

AUSLEIHEXEMPLAR

UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Zentralbibliothek
Permoserstraße 15
04318 Leipzig



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 27/1997

Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA)

Holger Weiß¹, Georg Teutsch²,
Birgit Daus¹ (Hrsg.)

- ¹ UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Industrie-
und Bergbaufolgelandschaften
² Eberhard-Karls-Universität
Geologisches Institut

RS

98

42 MA

ISSN 0948-9452

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)



00371551

Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA)

Bericht zur Machbarkeitsstudie für den Modellstandort Bitterfeld

Holger Weiß¹⁾, Georg Deutsch²⁾, Birgit Daus¹⁾ (Hrsg.)

1) UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
PB Industrie- und Bergbaufolgelandschaften
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

2) Eberhard-Karls-Universität
Geologisches Institut
Sigwartstraße 10, 72076 Tübingen

<u>Inhaltsverzeichnis:</u>	Seite
1 EINLEITUNG	4
2 GROßRAUMSANIERUNGSKONZEPT BITTERFELD	8
3 STANDORTERKUNDUNG	13
3.1 Ergebnisse der geologisch-hydrogeologisch-geotechnischen Standorterkundung.....	14
3.2 Kombinierte tomographische Messungen in Bohrungen.....	18
3.3 Geophysikalische Erkundung/Geoelektrische Tomographie	24
3.4 Tomographische Messungen auf der Grundlage elektromagnetischer Prinzipien (Bohrlochradar)	27
3.5 Ausbau von Grundwassermeßstellen für Multilevel-Grundwasser probenahme und Flowmetermessungen	34
3.6 Tracerverdünnungsmessungen im Pegel SafBit 14/97	41
3.7 Faseroptische Temperaturmessungen.....	43
3.8 Zusammenfassende Betrachtung der geophysikalischen Messungen	49
3.9 Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen mit dem natürlichen Tracer Radon-222	56
3.10 Modellierung und Simulation von Teilprozessen des SAFIRA-Projektes.....	61
4 CHEMISCHE ANALYTIK UND ISOTOPENMESSUNGEN	72
4.1 Organische Analytik	73
4.2 Anorganische Analytik	76
4.3 Möglichkeiten der Vor-Ort-Analytik am Modellstandort.....	78
4.4 Isotopenuntersuchungen am Grundwasser	84
4.5 Erfassung von KW-Kontaminationen im Untergrund durch Messungen des Radongehaltes der Bodenluft.....	87
5 ÖKOTOXIKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN GRUNDWASSER PROBEN	94
6 UNTERSUCHUNGEN ZUR WECHSELWIRKUNG BRAUNKOHLE/ GRUNDWASSER.....	99
7 MIKROBIOLOGIE	117
7.1 Mikrobielle Besiedlungsdichten und Schadstoffabbaupotentiale autochthoner Bakterien belasteter Aquifere im Raum Bitterfeld	118

7.2	Abbaupotential methanotropher Bakterien.....	127
7.3	Laborversuche zur Ermittlung des biologischen Schadstoffabbau potentials in kontaminiertem Aquifermaterial	131
7.4	Phylogenetische und funktionelle Vielfalt Aromaten-abbauender Bakterien im kontaminierten Aquifer von Bitterfeld	134
8	ABIOTISCHE VERFAHREN	140
8.1	Arbeiten zur elektrochemischen Dechlorierung von Chlorbenzen im Grundwasser	141
8.2	Voruntersuchungen zum sonochemischen Abbau von Schadstoffen in Grundwässern.....	151
8.3	Bimetallsysteme zum Schadstoffabbau.....	155
8.4	Elutionsverhalten aus kontaminiertem Aquifermaterial: Adsorption der Schadstoffe auf Aktivkohlen.....	157
9	MACHBARKEITSSTUDIEN	160
9.1	Umwelt- und Raumverträglichkeit der Sanierungsvorhaben von regionalen Grundwasserkontaminationen.....	161
9.2	Machbarkeitsstudie zu den Tiefbaumaßnahmen	172
9.3	Beurteilung des Einflusses von reaktiven Wände auf das Grundwasser-regime und Bewertung der Kosten im Vergleich zu anderen Sanierungs-maßnahmen	175
9.4	Datenmanagement und Datenvisualisierung	198
10	KONZEPTE FÜR DIE MOBILE REAKTIONSEINHEIT	201

AHHANG

- A Lageplan der Meßstellen
- B Identifizierte bzw. quantifizierte organische Verbindungen in den Grundwasserproben
- C Analysenergebnisse von Hexanextrakten der Kernproben verschiedener Bohrungen
- D Anionengehalte und pH-Werte der Grundwasserproben
- E Metallionenkonzentrationen in den Grundwasserproben
- F Profile und Ausbau der Grundwassermeßstellen am Modellstandort

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen:

AAS	-	Atomabsorptionsspektrometrie
AES	-	Atomemissionsspektrometrie
AOX	-	adsorbierbare Halogenkohlenwasserstoffe
BTEX	-	Benzen, Toluol, Ethylbenzen, Xylene
CFU	-	colony forming units
CKW	-	Chlorkohlenwasserstoffe
Clbenz	-	Chlorbenzen
1.2-Cl ₂ benz	-	1.2-Dichlorbenzen
1.4-Cl ₂ benz	-	1.4-Dichlorbenzen
c-DCE	-	cis-1.2 - Dichlorethen
t-DCE	-	trans-1.2 - Dichlorethen
DCB	-	Dichlorbenzen
GOK	-	Geländeoberkante
GW	-	Grundwasser
GWL	-	Grundwasserleiter
LCKW	-	leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe
MCB	-	Monochlorbenzen
NN	-	Nominal Null
OK	-	Oberkante
PAK	-	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
POK	-	Pegeloberkante
ROK	-	Rohroberkante
TCE	-	Trichlorethen
TeClEt	-	1.1.2.2-Tetrachlorethan
T.U.	-	Tritium Units

1 EINLEITUNG

H. WEIß

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, PB Industrie- und Bergbaufolgelandschaften,
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

G. TEUTSCH

Eberhard-Karls-Universität, Geologisches Institut, Sigwartstraße 10, 72076 Tübingen

Die Erfahrung der letzten 20 Jahre zeigt, daß die hydraulische Boden- und Grundwassersanierung in vielen Fällen sehr uneffektiv ist. Dies gilt insbesondere bei großflächigen Arealen, wo der Schadensherd entweder nicht genau lokalisierbar oder nicht ohne weiteres entfernbar ist. Aufgrund der oft geringen Löslichkeit z.B. hydrophober organischer Substanzen, dem Vorhandensein einer separaten residualen Phase, der meist ungleichförmigen Durchströmung des Untergrundes sowie der unter Umständen langsamen Rückdiffusion der häufig über Jahre und Jahrzehnte in die Gesteinsmatrix eingedrungenen Schadstoffe, kann die rein hydraulische Sanierung nur sehr geringe Reinigungsleistungen erreichen. Die Konsequenz sind sehr lang andauernde und damit kostspielige Pump- und Aufbereitungsmaßnahmen, deren Ende meist nicht absehbar ist.

Aufgrund dieser inzwischen allgemein anerkannten Problematik von „pump-and-treat“-Maßnahmen wird in den letzten Jahren intensiv an der Entwicklung kostengünstiger *in situ*-Sanierungsmaßnahmen gearbeitet. Man unterscheidet dabei im allgemeinen zwischen sogenannten aktiven Technologien, wie z.B. die Bodenluftabsaugung, und den passiven Methoden. Letztere sind dadurch gekennzeichnet, daß entweder keine oder nur eine sehr geringe (aktive) Energiezufuhr während des Sanierungsvorgangs erfolgt. Dadurch können vor allem die Betriebskosten der Sanierung wesentlich reduziert werden und diese sind bei den unvermeidlich langen Sanierungszeiten entscheidend.

Die zur Zeit am weitesten entwickelte Variante passiver Sanierungstechnik sind die sogenannten *in situ*-Reaktionswände [1], die für einfache Schadstoffgemische (z.B. LCKW, BTEX, PAK) bereits an mehreren Modellstandorten praktisch erprobt werden. Allerdings besteht noch erheblicher Entwicklungsbedarf für komplexe Gemische, wie sie insbesondere an ehemaligen Produktionsstandorten der chemischen Industrie anzutreffen sind.

Da diese Problematik vor allem in den neuen Bundesländern im Zusammenhang mit den Großprojekten zur ökologischen Sanierung von sehr großer Bedeutung ist, sollen mit dem geplanten Projekt SAFIRA (**S**anierungs-**F**orschung **I**n **R**egional kontaminierten **A**quiferen) die Einsatzmöglichkeiten von *in situ*-Reaktionswänden modellhaft an einem kontaminierten Feldstandort untersucht werden.

Um die Grundlagen für ein solches Modellvorhaben zu schaffen, wurde unter Federführung des UFZ in Zusammenarbeit mit den Universitäten Dresden, Halle,

Leipzig, Stuttgart und Tübingen eine Vorstudie im Zeitraum Oktober 1996 bis Juni 1997 durchgeführt. Dabei wurden sowohl die hydrogeologischen und hydrogeochemischen Randbedingungen am geplanten Feldstandort als auch verschiedene Technologien für die Gestaltung des *in situ*-Reaktors untersucht bzw. erprobt.

Als Modellstandort für die Untersuchungen zur Entwicklung leistungsfähiger *in situ*-Technologien zur Sanierung komplex kontaminierter Grundwässer wurde die Region Bitterfeld (Sachsen-Anhalt) ausgewählt.

Die über einhundert Jahre andauernden Aktivitäten des Braunkohlenbergbaus und der chemischen Industrie haben die Umweltkompartimente Boden und Grundwasser im Raum Bitterfeld/Wolfen nachhaltig geschädigt. Während relevante Bodenbelastungen sich i.w. auf industrielle Standorte (Betriebsflächen) und Deponien beschränken, ist durch die langandauernden Schadstoffeinträge das Grundwasser in einem regionalen Ausmaß, d.h. auf einer Fläche von ca. 25 km² bei einem geschätzten Volumen von 200 Mio. m³ z.T. hochgradig kontaminiert und muß als eigenständiger Schadensherd betrachtet werden [2]. Die stoffliche Situation ist durch die flächenhafte Verbreitung von halogenierten Kohlenwasserstoffen gekennzeichnet, wobei neben chlorierten Aliphaten insbesondere chlorierte Aromaten dominieren.

Die Entwicklung der hydraulischen Verhältnisse und damit des regionalen Schadstofftransports werden durch die Sumpfungsmaßnahmen des Braunkohlenbergbaus bzw. deren Aufgabe sowie die bevorstehende Flutung des Restlochkomplexes „Tagebau Goitsche“ bestimmt. Seit 1990 sind in einer Vielzahl von Studien die hydraulischen und hydrochemischen Gegebenheiten beschrieben und bewertet worden (u.a. [2, 3, 4]; ausführliche Literaturhinweise in [5]), so daß der Kenntnisstand im betrachteten Raum außergewöhnlich hoch ist. Die seit 1994 erarbeiteten Sicherungs- und Sanierungskonzeptionen [2-4] beinhalten sowohl „aktive“ als auch „passive“ hydraulische Sicherungsmaßnahmen zur Minimierung der Grundwassermobilität; darüber hinaus werden weitergehende Maßnahmen zur Sicherung der Deponien (z.B. Einkapselung) diskutiert. „Aktive“ Maßnahmen zur Grundwasseranierung im regionalen Maßstab werden angesichts der Volumina und der *ad infinitum*-Schadstofffreisetzung aus den Deponien nicht erwogen.

Vor diesem Hintergrund erscheint der SAFIRA-Modellstandort Bitterfeld besonders geeignet, um innerhalb eines realen Szenarios Methoden und Technologien für minimal-invasive, „passive“ Dekontaminationsverfahren komplex belasteter Grundwässer zu entwickeln und ihre Eignung im Feld zu demonstrieren.

Konkret wurde eine Fläche an der südöstlichen Peripherie des Stadtgebietes Bitterfeld ausgewählt. Eine Skizze des Untersuchungsraumes ist in Abb. 1 zu sehen. Der Standort befindet sich im Abstrom der Chemie AG, was ein wichtiges Auswahlkriterium war.

Die Vorstudie sollte den vorgesehenen Modellstandort im Raum Bitterfeld auf seine Eignung für die Errichtung einer Pilotanlage zur *in situ*-Grundwassersanierung prüfen. Zum Zeitpunkt der Berichterstattung sind die wesentlichen standortspezifischen Untersuchungen mit dem Ergebnis einer positiven Standortbewertung abgeschlossen und prinzipielle Möglichkeiten zum Abbaus des „Schadstoffcocktails“ erkannt. In den noch laufenden Untersuchungen geht es im wesentlichen um eine Verfeinerung der Datenbasis für hydraulische und Stofftransportmodellierungen sowie die Erprobung und Optimierung zusätzlicher Abbauverfahren. Darüber hinaus werden die technischen Grundlagen für die Bauwerksplanung erarbeitet.

Die im folgenden dargestellten Ergebnisse stellen mithin den Bearbeitungsstand Juni 1997 dar; sie sind Zusammenfassungen der Zwischen- bzw. Abschlußberichte der beteiligten Arbeitsgruppen.

Literatur

- [1] TEUTSCH, G, GRATHWOHL, P., SCHAD, H. & WERNER, P. (1996): „*In situ*-Reaktionswände - ein neuer Ansatz zur passiven Sanierung von Boden- und Grundwasserverunreinigungen“ - GRUNDWASSER 1/96, S. 12-20.
- [2] PETER, H., GROßMANN, J. & SCHULZ-TERFLOTH, G. (1995): Rahmensanierungskonzept des Großprojektes „Bitterfeld/Wolfen“.- In: Lühr, H.-P. (Hrsg.): Grundwassersanierung 1995.- IWS Schriftenreihe, 23: 123-138; Berlin, Erich Schmidt-Verlag
- [3] SCHULZ-TERFLOTH, G. & WALKOW, F. (1996): Maßnahmen zur Sanierung des Grundwassers unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen und bergbaulichen Situation im Großprojekt Bitterfeld-Wolfen.- In: Lühr, H.-P. (Hrsg.): Grundwassersanierung 1996.- IWS Schriftenreihe, 27: 307-320; Berlin, Erich Schmidt-Verlag
- [4] Landratsamt Bitterfeld / GFE GmbH: Grundwassermonitoring 1992-1996.- Unveröffentlicht
- [5] GROßMANN, J. & LÜHR, H.-P. (1994): Sanierungsrahmenkonzept für Großprojekt Bitterfeld-Wolfen.- Unveröffentlicht

2 GROßRAUMSANIERUNGSKONZEPT BITTERFELD

J. GROßMANN, W. THEER, F. BARTSCH

GICON Großmann Ingenieur Consult GmbH, Tiergartenstraße 48, 01219 Dresden

Allgemeine Vorbemerkungen

Eine wesentliche Voraussetzung für die sorgfältige Vorbereitung eines längerfristigen Forschungsvorhabens und die Errichtung einer Pilotanlage, die Wahl des richtigen Standortes, ist die hinreichend genaue Kenntnis der Kontaminationen am Standort und deren mögliche zeitliche Veränderung für den gesamten Forschungszeitraum. Hierfür werden hinreichend genaue Angaben zur langfristigen Entwicklung sowohl der Grundwasserströmungsverhältnisse als auch zur Entwicklung der Schadstoffbelastung am geplanten Standort der Pilotanlage benötigt. Nur auf dieser Grundlage ist eine systematische Durchführung des Forschungsvorhabens möglich.

Mit dem Standort Bitterfeld wurde das Forschungsvorhaben im Bereich eines der größten Altlastenprojekte Deutschlands installiert. Das bedeutet einerseits Praxisnähe, andererseits ergeben sich dadurch natürlich für ein Forschungsvorhaben eine Reihe zusätzlicher Einflußparameter, die bei der Vorbereitung und Durchführung des Vorhabens beachtet werden müssen.

Der Großraum Bitterfeld/Wolfen ist wesentlich geprägt einerseits durch Schadstoffeinträge in das Grundwasser von Betriebsflächen und Deponien über einen Zeitraum von ca. 100 Jahren, andererseits durch die Aktivitäten der Braunkohle.

Die gegenwärtigen und zukünftigen Grundwasserverhältnisse im Großraum Bitterfeld werden insbesondere durch folgende Faktoren gekennzeichnet:

Grundwasserhydraulik

- Die Sumpfungsmaßnahmen der umliegenden Tagebaue und Deponien haben zu einer großräumigen Beeinflussung der natürlichen Grundwasserfließverhältnisse geführt.
- Durch die Stilllegung des umliegenden Bergbaus und die Einstellung der Sumpfungsmaßnahmen kommt es zu einer erheblichen Änderung der Grundwasserfließverhältnisse (Angleich an die natürlichen Grundwasserfließverhältnisse).
- Die Grundwasserfließverhältnisse werden lokal durch aktuelle Sumpfungsmaßnahmen an einzelnen Deponien beeinflusst. Weiterhin existieren eine Reihe lokaler Sumpfungsmaßnahmen sowohl im Bereich der Chemiebetriebe als auch im Außenbereich.

- Im nordöstlichen Abstrombereich der BVV werden gegenwärtig umfangreiche Grundwasserhebungsmaßnahmen zum Schutz der im Abstrom gelegenen Gebiete durchgeführt.
- Durch die bereits erfolgten und die noch geplanten Entsiegelungsmaßnahmen kommt es zu relevanten Veränderungen der Grundwasserneubildungsrate im Betrachtungsgebiet. Gegenläufig wirken partiell durchgeführte Versiegelungen im Rahmen von Neubauten bzw. Sicherungsmaßnahmen.
- Es erfolgt ein relevanter Wassereintrag in das Grundwasser infolge defekter Wasser- und Abwasserleitungen. Es ist gegenwärtig von einem Eintrag auszugehen, der für das Betrachtungsgebiet des Großprojektes in der Größenordnung der Grundwasserneubildungsrate liegt. Aufgrund rückläufiger Produktion sowie durchgeführter Sanierungsmaßnahmen an den Leitungen wird die Infiltrationsmenge rückläufig sein.
- Im Rahmen des Großraumkonzeptes wird ein umfassendes Grundwassersicherungskonzept für den Großraum Bitterfeld/Wolfen entworfen, welches mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Reihe lokaler Sumpfungsmaßnahmen als ein Sicherungselement enthalten wird und somit die sowohl die örtlichen Grundwasserfließrichtungen als auch die Grundwasserflurabstände beeinflussen wird.
- Es sind zukünftig weitere lokale Sumpfungsmaßnahmen zum Schutz einzelner, nicht zum Chemie-Großprojekt gehörender Schadensherde erforderlich. Der Standort der reaktiven Wand kann hier insbesondere durch die Kreismülldeponie BRIFA beeinflusst werden.

Schadstoffbelastung des Grundwassers und Schadstofftransport

- Das Grundwasser ist im Bereich der Chemiebetriebe bereits großräumig verunreinigt, wobei differenziert nach Schadstoffart und Belastungshöhe betrachtet werden muß. Weiterhin existieren eine Reihe lokaler Grundwasserverunreinigungen.
- Es erfolgt ein weiterer Schadstoffeintrag sowohl von den Betriebsflächen als auch von den Deponien der Chemiebetriebe, wobei die Wertigkeit nach Stoffen und Stoffmengen sehr unterschiedlich ist. Die Eintragsflächen befinden sich dabei sowohl im Bereich der Werksgelände der Chemiebetriebe als auch im Außenbereich (Deponien).
- Es erfolgen weiterhin Schadstoffeinträge von Altlastverdachtsflächen, die nicht zu den Chemiebetrieben gehören, jedoch auf das Grundwasser im Betrachtungsgebiet einwirken.

- Durch den Grundwasseranstieg im Bereich der Tagebaurestlöcher Goitsche und Köckern kommt es auch zu einer Veränderung der Grundwasserqualität (Versauerung und Schwermetallbelastung).
- Infolge des zu erwartenden Grundwasseranstieges besteht die Möglichkeit, daß weitere Schadstoffpotentiale mobilisiert werden.
- Die zu erwartende Veränderung der hydraulischen Verhältnisse bestimmt die Abstromrichtung der Schadstoffe, ohne zusätzliche Sicherungsmaßnahmen ist aber auch mit einem verstärkten Abstrom der im Grundwasser bereits gelösten Schadstoffe zu rechnen.

Gegenwärtiger Kenntnisstand

Kleinräumige Daten, die bei SAFIRA gewonnen werden, dienen der Beschreibung der aktuellen Belastungssituation im unmittelbaren Bereich der geplanten Pilotanlage, lassen jedoch eine Prognose für die Entwicklung der Grundwassersituation in der das Projekt möglicherweise beeinflussenden Umgebung nicht zu.

Die erforderlichen Daten bezüglich der organischen Belastungen, zur Grundwasser-Hydraulik und zur gegenwärtigen und zukünftigen Grundwassersituation im Abstrom des Chemiegeländes müssen auf der Grundlage der Erkenntnisse des Großraumkonzeptes abgeleitet werden.

Betrachtungsgebiet für SAFIRA

Aus den Kenntnissen zur Belastungssituation und zur wahrscheinlichen Entwicklung der Strömungsverhältnisse wurden als Gebietsgrenzen

RW 4520250 bis 4522750

HW 5718750 bis 5721250

ausgewählt.

Für das benannte Betrachtungsgebiet erfolgte eine umfassende Recherche der vorhandenen Pegel, von deren Ausbaudaten sowie die Beurteilung der Eignung der Pegel zur Gütemessung. Weiterhin wurden noch geplante Pegel bereits berücksichtigt.

Belastungssituation des Grundwassers

In der Datenbank des Großprojektes sind alle wesentlichen Meßergebnisse zu organischen Grundwasserbelastungen in der Region ab 1992 gesammelt. Zeitreihen sind jedoch nur in Ausnahmefällen vorhanden.

Für die praxisgerechte Testung der Datenverarbeitung für das Vorprojekt SAFIRA wurden als Diskette die Temperatur- und Leitfähigkeitswerte einer Meßreihe des Großprojektes zur Verfügung gestellt.

- Aktuelle Grundwasser-Belastung

Die gegenwärtige Belastungssituation ist für das Betrachtungsgebiet für die vereinbarten Güteparameter in entsprechendem Kartenmaterial dargestellt worden.

Bei der Betrachtung des Gesamttraumes ist festzustellen, daß die von der Chemie ausgehende vorhandene Grundwasserbelastung das Gebiet von SAFIRA durch die Wasserhaltungen des Braunkohlenbergbaus wesentlich beeinflußt hat. Die höchsten Belastungen durch chlorierte Stoffe bestehen im tertiären Grundwasserleiter.

Im Gebiet sind die Abbauprodukte Vinylchlorid, cis- und trans-1,2-Dichlorethen besonders bewertungsrelevant. Wenn möglich, sollte die Analytik im Rahmen von SAFIRA zukünftig einen Schwerpunkt auf die exakte quantitative Bestimmung dieser Komponenten legen.

- Zukünftige Grundwasser-Belastung

Die weitere Entwicklung der Grundwasserverhältnisse wird durch die oben genannten Faktoren bestimmt. Einen wesentlichen Einfluß werden dabei die Sicherungsmaßnahmen des Großraumkonzeptes haben.

Durch die Einstellung der Wasserhaltungen kommt es zu Änderungen der Grundwasserfließverhältnisse, die in späterer Zeit zu wesentlichen Änderungen der Grundwasserbelastungen durch organische Schadstoffe führen werden.

- Entwicklung der lokalen Grundwasserfließverhältnisse

Bei den kleinräumigen Untersuchungen im Gebiet SAFIRA wurde im Quartär lokal eine sehr geringe Strömung in nordöstliche Richtung festgestellt.

Zur Zeit ist durch die Wasserhaltung des Restloches Niemegk großräumig die Fließrichtung südöstlich. Nach Einstellung der Wasserhaltung ändert sich diese Fließrichtung.

Auswertung der Unterlagen SAFIRA bzgl. Grundwasser

Die im Rahmen SAFIRA bisher ermittelten Grundwassergütedaten wurden gemäß der Systematik der Großprojektdatenbank aufbereitet und in diese integriert. Somit

ist eine ganzheitliche Betrachtung der in den einzelnen Projekten ermittelten Daten möglich. Durch Auswertung der vorliegenden Ausbaupläne und des Einmessprotokolls wurde eine Datei Stammdaten SAFIRA mit den 14 Grundwassermeßstellen SafBit1-SafBit14, deren Daten uns zur Verfügung standen, erstellt.

Fazit und weiterführende Arbeiten

Mit den bisher durchgeführten Arbeiten erfolgte die Auswahl des für SAFIRA relevanten Grundwasserbetrachtungsgebietes, die Auswahl und Bewertung der in diesem Gebiete verfügbaren Grundwassermeßstellen, die Integration der im Rahmen von SAFIRA ermittelten Daten in die Großprojekt-Datenbank sowie die Bereitstellung von Belastungskarten zur aktuellen Grundwasserbelastung im Betrachtungsgebiet.

Im Rahmen weiterführender Arbeiten sind die unbedingt erforderlichen Aussagen zu den zukünftig zu erwartenden Grundwasserströmungs- und Grundwasserbelastungsverhältnissen im SAFIRA-Gebiet abzuleiten. Hierbei sind insbesondere zu beachten:

- zukünftig Grundwasserströmungsverhältnisse; insbesondere sind die Flutung der Goitsche sowie die Grundwassersicherungsmaßnahmen im Großprojekt und evtl. Sicherungsmaßnahmen für die Kreismülldeponie BRIFA zu beachten
- weiterer Schadstoffeintrag in das Grundwasser aus kontaminierten Bereich im SAFIRA-Anstrom
- Zustrom kontaminierten Grundwassers aus dem Chemie-Gebiet. Hierzu muß auch eine detaillierte Auswertung des gesamten Datenmaterials zur bisherigen Entwicklung der Grundwasserbelastung incl. der Zuordnung zu den Eintragsbereichen erfolgen.

Die Ableitung dieser Aussagen muß gem. dem Fortschritt des Großprojektes in Szenarien erfolgen, die dann im weiteren immer weiter eingegrenzt werden. Dabei ist zu gewährleisten, daß das Konzept von SAFIRA zunächst alle möglichen Szenarien berücksichtigt. Zur Beschränkung des Arbeitsaufwandes im Rahmen von SAFIRA ist durch GICON die Bandbreite möglicher Szenarien möglichst eng einzugrenzen. Präzisierung des Altlasten-Großraumkonzeptes sowie der Planung von SAFIRA müssen im weiteren eng abgestimmt ablaufen.

3 STANDORTERKUNDUNG

Voraussetzung für die Planung der Pilotanlage ist die umfassende Kenntnis des Untergrundes, insbesondere des stratigraphischen Aufbaus und der petrographischen Eigenschaften der quartären und tertiären Lockergesteine. Von besonderer Bedeutung ist die Erfassung der hydrogeologischen Parameter und der hydraulischen und Transportvorgänge am Modellstandort. Die Fa. GFE Halle führte dazu umfangreiche Untersuchungen an Bohrkernen und in den Grundwassermeßstellen durch und leitete daraus eine Vielzahl wichtiger hydrogeologischer Aussagen ab. An diese Untersuchungen waren eine Reihe von geophysikalischen Arbeiten gekoppelt. Diese hatten die Aufgabe, einige wesentliche aus den Bohrungen und Meßstellen gewonnenen Erkenntnisse für das Untersuchungsgebiet zu regionalisieren. Das betrifft beispielsweise Fragen zur Porositätsverteilung und zum Durchlässigkeitsverhalten des Untergrundes.

