmanagements infolge von Innovationen aufgrund zahlreicher anwendungsorientierter Forschungsvorhaben in der Vergangenheit und auch Zukunft (Programm REFINA) zu neuen Erkenntnissen kam und kommen wird, die zu einer verbesserten Bearbeitung von Projekten beitragen können.

Es besteht daher ein grundsätzlicher Bedarf an einer Vermittlung von Grundlagen, Erfahrungen, Best-Practice-Beispielen und Forschungsergebnissen im Bereich Flächenrecycling/Flächenmanagement an Praktiker vor Ort. Ein Praxis-Transfer von Ergebnissen kann durch Weiterbildungsangebote in Form von Fortbildungsveranstaltungen und E-Learning erfolgen.

Ziele

Ziel des beantragten Vorhabens ist die Entwicklung und Implementierung praxisorientierter Fortbildungsveranstaltungen und E-Learning zur Verbesserung und erfolgreichen Etablierung von Flächenmanagement und Flächenrecycling. Basierend auf einer umfangreichen Marktanalyse werden modulare, praxisorientierte Fortbildungsveranstaltungen für Mitarbeiter in Behörden, Kommunen und Planungsbüros entwickelt und bundesweit (Seminare und Workshops) angeboten. Neben der konventionellen Fortbildung liegt der zweite Schwerpunkt der Fortbildung auf E-Learning für nachhaltige Brachflächenentwicklung (ELNAB). Dieses hat zum Ziel, innovative internetgestützte Darstellungsformen der das nachhaltige Flächenrecycling betreffenden Inhalte zu entwickeln und zu testen. Damit werden für Deutschland neue Methoden und Konzepte in der Bildungsarbeit für nachhaltige Flächenentwicklung zur Anwendung gebracht.

Beide Fortbildungskonzepte sind eng miteinander vernetzt, so dass einerseits der Stand der Technik und länderspezifische Fragestellungen sowie aktuelle europäische Ansätze vermittelt werden und andererseits die Möglichkeit geschaffen wird, Erkenntnisse und Ergebnisse der in REFINA laufenden Forschungsvorhaben zeitnah in die Praxis zu transferieren und dort umzusetzen.

Für die länderspezifischen Fragestellungen sind die drei Bundesländer Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und Sachsen ausgewählt worden.

Arbeitsprogramm

Das Projekt wird mit einer genauen Bedarfsanalyse in Verbindung mit der Ermittlung notwendiger Weiterbildungsthemenfelder und der bevorzugten Form der Weiterbildung im Bereich Flächenmanagement/Flächenrecycling beginnen. Eine entsprechende Evaluation wird in Landesverwaltung und -behörden, kommunalen Spitzenverbänden, IHK's und Ingenieurbüros durchgeführt werden. Parallel erfolgt eine Zusammenstellung und Bewertung der bisherigen Angebote zur Fortbildung im Bereich Flächenmanagement und Flächenrecycling welche vorhandene Defizite aufzeigen soll. Anhand eines Abgleichs der Ergebnisse aus den Analysen erfolgt die Konzipierung von Weiterbildungsmodulen welche als konventionelle Veranstaltungen mit Unterrichtsmaterialien

aber auch aus neuen Unterrichtseinheiten aus dem Bereich E-Learning bestehen sollen. Das E-Learning ermöglicht den Stoff vielseitiger darzustellen und zu vermitteln und erweitert damit die Möglichkeiten bisheriger Fortbildungen. Nach einem Testdurchlauf der erstellten Fortbildungsmodule in mehreren Veranstaltungen in den drei Pilot-Bundesländern wird eine Verbesserung/Überarbeitung des Fortbildungskonzeptes anhand der Rückläufe aus den Testveranstaltungen erfolgen. Das überarbeitete Fortbildungskonzept soll nach der Testphase kontinuierlich und bundesweit implementiert werden.

Projektpartner

Koordinator des Vorhabens ist *VEGAS*. Auftragnehmer von *VEGAS* ist bei diesem Vorhaben für den Bereich der Entwicklung von Fortbildungsmodulen zum Brachflächenrecycling das Kompetenzzentrum für Interdisziplinäres Flächenrecycling (CiF e. V.) - TU Bergakademie Freiberg (http://www.cif-ev.de). Für den Projektteil „E-Learning für nachhaltige Brachflächenentwicklung (ELNAB)“ ist der Antragsteller das Zentrum für interdisziplinäre Ruhrgebietsforschung der Ruhr-Universität Bochum (http://www.ruhr-uni-bochum.de/zefir) mit dem Auftragnehmer Sachverständigen-Büro Dr. Thomas Ertel.

14.2.3 Vorhaben KOSAR – Kostenoptimierte Sanierung und Aufbereitung von Reserveflächen

Hintergrund

Obwohl die Revitalisierung aller Brachen eine zentrale Aufgabe der Strukturpolitik in den vergangenen Jahren war, stoßen die derzeit verfügbaren rechtlichen, planerischen und finanziellen Instrumente in schrumpfenden Regionen an ihre Grenzen. Die Situation speziell in den neuen Bundesländern lässt sich beschreiben durch ein Überangebot an Flächen, Konkurrenzen durch Flächenangebote „auf der grünen Wiese“, hohe Aufbereitungskosten, Konflikte über die Folgenutzung, bei insgesamt eher verhaltener Nachfrage.

Fehlende Nutzungsperspektiven und Anreize für die Brachflächenrevitalisierung verursachen Stillstand und lassen kurz- und mittelfristig keine eigendynamische Nutzung dieser Flächen erwarten. Der Zustand von verwahrlosten Freiflächen sowie ungenutzten Gebäuden und Anlagen verschlechtert sich zunehmend. Sicherheitsrisiken sowie der Niedergang der betroffenen Stadtgebiete sind die Folge. Zugleich gehen durch die Vegetationsentwicklung Baurrechte in Innenbereichen verloren: Bei längerfristig nicht mehr genutzten Brachflächen kommt es in der Regel zur Rückeroberung durch die Natur und der Ansiedlung von Fauna und Flora. Hierbei können sich auch seltene bzw. unter Naturschutz stehende Arten infolge der z. T. auf diesen Flächen vorhandenen Standortbedingungen ansiedeln.

Ziele

Zentrales Ziel des Vorhabens ist es, die Flächeninanspruchnahme durch eine zweigestufte Wiedernutzung von besonders problematischen Brachflächen zu reduzieren. Dieses Ziel soll durch einen kostenreduzierten ersten Sanierungsschritt und die damit möglich werdende **Abkoppelung** der Brachflächensanierung von der Folgenutzungsentscheidung sowie in einem zweiten Schritt durch einen Aufbau von „Reserveflächenportfolios“ erreicht werden. Im Rahmen dieses Projektes ist vorgesehen:

- speziell nicht marktgängige Problemflächen unter Portfoliogesichtspunkten zu untersuchen und eine Strategie zur Herstellung von Reserveflächen zu entwickeln;
- eine Evaluierung von geeigneten, kosteneffizienten Verfahren („low-cost-Verfahren“) zur Sanierung und Sicherung von nicht marktfähigen Brachflächen, basierend auf einer Analyse der verbreiteten und angewendeten Verfahren im nationalen und internationalen Maßstab - unter Berücksichtigung von innovativen Techniken - durchzuführen;
- einen Katalog kostengünstiger Abbruch- und Sanierungsverfahren sowie Pflege- und Unterhaltungskonzepte für Reserveflächen zu erstellen. Hierbei sollen Konzepte zur Refinanzierung des Pflegeaufwands, beispielsweise durch die Gewinnung von Biomasse für eine Energieerzeugung, berücksichtigt werden;
- grundsätzliche Einsatzmöglichkeiten von Phytoremediation (Altlastensanierung durch Bepflanzung) zur Sanierung von kontaminierten Standorten anhand der Untersuchung publizierter Ergebnisse darzustellen und Empfehlungen zur Nutzung dieser Technik zu formulieren;
- die praktische Anwendung der entwickelten Konzepte und der erarbeiteten Empfehlungen zur Pflege und Unterhaltung auf einem Modellstandort zu erproben;
- die Ergebnisse in Form einer anwendungsorientierten Arbeitshilfe darzustellen.

Vorgehensweise

In der ersten Phase des Vorhabens erfolgt eine fachtechnische Status Quo Analyse sowie die Analyse des Flächenportfolios des Projektpartners Sächsische Grundstückssanierungsgesellschaft (SGSG). Im Rahmen der Status Quo Analyse werden speziell eine Zusammenstellung und Analyse von geeigneten, kostengünstigen Verfahren zu Abbruch und Baugrundsanierung sowie von geeigneten, kostengünstigen Verfahren zur Sanierung und Sicherung von Kontaminationen vorgenommen.

Die zweite Phase des Vorhabens beinhaltet die Vorbereitung eines Pilotvorhabens auf einer konkreten Fläche und die Ausarbeitung technischer Standards für Herstellung und Pflege von Reserveflächen. Diese Phase umfasst u. a. die Definition von Abbruch- und Baugrundstandards. Weiterhin sollen Pflege- und Unterhaltungskonzepte für aktu-

ell nicht mehr marktgängige Flächen erarbeitet und die Möglichkeiten von Phytoremediation auf diesen Standorten untersucht werden.

Die nachfolgende dritte Phase des Vorhabens umfasst die Durchführung des Pilotvorhabens und die Berücksichtigung internationaler Erfahrungen. Dabei werden die in der Phase II entwickelten Instrumente auf einem Modellstandort in Chemnitz eingesetzt. Berücksichtigung sollen dabei auch die u. a. in Großbritannien und Frankreich vorhandenen Erfahrungen finden.