Der Schwerpunkt der kontaminationsbezogenen und hydraulischen Untersuchungen liegt derzeit bei der Beurteilung des Bitterfelder Flözkomplexes und der aufliegenden weichselzeitlichen Niederterrassen-Sedimenten. Dem ordnen sich die aktuellen geophysikalischen Begleituntersuchungen und Forschungsarbeiten unter. Bezüglich der Erkundung der Kontaminationsverteilung im Untergrund ergeben sich in einigen Bereichen Ansätze zur geophysikalischen Kontrolle und Überwachung - insbesondere hinsichtlich der Temperatur- und Leitfähigkeitsverteilung innerhalb des Grundwasserleiters.

Zusätzliche geophysikalische Untersuchungen wurden von den Universitäten Tübingen und Leipzig, sowie von den Firmen BLM (Tracerverdünnungsmessungen), GESO (faseroptische Temperaturmessungen) und K-UTEC (elektromagnetische Tomographie) durchgeführt. Ergänzend wurden die optimalen Grundwasserabpumpzeiten mittels Radon als Leitparameter (HTW Dresden) bestimmt.

Die standortrelevanten Modellierungen der Grundwasserhydraulik und des Schadstofftransportes werden zeitversetzt, d.h. nach Vorliegen der validierten Ergebnisse der Standorterkundung durchgeführt. Beteiligt daran sind Arbeitsgruppen des UFZ, der Universität Tübingen und der Fa. GFE Halle.

3.1 Ergebnisse der geologisch-hydrogeologisch-geotechnischen Standort- erkundung

R. RUSKE, J. HÜBNER, O. BÖHME, P. FALKE

GFE GmbH Halle, Köthener Straße 34, 06118 Halle

In Vorbereitung eines umfangreichen Großfeldversuches zur Anwendung innovativer Systeme der passiven *in situ*-Grundwassersanierung wurde im Raum Bitterfeld eine standortspezifische Machbarkeitsstudie mit dem Ziel durchgeführt, einen Standort zu finden, der ein für die Region typisches Schadstoffpotential aufweist und der darüber hinaus entsprechende geologische, hydraulische und eigentumsrechtliche Kriterien erfüllt.

Nach entsprechenden Recherchen und Vorerkundungen wurde ein Untersuchungsraum ausgewählt, der sich im hochbelasteten Grundwasserabstrom des Chemiegeländes Bitterfeld befindet.

Zur Feststellung geologischer, geotechnischer und hydrogeologischer Rahmenbedingungen wurden am Standort insgesamt

- orientierende Bohrsondierungen,
- Rammkernbohrungen (SafBit 1 - 16, davon 2 Bohrungen bis in den tertiären Grundwasserleiter),
- schwere Rammsondierungen,
- Drucksondierungen und
- ein umfangreiches Programm hydrogeologischer Untersuchungsarbeiten

realisiert (siehe Lageskizze im Anhang A). Weiterhin wurde ein Monitoringsystem zur weiteren Beobachtung der Grundwassersituation und zur Begleitung weiterführender Untersuchungsarbeiten aufgebaut.

An den gewonnenen Bodenproben (Liner) wurden im Rahmen der Voruntersuchung bodenphysikalische Kennwerte zur bautechnischen Beurteilung der angetroffenen Erdstoffhorizonte (DIN 18196) ermittelt. Die Ergebnisse der Standorterkundung lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Der Standort befindet sich im westlichen Randbereich der Muldeniederung. Der quartäre Grundwasserleiter wird hier von lokal bis 22 m mächtigen und horizontal durch Schluffhorizonte gegliederten, sandig-kiesigen Ablagerungen weichselkaltzeitlicher Terrassenschotter der Mulde unmittelbar über dem Braunkohleflöz gebildet. Unter dem Flöz folgen die Bitterfelder Glimmersande (tertiärer Hauptgrundwasserleiter) mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 20 m. Damit ist am Standort prinzipiell eine Trennung des oberen quartären vom unteren

tertiären Grundwasserleiter vorhanden (wesentliches Kriterium zur Versuchsdurchführung).

- Der Grundwasserstand liegt bei ca. +75 m NN (Stand Mai/Juni 1997). Dies entspricht einem Flurabstand von derzeit 5 m unter Geländeoberkante. Seit Dezember des Vorjahres konnten Grundwasserspiegelschwankungen von 0,2 m in beiden Grundwasserleitern registriert werden, wobei durch Messungen an vorhandenen Altmeßstellen (1994) Grundwasserstände von ca. +76 m NN (4 m unter Geländeoberkante) bekannt sind.
- Die am Standort festgestellte horizontale Gliederung innerhalb des quartären Grundwasserleiters ist auf einen zyklischen Wechsel der Sedimentationsbedingungen der Terrassenschotter zurückzuführen. Diese führten zu zyklischen Veränderungen innerhalb des Vertikalprofils, so daß innerhalb der Terrassenschotter sowohl wechselnde Korngrößenzusammensetzungen (Klassierung) als auch daraus resultierende horizontal unterschiedliche Durchlässigkeiten auftreten. Dementsprechend treten innerhalb des Grundwasserleiters bevorzugt wasserwegsame Horizonte auf. Die Durchlässigkeiten innerhalb des quartären Grundwasserleiters liegen zwischen 10^{-5} und 10^{-2} m/s (siehe Tabelle 1).

Im Rahmen der feldgeologischen Ansprachen und den Probenahmen war in den untersten Bereichen der Niederterrassenschotter ein zunehmender Gehalt kohligter Partikel und Kohlegerölle feststellbar, der eine dunkelbraune bis schwarze Färbung der Niederterrassenschotter bewirkt.

Tabelle 1: Ermittelte Durchlässigkeiten im quartären Grundwasserleiter

	k_f- Werte aus Siebkurven nach BEYER	k_f- Werte aus Pumpversuchen	k_f- Werte aus Slug-Bail-Tests
obere Terrassen- schotter	kein Grundwasser	kein Grundwasser	kein Grundwasser
mittlere Terrassen- schotter	$1,1 \cdot 10^{-4}$ bis $2 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$ bis $1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$
untere Terrassen- schotter	$2 \cdot 10^{-2}$ bis $7,2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-2}$ bis $3,5 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-2}$ bis $2 \cdot 10^{-5}$

- Das Braunkohlenflöz ist an der Ostgrenze des Standortes 9 m und an der Westgrenze ca. 5 m mächtig, wobei westlich des Standortes mit einer weiteren Mächtigkeitsreduzierung bis hin zum Auskeilen des Flözes zu rechnen ist, so daß dort beide Grundwasserleiter zusammentreffen. Das Flöz weist am Standort ein sehr

heterogenes Gefüge auf. Neben festen Straten wurden stückige und erdig-mulmige Horizonte angetroffen, so daß lateral (vertikal) unterschiedliche Durchlässigkeiten innerhalb des Flözes auftreten. Diese liegen zwischen $5 \cdot 10^{-5}$ bis $7 \cdot 10^{-6}$ (Pumpversuch SafBit 13/97) und 1 bis $2 \cdot 10^{-7}$ m/s (Durchlässigkeitsversuche an Probekörpern im Labor).

- Die Oberkante des Bitterfelder Glimmersandhorizontes liegt zwischen +52 m NN und +51 m NN. Der Horizont weist eine relativ homogene Korngrößenzusammensetzung (schluffige Feinsande) auf. Die Durchlässigkeiten liegen zwischen 1,7 bis $3,4 \cdot 10^{-5}$ m/s. Die Unterkante der Glimmersande ist bei +30 m NN anzutreffen.
- Im quartären und tertiären Grundwasserleiter wurden jeweils gespannte Grundwasserverhältnisse festgestellt. Die Druckspiegelhöhen innerhalb des quartären Grundwasserleiters liegen zwischen +74,92 m NN und +74,95 m NN (Stand: 2.6.1997). Der Druckwasserspiegel befindet sich im tertiären Grundwasserleiter 0,2 m tiefer.

Ein direkter hydraulischer Zusammenhang beider Grundwasserleiter am Standort wird, basierend auf den gegenwärtig vorliegenden Ergebnissen der Pumpversuche, ausgeschlossen. Anhand von Datenloggeraufzeichnungen und mehreren Pumpversuchen mit großer Pumpleistung (ca. $50 \text{ m}^3/\text{h}$) wurde jedoch ein regionaler hydraulischer Zusammenhang zwischen beiden Grundwasserleitern nachgewiesen. Eine eingehende Bewertung ist erst nach Vorliegen von Meßreihen aus dem installierten Monitoringsystem möglich.

- Die bisherigen Ergebnisse der Grundwasserspiegelmessungen zeigen innerhalb des quartären Grundwasserleiters ein geringes Grundwassergefälle (0,3 bis 0,4 Promille) und eine Fließrichtung von Westen nach Osten an. Dies entspricht einer Fließgeschwindigkeit von 10 bis 15 cm/d. Innerhalb des tertiären Grundwasserleiters wurde ebenfalls ein Grundwassergefälle von Westen nach Osten, hier mit 1 ‰ festgestellt.
- Einen maßgeblichen Einflußfaktor für die Beurteilung der hydraulischen Situation am Standort stellen die im Bereich der Goitsche betriebene Grundwasserabsenkung (Absenkungstrichter) und das Vorhandensein von Bergbaukippen mit unterschiedlichen Wasserwegsamkeiten in der unmittelbaren Umgebung des Projektareals dar. Diese Kippenbereiche wurden bisher im Rahmen der Standortvorerkundung noch nicht untersucht, bestimmen jedoch die standortspezifischen hydraulischen Verhältnisse wesentlich, indem sie großflächige und massige Strömungsbarrieren innerhalb des quartären Grundwasserleiters darstellen.

Im Ergebnis der bisher festgestellten standortspezifischen hydraulischen Verhältnisse (gespannte Verhältnisse, sehr geringe und z.T. differierende Druckgefälle) ist davon auszugehen, daß bereits geringe Eingriffe in das Grundwasserregime zu Beeinflussungen der Druckspiegelhöhen des quartären Grundwasserleiters

führen können und somit die vorhandenen Strömungsverhältnisse verändert würden. Dies eröffnet die Möglichkeit, gezielte und steuerbare Strömungsverhältnisse mit relativ geringen Förderleistungen (z.B. 2 m³/h) zu manipulieren.

- Die Ergebnisse der bisher ausgeführten Milieusondierungen belegen eine markante Korrelation zwischen Temperatur, Leitfähigkeit und den vom UFZ zur Auswertung bereitgestellten Angaben zur Schadstoffbelastung (vgl. Kap. 4.1). Sowohl die Temperatur als auch die Leitfähigkeit steigen im Bereich unmittelbar über dem Flöz deutlich an.

3.2 Kombinierte tomographische Messungen in Bohrungen

G. TEUTSCH, TH. FECHNER, P. DIETRICH

Eberhard-Karls-Universität, Geologisches Institut, Sigwartstraße 10, 72076 Tübingen

Einleitung

Die Identifizierung der hydraulisch relevanten Strukturen des Untergrundes ist für die Erkundung natürlicher Drainagebereiche im Untergrund zur optimalen Platzierung des Gate-Bauwerkes einer Pilotanlage wichtig. Die hydraulischen Parameter der Strukturen können innerhalb kurzer Distanzen über mehrere log-Skalen variieren. Die für Strömungs- und Transportvorgänge relevanten Strukturen können deshalb meist nicht vollständig durch Bohrungen erfaßt und in ihren Ausdehnungen bestimmt werden. Ein dichtes Bohrraster für eine detaillierte Erkundung der Strukturen ist dagegen zu aufwendig.

Eine Alternative hierzu bieten die hochauflösenden Verfahren der Geotomographie. Die tomographischen Verfahren ermöglichen die Erkundung der Feinstruktur des Untergrundes zwischen Bohrungen. Im Rahmen des SAFIRA-Forschungsprojektes zum Themenbereich "Geophysikalische Erkundungen" wurden verschiedene tomographische Verfahren zur Erkundung des Bereiches einer am Standort geplanten Pilotanlage eingesetzt. Bei den Verfahren handelte es sich um die seismische und elektrische Tomographie. Die Kombination der beiden tomographischen Verfahren erfolgte über eine gemeinsame Interpretation der Meßdaten. Dies ermöglichte eine verbesserte Bewertung des Untergrundes und eine insgesamt konsistente Beurteilung der hydrogeologischen Situation. Die seismische und elektrische Tomographie wurde zwischen den Bohrungen 3/97 und 4/97 durchgeführt (Abb. 1).

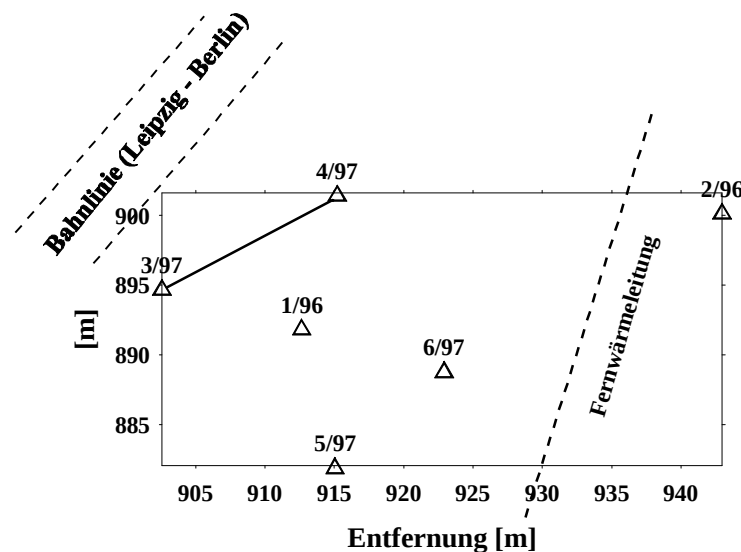


Abb. 1: Lage der Bohrungen im Testfeld.

Der Abstand der beiden exemplarisch untersuchten Bohrungen beträgt ca. 10m.

Meßdurchführung

Die seismische Tomographie wurde als Bohrloch-Bohrloch-Messung zwischen den Bohrungen 3/97 und 4/97 durchgeführt. Die seismischen Messungen wurden unterhalb der Grundwasseroberfläche über eine Tiefe von ca. 13 m durchgeführt. Für die Messungen wurde ein vertikaler Abstand von 0,5 m zwischen den einzelnen Signalaufnahmepunkten verwendet. Die Signalanregung erfolgte in einem Intervall von einem Meter. Als seismische Quelle wurde eine Sparker-Bohrlochsonde SBS-36 in der Bohrung 4/97 verwendet. Es handelt sich dabei um eine zerstörungsfreie Impulsquelle, bei der durch einen elektrischen Entladungsvorgang ein Schallimpuls erzeugt wird. Die seismischen Signale enthalten Frequenzen bis zu einigen Kilohertz. Dies ermöglicht, bei einem Frequenzinhalt im Empfangssignal von 1000 Hz bis 2000 Hz, eine Auflösung einzelner Strukturen im Meterbereich.

Die geoelektrischen Messungen wurden sowohl zwischen den Bohrungen 3/97 und 4/97 als auch von diesen Bohrungen zur Geländeoberfläche durchgeführt. Für die elektrischen Messungen wurden bereits bei Erstellung der Bohrungen 3/97 und 4/97 Elektrodenstränge in den Ringraum der Bohrungen eingebaut. Durch die zusätzliche Installation von Bohrlochelektroden in den Bohrungen 5/97 und 6/97 wurde ein "Elektrodenzaun" um die Bohrung 1/96 errichtet. Diese Anordnung der Elektroden um eine Zentralbohrung eignet sich z.B. für geoelektrische Untersuchungen in Kombination mit Salztracertests (Tracereingabe in Bohrung 1/96) zur Erkundung der hydraulischen Verhältnisse am Standort.

Ergebnisse der geotomographische Untersuchungen

Seismische Messungen

Die Berechnung des seismischen Tomogramms erfolgte unter Verwendung der Laufzeiten der seismischen Signale mit Hilfe eines iterativen Verfahrens (SIRT). Das seismische Tomogramm läßt sich anhand der berechneten seismischen Geschwindigkeiten in drei verschiedene Bereiche unterteilen (Abb. 2). Im Tiefenbereich von -10 m bis etwa -12.5 m liegen Sedimente vor, die hohe seismische Geschwindigkeiten aufweisen. Die seismischen Geschwindigkeiten in diesem Bereich erreichen Werte von über 2000 m/s. Dies deutet auf sehr dichtgelagerte sandig-kiesige Sedimente hin. Der Bereich zeigt zudem eine nur schwache Strukturierung und erscheint homogen zwischen den beiden Bohrungen. In der Umgebung der Bohrung 3/97 verringert sich die Mächtigkeit dieser Hochgeschwindigkeitszone von auf ca. 1 m bis 1,5 m. Der Übergangsbereich von diesem Bereich zu den darunter befind-

lichen Sedimenten mit geringerer seismischer Geschwindigkeit beträgt nur wenige Dezimeter. Bei etwa der Hälfte des Bohrungsabstandes tritt eine Vertiefung des Hochgeschwindigkeitsbereiches in den darunter befindlichen Horizont auf. Die unterhalb einer Tiefe von -13 m bis -15 m im seismischen Tomogramm auftretende Zone mit einer seismischen Geschwindigkeit von etwa 1700 m/s hat eine Mächtigkeit von etwa 3 bis 4 m. Unterhalb dieser Zone wird eine ca. 1 m mächtige Sedimenteinlagerung mit einer seismischen Geschwindigkeit von ca. 1600 m/s angetroffen, die in der Bohrung 4/97 in einer Tiefe von -16 m bis -18 m deutlich in Erscheinung tritt. Hierbei könnte es sich um fein- bis grobsandige Sedimente handeln. Unterhalb einer Tiefe von -18 m werden heterogen aufgebaute Sedimente angetroffen, mit z.T. linsenförmigen Strukturen. Hierfür können Wechsellagerungen von feinsandigen und grobsandigen bis kiesigen Sedimenten verantwortlich sein.

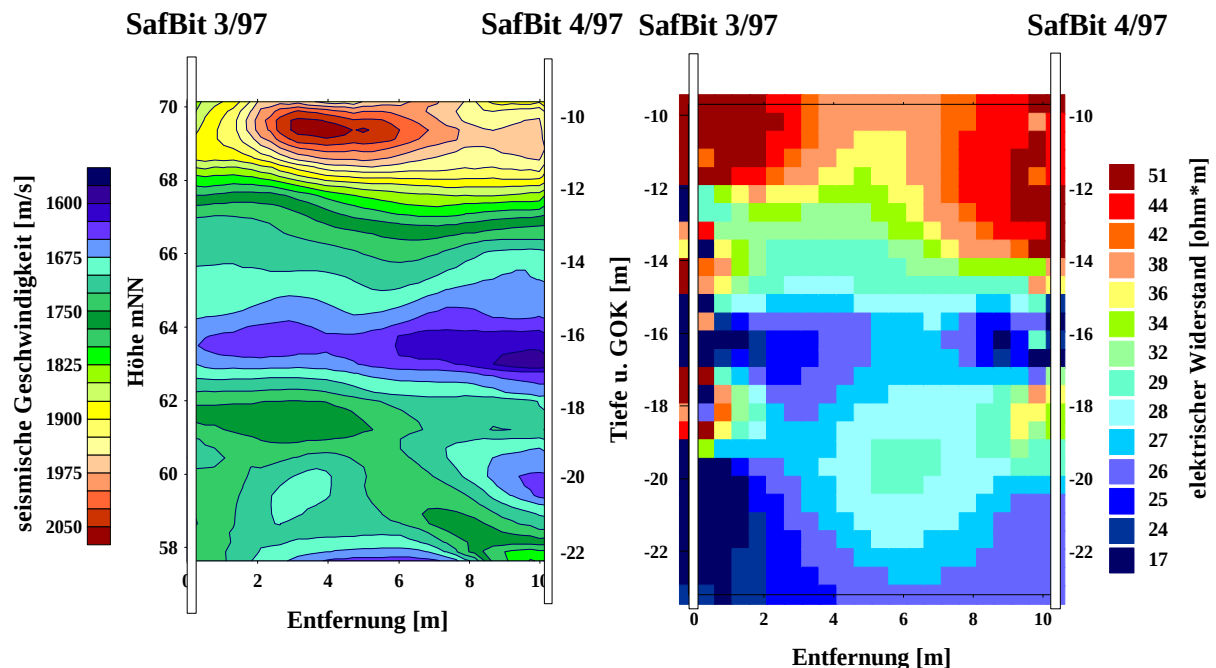


Abb. 2: Ergebnisse der tomographischen Untersuchungen. Seismisches Tomogramm (links) und elektrisches Tomogramm (rechts).

Elektrische Messungen

Bei der elektrischen Tomographie wurde durch die Pol-Pol-Elektrikmessungen ein Datensatz erzeugt, aus dem sich die Meßwerte für beliebige, herkömmliche Vier-Punkt-Anordnungen durch Anwendung des Superpositionsprinzipes berechnen ließen. Die Überprüfung der berechneten Potentialwerte erfolgte durch den Vergleich zwischen der Vor- und Rückmessung. Es wurden ca. 7900 Potentialwerte für die Inversion verwendet. Die Auswertung der elektrischen Messungen erfolgte nach

dem Sensitivitätskonzept [1]. Ein Teilausschnitt aus dem berechneten elektrischen Tomogramm ist in Abbildung 2 dargestellt. Oberhalb einer Tiefe von -15 m wird ein etwa 5 m mächtiger hochohmiger Bereich detektiert, der besonders deutlich in Bohrung 3/97 bis ca. -12 m Tiefe und in Bohrung 4/97 bis ca. -14 m Tiefe in Erscheinung tritt. In einer Tiefe von -16 m ist zwischen den beiden Bohrungen eine niederohmige Schicht erkennbar, die mit der im seismischen Tomogramm identifizierten Niedergeschwindigkeitszone übereinstimmt. Die im elektrischen Tomogramm in Bohrung 3/97 in einer Tiefe von -18 m sichtbare hochohmige Einlagerung und die hochohmige Einlagerung in gleicher Tiefe in der Nähe der Bohrung 4/97 können als Indiz für eine möglicherweise durchgängige hochohmige Schicht angesehen werden. Unterhalb des hochohmigen Bereiches liegt eine niederohmige Zone, die sich bis zur Tomogrammuntergrenze bei etwa -23 m erstreckt. Eine scharfe Abgrenzung einzelner Einlagerungen ist alleine mit der elektrischen Tomographie nicht möglich, da es sich bei diesem Verfahren um eine Potentialmethode handelt.

Gemeinsame Interpretation der tomographischen Daten

Der hier vorgestellte neue Inversionsansatz zur gemeinsamen Interpretation der Daten der elektrischen und seismischen Tomographie basiert auf den Methoden der multivariaten Statistik. Die Inversion der Ergebnisse aus der seismischen und elektrischen Tomographie erfolgte unter Verwendung des Verfahrens der Clusteranalyse (*k-means* Clustering, [2]). Die *k-means* Clusteranalyse ist u.a. geeignet, Tomogramme verschiedener Parameter zu kombinieren und in Cluster zu unterteilen. Bei der Anwendung der Clusteranalyse auf die Tomogramme wird angenommen, daß die an den Bohrungen angetroffenen Sedimente repräsentativ für das untersuchte Gebiet sind.

Die Clusteranalyse weist in einem iterativen Prozeß jedem der *k*-Cluster ein gemeinsames Wertepaar der seismischen Geschwindigkeit und des elektrischen Widerstandes zu. Dadurch wird ein sogenanntes "Lithogramm" erzeugt, daß in *k*-verschiedene Cluster unterteilt ist. Die Anzahl von Clustern wurde unter Verwendung der Ergebnisse der Bohrlochmessungen festgelegt. Es wurden vier verschiedene Cluster gewählt. Das Ergebnis der Clusteranalyse für vier Cluster ist in Abb. 3 dargestellt.

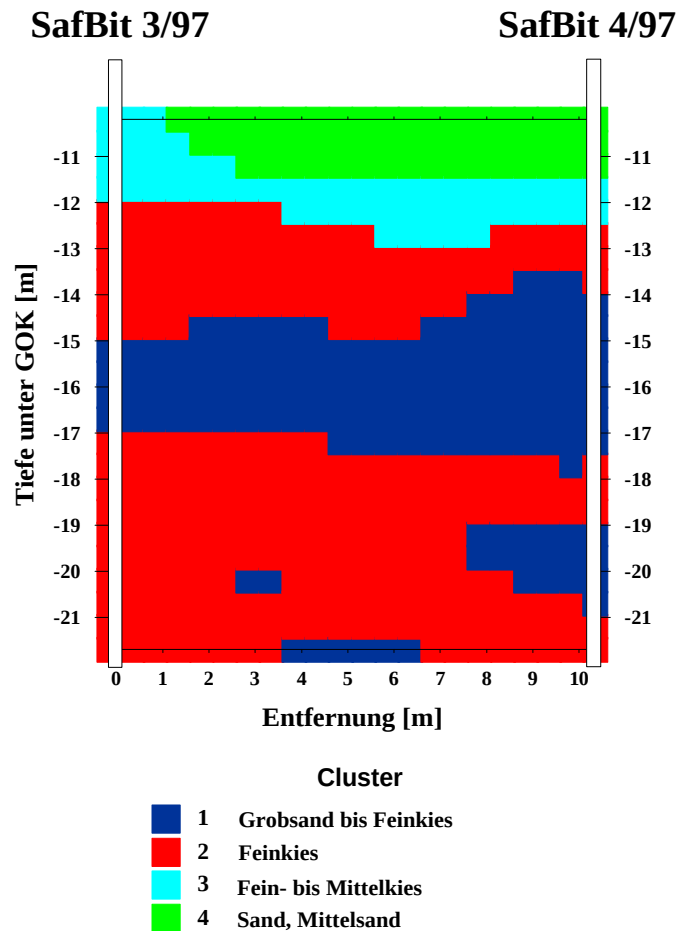


Abb. 3: "Lithogramm" als Ergebnis der kombinierten tomographischen Auswertung mittels Clusteranalyse.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse beider Verfahren, der elektrischen und seismischen Tomographie zeigten die vorwiegend horizontale Schichtung des Untergrundes zwischen den Bohrungen. Die gemeinsame Inversion der Meßdaten aus den elektrischen und seismischen Messungen wurde unter Anwendung der Clusteranalyse durchgeführt. Dieses Verfahren wurde hier erstmalig zur Inversion der Ergebnisse tomographischer Verfahren verwendet. Die Einteilung der einzelnen Cluster und ihre Interpretation bezüglich einer Sedimentklasse erfolgte unter Einbeziehung der Bohrprofile. Bei einer gewählten Anzahl von vier Clustern, konnte der Untergrund in einzelne Bereiche unterteilt werden. Diesen Bereichen konnten ihre jeweiligen Mittelwerte zugewiesen werden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Berechnete Mittelwerte (gerundet) der seismischen Geschwindigkeit und des elektrischen Widerstandes aus der Clusteranalyse.

Cluster	seismische Geschwindigkeit [m/s]	elektrischer Widerstand [Wm]
1	1657	28
2	1728	31
3	1853	54
4	1978	43

Auf der Grundlage der seismischen Geschwindigkeiten der Messungen wurde die Porosität der Sedimente berechnet [3]. Das Ergebnis zeigt, daß Sedimenten mit einer hohen seismischen Geschwindigkeit eine geringe Porosität zugeordnet werden kann. Umgekehrt korreliert eine hohe Porosität der Sedimente mit geringen seismischen Geschwindigkeiten.

Um die Anwendbarkeit der seismischen Tomographie über größere Bohrlochabstände zu testen, wurde ein Reichweitentest durchgeführt. Die Resultate zeigten, daß die seismischen Signale auch über Entfernungen von ca. 40 m eine sehr gute Datenqualität aufwiesen. Damit ließen sich bei zukünftigen seismischen Messungen in diesem Meßgebiet erkundbare Bohrlochabstände von über 30 - 40 m realisieren.

Durch die Installation von zusätzlichen Ringelektroden in den Bohrungen um eine zentral gelegene Bohrung (1/96) könnte die elektrische Tomographie entlang der Bohrungen 3-4-5-6/96 durchgeführt werden. Durch ein kontinuierliches, elektrisches Monitoring von Bohrung zu Bohrung ließe sich die Bewegung eines elektrisch leitfähigen Tracerstoffes beim Durchgang durch die Ebenen zwischen den Bohrungen erfassen.

Literatur

- [1] DIETRICH, P. (1994): Die Verwendung von Sensitivitätskoeffizienten für die Auswertung geoelektrischer Messungen, Tagungsband "Hochauflösende Geoelektrik", III. Arbeitsseminar in Bucha/Sachsen, Universität Leipzig.
- [2] MCQUEEN, J. (1967): Some methods for classification and analysis of multivariate observations, 5-th Berkeley Symposium on mathematics, Statistics and Probability, 1, S. 281-298.
- [3] YAMAMOTO, T., NYE, T. & KURU, M. (1994): Porosity, permeability, shear strength: Crosswell tomography below an iron foundry, Geophysics, Vol. 59, S. 1530-1541.

3.3 Geophysikalische Erkundung/Geoelektrische Tomographie

F. JACOBS, M. HEYDECKE, G. PETZOLD, I. PROECK, B. ULLRICH

Universität Leipzig, Institut für Geophysik und Geologie, Talstraße 35, 04103 Leipzig

Im Rahmen von Sanierungskonzepten für die Behandlung von Grundwasserkontaminationen im Raum Bitterfeld wird gegenwärtig der Einsatz von *in situ*-Reaktionswänden (permeable Reaktionswände) sowie Funnel-and-Gate-Systemen im Abstrombereich diskutiert und vorbereitet.

Ausgehend von einer auf quantitativer Grundlage erarbeiteten Belastungs- und Gefahrenbeurteilung sollen die neuartigen Möglichkeiten von passiven Sanierungstechnologien abgeschätzt und ggf. erprobt werden.

Das Institut für Geophysik und Geologie der Universität Leipzig hat im Rahmen eines Vorprojektes "Passive Reaktionswände zur *in situ*-Sanierung von kontaminiertem Grundwasser (Raum Bitterfeld)" den Themenbereich Geophysikalische Erkundung/Geoelektrische Tomographie bearbeitet.

Das Ziel der geophysikalischen Untersuchungen innerhalb des Vorprojektes bestand sowohl in einer standortspezifischen Erkundung als Beitrag zur Klärung der allgemeinen geologisch-hydrologischen Situation als auch im Nachweis von Einsatzmöglichkeiten der geoelektrischen Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Prozeßdynamik von möglichen Sanierungsmaßnahmen.

Aus geophysikalischer Sicht waren die Möglichkeiten der räumlichen und zeitlichen Veränderungen der elektrischen Leitfähigkeit als Indikator sowohl von *A priori*-Inhomogenitäten als auch von Prozessen im System Anstrom-Reaktionswand-Abstrom zu beurteilen.

Im Rahmen des Vorprojektes wurden zunächst im Herbst 1996 Profilmessungen mit Horizontalelektrodensystemen durchgeführt. Sie sollten der Vorerkundung dienen und ggf. bei der Festlegung von Bohransatzpunkten und bei der Auswahl der Untersuchungsräume Hinweise geben. Auf Grund der schwierigen Meßbedingungen (hohe Übergangswiderstände, elektrische Störspannungen bis mV/m) und der in der Horizontalen wenig differenzierten geologischen Situation waren jedoch keine wesentlich neuen Erkenntnisse im Sinne von Parameterfestlegungen für das Projekt zu erwarten. Dies hat sich bestätigt, wenngleich die prinzipielle Machbarkeit von geoelektrischen Leitfähigkeitsmessungen nachgewiesen wurde und einige Leitfähigkeitsindikationen zwischen den vorhandenen Bohrungen noch nicht eindeutig angesprochen worden sind (geologische Inhomogenitäten oder Kontaminationen).

Schlußfolgerung: Geoelektrische Leitfähigkeitsmessungen, die ausschließlich mit oberflächengebundenen Elektrodensystemen arbeiten (surface-to-

surface), sind im Meßgebiet mit der gegenwärtig zur Verfügung stehenden Meßtechnik im Sinne der Aufgabenstellung nicht aussagefähig.

Elektrisches Leitfähigkeitsmonitoring mit Horizontalelektrodensystemen im Zusammenhang mit dem Pumptest vom 26. 3. 97 lieferte umfangreiches Datenmaterial zur zeitlichen Änderung der vertikalen Leitfähigkeitsverteilung. Die Rohdaten (scheinbare spezifische Widerstände) weisen geringe Widerstandsänderungen auf. Sie sind am deutlichsten innerhalb der Pumpenposition, allerdings räumlich nicht zusammenhängend, so daß ein Nachweis von bevorzugten Wegsamkeiten und von hydraulischen Durchlässigkeiten schwerfällt. Nach Inversion der Daten in eine physikalisch reale Leitfähigkeitsverteilung fallen signifikante Unterschiede auf, die nach hydrologischen Informationen (geringe Absenkungsbeträge, keine nennenswerten vertikalen und horizontalen Strömungen) nicht schlüssig erklärbar sind. Wahrscheinlich reagiert der Inversionsalgorithmus zu sensibel auf die zeitlich veränderlichen elektrischen Störungen während des Meßvorganges (Signalüberdeckung).

Schlußfolgerung:

Geoelektrisches Leitfähigkeitsmonitoring bei einem Pumptest lieferte auf Grund schwacher Nutzsignale noch keinen Nachweis der Erfassung hydraulischer Parameter. Die Fortsetzung von grundsätzlichen Forschungsarbeiten ist schwierig, aber zweifellos sinnvoll.

Geoelektrische Vertikalelektrodensysteme wurden unter Nutzung der Bohrungen SafBit 7, 11 und 12 in den Untergrund eingebaut. Messungen erfolgten im Surface-to-hole-, im Hole-to-hole-, im Single-hole- und im Hole-to-hole-Modus. Referenzelektroden verblieben an der Oberfläche.

Die Leitfähigkeitsverteilung in der Vertikalebene zwischen den Bohrungen SafBit 11 und 12 zeigte im Crosshole-Tomogramm ein differenziertes Bild mit Anomalien, die allein aus dem Befund der Einzelbohrungen nicht ableitbar sind.

Im Rahmen von Ankopplungstests der Single-hole-Messungen fielen Potentialwerte im Nahfeld der Einspeiseelektrode an. Die Potentialdifferenzen wurden in synthetische Logs transformiert. Diese erreichen in ihrer Aussagefähigkeit nicht die Genauigkeit der konventionellen Laterologs, erlauben aber gewisse Aussagen über die Leitfähigkeitsstruktur des unmittelbar hinter der Bohrlochwand liegenden Ringraumes.

Aus synthetischen Laterologs ermittelte Leitfähigkeiten über den Kohleflöz zeigen in Bohrung SafBit 7 zeitliche Änderungen (Vergleichsmessungen April September), die mit zeitlichen Änderungen einer Temperaturanomalie (Wegfall eines im Mai gemessenen positiven Gradienten) korrelieren.

Mit Hilfe von Vertikalelektrodensystemen ist die Erzeugung geometrisch vielfältiger elektrischer Felder im Untergrund möglich geworden. Damit können die elektrischen

Sende- und Empfangsdipole näher an die zu untersuchenden Objekte herangeführt werden und die Übergangswiderstände sinken. Die Einspeisung von Störspannungen und das daraus resultierende ungünstige Signal/Rausch-Verhältnis behindern weiterhin Messung und Interpretation.

Die Arbeiten im Rahmen des Vorprojektes haben bisher nur einen Teil der neuen Konfigurationsmöglichkeiten der Elektrodensysteme genutzt. Insbesondere stehen noch reine Dipol-Dipol-Anordnungen von Bohrung zu Bohrung sowie Kombinationen der versenkten Vertikalelektroden mit Oberflächenarrays insbesondere von Kreis-sondierungen mit vertikalen Mittenelektroden aus.

Schlußfolgerungen:

- Vertikalelektrodensysteme sind im Meßgebiet Safira grundsätzlich für die Erfassung von dreidimensionalen Leitfähigkeitsverteilungen geeignet.
- Die Reproduzierbarkeit der Meßdaten ist auf Grund des hohen Signal/Rausch-Verhältnisses nur durch einen hohen Stapelaufwand (Wiederholungsmessungen) erreichbar.
- Das Auflösungsvermögen liegt bei den bisher verwendeten Elektrodenabständen (0,5 m) und den noch nicht optimal verdichteten Überdeckungsschemata bei mehreren Metern.
- Synthetisches Laterolog aus Single-hole-Messungen steigert die Ortsauflösung in unmittelbarer Nähe der Bohrung.
- Zwischenfelderkundung bringt mit unterschiedlicher Auflösung Hinweise über die nicht erbohrten Strukturverhältnisse im erweiterten Ringraum der Bohrungen.
- Feinstrukturen, bevorzugte Wegsamkeiten, hydraulische Durchlässigkeiten, Porositäten und K_F -Werte konnten bisher nicht unmittelbar detektiert werden.
- Korrelationen zwischen elektrischer Leitfähigkeit und hydrologischen Parametern müssen meßgebietsspezifisch erarbeitet werden.
- Elektrische Leitfähigkeit mit Temperaturänderungen zeigen in SafBit 7 einen generellen Zusammenhang. Über dem Kohleflöz korreliert ein starker vertikaler Temperaturgradient mit einer Anomalie der elektrischen Leitfähigkeit (Vergleichsmessungen (April/Mai - August/September))
- Relative Änderungen der elektrischen Leitfähigkeiten sind grundsätzlich mit höherer Aussagesicherheit nachweisbar und können im Verlaufe von Sanierungsmaßnahmen zur azimutabhängigen Überwachung des erweiterten Ringraumes von Bohrungen herangezogen werden.
- Elektrische Leitfähigkeitsmessungen auf Gleichstrombasis sind mit anderen geophysikalischen Verfahren (Radar, Seismik) zu kombinieren.

3.4 Tomographische Messungen auf der Grundlage elektromagnetischer Prinzipien (Bohrlochradar)

T.RICHTER, T. FECHNER, U. PIPPIG

Kali-Umwelttechnik GmbH Sondershausen, Am Schacht 2, 99706 Sondershausen

Im Rahmen der SAFIRA-Vorstudie wurden durch die Firma K-UTEC auf dem Untersuchungs Gelände in Bitterfeld insgesamt 6 elektromagnetische Tomographien zwischen den Bohrungen SafBit 1, SafBit 3, SafBit 4, SafBit 5 und SafBit 6 durchgeführt (Meßstellenkreuz, siehe Skizze der Meßstellen im Anhang A). Ausgehend von den bisherigen positiven Erfolgen der Anwendung dieses sehr modernen Verfahrens der angewandten Geophysik vorwiegend im Festgestein bestand das Ziel insbesondere darin, die Leistungsfähigkeit im Sinne der möglichen Aussagen für eine detaillierte geologische Strukturerkundung des Untergrundes im Lockergestein zu testen. Dabei stand bei der Eingliederung der elektromagnetischen Tomographie in das Untersuchungskonzept dieser Vorstudie für das SAFIRA-Projekt der entscheidende Vorteil tomographischer Verfahren im Vordergrund, die geologisch-strukturellen Aussagen der Kernbemusterung vom Bohrloch (punktuelle Aufnahme) auf die Ebene zwischen zwei Bohrungen auszudehnen, was zu einem entscheidenden Erkenntniszugewinn im Sinne einer flächenhaften bzw. räumlichen Ansprache des geologisch-strukturellen bzw. geologisch-hydraulischen Zustandes des Untergrundes führte.

Es konnte gezeigt werden, daß das Verfahren der elektromagnetischen Tomographie in sehr detaillierter Form flächenhafte strukturgeologische Aussagen der sedimentären Lagerungsbedingungen des Untergrundes im Untersuchungsgebiet liefern konnte. Durch die Vermessung mehrerer tomographischer Ebenen zwischen Bohrungen in unterschiedlichen Richtungen konnten diese zunächst flächenhaften Aussagen einer Tomographieebene in eine räumliche Aussage transformiert werden. Es können die folgenden generellen Aussagen für das untersuchte Meßfeld abgeleitet werden:

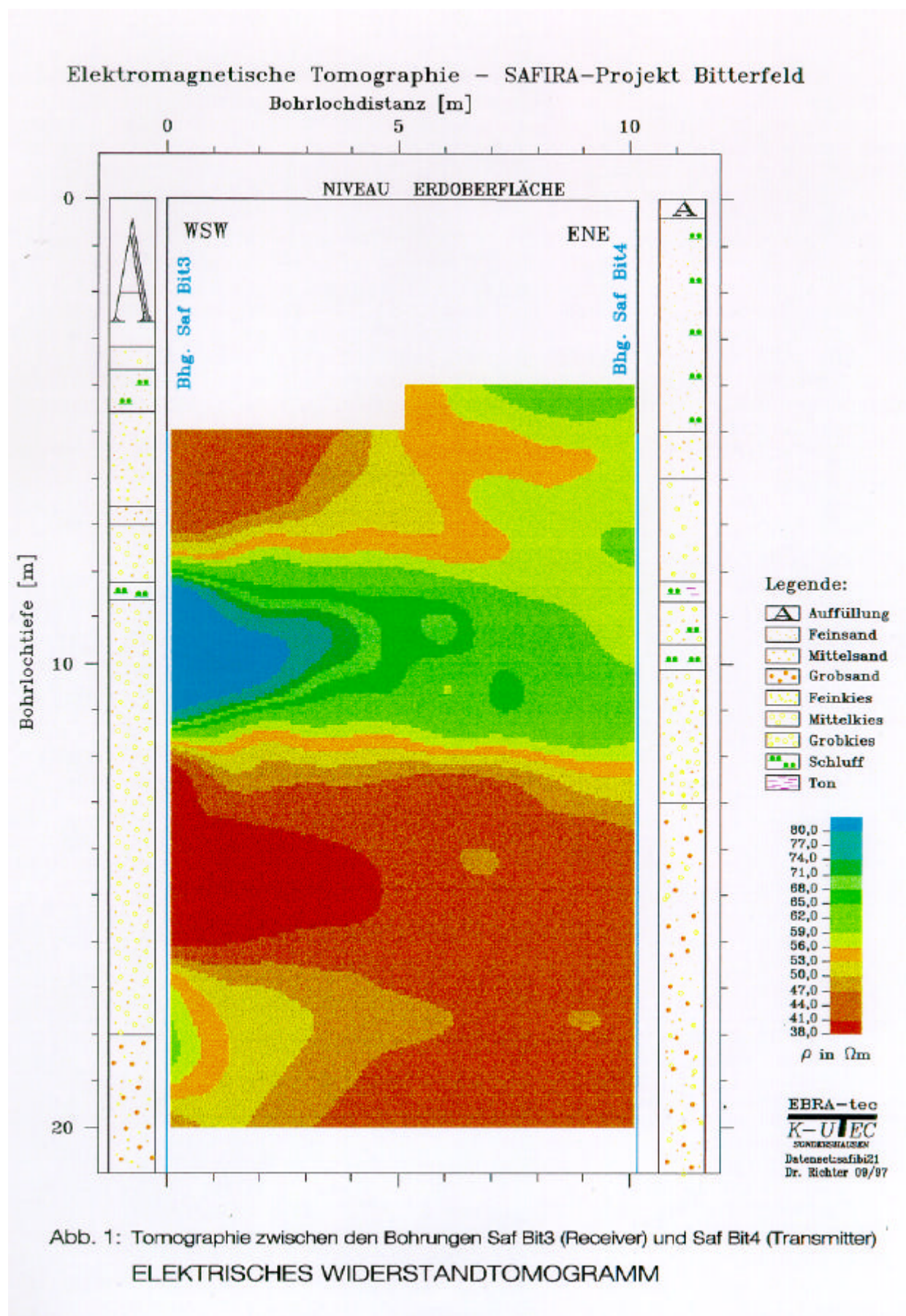
- Die unabhängige Auswertung der sechs elektromagnetischen Tomographien in unterschiedlichen Richtungen wiesen übereinstimmend nach, daß der sedimentäre Untergrund im Untersuchungsgebiet im wesentlichen in drei vertikal deutlich gliederbare horizontale Bereiche abgrenzbar ist. In den Abbildungen 4 und 5 ist das Radarwellengeschwindigkeits- (Abb. 1) und elektrische Widerstandstomogramm (Abb. 2) der Tomographieebene zwischen den Bohrungen SafBit 3 und SafBit 4 dargestellt. Die sedimentäre Schichtung des Untergrundes in kiesig-sandige (blaue Colorierung) und schluffig-tonige Bereiche (rote Colorierung) konnte damit eindeutig belegt und auf die Ebene zwischen den Bohrungen ausgedehnt werden. Insbesondere konnte gezeigt werden, daß diese drei Horizonte in

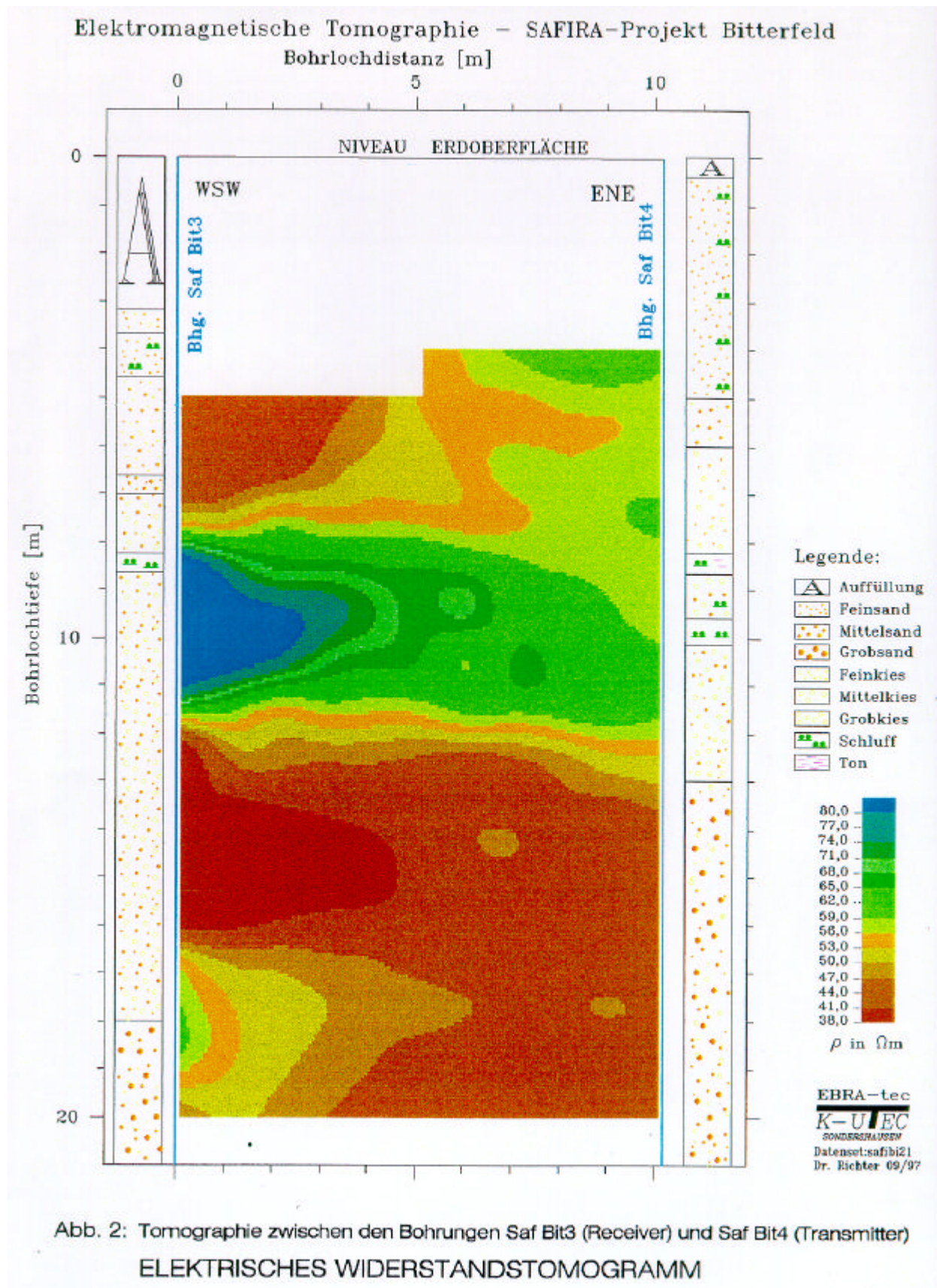
allen Tomographien in etwa gleichen Teufenbereichen sicher erfaßt werden konnten.

- Die tomographischen Ergebnisse belegen zusätzlich, daß die z.T. in den Bohraufschlüssen einheitlich angesprochenen Sedimenthorizonte in sich noch deutlich feiner aufgegliedert werden können. Schwankungen in den Radargeschwindigkeiten und im elektrischen Widerstand (Abstufungen in der Colorierung) belegen den inhomogenen Aufbau einzelner in der Bohrkernbemusterung als homogen angesprochener geologischer Horizonte. Durch eine Korrelation mit dem Kernmaterial kann diese Feinansprache, wie sie aus den tomographischen Messungen resultiert, noch im Nachhinein geologisch exakt zugeordnet und interpretiert werden.
- Die aus den Amplituden und Laufzeiten der elektromagnetischen Wellen berechneten Maxima und Minima der Geschwindigkeits- und spezifischen elektrischen Widerstandsverteilung lagen bei allen unabhängig berechneten Einzeltomographien in etwa der gleichen Größenordnung. Die Geschwindigkeits- und Widerstandswerte korrelieren dabei mit plausiblen petrophysikalischen Werten der geologisch nachgewiesenen Sedimente im Untergrund. Unter Einführung einer einheitlichen Skala für den elektrischen Widerstand und für die Radarwellengeschwindigkeit, die aus dem Maximum und Minimum für beide Parameter aus allen Tomographien berechnet wurde, wurden aneinandergrenzende Tomographieebenen, die jeweils eine oder mehrere Bohrungen gleichzeitig benutzten, dargestellt. In der Abb. 3 ist stellvertretend das komplette Tomogramm des spezifischen elektrischen Widerstandes der Durchstrahlungsachse SafBit 5 - SafBit 6 - SafBit 1 - SafBit 5 dargestellt. Die Ergebnisse belegen eindeutig, daß die Berechnungsergebnisse entlang einer Bohrung in unterschiedlichen tomographischen Richtungen der durchstrahlten Ebene miteinander korrelieren. Die Reproduzierbarkeit und Richtigkeit der aus den Tomographien berechneten Widerstands- und Geschwindigkeitsverteilung konnte damit eindeutig belegt werden.
- Vorhandene geringe Differenzen der Radarwellengeschwindigkeit und des spezifischen elektrischen Widerstandes in einer Bohrung für eine spezielle Teufe resultierend aus zwei tomographischen Aufnahmen in unterschiedlichen Richtungen unter Nutzung einer gemeinsamen Zentralbohrung sind primär nicht als Widerspruch zu interpretieren, sondern können auf Anisotropieeffekte im Untergrund hinweisen.
- Unter Nutzung bestimmter stofflich generalisierter Modelle des jeweils betrachteten Untergrundes können aus den primär gemessenen Radardaten (Laufzeit und Amplitude) andere, für die hydrologische und hydraulische Bewertung des Sedimentes wichtige petrophysikalische Parameter mittels Mischgesetzen berechnet bzw. größenordnungsmäßig abgeschätzt werden. Die Abb. 4 zeigt das

Ergebnis einer Porositätsberechnung zwischen den Bohrungen SafBit 3 und SafBit 4 auf der Grundlage eines Zweiphasenmodells unter Nutzung der ARCHIE-Gleichung.

Aus diesen Ergebnissen kann somit in eindeutiger Weise abgeleitet werden, daß durch elektromagnetische tomographische Messungen detaillierte und sichere geologische Aussagen von der punktuellen Bohrung auf die Ebene, die zwischen den durchstrahlten Bohrungen liegt, ausgedehnt werden können. Eine detaillierte flächenhafte bzw. räumliche struktureologische Ansprache des Untergrundes ist somit möglich. Bezogen auf die nur punktuellen Aufschlüsse durch die Bohrungen führt dies zu einem entscheidenden Erkenntnisgewinn im Vergleich zur bisherigen konventionellen punktuellen Bohrerkundung. Andererseits sei darauf verwiesen, daß die Bohrerkundung und die damit gewonnenen natürlichen Aufschlüsse eine wichtige Voraussetzung für die Kalibrierung der elektromagnetischen tomographischen Messungen und die damit verbundene praxisrelevante Umsetzung der geophysikalischen Daten in geologisch-strukturelle Daten der Durchstrahlungsebene darstellen.