In der abschließenden vierten Phase des Vorhabens erfolgt die umfassende Auswertung des Pilotvorhabens. Die Ergebnisse werden in einer Arbeitshilfe zusammen gefasst werden.

Projektpartner

Antragsteller ist bei diesem Vorhaben die Projektgruppe Stadt+Entwicklung, Ferber, Graumann und Partner (Leipzig)(http://www.projektstadt.de) mit den Projektverbundpartnern:

- Sächsische Grundstückssanierungsgesellschaft (SGSG), Leipzig
- Universität Stuttgart, Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (*VEGAS*) mit dem Auftragnehmer reconsite- TTI GmbH,
- JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH, Jena (http://www.jena-geos.de).

14.2.4 Vorhaben „Förderung des internationalen Wissensaustausches und Empfehlungen zum Aufbau eines Kompetenznetzwerkes Flächenmanagement / Flächenrecycling“

Hintergrund

Maßnahmen zum internationalen Wissensaustausch sind auf dem Gebiet des Flächenmanagements ebenso etabliert wie Netzwerke auf den verschiedensten Ebenen von Wissenschaft, Praxis und Verwaltung. Wissensaustausch findet im Rahmen von internationalen Fachtagungen und Kongressen in großem Umfang statt. Darüber hinaus haben sich die relevanten Akteure in Deutschland in den vergangenen Jahren verstärkt an den Förderprogrammen der EU beteiligt und damit ihren Beitrag zum internationalen Wissensaustausch geleistet. Gleichzeitig sind auf diesem Wege internationale Netzwerke ins Leben gerufen worden, die bestehende nationale Netzwerke auf Akteursebene ergänzen. Nutzbringende produktive Effekte als Ergebnis der Mitwirkung in Netzwerken sind durch eine Vielzahl von Beispielen belegbar.

Defizite sind allerdings für die Akteure zu konstatieren, die nicht in Netzwerkstrukturen integriert sind und keinen Zugang zu den Ressourcen der Netzwerke haben. Gleichzeitig haben sich viele Netzwerkstrukturen im Rahmen konkreter Projekte entwickelt. Tragendes Element solcher Strukturen sind gemeinsame Interessen auf der Basis der Pro-

jekte, wobei die Projektstrukturen in der Regel das Netzwerk tragen und koordinieren. Der Abschluss von Projekten und damit das Wegfallen der Finanzierungsgrundlage für die Koordination ist meist der Anfang des Endes einer strukturierten Netzwerkarbeit.

Viele internationale Netzwerke der Europäischen Union im Rahmen der Forschungsrahmenprogramme oder von INTERREG Projekten leiden trotz gegenteiliger Anstrengungen der EU noch immer unter einer unterproportionalen Präsenz von Anwendern und Nutzern der Wissensbasis.

Ziele

Das Gesamtziel des Vorhabens ist eine Bewertung der aktuellen Vorgehensweisen zum Austausch neuer Erkenntnisse beim Flächenmanagement in die Praxis auf internationaler Ebene. Weiterhin werden existierende nationale und internationale Netzwerke zum Flächenmanagement im Hinblick auf deren Beitrag zu einem Austausch von Erkenntnissen für ein verbessertes Flächenmanagement in die Praxis untersucht und bewertet.

Basierend auf den Ergebnissen erfolgt eine Ableitung von Empfehlungen zur Verbesserung existierender Maßnahmen zum internationalen Wissensaustausch sowie zur Effizienzoptimierung von Netzwerken zum Flächenmanagement.

Auf Grundlage der Ergebnisse wird ergebnisoffen geprüft, inwieweit ein nationales Netzwerk zum Flächenmanagement sinnvoll erscheint. Sollte sich das Erfordernis für ein Netzwerk zum Flächenmanagement abzeichnen, so wird ein entsprechender Antrag gestellt werden.

Vorgehensweise

Im ersten Arbeitsschritt erfolgt eine Analyse der Wirksamkeit von Maßnahmen zum nationalen und internationalen Wissensaustausch. Diese Analyse findet im Hinblick auf die Verbreitung neuer Ergebnisse und Erkenntnisse unter Praktikern statt. Hierzu sollen zielgruppenorientiert die Praktiker zur Umsetzung von neuen Ergebnissen aus Forschung und Entwicklung und wie sie den Kontakt untereinander halten, befragt werden. Mit dieser Analyse wird auch die Fragestellung geklärt werden, inwieweit ein Wissensaustausch von neuen Erkenntnissen in die Praxis bereits heute durch Netzwerke erfolgt.

Der zweite Arbeitsschritt umfasst eine Bedarfsermittlung für Netzwerke bei Akteuren des Flächenmanagements. Hierzu werden auch gezielt die REFINA-Antragsteller befragt werden.

Im dritten Arbeitsschritt erfolgt eine Analyse ausgewählter bestehender Netzwerksstrukturen (Arbeitskreise, Aktionsbündnisse) im In- und Ausland zum Thema „Flächenrecycling und Flächenmanagement“. Darüber hinaus sollen weitere Netzwerke im Bereich des Umweltschutzes untersucht werden.

Alle erhobenen Informationen und gewonnenen Ergebnisse werden mit Fachleuten im Rahmen eines eintägigen Workshops diskutiert und abschließende Empfehlungen im Hinblick auf eine Verbesserung des Wissensaustauschs und die möglichen Beiträge von Netzwerken hierzu formuliert. Dies mündet in eine Empfehlung für ein Maßnahmenpaket zum nationalen und internationalen Wissensaustausch und zur Notwendigkeit des Aufbaus eines Kompetenznetzwerkes.

Projektpartner

Projektpartner bei diesem Vorhaben sind neben *VEGAS* als Antragsteller, das Umweltbundesamt und die Projektgruppe Stadt+Entwicklung, Ferber, Graumann und Partner, Leipzig.

14.3 Ausblick

Die hier vorgestellten Vorhaben werden in den kommenden Jahren mit ihren Ergebnissen zu einer deutlichen Verbesserung des Flächenrecyclings bzw. des Flächenmanagements in Deutschland beitragen. Durch die Bearbeitung dieser Projekte zusammen mit Partnern aus Wirtschaft und Verwaltung sind praxisorientierte und umsetzbare Ergebnisse zu erwarten. Bereits während der laufenden Bearbeitung der Projekte ist ein laufender Transfer der Ergebnisse in die Praxis vorgesehen. Dies wird schwerpunktmäßig u. a. über die Homepage www.vegasinfo.de erfolgen.

14.4 Literatur

BECK, T, ELGENDY, H., ROTH, B., KRIEGER, N., SCHMID, M. (2003): Nachhaltiges Bauflächenmanagement Stuttgart (NBS). Band 1: Schlussbericht - Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS), Förderkennzeichen BWC 20022.

http://www.bwplus.fzk.de/berichte/SBer/BWC20022SBer.pdf

15 PROMOTE – Unterstützung innovativer Boden- und Grundwasserüberwachungs- und in-Situ-Sanierungstechnologien durch ein europäisches Technologie-Verifizierungssystem

Thomas Track, DECHEMA, Frankfurt

15.1 Einleitung

In den letzen Jahren wurden große Fortschritte bei der Entwicklung von Werkzeugen zur Standortcharakterisierung, vor allem In-Situ- und On-Site-Monitoringtechnologien, und In-Situ-Sanierungstechnologien gemacht. Ihre Anwendung ist in vielen Fällen Kosten- und Zeiteffizient, bei gleichzeitig zuverlässigen Ergebnissen. Trotzdem diese Fakten vielfach bekannt sind und oftmals auch Ergebnisse von Demonstrationsprojekten verschiedener Größenordnungen vorliegen, ist es für viele innovative Ansätze schwierig sich am Markt zu etablieren. Die Ursachen hierfür sind vielfältig. Häufig werden mangelndes Vertrauen in ihre Leistungsfähigkeit und Erfolgskontrolle oder das unklare Verständnis ihrer Rolle im Rahmen der Standorterkundung, Sanierung oder Überwachung, genannt.

15.2 Europäischer Hintergrund

Neben Erkundungs-, Überwachungs- und Sanierungstechnologien stehen auch innovative Umwelttechnologien in anderen Bereichen vor vergleichbaren Problemen. Die Europäische Kommission hat in ihrem Umwelttechnologien Aktionsplan –ETAP (Environmental Technologies Action Plan)[4] dieses Problem adressiert. Die Schaffung eines Mechanismus zur objektiven Validierung der Leistungsfähigkeit entsprechender Erzeugnisse kann das Vertrauen potentieller Erwerber in neue Umwelttechnologien stärken. Im Rahmen von Bewertungen sollen die technologische Leistungsfähigkeit und diesbezügliche Herstellerangaben nach wirtschaftlichen und ökologischen Gesichtspunkten im Rahmen eines Verifizierungskonzeptes für Umwelttechnologien (ETV- Environmental Technology Verification System) überprüft werden.

[4] Mitteilung der Europäischen Kommission an den Rat und das Europäische Parlament KOM(2004) 38 http://europa.eu.int/eur-lex/de/com/cnc/2004/com2004_0038de01.pdf

Die weite Spanne von Umwelttechnologien wird dabei von aktuell drei europäischen Projekten bearbeitet (Monitoringtechnologien für Grundwasser-/Bodenkontaminationen; In-Situ-Sanierungstechnologien; Wasseraufbereitungstechnologien und produktionsintegrierte Technologien). Ein weiteres Projekt zum Thema Emissionsreduzierung von Verbrennungsanlagen ist zurzeit in Vertragsverhandlungen mit der Europäischen Kommission.