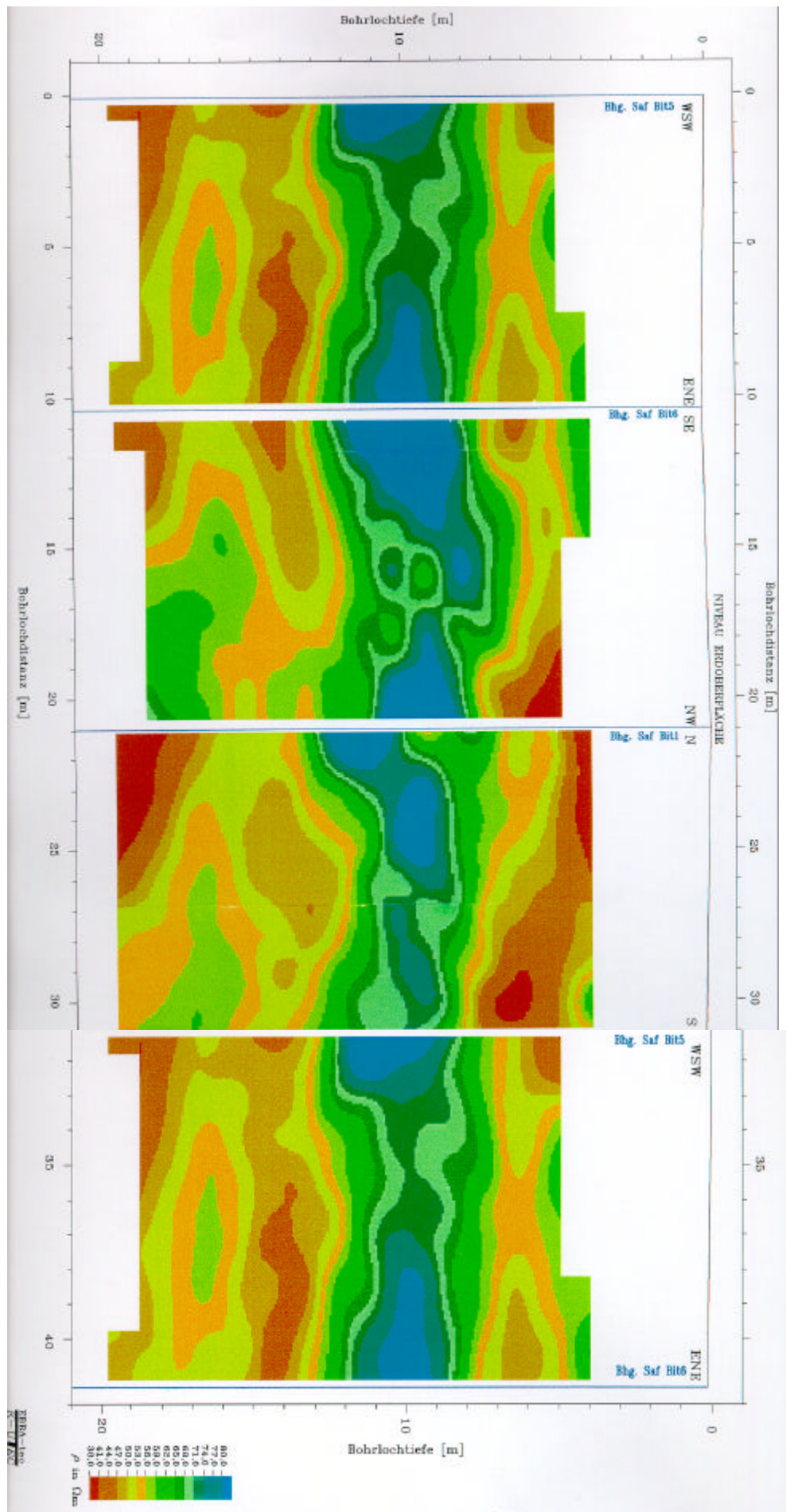


Abb. 3: Komplettes elektrisches Widerstandstomogramm der Durchstrahlungsachse SafBit 5 - SafBit 6 - SafBit 1 - SafBit 5

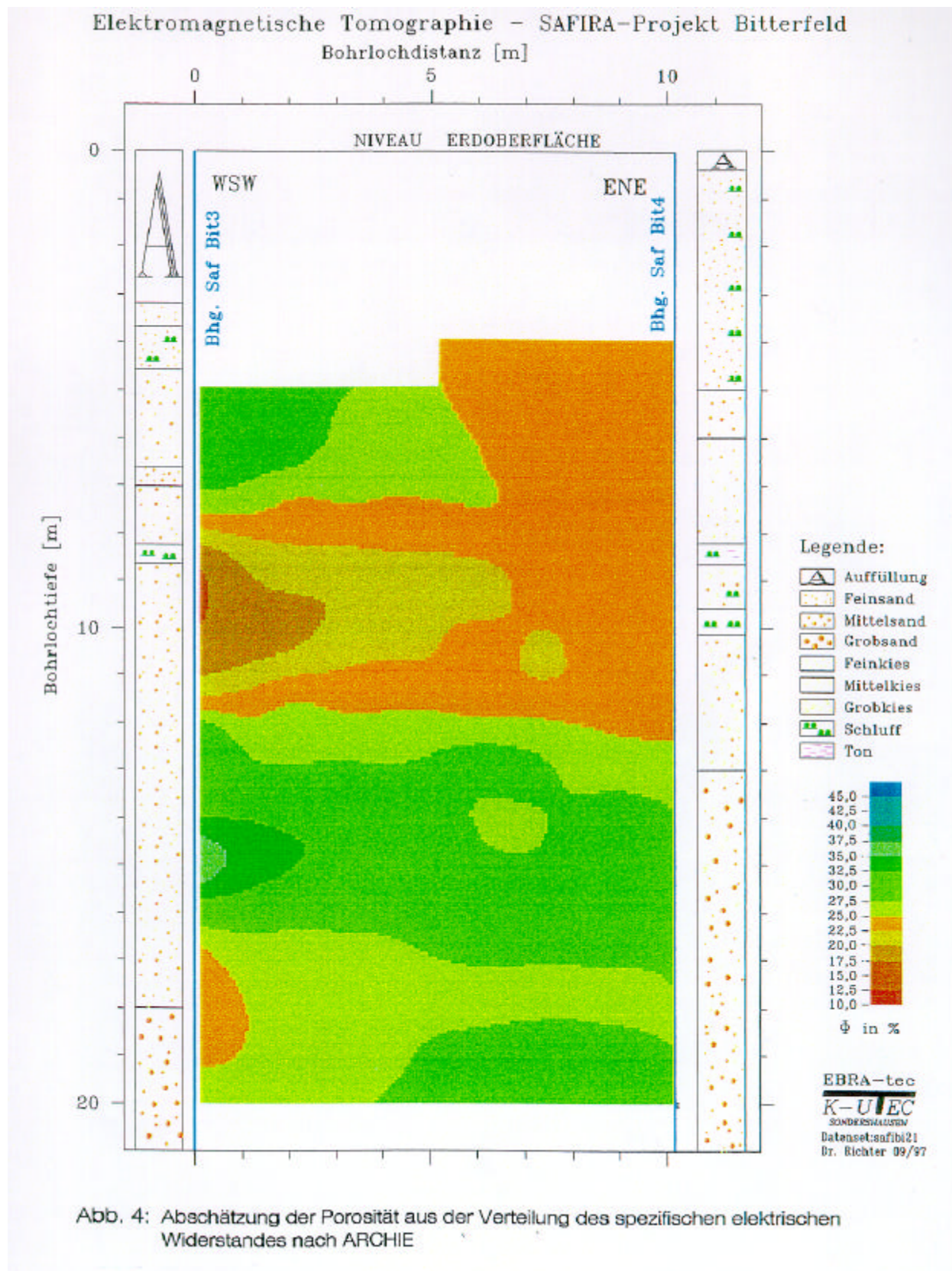


Abb. 4: Abschätzung der Porosität aus der Verteilung des spezifischen elektrischen Widerstandes nach ARCHIE

3.5 Ausbau von Grundwassermeßstellen für Multilevel-Grundwasserprobenahme und Flowmetermessungen

T. PTAK, G. TEUTSCH, W. KÜRNER

Universität Tübingen, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Sigwartstraße 10, 72076 Tübingen

Zielsetzung dieses Projekts war die Bereitstellung von Infrastrukturkomponenten und von wesentlichen standortspezifischen Daten als Grundlage für die ab 1998 vorgesehenen Hauptprojekte. Dazu gehörte einerseits die Erstellung von neuen Grundwassermeßstellen, die eine tiefenorientierte Untersuchung der Aquifereigenschaften und eine tiefenorientierte Grundwasserbeprobung ermöglichen. Andererseits sollte die Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit des Aquifers aus der Auswertung von Flowmeterprofilen erhalten werden (Identifizierung von bevorzugten Transportbereichen, Untersuchung der hydraulischen Aquiferheterogenität), da die Durchlässigkeitsverteilung maßgeblich die Schadstoffausbreitung beeinflusst.

Meßstellenausbau mit Geotextil-Tonringdichtungen

Zur Reduzierung von Vertikalströmungen im Filterkies sollten beim Erstellen neuer Grundwassermeßstellen Tondichtungen im Filterkiesbereich eingebaut werden. Bei flachen Aquifern würde die Verwendung von herkömmlichen geschütteten Tondichtungen einen für die Erkundung nicht akzeptablen Filterstreckenverlust und damit auch einen Verlust an Information bewirken. Aus diesem Grund wurden spezielle Tonringdichtungen mit einer Dicke von 5 bis 10 cm entwickelt, die Vertikalströmungen im Kiesfilter innerhalb eines Aquiferhorizonts minimieren sollen [1,2]. Eine solche Tonringdichtung besteht aus einem Geotextil-Torus, der mit quellfähigen Tonpellets gefüllt ist.

Ausgebaut mit den Tonringdichtungen wurden die Grundwassermeßstellen SafBit 3/97, SafBit 4/97, SafBit 5/97 und SafBit 6/97. Als Regelabstand für die Tonringdichtungen wurden, abgestimmt auf die vorgesehenen Multilevel-Probenahmesysteme mit 10 Probenahmeöffnungen, 2 m gewählt, angrenzend an den Schluffhorizont (ca. 8 bis 9 m u. GOK) wurden die Abstände reduziert, und innerhalb des Schluffhorizonts wurden jeweils zwei Tonringe übereinander eingebaut. Die Lage der Meßstellen ist im Anhang A dargestellt. Die Bohrprofile sowie die Ausbauzeichnungen sind im Anhang F enthalten.

Multilevel-Probenahmesysteme

Um eine tiefenrichtige Grundwasserprobe (z.B. zur Identifizierung von kontaminierten Grundwasserhorizonten, zur Bestimmung der Schadstofffracht und ihrer räumlichen Verteilung in Immissionsmeßstellen oder aber zur Ermittlung von Aquiferparametern im

Rahmen von Multilevel-Tracerversuchen) zu erhalten, muß eine vertikale Strömung in der Meßstelle vor und während der Probenahme unterbunden werden. Aus diesem Grund sind Geräte wie z. B. Schöpfer oder Pumpen, die zur Probenahme stufenweise in unterschiedliche Tiefen heruntorgelassen werden, ungeeignet, weil sie eventuell vorhandene Konzentrationsgradienten stören und in der Regel Mischproben liefern. Außerdem besteht die Gefahr der Querkontamination.

Um diese Nachteile auszuschließen, wurde das in Abbildung 1 schematisch dargestellte modulare Multilevel-Packersystem (MLPS) entwickelt [2-4]. Das MLPS erlaubt eine tiefenorientierte Probenahme in Standardgrundwassermeßstellen mit einem Durchmesser von 4", 5" und 6" und kann nach Beendigung der Meßkampagne wieder entnommen werden. Zusätzlich können auch Sensoren zur Erfassung von chemischen oder physikalischen Parametern installiert werden.

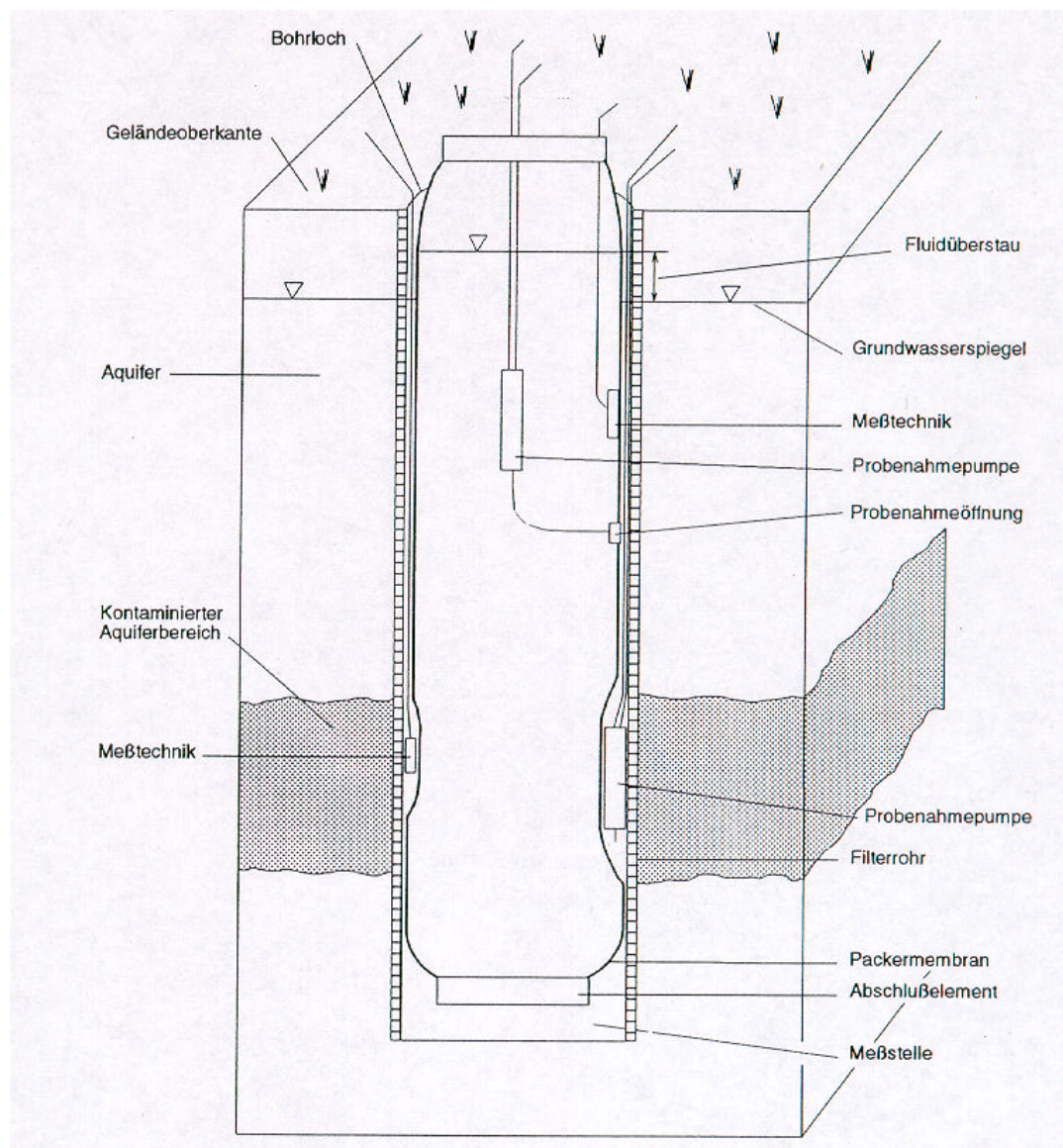


Abb. 1: Modulares Multilevel-Packersystem (Prinzipskizze)

Mit der MLPS-Anordnung werden vertikale Strömungen in der Meßstelle unterbunden. Die Belüftung des in der Meßstelle befindlichen Grundwassers wird vermieden. Ein langwieriges Klarpumpen vor der Probenahme ist nicht erforderlich. Beim Einsatz im Altlastenbereich wird der Dekontaminationsaufwand minimiert, weil preisgünstige, leicht zu entsorgende Materialien für die Packermembran verwendet werden können.

Multilevel-Probenahmesysteme wurden in den Meßstellen SafBit 1/96, SafBit 3/97, SafBit 4/97, SafBit 5/97 und SafBit 6/97 eingebaut.

Flowmetermessungen

Flowmetermessungen stellen eine effiziente Methode zur Bestimmung von vertikalen k_f -Profilen in einer Grundwassermeßstelle dar. Bei der Flowmetermessung wird durch Abpumpen von Grundwasser im Bereich der Grundwasseroberfläche eine Strömung in der Meßstelle induziert und mit einer Flowmetersonde die Strömungsgeschwindigkeit als Funktion der Tiefe gemessen. Aus dem Vertikalprofil der Strömungsgeschwindigkeit läßt sich der Grundwasserzufluß in die Meßstelle als Funktion der Tiefe berechnen. Unter Verwendung entsprechender Auswerteansätze läßt sich aus diesen Flowmeterprofilen anschließend die vertikale Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit im Bereich der Meßstelle ermitteln. Voraussetzung für die Auswertung ist je nach Auswerteansatz die Kenntnis der Transmissivität (bzw. des mittleren Durchlässigkeitsbeiwerts) an der Meßstelle oder der lokalen Absenkung an einzelnen Tiefenstufen der Meßstelle während des Pumpvorgangs.

Bei bekanntem tiefengemitteltem k_f -Wert des Aquifers läßt sich für den praxisorientierten Fall der Annahme horizontaler Schichtung im Bereich der Meßstelle der folgende Zusammenhang zwischen dem differentiellen Zufluß in einer bestimmten Tiefe $\Delta Q(z)$ und dem lokalen hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwert $k_f(z)$ aufstellen (z.B. [5]):

$$\frac{k_{fi}}{k_{fges}} = \frac{\Delta Q_i / \Delta z_i}{Q_{ges} / m}$$

mit:

- k_{fi} [m/s] = hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert im Tiefenintervall i
- k_{fges} [m/s] = hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert des Gesamtaquifers
(z. B. aus Pumpversuch)
- ΔQ_i [m³/s] = differentieller Zufluß im Tiefenintervall i
- Δz_i [m] = Mächtigkeit des Tiefenintervalls i
- Q_{ges} [m³/s] = Pumprate = $\Sigma \Delta Q_i$.

Anhand der erhaltenen vertikalen Durchlässigkeitsprofile lassen sich z.B. Zonen hoher Durchlässigkeit (bevorzugte Fließwege) detektieren, die Heterogenität des Aquifers beurteilen und geostatistische Strukturparameter (Korrelationslängen in vertikaler und ggf., je nach Meßstellendichte, auch in horizontaler Richtung) ableiten. Die Ergebnisse der Flowmetermessungen stellen wichtige Eingangsgrößen zur Modellierung der Strömung und des Transports dar.

Flowmeterprofile (Auflösung 20 cm) wurden in den Grundwassermeßstellen SafBit 1/96, SafBit 3/97, SafBit 4/97, SafBit 5/97 und SafBit 6/97 gemessen.

Entsprechend den gemessenen Flowmeterprofilen ist ab einer Tiefe von ca. 9 m unter GOK aufwärts keine Zunahme des Zuflusses meßbar. Dieses Meßergebnis kann auf den in dieser Tiefe festgestellten Schluffhorizont zurückgeführt werden.

Die wichtigsten Parameter der Flowmetermessungen sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. In Tabelle 2 sind die statistischen Parameter der Verteilungen der hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte für die einzelnen Meßstellen und für alle Meßstellen zusammen angegeben.

Tabelle 1: Parameter der Flowmetermessungen

Meßstelle	SafBit 1/96	SafBit 3/97	SafBit 4/97	SafBit 5/97	SafBit 6/97
Rechtswert	45 21912,65	45 21902,57	45 21910,21	45 21915,05	45 21922,92
Hochwert	57 19892,01	57 19894,86	57 19901,61	57 19882,08	57 19888,96
Höhe ROK [m +NN] (Stand 4.3.1997)	80,15	80,14	79,97	80,21	- lt. Ausbau- plan POK= GOK=79,5 5
Transmissivität T [m ² /s]	2,2E-02	2,0E-02	1,7E-02	3,5E-03	1,0E-02
Mächtigkeit [m]	12,2	12,6	12,4	13,0	13,0
Hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert k _f Gesamtprofil [m/s]	1,8E-03	1,6E-03	1,4E-03	2,7E-04	7,7E-04
Pumprate Q [l/s]	9,47	10,00	10,53	6,71	7,77
Meßart	stationär	stationär	stationär	stationär	stationär
Auflösung [cm]	20	20	20	20	20

Tabelle 2: Statistische Parameter der Verteilungen der hydraulischen Durchlässigkeitsbeiwerte für die einzelnen Meßstellen und für alle Meßstellen zusammen

Datengruppe	SafBit 1/96	SafBit 3/97	SafBit 4/97	SafBit 5/97	SafBit 6/97	Alle Meßstellen
Anzahl der Werte	52	56	50	50	50	258
Minimum $\ln k_f$	-9,836	-9,684	-13,757	-11,860	-11,884	-13,757
Maximum $\ln k_f$	-5,199	-5,034	-4,860	-6,168	-5,523	-4,860
Minimum k_f [m/s]	5,349E-05	6,227E-05	1,060E-06	7,068E-06	6,900E-06	1,060E-06
Maximum k_f [m/s]	5,522E-03	6,513E-03	7,750E-03	2,095E-03	3,994E-03	7,750E-03
Geometrischer Mittelwert k_f [m/s]	1,381E-03	1,077E-03	6,478E-04	1,585E-04	4,456E-04	5,962E-04
Datenvarianz $\ln k_f$	1,134	1,396	4,535	1,812	2,118	2,716

Die mit den Flowmetermessungen ermittelten k_f -Werte liegen in einem Bereich zwischen 1,060E-06 m/s und 7,750E-03 m/s. Die Flowmeterprofile verdeutlichen die kleinräumige Variabilität der hydraulischen Durchlässigkeit in den untersuchten Meßstellen. Die Datenvarianz der logarithmierten k_f -Werte (natürlicher Logarithmus) als Maß für die Heterogenität des Aquifers umfaßt einen Bereich von 1,134 bis 4,535. Eine relativ hohe Datenvarianz der logarithmierten k_f -Werte ist an den beiden Meßstellen SafBit 4/97 und SafBit 6/97 feststellbar. Die Gesamtdatenvarianz der logarithmierten k_f -Werte beträgt 2,716 und läßt somit insgesamt auf einen stark heterogenen Untergrund schließen.

Die festgestellten Unterschiede in den Transmissivitäten und in den Datenvarianzen der logarithmierten k_f -Werte an den einzelnen Meßstellen lassen in dem vorliegenden Untersuchungsmaßstab und bei der vorliegenden Meßstellendichte und Meßstellenanordnung die Annahme eines statistisch homogenen Aquiferkörpers nicht zu. Es sind übergeordnete Aquiferstrukturen zu erwarten, deren charakteristische Skala größer oder gleich ist im Vergleich zu der Skala des durch die Meßstellen SafBit 1/96, SafBit 3/97, SafBit 4/97, SafBit 5/97 und SafBit 6/97 definierten Untersuchungsgebiets.

Es ist davon auszugehen, daß die festgestellte Aquiferheterogenität signifikant die Grundwasserströmung und die Schadstoffausbreitung in dem vorliegenden Untersuchungsmaßstab beeinflusst und bei der kleinräumigen Modellierung von Strömung und Transport entsprechend berücksichtigt werden muß.

Schlußfolgerungen

Zur Klärung, ob Trends im Hinblick auf die physikalischen und strukturellen Eigenschaften des Aquifers bestehen bzw. ob transportrelevante, dem momentanen Untersuchungsgebiet übergeordnete Aquiferstrukturen vorhanden sind, sollten die Untersuchungen auf einen größeren Untersuchungsmaßstab ausgedehnt werden (Bau weiterer Meßstellen und Durchführung weiterer Pumpversuche und Flowmetermessungen). Das erhaltene Datenmaterial sollte dann geostatistisch ausgewertet werden.

Weitere Aussagen über die Struktureigenschaften des Aquifers könnten auch aus der Anwendung von Multilevel-Tracertestverfahren gewonnen werden (z.B. [2,6]). Hierfür könnten die bereits vorhandenen Multilevel-Probenahmesysteme sehr gut eingesetzt werden.

Für die kleinräumige Transportmodellierung wird aufgrund der relativ großen Heterogenität des Aquifers, der Abweichung der Verteilung der gemessenen k_F -Werte von einer Lognormalverteilung und der nach der Erkundung zu erwartenden verbleibenden Parameterunsicherheit die Verwendung nichtparametrischer numerischer Simulationsverfahren nahegelegt [1,7,8].

Literatur

- [1] PTAK, T. (1993): "Stofftransport in heterogenen Porenaquiferen: Felduntersuchungen und stochastische Modellierung", Dissertation, Eigenverlag Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 176 S.
- [2] PTAK, T. & TEUTSCH, G. (1994): "Forced and natural gradient tracer tests in a highly heterogeneous porous aquifer: Instrumentation and measurements", J. Hydrol., Vol. 159, 79-104.
- [3] TEUTSCH, G. & PTAK, T. (1989): "The In-Line-Packer-System: A modular multilevel sampler for collecting undisturbed groundwater samples", Proceedings of the International Symposium on Contaminant Transport in Groundwater, April 4-6, 1989, Stuttgart, West Germany, Balkema Verlag, Rotterdam, 455-456
- [4] SCHIRMER, M., JONES, I., TEUTSCH, G. & LERNER, D.N. (1995): "Development and testing of multiport sock samplers for groundwater", J. Hydrol., Vol. 171, 239-257.
- [5] MOLZ, F.J., MORIN, R.H., HESS, A.E., MELVILLE, J.G. & GÜVEN, O. (1989): "The impeller meter for measuring aquifer permeability variations: Evaluation and comparison with other tests", Water Resour. Res., 25(7), 1677-1683.

- [6] PTAK, T. & SCHMID, G. (1996): "Dual-tracer transport experiments in a physically and chemically heterogeneous porous aquifer: Effective transport parameters and spatial variability", J. Hydrol. , Vol. 183, No. 1-2, 117-138.
- [7] TEUTSCH, G., HOFMANN, B. & T. (1991): "Non-parametric stochastic simulation of groundwater transport processes in highly heterogeneous formations", Proceedings of the International Conference and Workshop on Transport and Mass Exchange Processes in Sand and Gravel Aquifers: Field and Modelling Studies, Oct. 1-4, 1990, Ottawa, Canada, AECL-10308, Vol. 1, 224-241.
- [8] PTAK, T. (1996): "Evaluation of dual-tracer forced gradient transport experiments in a heterogeneous porous aquifer within a non-parametric numerical stochastic transport modelling framework", in Calibration and Reliability in Groundwater Modelling, IAHS Publ. No. 237.

3.6 Tracerverdünnungsmessungen im Pegel SafBit 14/97

K. N. LUX, V. SIEGEL, U. STUMP

BLM-GmbH, Gesellschaft für bohrlochgeophysikalische und geoökologische Messungen mbH, Geschäftsbereich Süd, Gallettstraße 36, 99867 Gotha

Die Bestimmung der natürlichen Fließgeschwindigkeit des Grundwasserstroms ist neben der Ermittlung der Fließrichtung, der Geometrie des Grundwasservorkommens, des lithologischen Aufbaus und der Grundwasserbeschaffenheit wesentliche Grundlage der Grundwassererkundung.

Die zeitliche und räumliche Beobachtung von Piezometerhöhen, der Ausbreitung natürlich vorkommender Inhalts- und injizierter Markierungsstoffe, der Temperatur sowie weiterer örtlich und zeitlich veränderlicher Parameter liefern die Bausteine zur Konstruktion und Applikation des Grundwassermodells.

Die quantitative Grundwassererkundung nutzt z.B. Markierungstechniken unter Verwendung von Leitfähigkeits-, Farb- und Fluoreszenztracern und in geringem Umfang von kurzlebigen, radioaktiven Tracern zur Bestimmung des Grundwasserflusses. Die Beobachtung der verfahrensspezifischen Meßgrößen ermöglicht die Ermittlung von die Grundwasserströmung beschreibenden orts-, tiefen- und zeitabhängigen Parametern.

Die Ermittlung der Filtrationsgeschwindigkeit wurde durch die BLM GmbH NL Gotha in einer durch den Auftraggeber ausgewählten Meßstelle nach der Einbohrloch-Tracerverdünnungsmethode durchgeführt.

Der Begriff der „Einbohrlochmethode“ ist Synonym für eine Markierungstechnik, die sich auf ein Bohrloch beschränkt, d.h. daß Tracereingabe und -beobachtung in ein und derselben Meßstelle erfolgen. Demzufolge liefern solche Untersuchungen vertikal differenzierte und horizontal punktuelle Aussagen zur unmittelbaren Bohrlochumgebung.

Das Prinzip der Einbohrlochmethode beruht auf der teufenkontinuierlichen Messung der Änderung physikalischer Eigenschaften des Wassers im Bohrloch. Die zeitliche Abfolge solcher Messungen ermöglicht die Ermittlung der interessierenden Parameter.

Im konkreten Anwendungsfall wurde die Wassersäule im Meßvolumen des Filterrohres mit einem Leitfähigkeitstracer (NaCl) markiert. Durch die stationäre Grundwasserströmung erfolgt während der Zeit ein horizontaler Tracerabfluß, der zu einer Konzentrationsabnahme im Filterrohr führt. Dieser Vorgang wurde durch die zeitliche Abfolge von Salinitätsmessungen belegt.

Aus dem elektrolytischen Verdünnungsprozeß wird die Filtrationsgeschwindigkeit und die Durchströmungsrate bestimmt.

Der 8-stündige Tracerverdünnungsversuch führte zu folgenden Ergebnissen:

- Der Wasserspiegel wurde in 4,60 m Teufe lokalisiert und blieb während der gesamten Versuchsdauer konstant.
- Die maximale Filtrationsgeschwindigkeit beträgt $1,4 \cdot 10^{-6}$ m/s, was einer Durchströmungsrate von 0,028 l/min/m entspricht.
- Bei einem hydraulischen Gefälle von $i = 0,4 \text{ ‰}$ ergibt sich ein Durchlässigkeitsbeiwert von $3,5 \cdot 10^{-3}$ m/s.
- Bei einer Porosität von 25 % ergibt sich eine Abstandsgeschwindigkeit von $5,6 \cdot 10^{-6}$ m/s.

3.7 Faseroptische Temperaturmessungen

E. HURTIG, S. GROßWIG, K.KÜHN

GESO GmbH Jena, Max-Gräfe-Gasse 10, 07743 Jena

Aufgabenstellung

In den Bohrungen SafBit 7/97 und SafBit 16/97 wurde beim Abteufen der Bohrung ein faseroptisches Temperaturmeßkabel außen an der Verrohrung angebracht und mit dieser in der Bohrung installiert, so daß Messungen der Temperatur in der Hinterfüllung der Bohrung ermöglicht werden. Mit diesen Temperaturmessungen sollte untersucht werden, ob sich Temperaturunterschiede zwischen den beiden Bohrungen nachweisen lassen und zeitliche Änderungen der Temperaturverteilung in den Bohrungen erfaßt werden können. Weiterhin sollte untersucht werden, ob bei den gegebenen Bedingungen eines gespannten Grundwassers Änderungen der Temperaturverteilung in einer Beobachtungsbohrung nachweisbar sind, wenn in Nachbarbohrungen Kurzzeitpumpversuche durchgeführt werden.

Meßmethodik

Das Verfahren zur faseroptischen Temperaturmessung basiert auf der OTDR-Methode (Optical Time Domain Reflectometry). Der Lichtwellenleiter (optische Faser) ist der Temperatursensor. Das Meßprinzip besteht darin, die Intensität des Ramanrückstreulichtes zu bestimmen, die direkt proportional zur absoluten Temperatur ist. Über die bekannte Ausbreitungsgeschwindigkeit des emittierten Lichtes in der Faser ist eine genaue Ortszuordnung der aus der Lichtintensität bestimmten Temperatur entlang der Faser möglich [1, 2].

Meßergebnisse

Temperatur-Tiefenverteilung in der Bohrung SafBit 7/97

Das faseroptische Temperaturmeßkabel wurde am 14.03.1997 mit dem Einbau des Pegelrohres in der Hinterfüllung installiert. Es bestand aus einem mit HDPE ummantelten Edelstahlröhrchen von 2 mm Durchmesser mit fünf optischen Fasern. Der Gesamtdurchmesser des Meßkabels beträgt 7 mm. Für die Messungen wurden alle zur Verfügung stehenden optischen Fasern in dem Sensorkabel genutzt und über ein Spezialprogramm ausgewertet. Dadurch konnte ein Meßpunktabstand von ca. 10 cm realisiert werden. Die Temperaturmessungen erfolgten in einem zeitlichen Abstand von 2 min. Abbildung 1 zeigt die Temperaturmessungen vom 25.03, 22.07

und 07.08. Die Messung am 25.03. weicht deutlich von den Messungen am 22.7. und 7.8. ab. Die Temperatur liegt bis zu 1 K über der der beiden anderen Messungen. Die Ursache hierfür ist die Erwärmung beim Quellen des Tones in der Hinterfüllung. Der Ringraum von ca. 8,5 cm Breite wurde zur Abdichtung mit Tonpellets verfüllt. Es ist bekannt, daß der Quellvorgang von Ton (insbesondere Bentonit) mit einer positiven Wärmetönung verbunden ist, die einen Temperaturanstieg von mehreren Grad bewirken kann. Dieser Effekt war am 25.03. noch nicht abgeklungen, so daß eine deutliche Temperaturerhöhung im Ringraum nachweisbar war. Messungen in anderen Bohrungen haben gezeigt, daß sich dieser Prozeß über mehrere Wochen nachweisen läßt. Bei den Messungen am 22.07. und 07.08. ist der Temperatureffekt, der durch die Quellung verursacht wird, abgeklungen und nicht mehr nachweisbar.

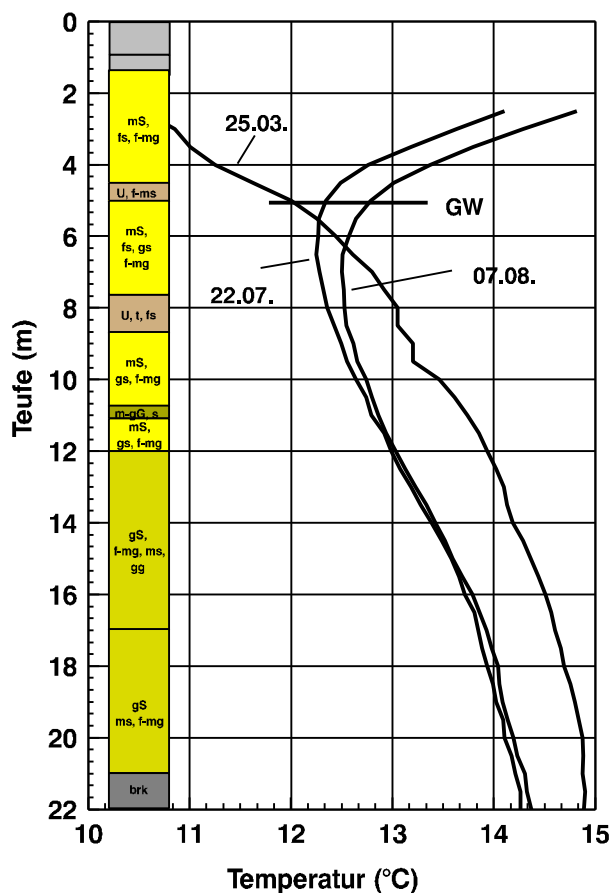


Abb. 1: Temperatur-Tiefenverteilung im Ausgangszustand

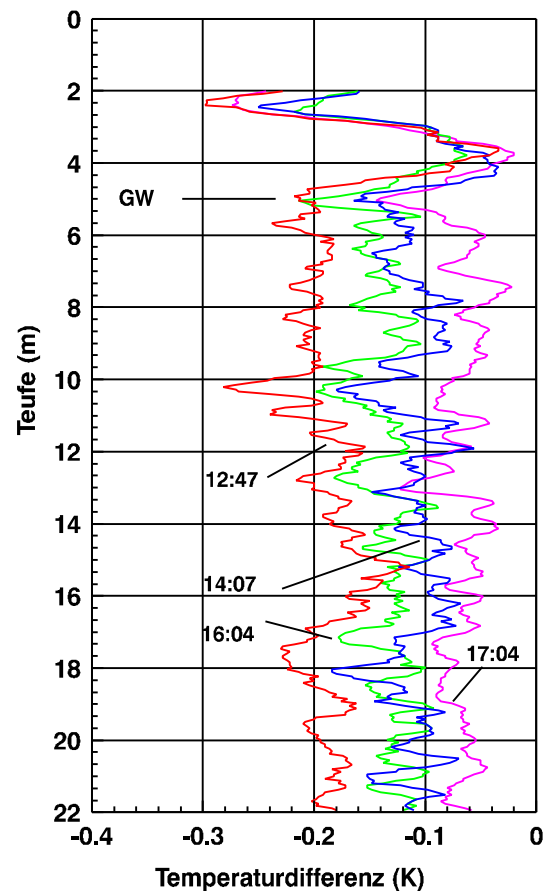


Abb. 2: Temperaturdifferenz gegenüber dem Ausgangszustand für ausgewählte Zeiten

Während der Messungen am 25.03.1997 wurden in den Bohrungen SafBit 3/97 und SafBit 4/97 Kurzzeitpumpversuche durchgeführt. Die Entfernung von der Bohrung SafBit 7/97 zu diesen Bohrungen beträgt 40 m (3/97) bzw. 31 m (4/97). Der Grundwasserleiter ist gespannt, Druckänderungen durch die Pumpversuche in diesen Bohrungen führen zu einem Absinken des Grundwasserspiegels in der Beobachtungsbohrung SafBit 7/97. Für die Untersuchung der Temperaturentwicklung während des Pumpens wurde die Temperaturverteilung für folgende Zeiten bestimmt (s. Abb. 3): Ausgangszustand, Absenkungsmaximum beim Pumpen in der Bohrung SafBit 3/97 (12:41 Uhr), Wiederanstieg des Wasserpiegels bei Unterbrechen des Abpumpens (14:07 Uhr), Absenkungsmaximum beim Pumpen in der Bohrung SafBit 4/97 (16:04 Uhr) und Einstellen des Ausgangszustandes nach Abschluß des Pumpens (17:04 Uhr). Zur Verdeutlichung sind für diese Zeiten die Temperaturdifferenzkurven gegenüber dem Ausgangszustand dargestellt (s. Abb. 2). Die Differenzkurven laufen unterhalb des Grundwasserspiegels, der bei 5 m liegt, deutlich auseinander. Der stärkste Temperaturabfall erfolgt beim ersten Absenkungsmaximum (Pumpen in der Bohrung SafBit 3/97, 12:04). Bei der Unterbrechung des Pumpvorgangs wird die Differenz gegenüber dem Ausgangszustand deutlich geringer (14:07). Beim Abpumpen aus der Bohrung SafBit 4/97 steigt die Temperaturdifferenz erneut leicht an (16:04 Kurve).

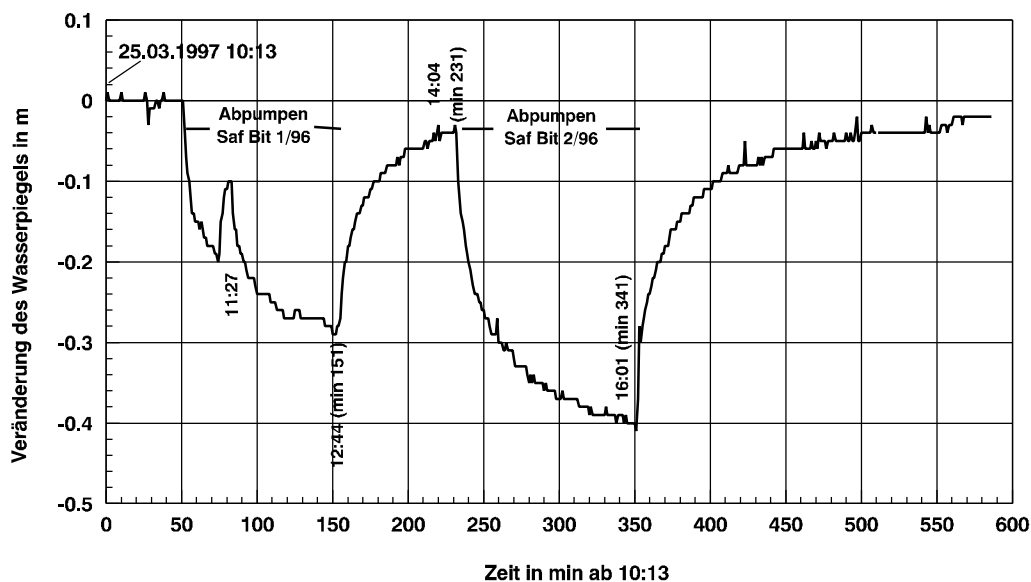


Abb. 3: Veränderung des Wasserspiegels in der Bohrung SafBit 7/97 während des Kurzzeitpumpversuches in den Bohrungen SafBit 3/97 und SafBit 4/97 (nach Angaben GFE GmbH)

Nach Abschluß der Pumparbeiten nähert sich die Temperatur wieder dem Ausgangszustand (17:04). Es tritt eine deutliche Feinstruktur im Verlauf der Differenzkurven auf. Maxima der Temperaturabsenkung beim Pumpen in den Bohrungen SafBit 3/97 und SafBit 4/97 treten in einer Teufe von ca. 9,5 m bis 10,5 m, 12,5 m bis 13 m und 17 m bis 18 m auf.

Als Ursache für diesen Effekt kommen Unterschiede in der Wärmekapazität des Materials in Frage, das die Bohrung umgibt.

Vergleich der Messungen in den Bohrungen SafBit 7/97 und Bohrung SafBit 16/97

Abbildung 4 zeigt die Temperaturmessungen am 07.08.1997. Der Abstand zwischen den beiden Bohrungen beträgt ca. 60 m, die Bohrung SafBit 16/97 liegt gegenüber der Bohrung SafBit 7/97 im Grundwasseranstrom.

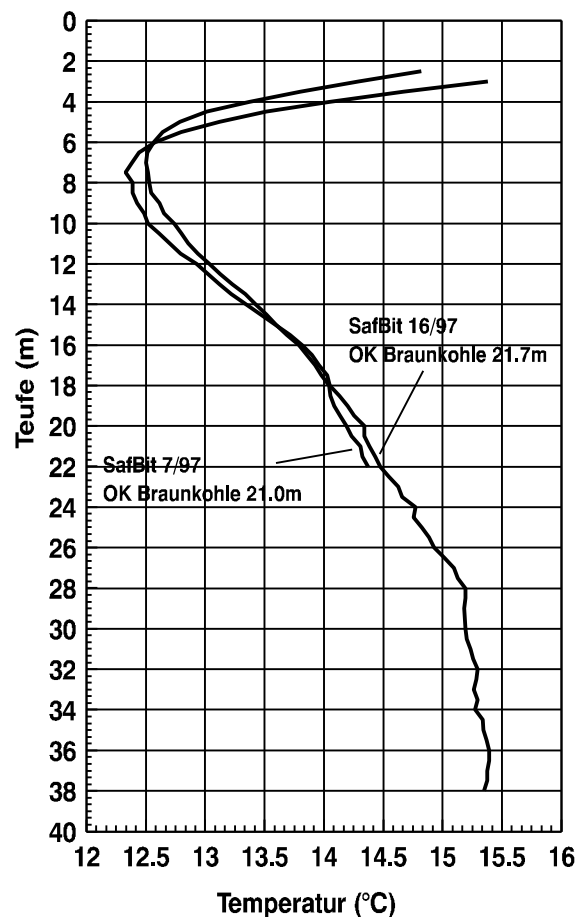


Abb. 4: Vergleich der Temperaturkurven in den Bohrungen SafBit 7/97 und SafBit 16/97 am 07.08.1997

Beide Temperaturkurven zeigen eine deutliche Erhöhung der Temperatur im Vergleich zu „normalen“ Grundwasserbedingungen. Dies weist auf eine Wärme-kontamination des Grundwassers hin. Die Tiefenlage der Oberkante der Braunkohle ist mit 21 m in der Bohrung 7/97 und 21.7 m in der Bohrung 16/97 fast identisch. Die Mächtigkeit der Braunkohle nimmt von der Bohrung 7/97 in Richtung 16/97 ab und keilt nach Nord aus. Der Kurvenverlauf in den obersten 10 m bis 12 m weicht in den beiden Bohrungen erheblich voneinander ab.

Dies ist auf den Einfluß der saisonalen Temperaturänderungen zurückzuführen. Es ist bekannt, daß in Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen Amplitude, Phase und Eindringtiefe dieser saisonalen Änderungen auch auf kurzen Entfernungen deutlich schwanken können [3].

Im Teufenbereich zwischen 14 m und 17 m ist die Temperatur in beiden Bohrungen gleich. In größerer Tiefe laufen die Temperaturkurven deutlich auseinander.

Im Bereich der Oberkante der Braunkohle beträgt der Temperaturunterschied bereits ca. 0.2 K. Aus dem Anstieg der Temperaturkurve in der Bohrung 7/97 ist zu erwarten, daß mit zunehmender Teufe der Temperaturunterschied größer wird. Dieses Verhalten ist grundsätzlich zu erwarten, da die Bohrung 16/97 im Grundwasseranstrom liegt in Richtung zu dem Kontaminationsherd.

Schlußfolgerungen

Wesentliche Ergebnisse der faseroptischen Temperaturmessungen in den Bohrungen SafBit 7/97 und SafBit 16/97 sind:

- die Temperatur-Tiefenverteilung im Ausgangszustand zeigt eine deutliche Feinstruktur, die Meßwerte weisen auf einen Zustrom von „wärmekontaminiertem“ Wasser hin,
- bei einem Kurzzeitpumpversuch in Nachbarbohrungen treten in der Bohrung SafBit 7/97 deutliche Temperatureffekte auf, die mit dem Pumpregime korrelieren. Der stärkste Temperatureffekt tritt beim ersten Absenkungsmaximum auf, die Differenzkurven gegenüber dem Ausgangszustand zeigen ebenfalls eine deutliche Feinstruktur, die auf eine vertikale Differenzierung der Wärmekapazität zurückgeführt wird,
- oberhalb der Braunkohle tritt in Richtung der Grundwasseranstroms eine Zunahme der Temperatur auf,
- die Ergebnisse zeigen, daß das faseroptische Temperaturmeßverfahren für eine Langzeitüberwachung geeignet ist.

Literatur

- [1] ARMBRUSTER, H., GROßWIG, S., HANNICH, D., HURTIG, E. & MERKLER G.-P. (1997): Thermische Untersuchungen an Seitengräben zur Kontrolle durchströmter langgestreckter Dämme. Teil II: Meßergebnisse, Interpretation und Wertung. *Wasserwirtschaft* **87**(5): 238-243.
- [2] HURTIG, E., GROßWIG, S., JOBMANN, M, KÜHN, K. & MARSCHALL, P. (1994): Fibre Optic Temperature Measurements in Boreholes: Application for Fluid Logging. *Geothermics* **23**: 355-364.
- [3] CHRISTOPH, G., GLÄSER, H.-R., GLÄSER, W., GROßWIG, S., HURTIG, E., KASCH, M. & SCHRECK, M. (1997). Geomonitoring in Grundwasserpegeln: Faseroptische Temperaturmessungen in der Bohrung Cospuden 1. GBL Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlengebieten der neuen Länder, 3. Kolloquium (im Druck).

3.8 Zusammenfassende Betrachtung der geophysikalischen Messungen

H.-R. GLÄSER

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Hallesche Straße 44, 062246 Bad Lauchstädt

Durch ein umfangreiches und methodisch breit gefächertes geophysikalisches Meßprogramm haben die in das Forschungsvorhaben integrierten Universitätsinstitute und Unternehmen auf relativ kleinem Raum eine Fülle von Daten über den Untergrund des Untersuchungsstandortes erarbeitet. So sehr auch der Schwerpunkt der Forschungsarbeiten auf chemische, mikrobiologische und verfahrenstechnische Fragestellungen orientiert ist, so notwendig sind in der Frühphase des Forschungsprojektes Erkundungsarbeiten zu den hydraulischen und petrophysikalischen Eigenschaften des Untersuchungsraumes. Entsprechend waren die an die Geophysik herangetragenen Aufgaben zunächst mehr stratigrafischen, petrophysikalischen und hydrodynamischen Fragestellungen zugeordnet. Bei der Sichtung und komplexen Betrachtung des Datenmaterials ergeben sich, wenn auch noch mit einer gewissen Unsicherheit behaftet, Ansatzpunkte für ein auf geophysikalischer Basis durchführbares Monitoring der Grundwasserkontamination. Eher kontrovers und daher auch sehr zurückhaltend werden Phänomene diskutiert, die im Aquifer womöglich spontan ablaufenden Reaktionen zugesprochen werden können. Darauf soll später noch eingegangen werden.

Nicht alle eingesetzten Technologien und Konzepte führten zum Erfolg. Insbesondere die von der Oberfläche aus durchgeführten elektrischen Messungen waren aufgrund der durch das Netz der Deutschen Bahn AG hervorgerufenen Störspannungen zum Scheitern verurteilt. So werden im wesentlichen nur die tomografischen Untersuchungen in der durch die Pegel SafBit 3 und 4 aufgespannten Vertikalebene und Messungen in den Pegeln SafBit 7 und 14 einer Diskussion unterworfen.

Zwischen den Pegeln SafBit 3 und 4 sind tomografische Messungen auf seismischer, elektrischer und elektromagnetischer Verfahrensgrundlage vorgenommen worden. Aus den durch die Universität Tübingen durchgeführten Untersuchungen zur Ausbreitung seismischer Wellen im Untergrund wurden Porositätsberechnungen für den durchlaufenen Weg zwischen beiden Pegeln abgeleitet. Die Messungen belegen grundsätzlich eine horizontale Stratifizierung des Untersuchungsraumes, allerdings mit teilweise kleinräumig stark wechselnden Inhomogenitäten in seismischer Laufzeit und Porosität. Besonders ausgeprägt ist dieses Phänomen im Teufenintervall zwischen 10 m und 12 m zu beobachten. Extrem hohe Porositäten wurden im Bereich des Pegels SafBit 4 in der Teufe um 16 m berechnet. Betrachtet man das Material der gewonnenen Bohrkern in diesem

Teufenbereich, so ist der Anteil an kohligter Substanz in der sonst sandig-kiesigen Matrix augenfällig. Dieses Substrat verlängert naturgemäß die Laufzeit der elastischen Wellen, woraus dann letztendlich überhöhte Porositätswerte berechnet werden. Eine Kontrollmöglichkeit ist prinzipiell durch die Berechnung von Porositätswerten aus Widerstandsmessungen gegeben. Das erfolgt in kombinierter Form unter Zuhilfenahme der Formationsfaktor-Widerstandsbeziehung und der sogenannten ARCHIE-Gleichung [1]. Im Falle 100%-iger Wassersättigung des Porenraumes sowie schichtbezogen gleichmäßig ausgeprägter Grundwasserleitfähigkeit und Fehlens abgeschlossener (hydraulisch nicht durchströmbarer) Porenraumstrukturen müssen die Werte aus beiden Bestimmungsmethoden identisch sein.

Die aus Widerstandsmessungen berechnete Porosität ergibt sich zu:

$$p = \sqrt[m]{\frac{R_w}{R_o}}$$

wobei m empirisch mit 1,6 bestimmt worden ist. R_w kennzeichnet den Schichtwasserwiderstand, R_o den Meßwert des Gesteinswiderstandes (Matrix und Porenflüssigkeit) in der Maßeinheit Ωm .

Voraussetzung für diesen methodischen Ansatz ist die Kenntnis um die Leitfähigkeits- respektive Widerstandsverteilung des Grundwassers. Auf der Grundlage von Probenahmen mit dem in Tübingen entwickelten Multilevel-Packertestsystem konnte in den durchgängig verfilterten Pegeln teufenorientierte Wasserproben gewonnen und daraus der Schichtwasserwiderstand R_w bestimmt werden. Die vertikale Heterogenität der Wasserleitfähigkeit ist den Diagrammen in Abb. 1 zu entnehmen.

Der Teufenbereich um 20 m - hier befindet sich die Oberkante des Kohleflözes - ist deutlich durch eine sprunghafte Vergrößerung der Leitfähigkeit gekennzeichnet.

Es müssen im Untersuchungsraum aber auch laterale Leitfähigkeitsunterschiede auftreten. Zwischen den Pegeln SafBit 3 und 4 werden im Teufenbereich 10 m-12 m starke Differenzierungen in der seismischen Geschwindigkeit und damit auch der seismischen Porosität beobachtet. Das Widerstandsbild reflektiert die Situation dort durchweg monotoner. Die Ursache muß hierfür in einer lateral stark differierenden Wasserleitfähigkeit begründet sein. Die aus Probenahmen ermittelten Leitfähigkeitswerte des Grundwassers variieren im Teufenbereich unterhalb 7 m im gesamten Areal innerhalb 1,6 mS/cm und 3,2 mS/cm ($R_w=6,2... 3,1 \Omega m$).

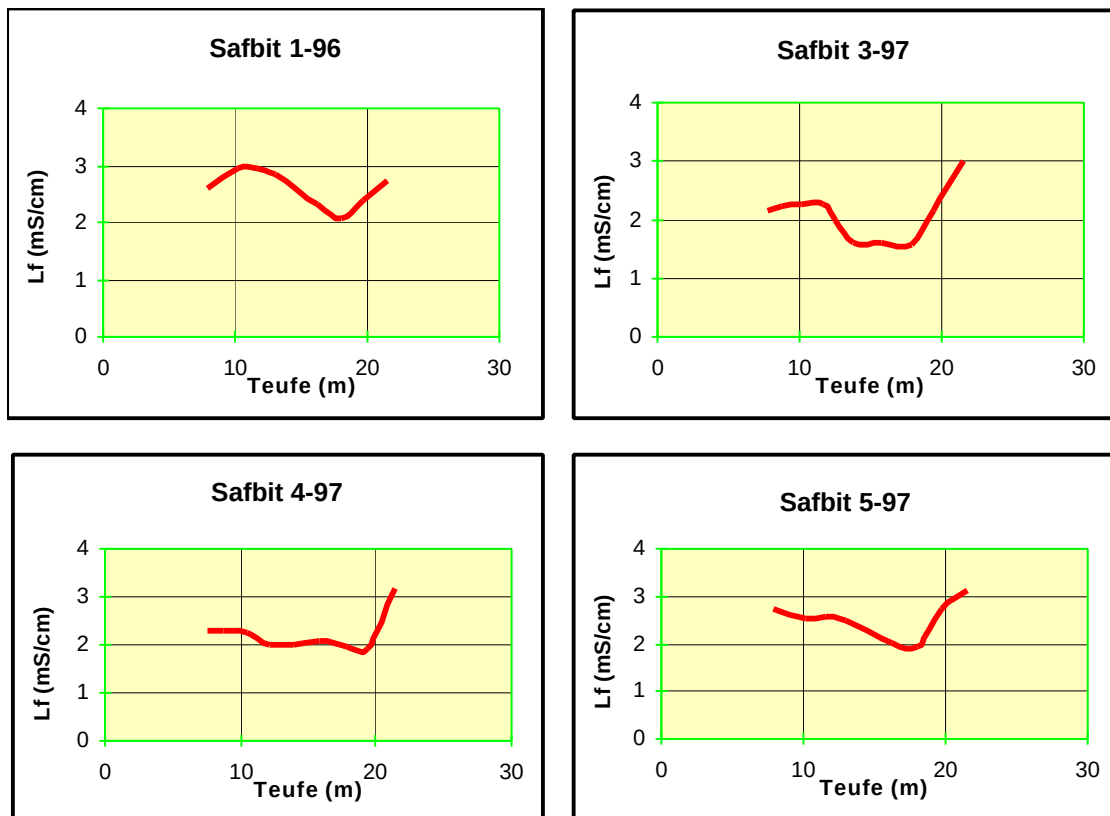


Abb.1: Pegel SafBit 1, 3, 4, 5 - Leitfähigkeitsprofil

Die nachstehende Tabelle zeigt im Nahfeld des Pegel SafBit 4/97 den Vergleich zwischen den aus Widerstandsmessungen und aus seismischen Untersuchungen abgeleiteten Porositätswerten PWID und PSEIS.