15.3 Projektansätze und -ziele

Das übergeordnete Ziel von PROMOTE ist es in diesem Europäischen Rahmen ein Verifizierungssystem für Monitoring- und In-Situ-Sanierungstechnologien zu entwickeln und der Kommission Vorschläge für dessen Umsetzung zu unterbreiten. Über dieses Konzept soll eine schnellere Akzeptanz neuer, innovativer Technologien in nationalen und europäischen Märkten erreicht und die Wettbewerbsfähigkeit erhöht werden. Schwerpunkte in den Entwicklungsszenarien liegen auf der Ausgewogenheit eines künftigen Systems für Technologieanbieter unterschiedlicher Größe und Finanzkraft, der Überwindung von Implementierungsbarrieren und der Schließung der Akzeptanzlücke zwischen Neuentwicklungen und am Markt etablierten Technologien.

Für PROMOTE sollen diese Ziele durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- Bewertung existierender Technologie-Datenbanken und bestehender internationaler Verifizierungssysteme (z.B. USA, Kanada)
- Erarbeitung eines erweiterten Verständnisses von Faktoren, welche die Implementierung neuer und verbesserter Technologien am Markt behindern.
- Entwicklung eines allgemeinen Verifizierungsansatzes für Umwelttechnologien (ETV- Environmental Technology Verification System), zunächst technologieunabhängig. Dies geschieht in Abstimmung mit den oben erwähnten, weiteren europäischen Aktivitäten.
- Anpassung des Verifizierungssystems auf die spezifischen Anforderungen der Technologiesegmente Monitoring und In-Situ-Sanierungstechnologien.
- Überprüfung des Verifizierungsansatzes an einem Referenzstandort (*VEGAS*, Universität Stuttgart) und einem Feldstandort (Bydgoszcz, Polen)
- Pilotausschreibung für die Verifizierung neuer, innovativer und auch am Markt eingeführter Technologien
- Erarbeitung eines „CEN-Workshop Agreements“ um eine europäische Basis für die Anforderungen an ein Verifizierungssystem zu definieren.

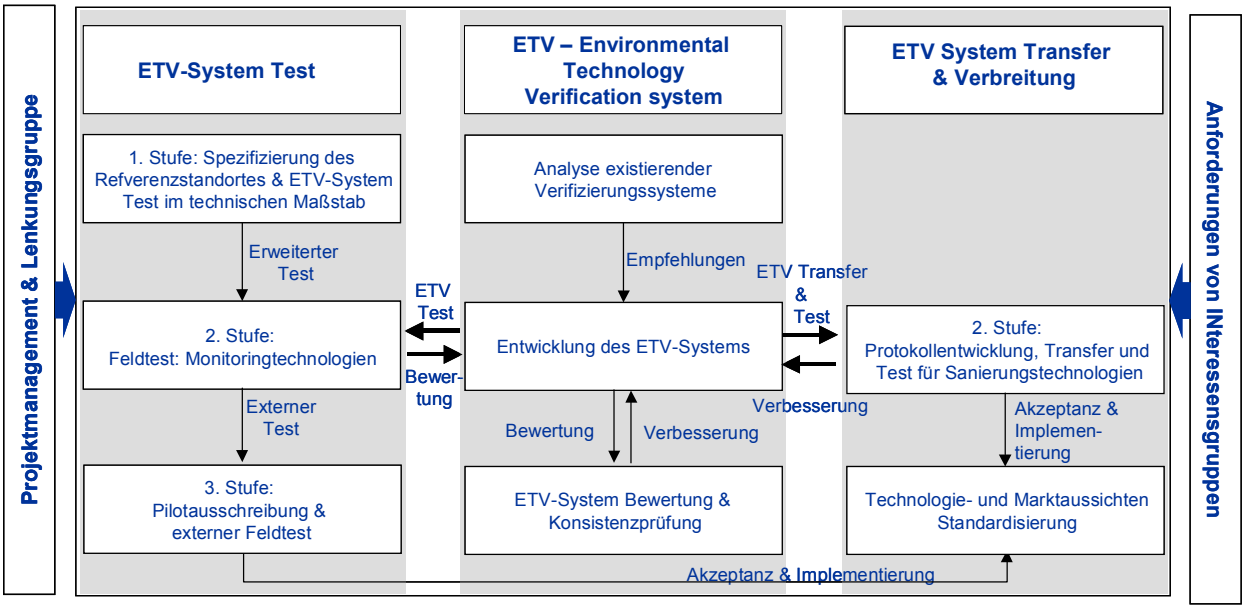


Abb. 15.1: Projektstruktur

Abb. 15.1 zeigt die Struktur des Projektes wobei die enge Verknüpfung zwischen der Systementwicklung und der dreistufigen Testphase deutlich wird. Der Systemtest im technischen Referenzmaßstab wird im Technikum von *VEGAS* stattfinden. Für den Bereich Monitoring und Monitoringzubehör sind bislang bei *VEGAS* entwickelte In-situ-Messtechniken vorgesehen, sowie bereits kommerziell erhältliche Probennahmegeräte (Passivsammler, Multilevel-Grundwasserbeprobung) und On-Site-Analysengeräte (Handphotometer). Hier können sich im Verlauf des Projektes jedoch noch Änderungen ergeben. Die Auswahl von In-Situ-Sanierungstechnologien ist Bestandteil des Projektes.

PROMOTE wird innerhalb des 6. EU Forschungsrahmenprogramms von der Europäischen Kommission von September 2005 bis August 2008 gefördert. An dem Projekt sind 12 Partner aus sechs Nationen (B, D, ESP, F, NL, PL) beteiligt. Weitere Informationen sind im Internet unter http://www.promote-etv.org verfügbar. Die Koordinierung für das Projekt liegt bei der DECHEMA e.V..

16 Perspektiven der Messtechnik und Vor-Ort-Analytik

Norbert Klaas, Katrin Batereau, Jürgen Braun, *VEGAS*, Universität Stuttgart

16.1 Bisherige Arbeiten

Auf Grund der besonderen Problemstellungen im Umweltbereich und in der Altlastenbearbeitung, die in der Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung (*VEGAS*) behandelt wurden und werden, ergab sich schon früh ein Bedarf an speziellen messtechnischen Lösungen. Anfangs waren das Lösungen für verschiedene hydraulische Fragestellungen, zum Beispiel zur gezielten Überwachung von Tracertests im Grundwasser und von hydraulischen Sanierungsmaßnahmen. Später kamen immer mehr stoffliche Fragestellungen hinzu, bezüglich Nachweis und Erfassung von relevanten Schadstoffen in Boden und Grundwasser. In beiden Bereichen wurde intensiv nach physikalischen Grundprinzipien gesucht, um entsprechende Messgeräte zu realisieren. Viele Messprinzipien und Sensoren wurden bei *VEGAS* untersucht. Insbesondere im Bereich der optischen und thermischen Verfahren wurden neue Messsysteme aufgebaut sowie erfolgreich in Labor und Praxis eingesetzt. Abb. 16.1 zeigt eine Auswahl der bei *VEGAS* entwickelten und erfolgreich in Labor und Feld angewendeten Mess- und Probennahmesysteme (Barczewski & Marshall 1990, Barczewski et al. 1990, Batereau et al. 2003, Barczewski et al. 2003, 2005).

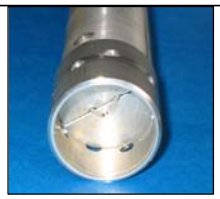
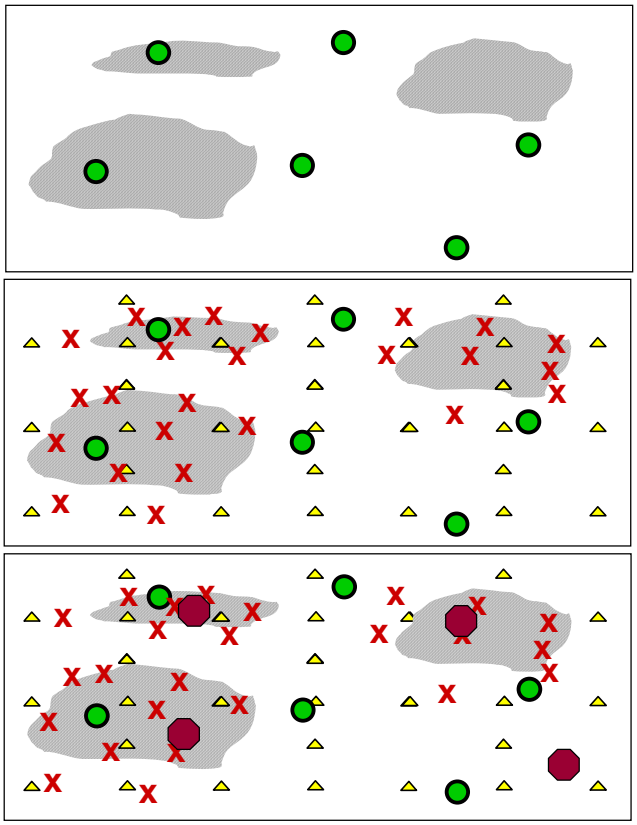
Thermoflow	**VOC-Probennehmer**	**Fluorometer**	**Gasmesssystem** (MOX-Box)	**Photometer**
Zustrommessung in Grundwassermessstellen	Probennahme von leichtflüchtigen Schadstoffen im Grundwasser	Messung von PAK	Messung von VOC	Messung von CKW und BTEX
				
Feldanwendung	**Feldanwendung**	**Feldanwendung**	**Feldanwendung**	**Prototyp**

Abb. 16.1: Mess- und Probennahmesysteme (entwickelt bei *VEGAS*)

Angesichts des begrenzten Marktes für solche Messsysteme im Altlastenbereich haben – insbesondere aufgrund der hohen Entwicklungskosten - von Grund auf neu entwickelte Systeme kaum eine Chance kommerziell erfolgreich zu werden. Deshalb stand bei allen diesen messtechnischen Entwicklungen stets die Forderung im Vordergrund, kommerziell verfügbare Komponenten zu verwenden. Zudem existieren in anderen technischen Bereichen eine Vielzahl von messtechnischen Lösungen, die mit angemessenem Aufwand in geeignete Messgeräte für Fragestellungen im Altlastenbereich überführt werden können.