Tabelle 1: Porositätswerte im Nahfeld von SafBit 4/97

Teufe (m)	PWID (%)	PSEIS (%)	R ₀ (Ωm)	R _w (Ωm)
10,5	21	17	50	4,4
12	22	23	55	4,95
14	29	33	37	5,0
16	31	39	32	4,81
18	26	31	45	5,07
19,4	26	35	45	5,24

Die Abweichungen zwischen den beiden Porositätsgruppen können folgende Ursachen haben:

- Unsichere R_w -Werte (PWID zu groß)
- Einschaltung von bindigem und kohligem Material in das Schichtsubstrat (PSEIS zu groß).

Am Beispiel des Porositätsvergleiches für das Nahfeld der Pegel SafBit 3 und 4, für welches auch die elektrische Leitfähigkeit des Grundwassers bestimmt worden war, wird die Streuung um die Identitätsgerade deutlich.

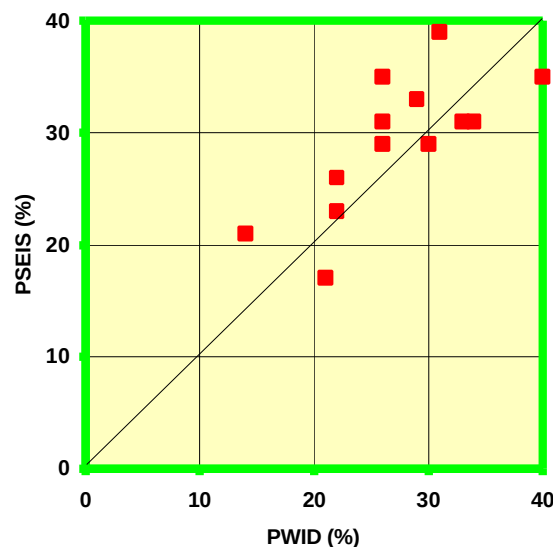


Abb. 2: SafBit 3 u. 4, Seismisch und elektrisch ermittelte Porositätswerte

Beim gegenwärtigen Kenntnisstand werden die Ursachen für die Heterogenität in der Grundwasserleitfähigkeit kontrovers diskutiert. Ursächlich werden dabei folgende Phänomene in Betracht gezogen:

- Eine Grundwasserscheide unmittelbar unter dem Untersuchungsgebiet verursacht -je nach Wasserhaltung- abrupte Fließrichtungsänderungen und damit Veränderungen im Leitfähigkeitsmuster des Grundwassers
- Mikrobiologische Abbauprozesse (?) an noch unbekannten Komponenten des Kontaminationsinventars im Grundwasserleiter, der durch eine unterschiedliche Matrixsituation (Anteile kohligter Substanz) charakterisiert ist, bewirken Veränderungen der elektrischen Leitfähigkeit des Grundwassers

Welche Ursachen für die ungleichmäßigen Leitfähigkeitsverteilungen im Grundwasser auch geltend gemacht werden können, der womöglich zeitliche Fortgang in der Leitfähigkeitsentwicklung kann ab einer bestimmten Größe über elektrische Meßsysteme beobachtet werden und zwar mittels tomografischer Technologie auch in Bereichen, die nicht durch Bohrungen durchteuft worden sind. Für die aus dem Abbauprozess von aromatischen CKW in Lösung gehenden Chloridionen dürfte die zu erwartende Konzentrationszunahme wahrscheinlich unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Für eine zeitbezogene Kontrolle des die Leitfähigkeit dominierenden gesamten Kontaminationsinventars sollten aber durchaus Überlegungen zum Einsatz solcher Messungen angestellt werden.

Bei einer Aquiferporosität von 25 % lassen sich Unterschiede in der elektrischen Leitfähigkeit von 0.2 mS/cm durch Widerstandsdifferenzen in der Größenordnung von 5 Ω m belegen. Dabei entsprechen 0.2 mS/cm vergleichsweise ca. 70 mg/l Chloridlösung bei einer Formationstemperatur von 15°C. Somit stünde ein prinzipielles, auch auf Bereiche zwischen den Pegeln ausdehnbares, Kontrollsystem zur Leitfähigkeitsüberwachung im Untergrund ohne zusätzliche Neuabteufungen zur Verfügung. Beobachtungen in einzelnen Pegeln ermutigen zu derartigen Untersuchungen, was zunächst am Beispiel von SafBit 14 demonstriert werden soll.

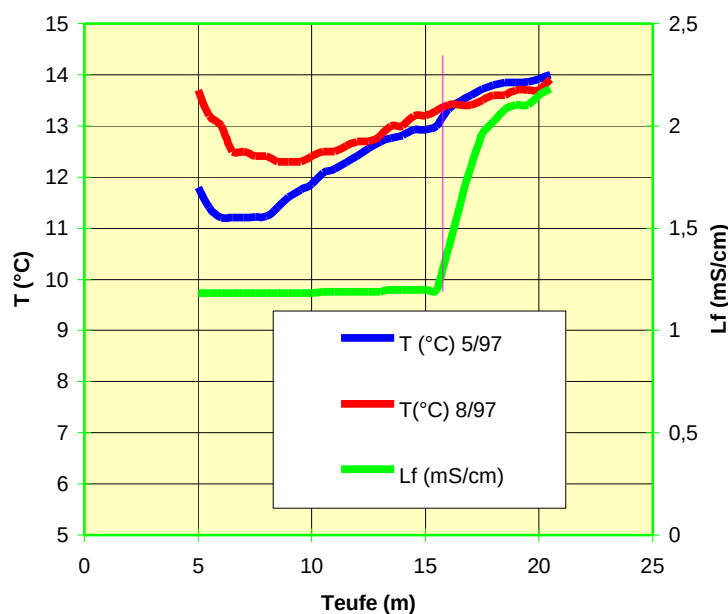


Abb. 3: SafBit 14 - Leitfähigkeit und Temperaturentwicklung Mai - August 1997

Die im Rahmen einer geplanten Traceruntersuchung vorgenommenen Temperatur- und Leitfähigkeitsmessungen zeigten zunächst teufenidentische Anomalien oberhalb des Kohleflözes. Eine im zeitlichen Abstand von drei Monaten vorgenommene Temperaturwiederholungsmessung zeigte dagegen ein verändertes Temperaturfeld.

Auch in den meisten anderen Pegeln sind Temperaturanomalien oberhalb des Kohleflözes belegt. Daß für den Bereich oberhalb der Kohle ein genereller Zusammenhang zwischen Leitfähigkeit und Temperatur bestehen sollte, darauf weisen auch die Messungen im Hinterrohrraum des Pegels SafBit 7 hin. Dort wurden an die Verrohrung ein elektrischer Kabelbaum (Universität Leipzig) und ein faseroptisches Meßsystem (GESO) angeschlossen. Aus den elektrischen Potentialmessungen waren sogenannte synthetische Bohrlochmeßkurven berechnet worden. Insbesondere die Konstellation kN = kleine Normalpotentialsonde erfaßt teufenkonform mit der Temperaturanomalie einen Bereich geringen elektrischen Widerstandes (erhöhte Leitfähigkeit). Dieses Meßsystem im Hinterrohrraum eignet sich vermutete zeitlich gestaffelte Veränderungen der elektrischen Grundwasserleitfähigkeit direkt zu erfassen.

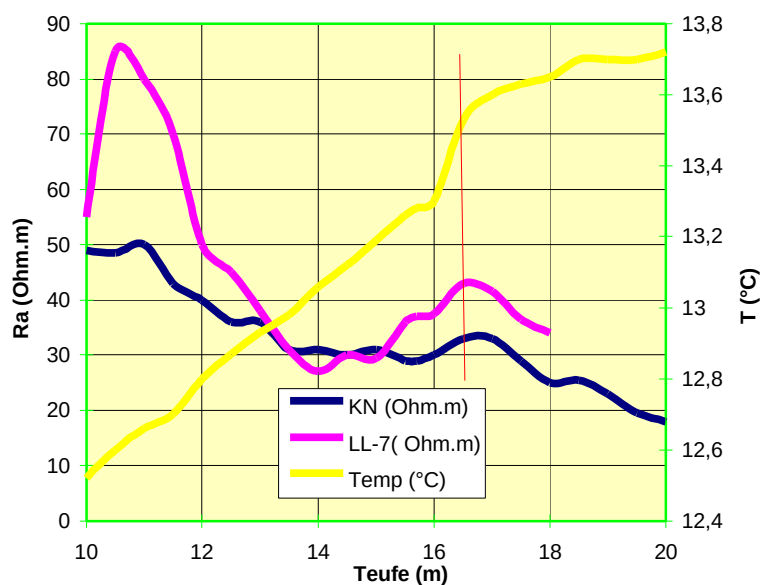


Abb. 4: SafBit 7 - Elektrik und faseroptisches Temperaturmeßsystem im Hinterrohrraum

In der Diskussion wird das sprunghafte Ansteigen der Leitfähigkeit oberhalb des Kohleflözes auch mit dem Eindringen von Prozeßwässern aus der industriellen Chlorchemie in den Untergrund erklärt (dichteabhängige Schichtung). Das gleichzeitige Auftreten von Temperaturanomalien könnte aber womöglich auch mit erhöhter Aktivität von Mikroorganismen begründet werden.

Die tomografischen Untersuchungen auf Basis direkter galvanischer Stromankopplung an den Untergrund waren durch die Universität Tübingen nur in der durch die Bohrungen SafBit 3 und 4 aufgespannten Ebene vorgenommen worden. Mit dem Verfahren Bohrlochradar (K-UTEC) wurden insgesamt 6 derartige Meßebenen vermessen und damit eine ungleich höhere Datenfülle erzeugt. Registriert

wurden hierbei die Ausbreitungsgeschwindigkeit der elektromagnetischen Wellen im Untergrund und ein komplexer, also frequenzabhängiger, elektrischer Widerstand. Prinzipiell lassen sich die Stratifizierungsverhältnisse im Untersuchungsraum bei dieser Datenfülle viel detaillierter abbilden. Für die Umsetzung der Meßwerte in petrophysikalische Größen - wie beispielsweise Porositätswerte - müssen noch Untersuchungen anlaufen. Auch für die Ausdeutung auf kontaminationsbezogene Fragestellungen ergibt sich noch ein weites Betätigungsfeld.

Literatur

- [1] R. MEINHOLD (1965): Geophysikalische Meßverfahren in Bohrungen, Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K.-G. Leipzig

3.9 Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen mit dem natürlichen Tracer Radon-222

J. DEHNERT, W. NESTLER

Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), Lehrbereich Geotechnik & Wasserwesen, PF 120701, 01008 Dresden

K. FREYER, H.-C. TREUTLER

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Analytik, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Die Erkundung und Sanierung eines Schadensfalles macht die Gewinnung einer großen Anzahl von teufenorientiert gewonnenen Grundwasserproben aus verschiedenen Grundwassermeßstellen notwendig. Dabei ist die richtige Abpumpzeit einer Meßstelle vor der Probennahme für die Repräsentanz der Grundwasserprobe maßgeblich. Wenn die Abpumpzeit zu kurz bemessen wurde, enthält die Grundwasserprobe Anteile von Standwasser aus der Meßstelle. Bei einer zu langen Abpumpzeit können Wasserkörper aus anderen Horizonten herangezogen werden und sich beimischen. Beides kann falsche Schadstoffkonzentrationen im Grundwasserleiter vortäuschen. Die Gewinnung repräsentativer Grundwasserproben nimmt eine Schlüsselrolle bei der Durchführung und Bewertung eines Sanierungsvorhabens ein. Hierzu kann das neu entwickelte Verfahren zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen auf der Basis der natürlichen Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers einen verlässlichen Beitrag leisten [1].

Bestimmung von Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen

Vor jeder Probennahme muß die zu beprobende Grundwassermeßstelle abgepumpt werden, bis das geförderte Wasser dem des umgebenden Grundwassers entspricht und nicht mehr durch die Meßstelle beeinflusst wird. Hierzu wurden von verschiedenen Gremien (DVWK, DVGW, LAWA, DIN) Regeln vorgeschlagen, die im Laufe der Zeit mehrfach modifiziert wurden [2, 3, 4, 5]. In der Praxis ist hauptsächlich die Konstanz der elektrischen Leitfähigkeit das allgemein anerkannte Kriterium für die Bestimmung des Zeitpunktes einer repräsentativen Probennahme. Diese Konstanz ist jedoch wegen ihrer Abhängigkeit von der ionaren Zusammensetzung des Wassers und den sehr komplexen, in einer Grundwassermeßstelle ablaufenden chemischen Prozessen unzuverlässig. Ihre Eignung beruht auf ihrer relativen Zuverlässigkeit und auf ihrer einfachen meßtechnischen und kostengünstigen Erfassung.

Radon-222 als neuer Leitkennwert

Im Zusammenhang mit der Diskussion über die repräsentative Grundwasserprobenahme wurde ein neues Verfahren entwickelt, bei dem die natürliche Radonaktivitätskonzentration des Grundwassers in Verbindung mit den üblichen Sofortparametern als neues, streng reproduzierbares Kriterium angewandt wird: Radon ist aufgrund seiner Halbwertszeit von 3,8 Tagen und seiner permanenten natürlichen Anwesenheit im Grundwasser ein idealer Leitkennwert zur Bestimmung des Standwasseranteils im Förderstrom einer Pumpe. Mißt man die Radonaktivitätskonzentration des abgepumpten Wassers, so beginnt diese je nach Pumpeneinbauort bei Null oder einem beliebigen Startwert und nähert sich entsprechend dem Mischungsverhältnis von Grund- und Standwasser einem Plateauwert. Unter Hinzuziehung eines beschaffenheitsabhängigen Leitkennwertes, z.B. der elektrischen Leitfähigkeit, kann anhand beider Kurven der Zeitpunkt für die repräsentative Probenahme sicher bestimmt werden. Dieses Vorgehen entspricht der Empfehlung des DVWK, insbesondere bei langfristigen Überwachungsprogrammen mit regelmäßiger Grundwasserbeprobung durch Pumpversuche und zusätzliche Kennwerte die Abpumpkriterien meßstellen- und stoffspezifisch eindeutig zu fixieren [2].

Bestimmung der optimalen Abpumpzeit

Grundwassermeßstelle SafBit 7/97: Die Pumpe wurde entsprechend der Empfehlung des DVWK [2] in einer Teufe von 18 m etwa 2 m über der Filteroberkante eingebaut. Deshalb enthielt bereits die erste Grundwasserprobe große Anteile an Grundwasser. Die Radonaktivitätskonzentration stieg von 1,8 Bq/l nach dreiminütigem Pumpen auf einen Plateauwert von 4,1 Bq/l. Die elektrische Leitfähigkeit erreichte ausgehend von 2990 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nach fünf Minuten einen Plateauwert von 3290 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Temperatur erreichte mit 14,5°C ihre Konstanz nach 3,3 min. Der pH-Wert benötigte 25 min bis zu einen Plateauwert von 6,5. Der pH-Wert wurde als Kriterium nicht herangezogen, weil die Meßwertunterschiede gering waren und die Ursachen dafür technischer Art sein können (z.B. kleine Druckschwankungen im Förderstrom der Pumpe). Außerdem fällt ein mit dem Zeitpunkt $t = 25$ min verbundenes Abpumpvolumen maßgeblich zu hoch aus. Zur Bestimmung der optimalen Abpumpzeit für die Meßstelle SafBit 7/97 wurden die Leitkennwerte Radonaktivitätskonzentration und elektrische Leitfähigkeit herangezogen. Die optimale Abpumpzeit ergab sich zu 5 min (Abb. 1).

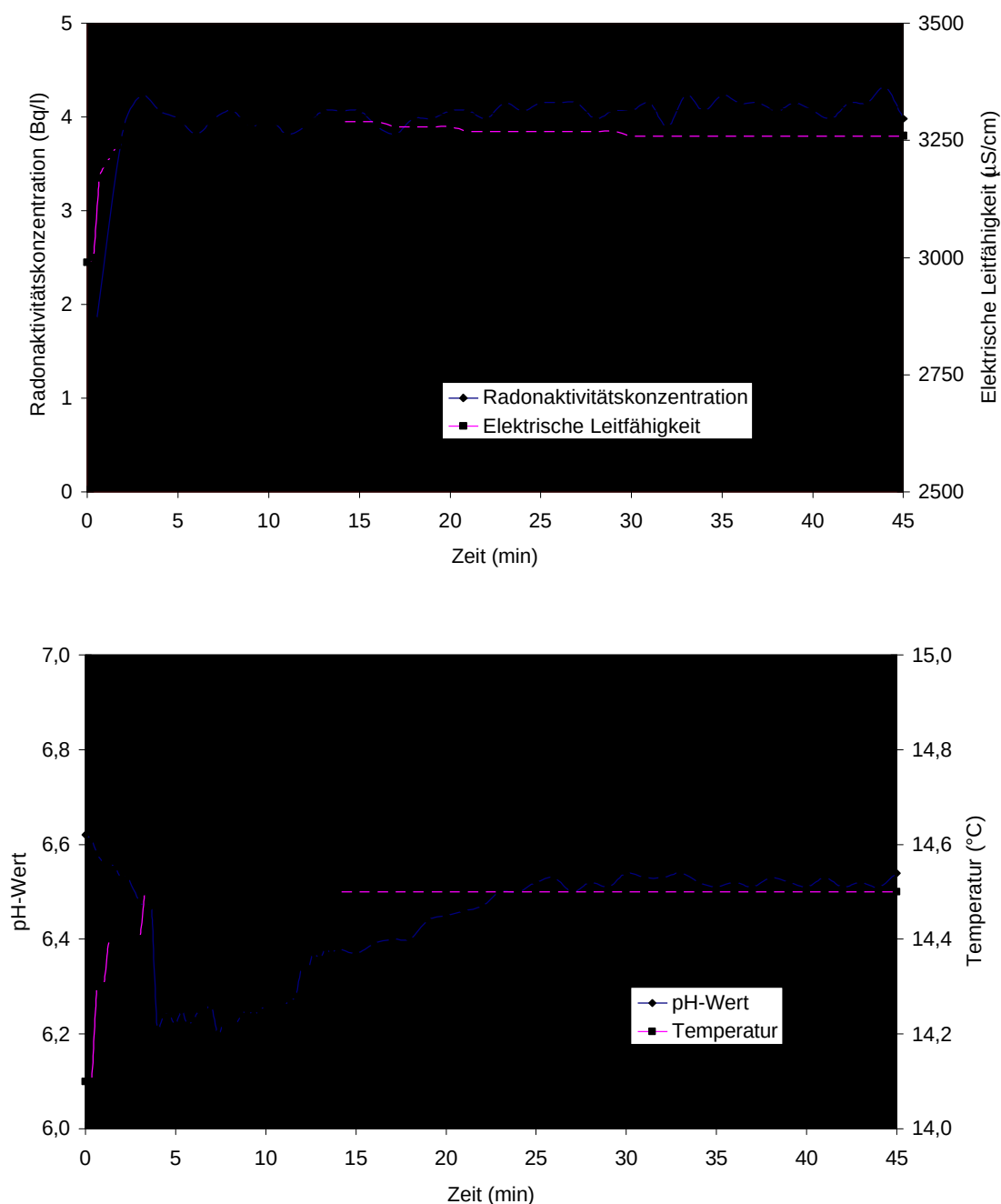


Abb. 1: Verlauf von Radonaktivitätskonzentration und elektrischer Leitfähigkeit (oben) sowie pH-Wert und Temperatur (unten) im Förderstrom der Pumpe während des Abpumpens der Meßstelle SafBit 7/97

Grundwassermeßstelle SafBit 8/97: In dieser Grundwassermeßstelle befanden sich aufgrund des geringen Durchmessers von 2" und der kleinen Standwassersäule nur 20 l Standwasser. Bei der gegenwärtigen Zeitauflösung bei der Bestimmung der Radonaktivitätskonzentration von 1 min konnte diese geringe Menge Standwasser nicht nachgewiesen werden. Die Radonaktivitätskonzentration ergab deshalb einen

einheitlichen Plateauwert von 5,6 Bq/l. Die elektrische Leitfähigkeit erreichte nach 2 min einen Plateauwert von 1741 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Auch an dieser Meßstelle benötigte der pH-Wert längere Zeit bis zum Erreichen des Plateauwerts (8 min) bei einer nur kleinen Meßwertabnahme. Zur Bestimmung der optimalen Abpumpzeit für die Meßstelle SafBit 8/97 wurde nur der Leitkennwert elektrische Leitfähigkeit herangezogen. Die optimale Abpumpzeit ergab sich zu 2 min.

Ergebnisse

Empfehlung für die repräsentative Probennahme:

	SafBit 7/97	SafBit 8/97
Pumpeneinbauort (m)	18 (2 m über OK Filter)	13 (2 m über OK Filter) oder wahlweise: 6 (1,5 m unter WS)
Förderleistung (m^3/h)	2,14	2,14
Abpumpzeit (min)	5	2
Abpumpvolumen (m^3)	0,178	0,071

Der Pumpeneinbauort an der Meßstelle SafBit 8/97 kann zwischen 1,5 m unter Wasserspiegel und 2 m über Filteroberkante frei gewählt werden. Die Menge des in der Meßstelle befindlichen Standwassers ist aufgrund des kleinen Durchmessers von 2" und der geringen Teufe vernachlässigbar.

Literatur

- [1] DEHNERT, J.; NESTLER, W.; FREYER, K.; TREUTLER, H. C.; NEITZEL, P. & WALTHER, W. (1997): Radon-222 - ein neuer Leitkennwert zur Bestimmung optimaler Abpumpzeiten von Grundwassermeßstellen.- *Grundwasser* 2 (1): 25-33.
- [2] DVWK-MERKBLÄTTER ZUR WASSERWIRTSCHAFT (1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermeßstellen.- H. 245, 13 S.; Hamburg, Berlin: Verlag Paul Parey.
- [3] DVGW-REGELWERK (1988): Bau und Betrieb von Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen.- DVGW-Merkblatt W 121, 19 S.; Eschborn.

- [4] DIN 38402 (1986): Teil 13, Probenahme aus Grundwasserleitern.- Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH, Beuth Verlag GmbH.
- [5] LAWA-GRUNDWASSERRICHTLINIE 3/93 (1993): Richtlinien für Beobachtung und Auswertung.- Teil 3-Grundwasserbeschaffenheit; Essen: Verlag Woeste Druck+Verlag.

3.10 Modellierung und Simulation von Teilprozessen des SAFIRA-Projektes

H. GEISTLINGER, G. CHRISTOPH

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Hallesche Straße 44, 06246 Bad Lauchstädt

R. LIEDL, G. TEUTSCH

Universität Tübingen, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Sigwartstraße 10, 72076 Tübingen

M. BORKERT

GFE-Geologische Forschung und Erkundung GmbH Halle, Köthener Straße 34, 06118 Halle

Einführung

Passive Sanierungsmaßnahmen, wie z.B. *in situ*-Reaktoren, stellen eine kostengünstige Alternative zu herkömmlichen Techniken dar (z. B. "pump and treat"). Ihre Effizienz hängt jedoch ganz wesentlich von der hydrogeologischen Situation (z. B. Transportgeschwindigkeit, Aquifermächtigkeit) sowie von der Art und von der Kombination der anzutreffenden Schadstoffe ab.

Ausgehend von einem typischen NAPL-Schadensfalls-Szenarios (siehe Abb.1), das prinzipiell auch auf die komplexe Grundwassekontamination im Raum Bitterfeld anwendbar ist, soll die Hydraulik und der reaktive Schadstofftransport vom 'hot spot' bis zum Reaktor modelliert werden. Wegen der Komplexheit des Problems wird man sinnvollerweise Teilmodelle für typische Prozesse und Aquifer-Ausschnitte untersuchen: z.B. Hydraulik: 2-Phasen-Transport in der Nähe des 'hot spots', mesoskalige 1-Phasen-Modellierung (Anschluß an das bestehende Großraummodell (siehe unten)); reaktiver Schadstofftransport im Reaktorumfeld, reaktiver Schadstofftransport und Kinetik von Abbauprozessen im technischen Reaktor. Die Teilmodelle werden -wenn möglich- durch Schnittstellen miteinander verbunden.

Ausgehend von diesen Grundüberlegungen setzen die an der Modellierung beteiligten Partner (Tübingen, UFZ, GFE) folgende, sich gegenseitig ergänzende Arbeitsschwerpunkte:

1. Teilprozesse im Aquifer-Reaktionsraum
2. Mesoskalige hydraulische Modellierung und reaktiver Schadstofftransport
3. Reaktiver Transport in technischen Reaktoren

Die Modellierung eines derart komplexen Sanierungsfalls läßt sich nur mit der Modellierung des 'Borden-site-field-experiment' [2] vergleichen (auch hier wurden sinnvoller Weise verschiedene Teilprozesse gesondert betrachtet (z.B. Hydraulik [3], 'Transport of organic solutes' [4], 'Fractal Scaling of Hydraulic Conductivity' [5])).

Ein Vorteil der SAFIRA-Modellierung ist es, daß ein umfangreicher Datensatz (hydraulische und chemische Daten sowie Daten zum mikrobiellen Abbau) zur Verfügung steht.

Teilprozesse im Aquifer-Reaktionsraum (H. GEISTLINGER)

Die relevanten Teilprozesse des Schadensfall-Szenarios vom 'hot spot' (z.B. GWM 19/91), wo die CKW zum Teil in Phase vorliegen, bis zum Reaktorstandort sind: Infiltration, Lösung, Adsorption, Desorption, Absorption und natürlicher mikrobieller Abbau. Ziel der Modellierung muß es sein, ein grundlegendes Verständnis dieser z.T. hochgradig nichtlinearen Prozesse zu erlangen (z.B. führt die Infiltration einer CKW-Phase in die gesättigte Zone schon im eindimensionalen Fall auf eine nichtlineare Integralgleichung (siehe Glg.(1)). Ferner muß die Modellierung für den jeweiligen Teilprozeß die charakteristische Zeitskala liefern, um eine Gefährdungsabschätzung durchführen zu können.