Neben den anfänglich hausintern genutzten und auf spezielle Sanierungstechniken abgestimmten Messsystemen zeigte sich ein weiterer und dringender Bedarf, Messwerte zu hydraulischen und stofflichen Parametern kostengünstig und direkt im Feld zu generieren. Diese Erkenntnisse wurden in das Zentrum der messtechnischen Entwicklungen gerückt und mit der Entwicklung von Vor-Ort- und Feldmesstechniken beantwortet (Abb. 16.2). Dabei ist die Zielstellung für die Entwicklung solcher Feldmesstechniken die schnelle und kostengünstige Bereitstellung von Messwerten, die die Erfassung und Bewertung der Heterogenität des Messobjekts durch eine erhebliche Steigerung der Anzahl der Messwerte erlauben (Barczewski 2002, Batereau 2004, Batereau 2006).



a)
Konventionelle Erkundung:
● Vorgegebenes Raster (schematisch)

b)
Vor-Ort-Messtechnik:
△ Geringere Detailpräzision bei erhöhter Trefferwahrscheinlichkeit,
x sofort verfügbare Ergebnisse ermöglichen Anpassung des Rasters

c)
Ergebnis:
⬢ Festlegung von repräsentativen Probennahmepunkten

Abb. 16.2: Beispiel für den Einsatz von Vor-Ort-Messtechnik zur optimierten Erkundung von Altstandorten (aus Batereau 2004)

Aufbauend auf diesen Zielen sollen auch zukünftig weitere Anstrengungen unternommen werden, praxistaugliche Messsysteme zu entwickeln. Um dabei einen Beitrag zur Altlastenbearbeitung in der Praxis zu leisten, werden die einsatzbereiten Prototypen schon in einem frühen Stadium im Rahmen von Vergleichsstudien und Pilotprojekten in Zusammenarbeit mit Messtechnikproduzenten, potentiellen Anwendern (d.h. Ingenieurbüros und Ingenieuren) sowie Behörden in der Praxis eingesetzt (Batereau et al. 2003, Barczewski et al. 2003, 2005). Gemeinsam mit diesen Partnern werden die Geräte in kommerziell erhältliche, marktreife Produkte überführt.

Neben der Messtechnikentwicklung müssen neue Messstrategien entwickelt werden, die den optimierten Einsatz der neuen Messgeräte definieren und eine Verbesserung bei der Beurteilung möglicher Gefahrenpotenziale bewirken, die von kontaminierten Standorten ausgehen. Neben der Bereitstellung der Einsatzstrategien kann eine Erhöhung der Marktchancen von innovativen Messsystemen durch deren Verifizierung bzw. Validierung gefördert werden. Diese Schwerpunkte werden zur Zeit bei *VEGAS* aktiv bearbeitet. Erste Entwicklungen zu Mess- und Verifizierungsstrategien sowie Pilotprojekte wurden mit Erfolg durchgeführt (Bücherl et al. 2005, Klaas & Müller 2005, Müller et al. 2005).

16.2 Laufende Entwicklungen

Ein aktueller Schwerpunkt der Aktivitäten von *VEGAS* im Bereich Messtechnik liegt bei der Entwicklung von Verifizierungsstrategien, welche auf nationaler sowie auf europäischer Ebene erarbeitet und erprobt werden. Aufbauend auf den Erfahrungen aus einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt, in dem die Entwicklung von Messtechnik mit Elementen der Verifizierung gekoppelt wurde (Müller et al. 2005, Flachowsky 2005), wird in zwei zur Zeit laufenden, von der EU bzw. vom BMBF geförderten Projekten an Verifizierungsmethoden gearbeitet. Bei diesen Methodenentwicklungen findet eine enge Kooperation zwischen Produzenten, Behörden, Ingenieurbüros und Messtechnikentwicklern statt, mit dem Ziel, von Anfang an eine breite Akzeptanz für die spätere Umsetzung und den Praxistransfer von Messtechniken zu erreichen. Detaillierte Informationen zu den Forschungsprojekten können auf der Homepage von *VEGAS* unter http://vegasinfo.de nachgelesen werden.

Eine weitere Maßnahme zum Technologietransfer in die Praxis im Bereich der sensorgestützten Standorterkundung ist der Einsatz der Messsysteme (Prototypen) in laufenden Projekten in Zusammenarbeit mit Ingenieurbüros und Behörden. Solche Beispiele guter Praxis fördern die Akzeptanz und die Verbreitung des Einsatzes neuer Messtechniken. Zusätzlich soll anhand der Praxiserfahrungen die Vorgehensweise so optimiert werden, dass ein Höchstmaß an Informationsgewinn mit geringstmöglichem Auf-

wand erreicht wird. Die Ergebnisse dieser Praxiseinsätze von Vor-Ort-Messtechnik aber auch aktuelle Informationen zum Stand der Forschung und Entwicklung werden bei *VEGAS* in den Symposien zur Vor-Ort-Analytik im zweijährigen Rhythmus vorgestellt.

Weitere Entwicklungsarbeiten sind zur Steigerung der Empfindlichkeit der bestehenden Systeme nötig. Hierzu werden zum Beispiel Anreicherungsverfahren erprobt, mit denen die Nachweisgrenze für gasförmige Kontaminanten in der Bodenluft erheblich gesenkt werden kann. Da die Nachweisgrenzen der bestehenden Messsysteme meist noch weit von den in der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) und im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG 2002) festgelegten Prüfwerten entfernt sind, ist hier verstärkt Entwicklungsarbeit notwendig.

Auch die Neukonzeption von Geräten – insbesondere zur Bestimmung von in Wasser gelösten Schadstoffen – ist aktuell ein Fokus der messtechnischen Entwicklungen. Gerade in diesem Bereich, vor allem zur Messung von CKW als häufigstem Schadstoff bei Altstandorten, existieren noch keine kostengünstigen Lösungen für die Vor-Ort-Analytik.

16.3 Ausblick: Trends und Entwicklungen

Da die Messtechnik bei *VEGAS* ein Schwerpunktthema in der Forschung ist, sollen die erwähnten, zur Zeit laufenden Entwicklungen mit Nachdruck fortgeführt werden. Dies sind zum einen die Neuentwicklungen bzw. Weiterentwicklung von Messgeräten im Hinblick auf Verbesserungen der Nachweisgrenzen, der Handhabbarkeit und der Praxistauglichkeit. Hier soll zukünftig noch enger mit potenziellen Produzenten kooperiert werden. Zum anderen sollen auch die Konzepte bezüglich neuer Messstrategien vorangebracht werden. Dabei ist insbesondere die Kooperation mit Behörden wichtig, die in den derzeit laufenden Projekten schon eng eingebunden sind und die gemeinsam entwickelten Strategien mittragen. Damit soll die Voraussetzung geschaffen werden, durch Verifizierungsstrategien zusammen mit einer entsprechenden Testinfrastruktur innovative Messgeräte schneller in die Praxis zu führen und diesen Technologietransfer in die Praxis durch Empfehlungen aus behördlicher Seite zu unterstützen.

Die kontinuierliche Messung von Aquiferparametern wird zukünftig verstärkt an Bedeutung gewinnen. Gerade im Zusammenhang mit Natural Attenuation (NA) ergeben sich Erfordernisse, Standorte über längere Zeiträume (quasi)kontinuierlich beobachten zu müssen, um die zeitliche Entwicklung von bewertungsrelevanten Parametern inklusive der jahreszeitlichen sowie der anthropogen beeinflussten Schwankungen zu erfassen. Dies wird zum einen bei Untersuchungen zur Entscheidung, ob man an einem Standort

auf Natural Attenuation statt aktiver Sanierungsmaßnahmen setzen soll, verstärkt notwendig werden. Aber auch zur Überwachung von Standorten, an denen diese Entscheidung bereits zu Gunsten von NA getroffen wurde, müssen Überwachungskonzepte festgelegt werden, deren Eignung hinsichtlich der zutreffenden Aussage nachgewiesen ist. Hier sind geeignete Langzeitsysteme ein wichtiger Beitrag zum vorbeugenden Umweltschutz.

Dabei kommen neben der Überwachung der direkten Zielparameter – das sind meist Stoffkonzentrationen - auch indirekte Parameter in Frage. Messung indirekter Parameter heißt, dass nicht versucht wird, mit technisch aufwendigen (und damit in der Regel teuren und anfälligen) Messgeräten die Schadstoffkonzentrationen direkt zu messen, sondern statt dessen Parameter zu überwachen, die einfacher zu bestimmen sind und die eine Bewertung der Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen zulassen. Diese Parameter müssen einen Schluss auf die Dynamik des Standorts erlauben und damit indirekt ein Maß für die Schadstoffkonzentrationen liefern. Derartige Parameter müssen zunächst identifiziert werden. Tab. 16.1 zeigt beispielhaft solche indirekten Parameter. In der Folge gilt es dann geeignete Messverfahren zu entwickeln, die schließlich in langzeitstabile Messsysteme umgesetzt werden müssen.

Ein weiterer, zukünftiger Schwerpunkt ist die Entwicklung von Akutmessverfahren, mit denen z. B. Sanierungsmaßnahmen begleitet werden können. Diese Verfahren müssen schnelle, robuste Aussagen liefern, auf deren Basis der weitere Sanierungsfortgang oder der entsprechende Entsorgungsweg direkt im Feld entschieden werden kann. Die besonderen Anforderungen an diese Verfahren liegen darin, dass neben der Forderung an das rasche Vorliegen der Messwerte hohe Anforderungen an die Robustheit der Messwerte zu stellen sind. Dabei muss vermieden werden, dass falschnegative Befunde entstehen.

Tab. 16.1: Beispiele für indirekte Parameter zur Erfassung sich ändernder Messgrößen bei verschiedenen mikrobiellen Prozessen

Prozess	**Effekt**	**Messgröße (indirekte Parameter)**
aerober Abbau von Kohlenwasserstoffen	Verbrauch an Elektronenakzeptoren	Redoxpotential, O_2-, Nitrat-Konzentration
anaerober Abbau von Kohlenwasserstoffen	Verbrauch von Sulfat, Entstehung von Sulfid, Fe(II)	Sulfid, Eisen
Dechlorierung von CKW	Abspalten von Chlor aus den Kohlenwasserstoffen	Chlorid
mikrobielle Aktivität	Freisetzen von Energie, Temperaturanstieg	Temperatur

Um die gesamten Entwicklungen in *VEGAS* noch praxisnäher gestalten zu können, wurde die Notwendigkeit erkannt, die enge Verzahnung von der Forschung mit Ingenieurbüros, der Verwaltung (Genehmigungsbehörden) und Produzenten zu vertiefen. Eine derartige Verzahnung könnte über eine Vereinsstruktur erreicht werden. Folgende Ziele sollen mit einem solchen Verein umgesetzt werden:

Know-How-Transfer durch

- Datensammlung und –aufbereitung über vorhandene Techniken von praxisreifen Geräten bis zu in der Entwicklung befindlichen Techniken,
- Sammlung von Informationen zu Praxisanwendungen, Fallbeispielen, Einsatzgebieten, Vor- und Nachteilen von Techniken,
- Weiterbildung und Schulungen,
- Erstellung von Handlungsempfehlungen zum Einsatz von Vor-Ort-Messtechnik unter fachlichen und ökonomischen Gesichtspunkten,
- Bedarfsberatung bezüglich Einsatzgebieten,
- Hilfe bei der rechtlichen Umsetzung sowie bei der Vorgabe von Richtlinien als Unterstützung der unteren Verwaltungsbehörde.

Vermittlung zwischen Behörden, Anwendern, Pflichtigen und Herstellern durch

- Bereitstellung von Know-How (siehe Know-How-Transfer),
- Beratung und Entscheidungshilfe zum Einsatz von Messtechniken,
- Weiterbildung,
- Bedarfsberatung und Marktstudie,
- Schaffung von Akzeptanz durch Standardisierung von Messtechniken.

Standardisierung von Messtechniken

- als Vorraussetzung für den erfolgreichen Transfer in die Praxis durch Bereitstellung von Testumgebungen (Labor/Technikum/Feld) zur reproduzierbaren Verifizierung von Messtechniken unter Beachtung geeigneter Qualitätssicherungsmaßnahmen,
- durch Bereitstellung von standardisierten Verifizierungsprozeduren in definierter Testumgebung,
- durch Beratung und Hilfe in Bezug auf die Hard- und Softwarekonfiguration sowie die Auswahl geeigneter Komponenten.

In diesem Verein sollen alle Interessen zusammengeführt und ein regelmäßiger Austausch von Informationen erreicht werden. Dieser Verein, angesiedelt bei *VEGAS* als unabhängige wissenschaftliche Institution, dient damit dem Praxistransfer von neuen Messtechniken sowie der kosten- und zielorientierten Bearbeitung von Fragestellungen in der Altlastenbearbeitung. Ein erstes Konzept der Vereinsziele und der zugehörigen Rahmenbedingungen wird beim Statuskolloquium zur Diskussion gestellt.

16.4 Literatur

Barczewski, B., Batereau, K., Flachowsky, J., Hempel, M., Klaas, N. (2005): Vor-Ort-Messtechniken zur Standorterkundung – Trends 2004, Initiativen zum Umweltschutz, Band 62, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin 2005, ISBN: 3-503 – 08737 – 0

Barczewski, B., Batereau, K., Flachowsky, J., Franzius, V. und M. Hempel (2003): Vor-Ort-Analytik für die Erkundung von kontaminierten Standorten, Initiativen zum Umweltschutz, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co, Berlin, 2003. - Nr.: 54 - ISBN: 3-503-07450-3

Barczewski, B. (2002): Anforderungen an die Umweltmesstechnik zur Ermittlung von Boden- und Grundwasserkontaminationen, Habilitationsschrift

Barczewski, B., Marschall, P. (1990): Entwicklung und Einsatz eines Lichtleiterfluorometers zur kontinuierlichen in-situ Messung von Fluoreszenztracern, Geotechnik, Sonderheft zum 9. nationalen Felsmechanik Kolloquium, Aachen, März 1990, S. 148-153

Barczewski, B., Kaleris V., Marschall, P. (1991): Grundwassermesstechnik und Bohrlochhydraulik, Kapitel 7, Wärme- und Schadstofftransport im Grundwasser, Hrsg.: Kobus H., VCH-Verlag, Weinheim, 1991, S. 277 - 340

Batereau, K. (2006): Altlastenbearbeitung – Wunsch und Wirklichkeit, Hrsg: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Fortbildung im Umweltsektor, Seminar Altlasten und Schadensfälle 2006, Lampertheim, 22. Juni 2006

Batereau, K. (2004): Sensorbasierte Bodenluftmessung zur Vor-Ort-Erkundung von Schadensherden im Untergrund, Mitteilungsheft Nr. 126, (Promotionsschrift) Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 2/2004. - ISBN: 3-933761-29-8

Batereau, K., Müller, M., Barczewski, B. und N. Klaas (2003): Boden- und Flächenressourcen-Management in Ballungsräumen: Innovative Erkundungsmethoden von Schadstoffbelastungen Vor-Ort-Analytik: Werkzeuge zur Minimierung von Probennahme und Analytikaufwand, Wissenschaftlicher Bericht Nr. VEG 01, Institut

für Wasserbau, Universität Stuttgart, 4/2003. - Nr.: 2003/05 - Schlussbericht zum BWPLUS-Forschungsprojekt

BBodSchG (2001): Bundes-Bodenschutzgesetzes, i.d.F.v. 17.3.1998, In: Umweltrecht – Wichtige Gesetze und Verordnungen zum Schutz der Umwelt, Beck-Texte, dtv, 13. Auflage

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz und Altlastenverordnung, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bundesgesetzblatt 36, Bonn, 12.07.1999

Bücherl, K., Baermann, A., Bahring, B., Klaas, N. (2005): ITVA-Vergleichsprobennahme – ein „Ringversuch“ für Rammkernsondierungen, Altlastenspektrum, Seite 65-69, 2/2005

Flachowsky, J., Batereau, K., Klaas, N., Müller, M. und B. Barczewski: Aktuelle Ergebnisse und Entwicklungen beim Einsatz von Vor-Ort-Analytik, Ressource Untergrund, 10 Jahre *VEGAS*: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden (28. - 29. September 2005, Universität Stuttgart), Editor: Braun, J., Koschitzky, H.P. & M. Müller, Institut für Wasserbau, in Zusammenarbeit mit UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, 9/2005. - Nr.: 145 - Seiten: 182-194 - ISBN: 3-933761-48-4

Klaas, N. und M. Müller (2005): Entwicklung eines Referenzstandortes und Verbundprojektkoordinierung, Technischer Bericht Nr. VEG 12, Institut für Wasserbau, 2005. - Nr.: 2005/03

Müller, M., Batereau, K., Barczewski, B. und N. Klaas (2005): High-Tech Methoden zur Untergrundsondierung: Entwicklung von Messsystemen zur sensorgestützten in-situ-Sondierung von Industriebrachen, Wissenschaftlicher Bericht Nr. VEG 13, Institut für Wasserbau, 3/2005. - Nr.: 2005/04

Institut für Wasserbau
Universität Stuttgart

Pfaffenwaldring 61
70569 Stuttgart (Vaihingen)
Telefon (0711) 685 - 64717/64741/64752/64679
Telefax (0711) 685 - 67020 o. 64746 o. 64681
E-Mail: iws@iws.uni-stuttgart.de
http://www.iws.uni-stuttgart.de

Direktoren
Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy
Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig
Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

Vorstand *(Stand 31.08.2006)*
Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. A. Bárdossy
Prof. Dr.-Ing. R. Helmig
Prof. Dr.-Ing. S. Wieprecht
Prof. Dr.-Ing. habil. B. Westrich
Jürgen Braun, PhD
Dr.-Ing. H. Class
Dr.-Ing. A. Färber
Dr.-Ing. H.-P. Koschitzky
PD Dr.-Ing. W. Marx

Emeriti
Prof. Dr.-Ing. Dr.-Ing. E.h. Jürgen Giesecke
Prof. Dr.h.c. Dr.-Ing. E.h. Helmut Kobus, Ph.D.

Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft
Leiter: Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht
Stellv.: PD Dr.-Ing. Walter Marx, AOR

Lehrstuhl für Hydrologie und Geohydrologie
Leiter: Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy
Stellv.: Dr.-Ing. Arne Färber

Lehrstuhl für Hydromechanik und Hydrosystemmodellierung
Leiter: Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig
Stellv.: Dr.-Ing. Holger Class, AOR

VEGAS, Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung
Leitung: Jürgen Braun, PhD
Dr.-Ing. Hans-Peter Koschitzky, AD

Versuchsanstalt
Leiter: apl. Prof. Dr.-Ing. Bernhard Westrich

Verzeichnis der Mitteilungshefte

1 Röhnisch, Arthur: *Die Bemühungen um eine Wasserbauliche Versuchsanstalt an der Technischen Hochschule Stuttgart*,
und
Fattah Abouleid, Abdel: *Beitrag zur Berechnung einer in lockeren Sand gerammten, zweifach verankerten Spundwand*, 1963

2 Marotz, Günter: *Beitrag zur Frage der Standfestigkeit von dichten Asphaltbelägen im Großwasserbau*, 1964

3 Gurr, Siegfried: *Beitrag zur Berechnung zusammengesetzter ebener Flächentragwerke unter besonderer Berücksichtigung ebener Stauwände, mit Hilfe von Randwert- und Lastwertmatrizen*, 1965

4 Plica, Peter: *Ein Beitrag zur Anwendung von Schalenkonstruktionen im Stahlwasserbau*, und Petrikat, Kurt: *Möglichkeiten und Grenzen des wasserbaulichen Versuchswesens*, 1966

5 Plate, Erich: *Beitrag zur Bestimmung der Windgeschwindigkeitsverteilung in der durch eine Wand gestörten bodennahen Luftschicht*,
und
Röhnisch, Arthur; Marotz, Günter: *Neue Baustoffe und Bauausführungen für den Schutz der Böschungen und der Sohle von Kanälen, Flüssen und Häfen; Gestehungskosten und jeweilige Vorteile*, sowie Unny, T.E.: *Schwingungsuntersuchungen am Kegelstrahlschieber*, 1967

6 Seiler, Erich: *Die Ermittlung des Anlagenwertes der bundeseigenen Binnenschiffahrtsstraßen und Talsperren und des Anteils der Binnenschiffahrt an diesem Wert*, 1967

7 *Sonderheft anläßlich des 65. Geburtstages von Prof. Arthur Röhnisch mit Beiträgen von* Benk, Dieter; Breitling, J.; Gurr, Siegfried; Haberhauer, Robert; Honekamp, Hermann; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg; Miller, Rudolf; Plate, Erich J.; Radomski, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1967

8 Jumikis, Alfred: *Beitrag zur experimentellen Untersuchung des Wassernachschubs in einem gefrierenden Boden und die Beurteilung der Ergebnisse*, 1968

9 Marotz, Günter: *Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund*, 1968

10 Radomski, Helge: *Untersuchungen über den Einfluß der Querschnittsform wellenförmiger Spundwände auf die statischen und rammtechnischen Eigenschaften*, 1968

11 Schwarz, Helmut: *Die Grenztragfähigkeit des Baugrundes bei Einwirkung vertikal gezogener Ankerplatten als zweidimensionales Bruchproblem*, 1969

12 Erbel, Klaus: *Ein Beitrag zur Untersuchung der Metamorphose von Mittelgebirgsschneedecken unter besonderer Berücksichtigung eines Verfahrens zur Bestimmung der thermischen Schneequalität*, 1969

13 Westhaus, Karl-Heinz: *Der Strukturwandel in der Binnenschiffahrt und sein Einfluß auf den Ausbau der Binnenschiffskanäle*, 1969

14 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: *Ein Beitrag zur Berechnung des Erdwiderstandes unter Ansatz der logarithmischen Spirale als Gleitflächenfunktion*, 1970

15 Schulz, Manfred: *Berechnung des räumlichen Erddruckes auf die Wandung kreiszylindrischer Körper*, 1970

16 Mobasseri, Manoutschehr: *Die Rippenstützmauer. Konstruktion und Grenzen ihrer Standsicherheit*, 1970

17 Benk, Dieter: *Ein Beitrag zum Betrieb und zur Bemessung von Hochwasserrückhaltebecken*, 1970

18 Gàl, Attila: *Bestimmung der mitschwingenden Wassermasse bei überströmten Fischbauchklappen mit kreiszylindrischem Staublech*, 1971, vergriffen

19 Kuz, Klaus Dieter: *Ein Beitrag zur Frage des Einsetzens von Kavitationserscheinungen in einer Düsenströmung bei Berücksichtigung der im Wasser gelösten Gase*, 1971, vergriffen

20 Schaak, Hartmut: *Verteilleitungen von Wasserkraftanlagen*, 1971

21 *Sonderheft zur Eröffnung der neuen Versuchsanstalt des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart mit Beiträgen von*
Brombach, Hansjörg; Dirksen, Wolfram; Gàl, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Holthoff, Franz-Josef; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Minor, Hans-Erwin; Petrikat, Kurt; Röhnisch, Arthur; Rueff, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1972

22 Wang, Chung-su: *Ein Beitrag zur Berechnung der Schwingungen an Kegelstrahlschiebern*, 1972

23 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: *Erdwiderstandsbeiwerte nach dem Ohde-Variationsverfahren*, 1972

24 Minor, Hans-Erwin: *Beitrag zur Bestimmung der Schwingungsanfachungsfunktionen überströmter Stauklappen*, 1972, vergriffen

25 Brombach, Hansjörg: *Untersuchung strömungsmechanischer Elemente (Fluidik) und die Möglichkeit der Anwendung von Wirbelkammerelementen im Wasserbau*, 1972, vergriffen

26 Wildenhahn, Eberhard: *Beitrag zur Berechnung von Horizontalfilterbrunnen*, 1972

27 Steinlein, Helmut: *Die Eliminierung der Schwebstoffe aus Flußwasser zum Zweck der unterirdischen Wasserspeicherung, gezeigt am Beispiel der Iller*, 1972

28 Holthoff, Franz Josef: *Die Überwindung großer Hubhöhen in der Binnenschiffahrt durch Schwimmerhebewerke*, 1973

29 Röder, Karl: *Einwirkungen aus Baugrundbewegungen auf trog- und kastenförmige Konstruktionen des Wasser- und Tunnelbaues*, 1973

30 Kretschmer, Heinz: *Die Bemessung von Bogenstaumauern in Abhängigkeit von der Talform*, 1973

31 Honekamp, Hermann: *Beitrag zur Berechnung der Montage von Unterwasserpipelines*, 1973

32 Giesecke, Jürgen: *Die Wirbelkammertriode als neuartiges Steuerorgan im Wasserbau*, und Brombach, Hansjörg: *Entwicklung, Bauformen, Wirkungsweise und Steuereigenschaften von Wirbelkammerverstärkern*, 1974

33 Rueff, Helge: *Untersuchung der schwingungserregenden Kräfte an zwei hintereinander angeordneten Tiefschützen unter besonderer Berücksichtigung von Kavitation*, 1974

34 Röhnisch, Arthur: *Einpreßversuche mit Zementmörtel für Spannbeton - Vergleich der Ergebnisse von Modellversuchen mit Ausführungen in Hüllwellrohren*, 1975

35 *Sonderheft anläßlich des 65. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. Kurt Petrikat mit Beiträgen von*: Brombach, Hansjörg; Erbel, Klaus; Flinspach, Dieter; Fischer jr., Richard; Gàl, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Haberhauer, Robert; Hafner Edzard; Hausenblas, Bernhard; Horlacher, Hans-Burkhard; Hutarew, Andreas; Knoll, Manfred; Krummet, Ralph; Marotz, Günter; Merkle, Theodor; Miller, Christoph; Minor, Hans-Erwin; Neumayer, Hans; Rao, Syamala; Rath, Paul; Rueff, Helge; Ruppert, Jürgen; Schwarz, Wolfgang; Topal-Gökceli, Mehmet; Vollmer, Ernst; Wang, Chung-su; Weber, Hans-Georg; 1975

36 Berger, Jochum: *Beitrag zur Berechnung des Spannungszustandes in rotationssymmetrisch belasteten Kugelschalen veränderlicher Wandstärke unter Gas- und Flüssigkeitsdruck durch Integration schwach singulärer Differentialgleichungen*, 1975

37 Dirksen, Wolfram: *Berechnung instationärer Abflußvorgänge in gestauten Gerinnen mittels Differenzenverfahren und die Anwendung auf Hochwasserrückhaltebecken*, 1976

38 Horlacher, Hans-Burkhard: *Berechnung instationärer Temperatur- und Wärmespannungsfelder in langen mehrschichtigen Hohlzylindern*, 1976

39 Hafner, Edzard: *Untersuchung der hydrodynamischen Kräfte auf Baukörper im Tiefwasserbereich des Meeres*, 1977, ISBN 3-921694-39-6

40 Ruppert, Jürgen: *Über den Axialwirbelkammerverstärker für den Einsatz im Wasserbau*, 1977, ISBN 3-921694-40-X

41 Hutarew, Andreas: *Beitrag zur Beeinflußbarkeit des Sauerstoffgehalts in Fließgewässern an Abstürzen und Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-41-8, vergriffen

42 Miller, Christoph: *Ein Beitrag zur Bestimmung der schwingungserregenden Kräfte an unterströmten Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-42-6

43 Schwarz, Wolfgang: *Druckstoßberechnung unter Berücksichtigung der Radial- und Längsverschiebungen der Rohrwandung*, 1978, ISBN 3-921694-43-4

44 Kinzelbach, Wolfgang: *Numerische Untersuchungen über den optimalen Einsatz variabler Kühlsysteme einer Kraftwerkskette am Beispiel Oberrhein*, 1978, ISBN 3-921694-44-2

45 Barczewski, Baldur: *Neue Meßmethoden für Wasser-Luftgemische und deren Anwendung auf zweiphasige Auftriebsstrahlen*, 1979, ISBN 3-921694-45-0

46 Neumayer, Hans: *Untersuchung der Strömungsvorgänge in radialen Wirbelkammerverstärkern*, 1979, ISBN 3-921694-46-9

47 Elalfy, Youssef-Elhassan: *Untersuchung der Strömungsvorgänge in Wirbelkammerdioden und -drosseln*, 1979, ISBN 3-921694-47-7