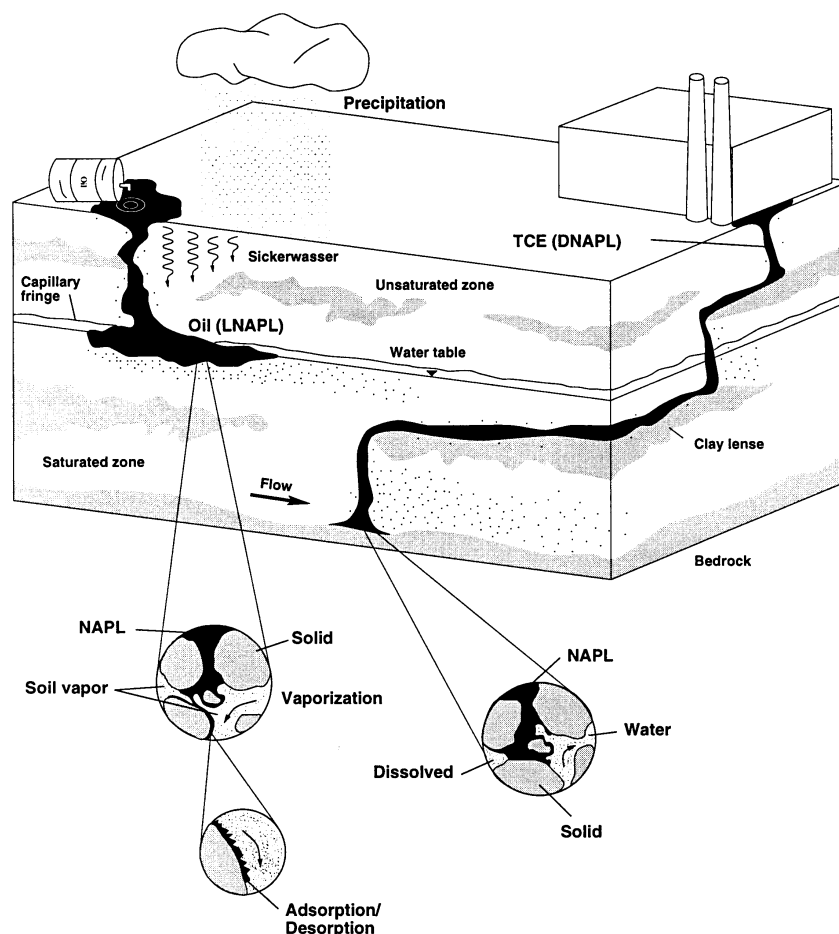


Abb.1: NAPL-Infiltration in die ungesättigte und gesättigte Zone nach Helmig [1] (D/L-NAPL=dense/light nonaqueous phase liquid).

Entsprechend einer Studie von SCHULZ-TERFLOTH und WALKOW [6], muß für die meisten Bitterfelder CKW, die in den 'hot spots' in Phase vorliegen, von einer DNAPL-Infiltration ausgegangen werden. In Tabelle 1 ist die Klassifizierung typischer aliphatischer und aromatischer SAFIRA-Kohlenwasserstoffe (KW) (siehe z.B. SafBit 2/96 [8]) angegeben. Interessant ist, daß diese bis auf 2 Ausnahmen dem typischen hydraulischen DNAPL-Szenario entsprechen: Akkumulation der DNAPL oberhalb des Aquitards (= Kohleschicht bzw. Kohleflöz) → hohe Konzentrationen der gelösten KW's oberhalb bzw. innerhalb des Aquitards (die höheren Konzentrationen der KW's im Aquitard deuten auf eine 'case-history' hin, wo wesentlich höhere Konzentrationen an der Oberfläche des Aquitards geherrscht haben müssen). Die Akkumulation von Benzen und Toluol oberhalb und innerhalb des Aquitards läßt sich hydraulisch nicht verstehen und ist vielleicht ein 'hydraulischer Indikator' für einen mikrobiellen Abbau von Chlorbenzen zu Benzen an der Kohle-Grenzschicht, wobei Toluol als mögliches Zwischenprodukt auftritt (siehe z.B. [9]).

Tabelle 1: Klassifizierung der NAPL für SfBit 2/96 [7]

Komponente (Kürzel)	ρ in g cm ⁻³ {t in °C}	NAPL-Klasse
Chlorbenzen	1.1058 {20}	DNAPL
1,2-Dichlorbenzen	1.3059 {20}	DNAPL
1,4 Dichlorbenzen	1.2475 {55}	DNAPL
Benzen (B)	0.8765 {20}	LNAPL
Toluol (T)	0.8669 {20}	LNAPL
Trichlorethen (TCE)	1.4642 {20}	DNAPL
1,2-trans-Dichlorethen	1.2565 {20}	DNAPL
1,2-cis-Dichlorethen	1.2837 {20}	DNAPL
1,1,2,2-Tetrachlorethan	1.5406 {20}	DNAPL

Das folgende Szenario mit den charakteristischen Teilprozessen (und den jeweiligen Zeitskalen), die den reaktiven Transport eines CKW's in Phase oder in gelöster Form bestimmen, ist denkbar:

- Infiltration der DNAPL-Phase in die ungesättigte Zone (3-Phasen-System)¹ und gesättigte Zone (2-Phasen-System)

¹ Die Anzahl der Phasen bezieht sich auf die fluiden Phasen.

- DNAPL akkumulieren oberhalb der Kohleschicht
- Phasentransfer der KW's und advektiver 1-Phasen-Transport oberhalb der Kohleschicht
- Adsorption und Absorption an bzw. durch die Kohleschicht → diffusiver Transport durch die Kohleschicht [10]
- verstärkter mikrobieller Abbau von Monochlorbenzen, 1,2-Dichlorbenzen und 1,4-Dichlorbenzen und Benzen an der Kohle-Grenzschicht (L. Wünsche et al. in [8])

Erste modelltheoretische Untersuchungen beschäftigen sich mit der hydraulischen Verdrängung einer Trichlorethen(TCE)-Phase im 'hot-spot' durch den Grundwasserstrom (Ausschnitt aus Abb. 1: 'saturated zone: flow through DNAPL-phase'). Die wesentliche Frage dabei ist: Wie lange benötigt die Grundwasserströmung für typische poröse Matrices (mittlerer Sand, $k_f = 10^{-4}$ m/s), um die TCE-Phase bis zur residualen Sättigung zu verdrängen? Das Beispiel TCE wurde gewählt, da es zum einen ein für SAFIRA typischer CKW ist (siehe Tabelle 1) und zum anderen eine umfangreiche experimentelle Literatur zur Hydraulik des Wasser- TCE-Systems existiert (siehe z.B. Zitate in [2]).

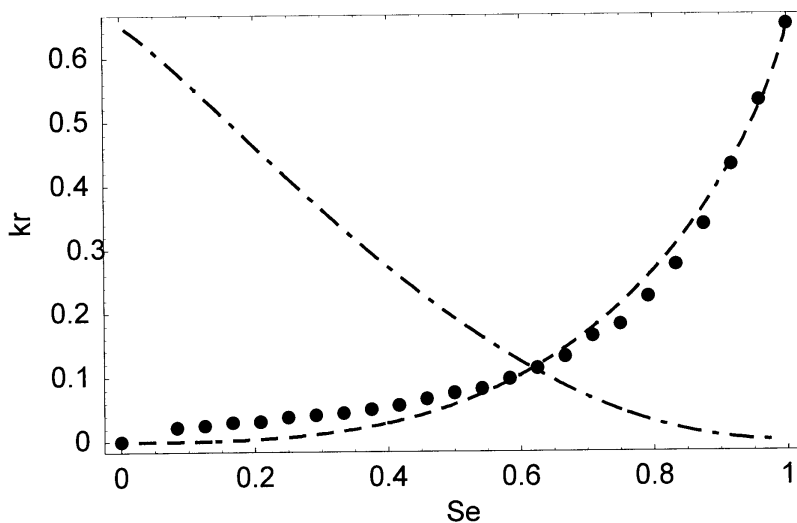


Abb. 2: Relative Permeabilitäten für das 2-Phasen-System 'Wasser-TCE': Vergleich zwischen der Parker-Parametrierung ($m = 0.8$, $k_{rw}(S_e)$ - gestrichelte Linie, $k_{rnw}(S_e)$ - Strich-Punkt-Linie, S_e - effektive Sättigung) und den experimentellen Werten (dicke Punkte) nach [11].

Zum Verständnis dieser nichtlinearen Prozesse scheint die Untersuchung eindimensionaler Modelle in einem ersten Schritt sinnvoll. Theoretische Grundlage ist

die von McWORTHER [12] abgeleitete nichtlineare Integralgleichung für die 'fractional-flow-function' $F(S)$:

$$F(S) = 1 - \left[\int_S^1 db \frac{(b-S)}{F(b) - f_n(b)} \right] \cdot \left[\int_0^1 dS \frac{S \cdot D_n(S)}{F(S) - f_n(S)} \right]^{-1}, \quad (1)$$

wobei als unabhängige Variable die normierte Sättigung dient: $S = (S_w - S_i)/(S_0 - S_i)$ ($S_w(x,t)$ - Wassersättigung, Randbedingung: $S_0 \equiv S_w(x = 0, t)$, Anfangsbedingung: $S_i \equiv S_w(x, t = 0)$; x - Strömungsrichtung).

Die hydraulischen Eigenschaften des 3-Phasen-Systems 'poröse Matrix-Fluid1-Fluid2' sind durch die Funktionen

$$f_n(S) = g_1(k_{rw}(S), k_{rnw}(S), m_w, m_{nw}), \quad (2a)$$

$$D_n(S) = g_2(p_c(S), k_{rw}(S), k_{rnw}(S), m_w, m_{nw}) \quad (2b)$$

bestimmt, wobei p_c den Kapillardruck, k_r die relative Permabilität und μ die Viskosität bezeichnet; der Index 'w' bzw. 'nw' steht für die 'wetting phase' (Wasser) und die 'non-wetting phase' (TCE). Mit Hilfe einer Parker-Parametrisierung ($m = 0.8$) wurden die hydraulische Funktionen an die experimentellen Kurven von LIN et al. [11] angepaßt (siehe Abb.2).

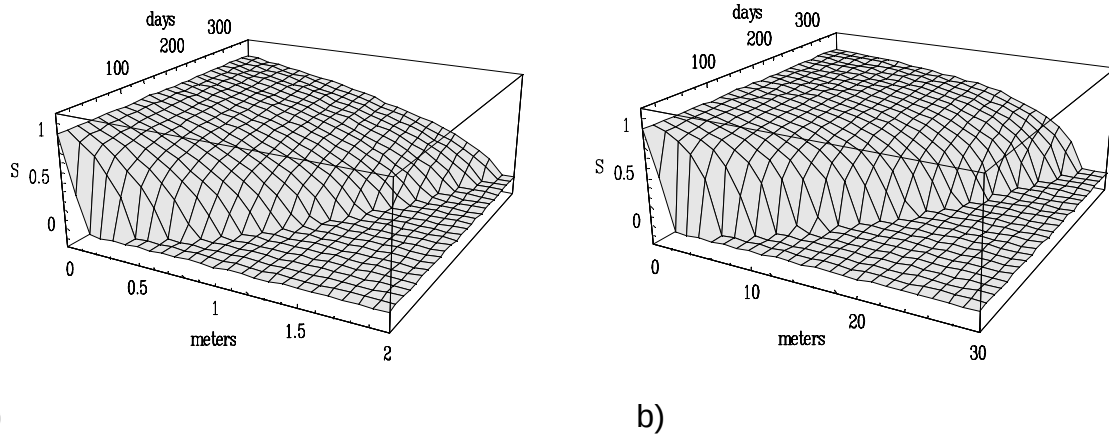


Abb. 3 Eindringen einer Wasserphase in eine TCE-gesättigte poröse Matrix (mittlerer Sand). Dargestellt ist die normierte Sättigung für 2 unterschiedliche Randbedingungen a) $S_0 = 0.4$ und b) $S_0 = 0.8$ in Abhängigkeit vom Ort x (in m; x -Strömungsrichtung) und der Zeit t (in Tagen).

In Abb. 3a) und 3b) ist das Eindringen einer Wasserfront in eine TCE-gesättigte Matrix (Porösität = 0.35, $k_f = 10^{-4}$ m/s) für 2 unterschiedliche Randbedingungen $S_0 = 0.4$ bzw. $S_0 = 0.8$ dargestellt. Bei einem oberflächlichen 'linearen Verständnis' würde

man bei einer Verdopplung der Anfangssättigung S_0 eine Verdopplung der Eindringtiefe vermuten. Wie aus Abb. 3 zu ersehen ist die Wasserfront nach 1 Jahr für $S_0 = 0.4$ 2m in die TCE-gesättigte Matrix eingedrungen, während für $S_0 = 0.8$ die Eindringtiefe ca. 28m beträgt, d.h. ein Faktor 14! Dieses einfache Beispiel zeigt anschaulich, daß der nichtlineare Prozeß der DNAPL-Verdrängung nur mit Hilfe von Modellen zu verstehen ist.

Die Übertragung der 1D-Untersuchungen auf eine 3D-Geometrie ist entsprechend der in [13] vorgeschlagenen Theorie geplant.

Mesoskalige hydraulische Modellierung und reaktiver Schadstofftransport

(G. CHRISTOPH)

Notwendige Voraussetzung für reale Reaktorsimulationen ist die Kenntnis der raumzeitlichen Abhängigkeit der Schadstoffkonzentrationen in Reaktornähe. Es ist klar, daß aufgrund der ungenügenden Kenntnis der Anfangs- und Randbedingungen nur Abschätzungen über die zu erwartende Schadstoffentwicklung (dies schließt die Identifizierung von möglichen potentiellen Schadstoffquellen, z.B. kontaminiertes Kohleflöz, mit ein) mit Hilfe von Modellen möglich sind.

Die Modellierung der mesoskaligen Hydraulik (Reaktorumfeld) und des reaktiven Transports im Reaktorumfeld (bisheriges Fenster: 30 m x 30 m; Raster: 0.5 m x 0.5 m) erfolgte mit Hilfe des Programms FEFLOW [14]. Die Randbedingungen für dieses feinmaschige Fenster werden durch eine mesoskalige, grobmaschigere Modellierung in einem Geländeausschnitt von 4 km x 5 km (voraussichtliche Koordinaten: links unten (45^{19} , 57^{18}), rechts oben (45^{24} , 57^{22})) geliefert (externer Partner: M. Borkert, GFE). Es ist geplant, letztere an das bestehende Grundwasser-Großraummodell [15] für Bitterfeld anzukoppeln.

Es muß betont werden, daß aufgrund der geringen hydraulischen Gradienten (einige Zentimeter Wassersäule pro 100 m) das hydraulische Verhalten des Reaktorumfeldes auf Störungen (Bau einer Pilotanlage, Wasserhaltungsmaßnahmen; Infiltration durch den Strengbach; die für 1999 geplante Flutung der Goitsche) empfindlich reagiert und folglich eine prognostische Szenario-Modellierung von Fluß und Schadstofftransport in Reaktornähe unbedingt notwendig ist.

Bei den Voruntersuchungen anderer am Projekt SAFIRA beteiligter Arbeitsgruppen [8] hat sich gezeigt, daß die unter dem Quartär liegende Kohle erhebliche Schadstoffkonzentrationen enthält, die in der Lage sind, bei ungünstigen Strömungs-, Desorptions-, Diffusions-, Dispersions- und Reaktionssituationen den Schadstoffinhalt, der bisher im GWL 110 vorgefunden wird, weiter zu erhöhen. Als Folge könnte der für den Reaktor konstruktiv zugrunde gelegte Schadstoffeintrag überschritten werden.

In ersten FEFLOW-Simulationen wurde unter vereinfachten 'worst-case'-Annahmen der Einfluß der obengenannten Effekte hinsichtlich einer Schadstoffhöhung im Reaktorumfeld berechnet. Erste Schlußfolgerungen bzgl. einer Standortwahl wurden diskutiert.

Auf der Grundlage von 2D-vertikal-ebenen Computersimulationen und analytischen sowie numerischen Untersuchungen zur Desorptionskinetik wurden die folgenden Ergebnisse erhalten:

- Unter der Annahme, daß in den nächsten 5 Jahren die hydraulische Situation stabil bleibt, stellt das Braunkohlenflöz keine Gefahr für eine Konzentrationserhöhung des Quartärs und damit des Reaktoreintrags dar.
- Erst wenn sich die hydraulische Situation in dem Sinne ändert, daß das hydraulische Potential des GWL 500 größer als das Potential im GWL 110 wird, können Desorptionsprozesse der Kohleschicht von Bedeutung für eine Konzentrationserhöhung im Quartär werden.
- Aus den Untersuchungen folgt, daß der Reaktorstandort bzgl. der Beeinflußbarkeit durch das Kohleflöz relativ unempfindlich ist, sofern der Fuß nicht direkt auf einem Tonfenster aufsitzt und die Gatehöhe einige Meter überschreitet.

Reaktiver Transport in technischen Reaktoren (G. TEUTSCH, R. LIEDL)

Vorrangige Aufgabe der Modellierung technischer Reaktoren ist die Beurteilung der Effizienz von Sanierungsstrategien für den geplanten *in situ*-Sanierungsreaktor unter Berücksichtigung der hydrogeologischen Gegebenheiten am Modellstandort Bitterfeld. Schwerpunkte sind hierbei zum einen die Schadstoffsorption an Aktivkohle unter Berücksichtigung von kolloidgestütztem Transport, mikrobiellem Abbau bzw. Reduktion durch Fe^0 und zum anderen die Hydrodehalogenierung chlorierter Kohlenwasserstoffe mittels Zeolith-Katalysatoren. Hierzu wird der reaktive Transport standortspezifischer Schadstoffe durch den geplanten Sanierungsreaktor bzw. seine Komponenten modelliert. Mit Hilfe der Modellergebnisse können sowohl das Design des Reaktorbauwerks (z. B. Anordnung und Abmessungen) als auch der Ablauf von Sanierungsmaßnahmen (z. B. Pumpstrategien) bereits vorab prognostiziert werden. Insbesondere soll durch entsprechende Computersimulationen untersucht werden, in welchem Maße sich Sanierungszeiten durch eine Kombination verschiedener Verfahren (z. B. mikrobiologischer Abbau und Sorption von Schadstoffen im Aktivkohlereaktor) verringern.

Bisherige Ergebnisse

Um das Design von Aktivkohlereaktoren zu unterstützen, wurde für relevante Schadstoffe die Verweilzeiten in einer Aktivkohlewand bestimmt werden. Für die Simulationen wurden die in [16] zusammengestellten Isothermen für die Sorption an die Aktivkohle F300 (Fa. Chemviron) herangezogen. Als weitere Kenndaten der Aktivkohle wurden gewählt: Feststoffdichte 1.9 kg/l, Makro-Porosität des Aktivkohlereaktors 0.5, Intrapartikelporosität 0.4, Partikeldurchmesser 2 mm. Ferner wurden Wanddicke (1 m) und Abstandsgeschwindigkeit ($2 \cdot 10^{-5}$ m/s bzw. 1.73 m/d) als gegeben angenommen.

In Tabelle 2 sind die Durchbruchzeiten verschiedener Schadstoffe (kritische Konzentration: 0,1 mg/l) zusammengestellt. Der Berechnung der Durchbruchzeiten mittels SMART² liegt ein Diffusionsansatz zur Beschreibung der Schadstoffaufnahme durch die Mikroporen der Aktivkohlepartikel zugrunde. Sensitivitätsanalysen ergaben, daß diese diffusionsgesteuerte Sorptionskinetik bei F300 nur einen untergeordneten Einfluß auf die Form der Durchbruchkurven besitzt. Die Durchbruchzeiten können daher (näherungsweise) linear auf andere hydraulische Vorgaben umgerechnet werden.

Tabelle 2: Durchbruchzeiten

Schadstoffkomponente	Zeit bis Durchbruch [Jahre] bei einer Eintragskonzentration [% der Wasserlöslichkeit] von		
	1%	10%	100%
1,1,2-Trichlorethan	3,4	1,1	0,4
1,1,2,2-Tetrachlorethan	1,9	0,3	0,1
1,2-trans-Dichlorethen	2,1	0,6	0,2
Trichlorethen	19,6	7,9	3,1
Tetrachlorethen	76,3	27,1	9,5
Benzen	5,9	1,7	0,5
Toluen	19,2	5,0	1,2
1,4-Dimethylbenzen	96,1	14,4	2,0
Chlorbenzen	159,4	155,1	151,0
1,2-Dichlorbenzen	183,6	48,7	12,6
1,4-Dichlorbenzen	248,3	72,4	20,8

² Stromröhren-Modell für Advektiven und Reaktiven Transport.

Wie die Ergebnisse zeigen, führt die Schadstoffsorption an bzw. in der Aktivkohle für den Großteil der Schadstoffkomponenten zu Verweilzeiten in der Wand von mehreren Jahren. Die Verweilzeiten hängen jedoch infolge der für die Mehrzahl der Komponenten nichtlinearen Isothermen (FREUNDLICH-Isothermen), mit deren Hilfe die Schadstoffsorption in den Mikroporen der Aktivkohle beschrieben wird, stark von der Eintragskonzentration am oberstromigen Rand der Wand ab.

Nicht in die Berechnungen mit aufgenommen wurden: eine ggf. konkurrierende Sorption der verschiedenen Schadstoffkomponenten, eine Transportvermittlung durch Trübstoffe sowie eine limitierte Sorptionskapazität der Aktivkohle. Diese Prozesse sollen im Modell erst berücksichtigt werden, wenn entsprechende Erkenntnisse aus Laborversuchen vorliegen.

Die Ergebnisse zeigen, daß für die untersuchten hydraulischen Gegebenheiten mit Unterschieden in den Durchbruchzeiten von einigen Monaten (z. B. 1,1,2,2-Tetrachlorethan) bis zu mehreren Jahrzehnten (z. B. 1,4-Dimethylbenzen) zu rechnen ist.

Geplante Untersuchungen

Die Modellierung des reaktiven Stofftransports in Grundwasserleitern wird gegenwärtig intensiv vorangetrieben. Dies gilt insbesondere für kinetische Sorptionsprozesse (z. B. [17,18,19]), wie sie in Aktivkohlereaktoren auftreten. Forschungsgegenstand ist ebenso die Simulation des mikrobiellen Abbaus von Stoffen im Grundwasser (z. B. [19,20,21]). Eine Modellierung der Hydrodehalogenierung chlorierter Kohlenwasserstoffe mittels Zeolith-Katalysatoren wurde nach Kenntnis des Antragstellers bislang noch nicht unternommen. Ausbaufähige Ansätze hierzu finden sich bei Levenspiel [19].

Die geplante Simulation des Schadstofftransports im Reaktor soll unter Verwendung des Mehrkomponenten-Modells SMART erfolgen, welches am Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Tübingen entwickelt wurde. Hierzu sind Erweiterungen dieses Modellwerkzeugs hinsichtlich der reaktiven Prozesse beim kolloidgestützten Stofftransport, beim mikrobiellen Abbau, bei der Reduktion durch nullwertiges Eisen und für die Zeolith-Katalysatoren erforderlich.

Offenbar sind in der Literatur diese gekoppelten Prozesse in einem Aktivkohlereaktor (kinetische Sorption und mikrobieller Abbau bzw. Reduktion durch nullwertiges Eisen) bislang nicht untersucht worden.

Literatur

- [1] HELMIG, R. (1997): Multiphase Flow and Transport Processes in the Subsurface, Springer-Verlag, Berlin.
- [2] FETTER, C.W. (1990): Contaminant Hydrogeology, Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- [3] FRIND, E.O. & MATANGA, G.B. (1985): The dual formulation of flow for contaminant transport modeling, Water Resour. Res. 21, 159-169.
- [4] MACKAY, M. D., FREYBERG, D. L., ROBERTS, P. V. & CHERRY, J. A. (1986): A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer, 1. Approach and overview of a plume movement, Water Resour. Res. 22, 2017-29
- [5] NEUMANN, S. P. (1990): Universal Scaling of Hydraulic Conductivities and Dispersivities in Geologic Media, Water Resour. Res., 26, 1749-1758.
- [6] SCHULZ-TERFLOTH, G. & WALKOW, F. (1996): Maßnahmen zur Sanierung des Grundwassers unter Berücksichtigung der bergbaulichen Situation im Großprojekt Bitterfeld-Wolfen, in: H.-P. LÜHR (Hrsg.) : Grundwassersanierung 1996, IWS Schriftenreihe, 27, 307-320, Berlin, Erich Schmidt-Verlag.
- [7] CRC Handbook of Chemistry and Physics, 78th Edition, CRC-Press, New York (1997).
- [8] DAUS, B., TEUTSCH, G. & WEIß, H. (Hrsg.) (1997): SAFIRA-Bericht zur standortspezifischen Machbarkeitsstudie am Modellstandort Bitterfeld.- Bericht zum 1. Statusseminar am 7.Juni 1997; Leipzig.
- [9] FOX, M. A. & WHITESELL, J. K. (1994): Organische Chemie, S. 411, Kap. 11 Substitution an Aromaten, Spektrum Akademie-Verlag, Berlin.
- [10] DERMETZEL, J., KOWSKI, P., LAZIK, D. & GLÄSER, W.: (1997): The Impact of Lignite on the Transport of Contaminants in the Groundwater Aquifer System of the Bitterfeld Region, Proceedings of the Internat. Symposium GEOENV 97, Istanbul, Sept. 1997.
- [11] LIN, C., PINDER, G.F. & WOOD, E.F. (1982): Water Resour. Program Report 83-WR-2, Princeton, N.J., Princeton University.
- [12] McWHORTER, D.B. & SUNADA, D.K. (1990): Exact Integral Solutions for Two-Phase Flow, Water Resour. Res., 26, 399-413.
- [13] FRIND, E. O., MOLSON, J. W., SCHIRMER, M. & GUIGUER, N. (1997): Dissolution and Mass Transfer of Multiple Organics under Field Conditions: The Borden Emplaced Source, Water Resour. Res., to be published.

-
- [14] DIERSCH, H.-J.G.(1995): FEFLOW - Physikalische Modellgrundlagen, IWU-Tagungsberichte Fachtagung 'Grafikgestützte Grundwassermodellierung', 7-53, Magdeburg.
- [15] GROßMANN & Partner / GICON / IWS (1994): Sanierungsrahmenkonzept für das Großprojekt Bitterfeld-Wolfen, Ministerium für Arbeit, Soziales und Gesundheit des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg (unveröffentlicht).
- [16] SONTHEIMER, H., FRICK, B. R., FETTIG, J., HÖRNER, G., HUBELE, C. & ZIMMER, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung, Forschungsbericht, Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe
- [17] FRIEDLY, J. C. & RUBIN, J.(1992): Solute transport with multiple equilibrium-controlled or kinetically controlled chemical reactions, Water Resour. Res. 28, 1935-1953.
- [18] HAGGERTY, R. & GORELICK, S. M. (1995): Multiple-rate mass transfer for modeling diffusion and surface reactions in media with pore-scale heterogeneity, Water Resour. Res. 31, 2383-2400.
- [18] LEVENSPIEL, O. (1996): The chemical reactor omnibook, OSU Book Stores Inc., Corvallis
- [19] SCHÄFER, D., SCHÄFER, W. & KINZELBACH, W. (1997): Simulation of reactive processes related to bio-degradation in aquifers. 1. Structure of the 3D reactive transport model, J. Cont. Hydrol., accepted for publication.
- [20] SCHÄFER, D., SCHÄFER, W. & KINZELBACH, W. (1997): Simulation of reactive processes related to bio-degradation in aquifers. 2. Model application to a column study on organic carbon degradation, J. Cont. Hydrol., accepted for publication.
- [21] ZYSSET, A., STAUFFER, F. & DRACOS, T. (1994): Modeling of reactive groundwater transport governed by biodegradation, Water Resour. Res. 30, 2423-2434.

4 CHEMISCHE ANALYTIK UND ISOTOPENMESSUNGEN

Ziel der Analytik war eine umfassende Charakterisierung des Schadstoffgemisches sowohl in den Grundwasserproben als auch in der Aquifermatrix. Neben der Analyse der zu behandelnden organischen Schadstoffe interessierte ebenso eine breite Erfassung der anorganischen Bestandteile, um deren Einfluß für mögliche Sanierungsmethoden abschätzen zu können. Ein weiterer Schwerpunkt war die Entwicklung und Testung von Methoden zur schnellen Vor-Ort-Analytik und die Bestimmung der Altersstruktur der Wässer mittels Isotopenmessungen. Diese Arbeiten wurden ausschließlich von der Sektion Analytik und der Sektion Hydrogeologie des UFZ durchgeführt.