48 Brombach, Hansjörg: *Automatisierung der Bewirtschaftung von Wasserspeichern*, 1981, ISBN 3-921694-48-5

49 Geldner, Peter: *Deterministische und stochastische Methoden zur Bestimmung der Selbstdichtung von Gewässern*, 1981, ISBN 3-921694-49-3, vergriffen

50 Mehlhorn, Hans: *Temperaturveränderungen im Grundwasser durch Brauchwassereinleitungen*, 1982, ISBN 3-921694-50-7, vergriffen

51 Hafner, Edzard: *Rohrleitungen und Behälter im Meer*, 1983, ISBN 3-921694-51-5

52 Rinnert, Bernd: *Hydrodynamische Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Dichteunterschieden auf die Vertikalvermischung in horizontaler Strömung*, 1983, ISBN 3-921694-52-3, vergriffen

53 Lindner, Wulf: *Steuerung von Grundwasserentnahmen unter Einhaltung ökologischer Kriterien*, 1983, ISBN 3-921694-53-1, vergriffen

54 Herr, Michael; Herzer, Jörg; Kinzelbach, Wolfgang; Kobus, Helmut; Rinnert, Bernd: *Methoden zur rechnerischen Erfassung und hydraulischen Sanierung von Grundwasserkontaminationen*, 1983, ISBN 3-921694-54-X

55 Schmitt, Paul: *Wege zur Automatisierung der Niederschlagsermittlung*, 1984, ISBN 3-921694-55-8, vergriffen

56 Müller, Peter: *Transport und selektive Sedimentation von Schwebstoffen bei gestau tem Abfluß*, 1985, ISBN 3-921694-56-6

57 El-Qawasmeh, Fuad: *Möglichkeiten und Grenzen der Tropfbewässerung unter besonderer Berücksichtigung der Verstopfungsanfälligkeit der Tropfelemente*, 1985, ISBN 3-921694-57-4, vergriffen

58 Kirchenbaur, Klaus: *Mikroprozessorgesteuerte Erfassung instationärer Druckfelder am Beispiel seegangsbelasteter Baukörper*, 1985, ISBN 3-921694-58-2

59 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser*, Tätigkeitsbericht 1984/85 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart), 1985, ISBN 3-921694-59-0, vergriffen

60 Spitz, Karlheinz: *Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Inhomogenitäten und Dichteunterschieden*, 1985, ISBN 3-921694-60-4, vergriffen

61 Kobus, Helmut: *An Introduction to Air-Water Flows in Hydraulics,* 1985, ISBN 3-921694-61-2

62 Kaleris, Vassilios: *Erfassung des Austausches von Oberflächen- und Grundwasser in horizontalebenen Grundwassermodellen,* 1986, ISBN 3-921694-62-0

63 Herr, Michael: *Grundlagen der hydraulischen Sanierung verunreinigter Porengrundwasserleiter,* 1987, ISBN 3-921694-63-9

64 Marx, Walter: *Berechnung von Temperatur und Spannung in Massenbeton infolge Hydratation,* 1987, ISBN 3-921694-64-7

65 Koschitzky, Hans-Peter: *Dimensionierungskonzept für Sohlbelüfter in Schußrinnen zur Vermeidung von Kavitationsschäden,* 1987, ISBN 3-921694-65-5

66 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser,* Tätigkeitsbericht 1986/87 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart) 1987, ISBN 3-921694-66-3

67 Söll, Thomas: *Berechnungsverfahren zur Abschätzung anthropogener Temperaturanomalien im Grundwasser,* 1988, ISBN 3-921694-67-1

68 Dittrich, Andreas; Westrich, Bernd: *Bodenseeufererosion, Bestandsaufnahme und Bewertung,* 1988, ISBN 3-921694-68-X, vergriffen

69 Huwe, Bernd; van der Ploeg, Rienk R.: *Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushaltes von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung,* 1988, ISBN 3-921694-69-8, vergriffen

70 Stephan, Karl: *Integration elliptischer Funktionen,* 1988, ISBN 3-921694-70-1

71 Kobus, Helmut; Zilliox, Lothaire (Hrsg.): *Nitratbelastung des Grundwassers, Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit und Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers.* Vorträge des deutsch-französischen Kolloquiums am 6. Oktober 1988, Universitäten Stuttgart und Louis Pasteur Strasbourg (Vorträge in deutsch oder französisch, Kurzfassungen zweisprachig), 1988, ISBN 3-921694-71-X

72 Soyeaux, Renald: *Unterströmung von Stauanlagen auf klüftigem Untergrund unter Berücksichtigung laminarer und turbulenter Fließzustände,*1991,ISBN 3-921694-72-8

73 Kohane, Roberto: *Berechnungsmethoden für Hochwasserabfluß in Fließgewässern mit überströmten Vorländern,* 1991, ISBN 3-921694-73-6

74 Hassinger, Reinhard: *Beitrag zur Hydraulik und Bemessung von Blocksteinrampen in flexibler Bauweise,* 1991, ISBN 3-921694-74-4, vergriffen

75 Schäfer, Gerhard: *Einfluß von Schichtenstrukturen und lokalen Einlagerungen auf die Längsdispersion in Porengrundwasserleitern,* 1991, ISBN 3-921694-75-2

76 Giesecke, Jürgen: *Vorträge, Wasserwirtschaft in stark besiedelten Regionen; Umweltforschung mit Schwerpunkt Wasserwirtschaft,* 1991, ISBN 3-921694-76-0

77 Huwe, Bernd: *Deterministische und stochastische Ansätze zur Modellierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Flächen auf unterschiedlichem Skalenniveau,* 1992, ISBN 3-921694-77-9, vergriffen

78 Rommel, Michael: *Verwendung von Kluftdaten zur realitätsnahen Generierung von Kluftnetzen mit anschließender laminar-turbulenter Strömungsberechnung,* 1993, ISBN 3-92 1694-78-7

79 Marschall, Paul: *Die Ermittlung lokaler Stofffrachten im Grundwasser mit Hilfe von Einbohrloch-Meßverfahren,* 1993, ISBN 3-921694-79-5, vergriffen

80 Ptak, Thomas: *Stofftransport in heterogenen Porenaquiferen: Felduntersuchungen und stochastische Modellierung,* 1993, ISBN 3-921694-80-9, vergriffen

81 Haakh, Frieder: *Transientes Strömungsverhalten in Wirbelkammern,* 1993, ISBN 3-921694-81-7

82 Kobus, Helmut; Cirpka, Olaf; Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter: *Versuchseinrichtung zur Grundwasser und Altlastensanierung VEGAS, Konzeption und Programmrahmen,* 1993, ISBN 3-921694-82-5

83 Zang, Weidong: *Optimaler Echtzeit-Betrieb eines Speichers mit aktueller Abflußregenerierung,* 1994, ISBN 3-921694-83-3, vergriffen

84 Franke, Hans-Jörg: *Stochastische Modellierung eines flächenhaften Stoffeintrages und Transports in Grundwasser am Beispiel der Pflanzenschutzmittelproblematik,* 1995, ISBN 3-921694-84-1

85 Lang, Ulrich: *Simulation regionaler Strömungs- und Transportvorgänge in Karstaquiferen mit Hilfe des Doppelkontinuum-Ansatzes: Methodenentwicklung und Parameteridentifikation,* 1995, ISBN 3-921694-85-X, vergriffen

86 Helmig, Rainer: *Einführung in die Numerischen Methoden der Hydromechanik,* 1996, ISBN 3-921694-86-8, vergriffen

87 Cirpka, Olaf: *CONTRACT: A Numerical Tool for Contaminant Transport and Chemical Transformations - Theory and Program Documentation* -, 1996, ISBN 3-921694-87-6

88 Haberlandt, Uwe: *Stochastische Synthese und Regionalisierung des Niederschlages für Schmutzfrachtberechnungen,* 1996, ISBN 3-921694-88-4

89 Croisé, Jean: *Extraktion von flüchtigen Chemikalien aus natürlichen Lockergesteinen mittels erzwungener Luftströmung,* 1996, ISBN 3-921694-89-2, vergriffen

90 Jorde, Klaus: *Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken,* 1997, ISBN 3-921694-90-6, vergriffen

91 Helmig, Rainer: *Gekoppelte Strömungs- und Transportprozesse im Untergrund - Ein Beitrag zur Hydrosystemmodellierung-*, 1998, ISBN 3-921694-91-4

92 Emmert, Martin: *Numerische Modellierung nichtisothermer Gas-Wasser Systeme in porösen Medien*, 1997, ISBN 3-921694-92-2

93 Kern, Ulrich: *Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars*, 1997, ISBN 3-921694-93-0, vergriffen

94 Förster, Georg: *Druckstoßdämpfung durch große Luftblasen in Hochpunkten von Rohrleitungen 1997*, ISBN 3-921694-94-9

95 Cirpka, Olaf: *Numerische Methoden zur Simulation des reaktiven Mehrkomponententransports im Grundwasser*, 1997, ISBN 3-921694-95-7, vergriffen

96 Färber, Arne: *Wärmetransport in der ungesättigten Bodenzone: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie*, 1997, ISBN 3-921694-96-5

97 Betz, Christoph: *Wasserdampfdestillation von Schadstoffen im porösen Medium: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie*, 1998, ISBN 3-921694-97-3

98 Xu, Yichun: *Numerical Modeling of Suspended Sediment Transport in Rivers*, 1998, ISBN 3-921694-98-1, vergriffen

99 Wüst, Wolfgang: *Geochemische Untersuchungen zur Sanierung CKW-kontaminierter Aquifere mit Fe(0)-Reaktionswänden,* 2000, ISBN 3-933761-02-2

100 Sheta, Hussam: *Simulation von Mehrphasenvorgängen in porösen Medien unter Einbeziehung von Hysterese-Effekten,* 2000, ISBN 3-933761-03-4

101 Ayros, Edwin: *Regionalisierung extremer Abflüsse auf der Grundlage statistischer Verfahren*, 2000, ISBN 3-933761-04-2, vergriffen

102 Huber, Ralf: *Compositional Multiphase Flow and Transport in Heterogeneous Porous Media*, 2000, ISBN 3-933761-05-0

103 Braun, Christopherus: *Ein Upscaling-Verfahren für Mehrphasenströmungen in porösen Medien,* 2000, ISBN 3-933761-06-9

104 Hofmann, Bernd: *Entwicklung eines rechnergestützten Managementsystems zur Beurteilung von Grundwasserschadensfällen,* 2000, ISBN 3-933761-07-7

105 Class, Holger: *Theorie und numerische Modellierung nichtisothermer Mehrphasenprozesse in NAPL-kontaminierten porösen Medien,* 2001, ISBN 3-933761-08-5

106 Schmidt, Reinhard: *Wasserdampf- und Heißluftinjektion zur thermischen Sanierung kontaminierter Standorte*, 2001, ISBN 3-933761-09-3

107 Reinhold Josef:, *Schadstoffextraktion mit hydraulischen Sanierungsverfahren unter Anwendung von grenzflächenaktiven Stoffen*, 2001, ISBN 3-933761-10-7

108 Schneider, Matthias: *Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen*, 2001, ISBN 3-933761-11-5

109 Rathgeb, Andreas: *Hydrodynamische Bemessungsgrundlagen für Lockerdeckwerke an überströmbaren Erddämmen*, 2001, ISBN 3-933761-12-3

110 Lang, Stefan: *Parallele numerische Simulation instätionärer Probleme mit adaptiven Methoden auf unstrukturierten Gittern*, 2001, ISBN 3-933761-13-1

111 Appt, Jochen; Stumpp Simone: *Die Bodensee-Messkampagne 2001, IWS/CWR Lake Constance Measurement Program 2001*, 2002, ISBN 3-933761-14-X

112 Heimerl, Stephan: *Systematische Beurteilung von Wasserkraftprojekten*, 2002, ISBN 3-933761-15-8

113 Iqbal, Amin: *On the Management and Salinity Control of Drip Irrigation*, 2002, ISBN 3-933761-16-6

114 Silberhorn-Hemminger, Annette: *Modellierung von Kluftaquifersystemen: Geostatistische Analyse und deterministisch-stochastische Kluftgenerierung*, 2002, ISBN 3-933761-17-4

115 Winkler, Angela: *Prozesse des Wärme- und Stofftransports bei der In-situ-Sanierung mit festen Wärmequellen*, 2003, ISBN 3-933761-18-2

116 Marx, Walter: *Wasserkraft, Bewässerung, Umwelt - Planungs- und Bewertungsschwerpunkte der Wasserbewirtschaftung*, 2003, ISBN 3-933761-19-0

117 Hinkelmann, Reinhard: *Efficient Numerical Methods and Information-Processing Techniques in Environment Water*, 2003, ISBN 3-933761-20-4

118 Samaniego-Eguiguren, Luis Eduardo: *Hydrological Consequences of Land Use / Land Cover and Climatic Changes in Mesoscale Catchments*, 2003, ISBN 3-933761-21-2

119 Neunhäuserer, Lina: *Diskretisierungsansätze zur Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen in geklüftet-porösen Medien*, 2003, ISBN 3-933761-22-0

120 Paul, Maren: *Simulation of Two-Phase Flow in Heterogeneous Poros Media with Adaptive Methods*, 2003, ISBN 3-933761-23-9

121 Ehret, Uwe: *Rainfall and Flood Nowcasting in Small Catchments using Weather Radar*, 2003, ISBN 3-933761-24-7

122 Haag, Ingo: *Der Sauerstoffhaushalt staugeregelter Flüsse am Beispiel des Neckars - Analysen, Experimente, Simulationen -,* 2003, ISBN 3-933761-25-5

123 Appt, Jochen: *Analysis of Basin-Scale Internal Waves in Upper Lake Constance,* 2003, ISBN 3-933761-26-3

124 Hrsg.: Schrenk, Volker; Batereau, Katrin; Barczewski, Baldur; Weber, Karolin und Koschitzky, Hans-Peter: *Symposium Ressource Fläche und VEGAS - Statuskolloquium 2003, 30. September und 1. Oktober 2003,* 2003, ISBN 3-933761-27-1

125 Omar Khalil Ouda: *Optimisation of Agricultural Water Use: A Decision Support System for the Gaza Strip,* 2003, ISBN 3-933761-28-0

126 Batereau, Katrin: *Sensorbasierte Bodenluftmessung zur Vor-Ort-Erkundung von Schadensherden im Untergrund*, 2004, ISBN 3-933761-29-8

127 Witt, Oliver: *Erosionsstabilität von Gewässersedimenten mit Auswirkung auf den Stofftransport bei Hochwasser am Beispiel ausgewählter Stauhaltungen des Oberrheins,* 2004, ISBN 3-933761-30-1

128 Jakobs, Hartmut: *Simulation nicht-isothermer Gas-Wasser-Prozesse in komplexen Kluft-Matrix-Systemen*, 2004, ISBN 3-933761-31-X

129 Li, Chen-Chien: *Deterministisch-stochastisches Berechnungskonzept zur Beurteilung der Auswirkungen erosiver Hochwasserereignisse in Flussstauhaltungen,* 2004, ISBN 3-933761-32-8

130 Reichenberger, Volker; Helmig, Rainer; Jakobs, Hartmut; Bastian, Peter; Niessner, Jennifer: *Complex Gas-Water Processes in Discrete Fracture-Matrix Systems: Upscaling, Mass-Conservative Discretization and Efficient Multilevel Solution,* 2004, ISBN 3-933761-33-6

131 Hrsg.: Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter; Weber, Karolin; Wege, Ralf: *VEGAS - Statuskolloquium 2004,* Tagungsband zur Veranstaltung am 05. Oktober 2004 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2004, ISBN 3-933761-34-4

132 Asie, Kemal Jabir: *Finite Volume Models for Multiphase Multicomponent Flow through Porous Media*. 2005, ISBN 3-933761-35-2

133 Jacoub, George: *Development of a 2-D Numerical Module for Particulate Contaminant Transport in Flood Retention Reservoirs and Impounded Rivers*, 2004, ISBN 3-933761-36-0

134 Nowak, Wolfgang: *Geostatistical Methods for the Identification of Flow and Transport Parameters in the Subsurface,* 2005, ISBN 3-933761-37-9

135 Süß, Mia: *Analysis of the influence of structures and boundaries on flow and transport processes in fractured porous media*, 2005, ISBN 3-933761-38-7

136 Jose, Surabhin Chackiath: *Experimental Investigations on Longitudinal Dispersive Mixing in Heterogeneous Aquifers*, 2005, ISBN: 3-933761-39-5

137 Filiz, Fulya: *Linking Large-Scale Meteorological Conditions to Floods in Mesoscale Catchments,* 2005, ISBN 3-933761-40-9

138 Qin, Minghao: *Wirklichkeitsnahe und recheneffiziente Ermittlung von Temperatur und Spannungen bei großen RCC-Staumauern*, 2005, ISBN 3-933761-41-7

139 Kobayashi, Kenichiro: *Optimization Methods for Multiphase Systems in the Subsurface - Application to Methane Migration in Coal Mining Areas*, 2005, ISBN 3-933761-42-5

140 Rahman, Md. Arifur: *Experimental Investigations on Transverse Dispersive Mixing in Heterogeneous Porous Media,* 2005, ISBN 3-933761-43-3

141 Schrenk, Volker: *Ökobilanzen zur Bewertung von Altlastensanierungsmaßnahmen,* 2005, ISBN 3-933761-44-1

142 Hundecha, Hirpa Yeshewatesfa: *Regionalization of Parameters of a Conceptual Rainfall-Runoff Model*, 2005, ISBN: 3-933761-45-X

143 Wege, Ralf: *Untersuchungs- und Überwachungsmethoden für die Beurteilung natürlicher Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser,* 2005, ISBN 3-933761-46-8

144 Breiting, Thomas: *Techniken und Methoden der Hydroinformatik - Modellierung von komplexen Hydrosystemen im Untergrund*, 2006, 3-933761-47-6

145 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Müller, Martin: *Ressource Untergrund: 10 Jahre VEGAS: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden,* Tagungsband zur Veranstaltung am 28. und 29. September 2005 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2005, ISBN 3-933761-48-4

146 Rojanschi, Vlad: *Abflusskonzentration in mesoskaligen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung des Sickerraumes,* 2006, ISBN 3-933761-49-2

147 Winkler, Nina Simone: *Optimierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebeckensystemen,* 2006, ISBN 3-933761-50-6

148 Wolf, Jens: *Räumlich differenzierte Modellierung der Grundwasserströmung alluvialer Aquifere für mesoskalige Einzugsgebiete*, 2006, ISBN: 3-933761-51-4

149 Kohler, Beate: *Externe Effekte der Laufwasserkraftnutzung,* 2006, ISBN: 3-933761-52-2

150 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhrmann, Matthias: *VEGAS-Statuskolloquium 2006,* Tagungsband zur Veranstaltung am 28. September 2006 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen,, 2006, ISBN: 3-933761-53-0

151 Niessner, Jennifer: *Multi-Scale Modeling of Multi-Phase - Multi-Component Processes in Heterogeneous Porous Media*, 2006, ISBN: 3-933761-54-9

Die Mitteilungshefte ab dem Jahr 2005 stehen auch als pdf-Datei über die Homepage des Instituts: www.iws.uni-stuttgart.de zur Verfügung.