Aufbauend auf Arbeiten zur Erkundung von Kohlenwasserstofflagerstätten mit Hilfe radiometrischer Verfahren wurden die Hypothese überprüft, daß damit auch großflächige Kontaminationen des Grundwassers nachweisbar sein müßten. Eine erste Versuchsreihe im Umfeld des Modellstandortes sollte den Zusammenhang zwischen Radon in der Bodenluft und der Kohlenwasserstoffkontaminationen des Grundwassers prüfen. Die Arbeiten wurden von der Firma GGD in Zusammenarbeit mit der Sektion Analytik des UFZ durchgeführt.

4.1 Organische Analytik

P. POPP, M. MÖDER

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Analytik, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Wasserproben

Zur Charakterisierung der organischen Belastung des Grundwassers an den verschiedenen Pegeln wurden zahlreiche Proben aus unterschiedlichen Pegeln untersucht.

Dabei wurden als „Hauptkomponenten“ der organischen Verunreinigung Chlorbenzenen, 1,2-Dichlorbenzenen, 1,4-Dichlorbenzenen, Benzen, Trichlorethen sowie cis-1,2-Dichlorethen und trans-1,2-Dichlorethen gefunden. Durch ein massenspektrometrisches Screening wurden weitere Substanzen erfaßt. In Tabelle B im Anhang sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengefaßt.

Sowohl im oberen als auch im unteren Grundwasserleiter wurden hohe organische Schadstoffbelastungen mit halogenierten Kohlenwasserstoffen festgestellt, die sich qualitativ und quantitativ deutlich voneinander unterscheiden. Im unteren Grundwasserleiter dominieren die aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffe (trans-1,2-DCE, cis-1,2-DCE und TCE) während der Hauptkontaminant im oberen Aquifer das Chlorbenzen ist. Bei der teufenorientierten Probenahme (SafBit 10/97 bis 14/97; jeweils nur 1 m Filterstrecke in unterschiedlichen Teufen) fiel eine starke Schichtung der Kontamination auf. Die Probe aus 7 - 8 m Teufe (SafBit 10/97) enthielt nur sehr geringe Mengen an Schadstoffen. Im Gegensatz dazu, wurden in den Proben aus den Teufen zwischen 16 und 20 m vor allem hohe Chlorbenzengehalte (8 - 51 mg/l), aber auch beträchtliche Konzentrationen der Dichlorbenzene (bis 1 mg/l), analysiert. Beachtenswert ist auch die Probe aus dem Pegel SafBit 13/97, dessen Filterstrecke mit Teufen zwischen 23 und 24 m in der Kohleschicht positioniert ist. In dieser Probe wurden auffällig hohe Gehalte der aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffe gefunden.

Feststoffproben der Bohrkern

Neben den Wasserproben wurde Material aus Bohrkernen untersucht. Es erfolgte die Analyse der Hexanextrakte von Kernproben der Bohrungen

SafBit 1/96 (0-18 m, 18-19 m, 19-20 m, 20-21 m, 21-22 m, 22-23 m)

SafBit 2/96 (19-19,5 m, 20-20,8 m, 21-21,6 m, 22-22,6 m, 23-23,6 m)

SafBit 3/97 (22-23 m)

SafBit 4/97 (22-23 m)

SafBit 5/97 (22-23 m)

SafBit 6/97 (22,5 m, 23,5 m)

SafBit 13/97 (21 m)

Die Ergebnisse sind in Tabelle C im Anhang dargestellt. Nach der sehr detaillierten Untersuchung der Proben der ersten beiden Bohrungen erfolgte eine Beschränkung auf den Bereich zwischen ca. 20 und 23 m Teufe (Bereiche der Kohle und unmittelbar darüber), da die Feststoffproben der kiesigen und sandigen Bereiche kaum eluierbare Schadstoffe aufwiesen. Die hohe Belastung mit aromatischen Chlorkohlenwasserstoffen ist offensichtlich in Teufen zwischen 20 und 23 m (bis ca. 74 mg/kg) am höchsten und nimmt dann in tieferen Bereichen wieder ab.

Zur Unterstützung dieser Aussage wurden die Kernproben der Bohrung SafBit 2/96 einem Headspace-Screening über das gesamte Profil von 0 - 48,5 m hinweg unterzogen. Relative Empfindlichkeiten, die der Konzentration der Substanzen in der Probe proportional sind, sind in Abb. 1 zusammengestellt.

Auffallend ist, daß die aliphatischen Halogenkohlenwasserstoffe und Benzen vor allem in den Schichtungen von 19,5 m bis 24,5 m auftreten, während Chlorbenzen und die Dichlorbenzene in höheren Konzentrationen in den Schichten zwischen 12 m und 22,65 m zu finden sind. Hauptkomponenten sind trans-1,2-Dichlorethen, cis-1,2-Dichlorethen, Chlorbenzen, Trichlorethen und Benzen. Massenspektrometrisch wurden darüber hinaus Brombenzen und Perchlorethen identifiziert.

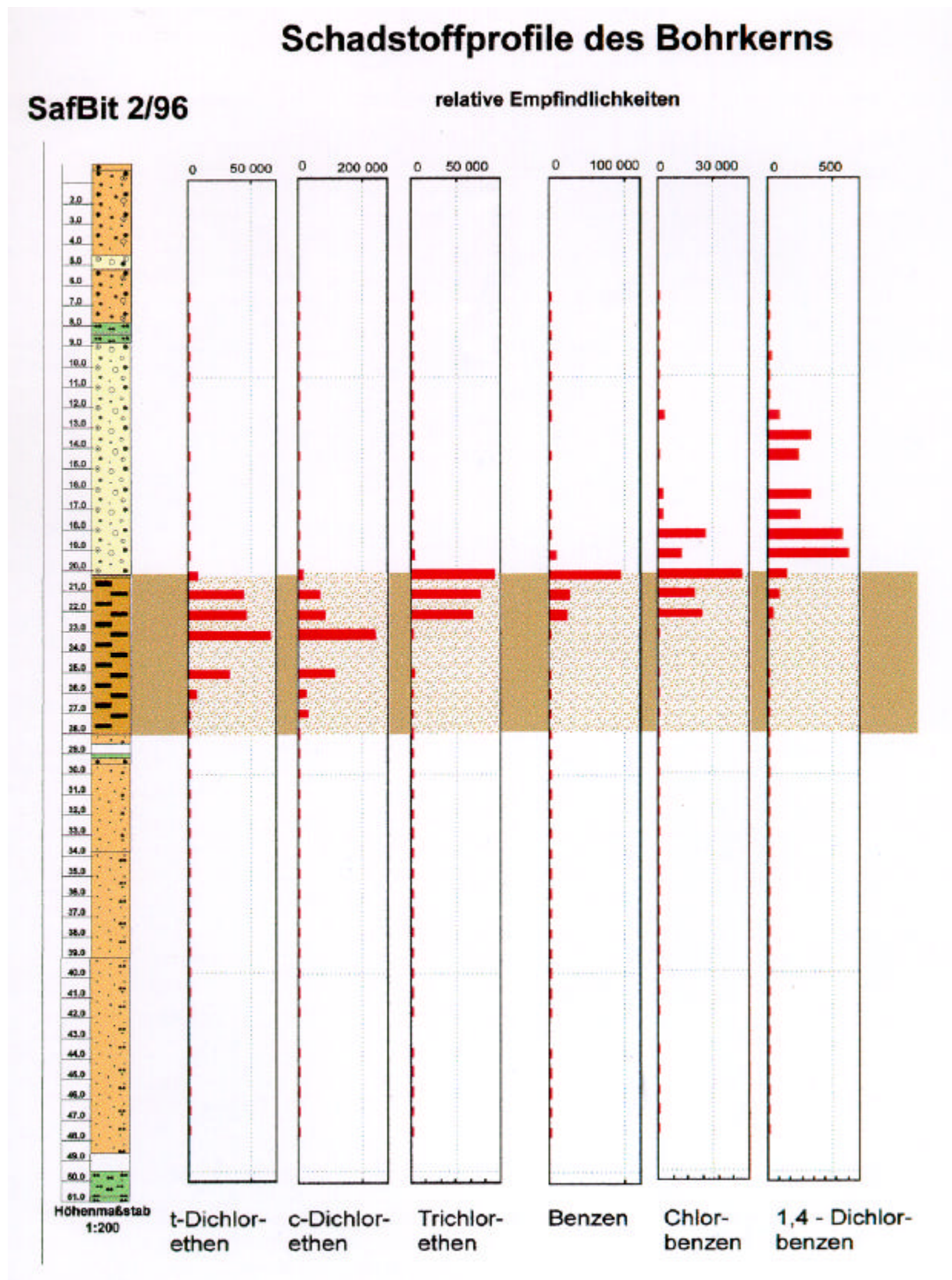


Abb. 1: Schadstoffverteilung in der Feststoffmatrix (relative Empfindlichkeiten)

4.2 Anorganische Analytik

R. WENNRICH, J. MATTUSCH

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Analytik, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Grundwasserproben aus verschiedenen Bohrungen und Teufen sowie wäßrige Eluate aus Bohrkernmaterialien wurden hinsichtlich ihrer anorganischen Bestandteile charakterisiert.

Die Grundwasserproben wurden mit folgenden Methoden auf Anionen und Kationen bzw. Gesamtgehalte von Elementen analysiert:

AAS: Cd, Pb (Graphitrohr AAS; SIMAA 6000)

As, Se (Hydridtechnik gekoppelt mit Graphitrohr AAS)

Hg (Kaltdampftechnik (FIMS))

Flammen-AES: Na

ICP-AES: Al, Fe, B, Ba, Ca, Cu, Mg, Mn, K, Ni, P, S, Zn

Ionenchromatographie: Cl^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , Br^-

Die pH-Werte in den verschiedenen Wasserproben differieren zwischen 6,7 und 8,1. Die Ergebnisse (Tabelle D und E im Anhang) zeigen keine Belastung mit Schwermetallen. Es wurden jedoch z.T. sehr hohe Konzentrationen an Chlorid (bis 1260 mg/l) und Sulfat (bis 1817 mg/l) gefunden, was die hohen Leitfähigkeitswerte erklärt.

Bei den teufenorientiert entnommenen Proben der Bohrungen SafBit 10/97 - 14/97 fällt auf, daß in den Bereichen hoher organischer Belastung (siehe Kapitel 4.1) kein Nitrat gefunden wird. Außerdem unterscheiden sich die Proben deutlich in den Gehalten hinsichtlich der Chloridkonzentrationen mit Konzentrationen zwischen 65 und 376 mg/l. Die hohen Cl^- -Konzentrationen (1,2 g/l) in der Mischproben aus der Bohrung SafBit 2 (Bohrung bis zum Rupelton), unabhängig von der Entnahmetiefe, sind bemerkenswert. Diese Wässer sind auch durch gleichmäßig hohe Konzentrationen an Sulfat (740 mg/l) und Bromid (4,3 - 4,9 mg/l) gekennzeichnet.

Die Bestimmung der Kationen bzw. Gesamtgehalte an Metallen ist wiederum durch probenspezifische Differenzen gekennzeichnet. Auffällig ist, daß die Wässer aus SafBit 2, d.h. aus dem unteren Grundwasserleiter, sich auch hinsichtlich dieser Parameter beträchtlich von allen anderen Proben unterscheiden. Die SafBit 2-Proben (tertiärer Aquifer) weisen verglichen mit allen anderen Proben hohe Natriumgehalte (250 mg/l) geringe Konzentrationen an Bor (0,2 mg/l) und stark erhöhte Ca (600 mg/l), Fe (2,5 - 3,5 mg/l) und Mn (2 mg/l) Werte auf. Die Gehalte an toxischen

Schwermetallen sind allgemein gering. Kupfer und Blei waren in keiner der Proben in relevanten Mengen vorhanden und meist nicht nachweisbar.

Für die Charakterisierung der Feststoffproben unterschiedlicher Tiefe wurde die Elution mit Wasser (DIN 38414, Teil S 4) gewählt. Die Probenaufbereitung erfolgte durch die Abt. Vor-Ort-Analytik der Sektion Analytik (UFZ). Für die Analytik wurden die oben beschriebenen Methoden (AAS, ICP-AES, Ionenchromatographie) eingesetzt.

Ein deutliches Ergebnis ist, daß die Bodeneluate sehr geringe Konzentrationen an Schwermetallen aufweisen. Aluminium (0,5 bis 5 mg/l) und Eisen (<3 mg/l) sind in allen Eluaten zwar meßbar, aber nicht ungewöhnlich hoch. Die Hauptkomponenten Ca und Mg sind in den Bohrkernen der Sondierungsbohrungen BS 1/97 und BS 2/97 in den oberflächennahen Regionen verstärkt zu registrieren, während in BS 3/97 in Bereich >11 m festgestellt wurde. Letzteres geht konform mit dem Verlauf von Sulfat. Basierend auf den Ergebnissen wurden bei der folgenden Serie SafBit 1/96 und SafBit 2/96 nur die Metalle in den Eluaten analysiert (ICP-AES, AAS). Es zeigten sich wiederum keine erhöhten Konzentrationen für die wegen ihrer Toxizität relevanten Elemente.

4.3 Möglichkeiten der Vor-Ort-Analytik am Modellstandort

J. FLACHOWSKY, P. FIEDLER, A. FREIBERG, A. RÄMMLER

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Analytik, Permoserstraße 15, 04318

Leipzig

Ansatzpunkt der Meßkonzeption war die Suche nach geeigneten, schnellen und kostengünstigen Verfahren zur analytischen Vor-Ort-Bewertung des Belastungszustandes und der durch Sanierungsmaßnahmen erzeugten Veränderungen im Aquifer. Ausgangspunkt waren dabei die orientierenden Messungen in den nieder-gebrachten Bohrungen bezüglich Schadstoff-Fracht und Konzentration.

Da das interessante Schadstoffspektrum im wesentlichen (Gehalte) aus einigen Chloraliphaten und -aromaten besteht, wurde der üblicherweise angegebene Summenparameter AOX mit untersucht. Im Regelfall reicht dieser Parameter zur Kontrolle des summarischen Abbaueffektes aus.

Es konnte gezeigt werden (Versuche zur internen Standardisierung der Proben), daß auf Grund der Flüchtigkeit der wichtigsten Chlororganika in den Grundwasserproben erhebliche Minderbefunde (bis zu einer Größenordnung) bei der Bestimmung des AOX-Wertes auftreten. Besonders drastisch macht sich das bei der AOX-Bestimmung in den Eluatn der Aquiferproben bemerkbar (Tabelle).

Tabelle 1: Untersuchungen zur Richtigkeit der AOX-Bestimmung

Probe	AOX-Soll Cl [mg/l]		AOX-Ist Cl [mg/l]	
Reinst-H ₂ O				
4	1119	549	523	552
5	1119	531	603	543
6	1119	572	605	664
Boden SAFBIT 2/96				
10	1119	352	379	371
11	1119	340	326	298
12	1119	335	357	324
0-Probe				
	1119	1051	1118	1119

Der Lösungsansatz zur Behebung der Fehlerquellen besteht in der Bestimmung des EOX- + POX-Parameters als Laborkontrollmethode und der Ermittlung des AOX + DOC als Feldmethode (Küvettestest).

Ein typisches Tiefenprofil von summarischen Parametern (DOC und AOX im S4-Eluat, C und S in den Trockensubstanzen) ist in Abbildung 1 dargestellt. Im Bereich der Braunkohleschicht sind erwartungsgemäß hohe S-Gehalte vorhanden. Zusammen mit der hohen Sulfatkonzentration und dem anaeroben Milieu der Grundwasserleiters ist mit der Anwesenheit von H_2S im Grundwasser zu rechnen. Dies konnte nachgewiesen werden. Der H_2S -Gehalt an der Meßstelle SafBit 3/97 (20 m) betrug 0,5 mg/l.

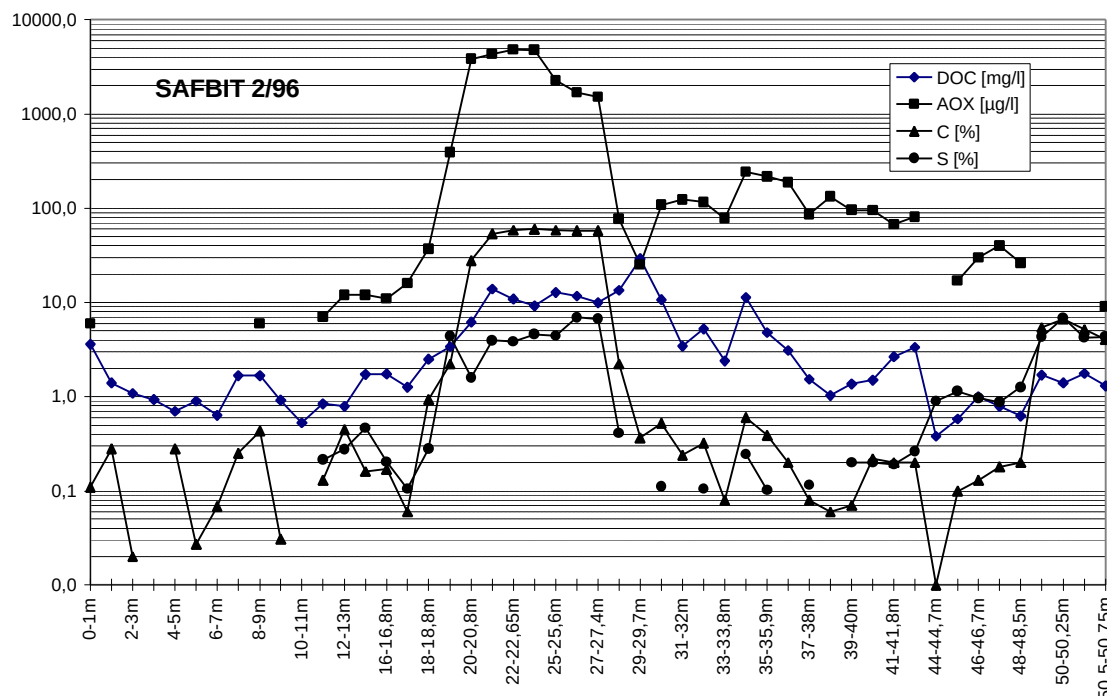


Abb. 1: Tiefenverteilung der Summenparameter am Aquifermaterial der Bohrung SafBit 2/96

Der Standort ist durch kleinräumig heterogene Verteilung der Kontaminanten im Grundwasser gekennzeichnet. Es muß mit erheblichen zeitabhängigen Veränderungen bezüglich Zusammensetzung und Konzentration der Kontaminanten im Grundwasser gerechnet werden. Beispielhaft für diesen Tatbestand sind in Abb. 2 und 3 die GC/MS-Läufe einer Grundwasserprobe (20 m, SafBit 13/97) aus dem SAFIRA-Bereich und einer Grundwasserprobe (Pegel KB 28) einer ca. 100 m südlich im Abstrom gelegenen Grundwassermeßstelle gegenübergestellt.

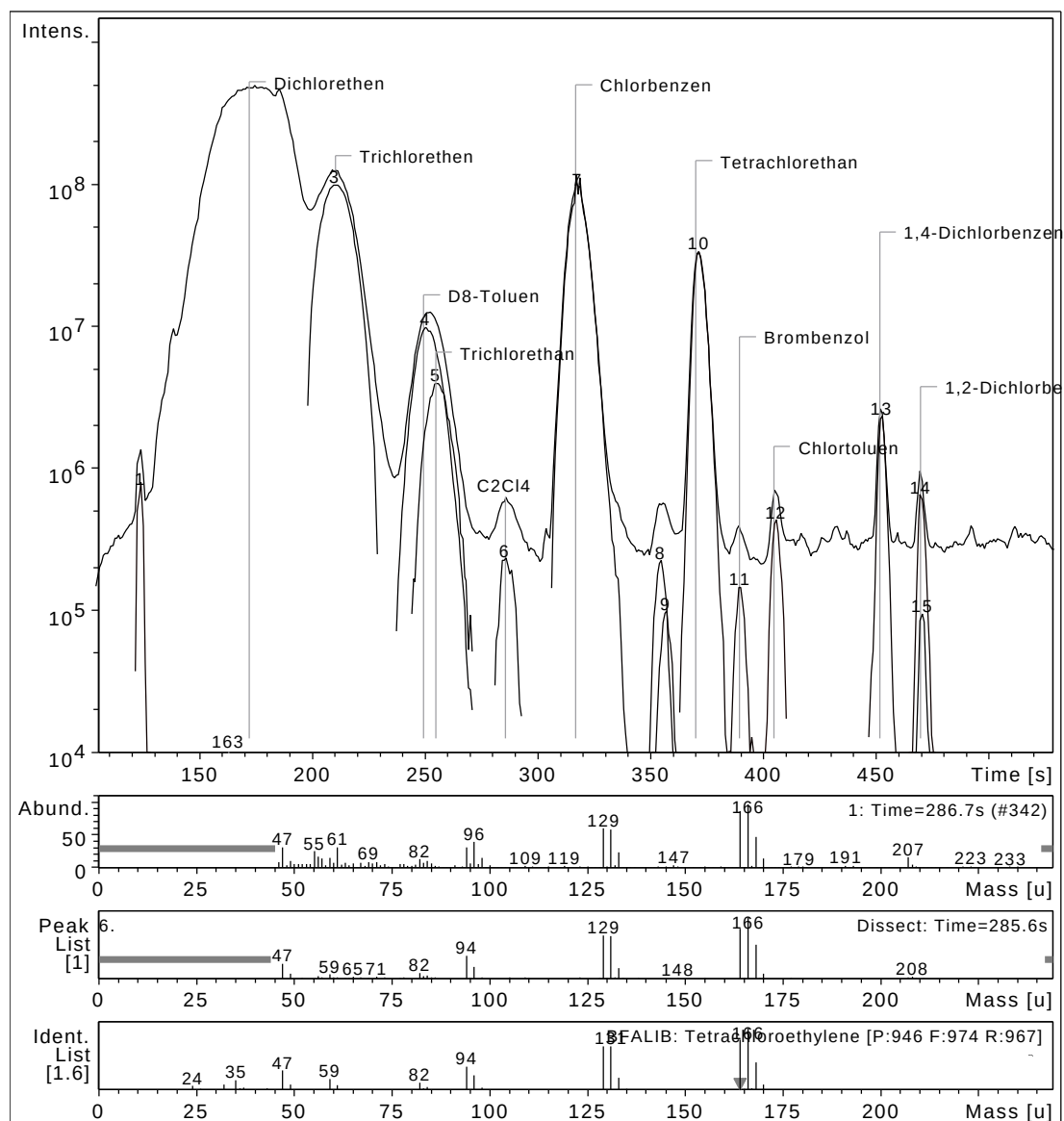


Abb. 2: GW - Monitoring mittels Kombination mobiler GC/MS mit Spray&Trap-Technik oder ME-GC/MS-Kopplung (GC/MS-Lauf -TIC und identifizierte Komponenten- der Grundwasserprobe SAFBIT 13/97 in logarithmischer Darstellung -Auswertung während des GC-Laufes [Dichlorethen 121 mg/l; TCE 12,6 mg/l; CB 2,6 mg/l]. Zeitbedarf Entnahme Wasserprobe - Analysenresultat < 15 min. Übereinstimmung Feldmeßtechnik - Laboranalytik < 20%

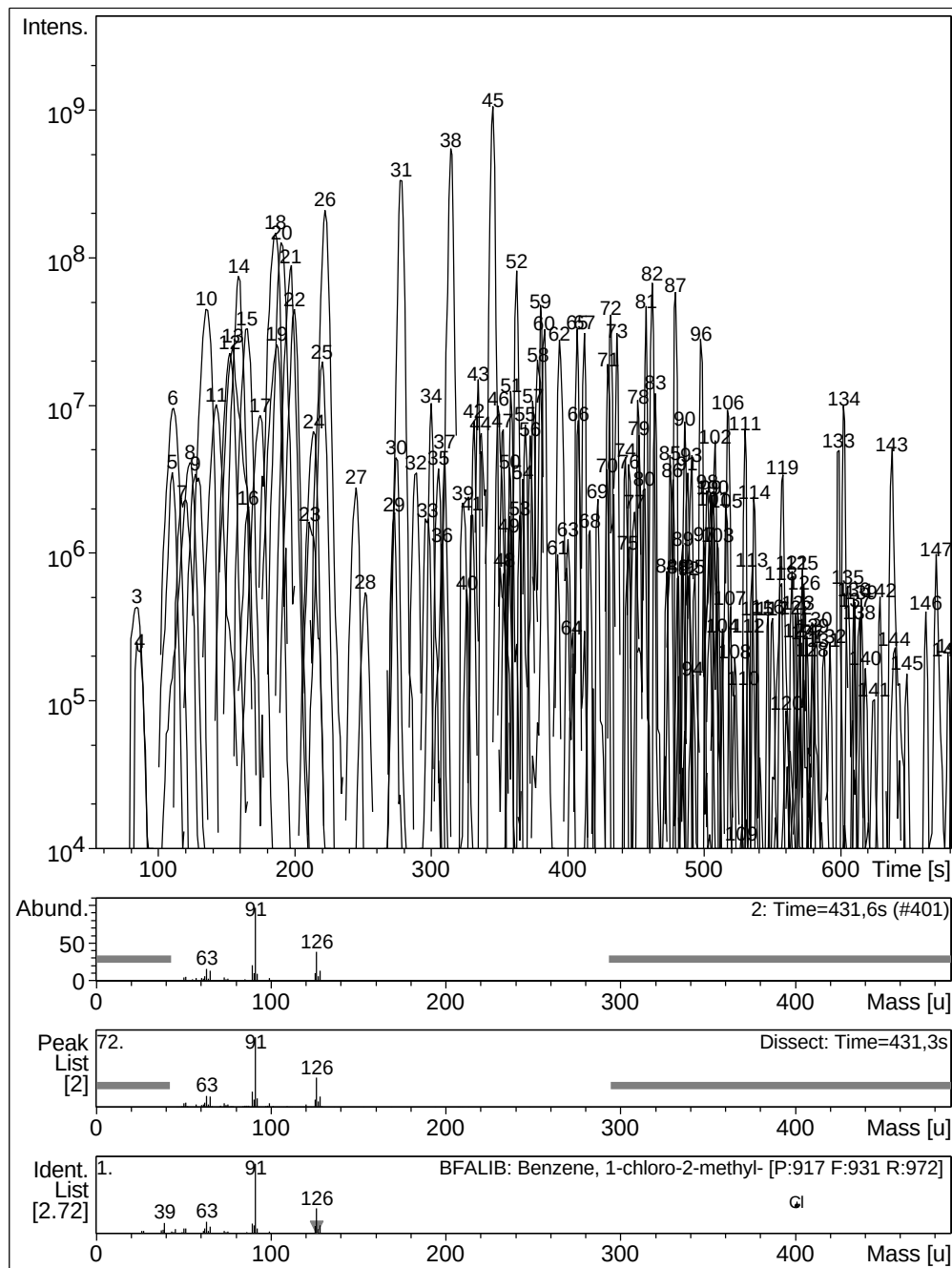


Abb. 3: GC/MS-Lauf mit Spray&Trap-Probeaufbereitung (Meßstelle KB 28, Entnahmetiefe 22,5 m; Identifizierung von mehr als 148 Substanzen, u.a. 26=c-Dichlorethen, 26=Trichlorethen, 31=Toluen, 38=Tetrachlorethen, 45=Chlorbenzen, 96=1,2-Dichlorbenzen)

Für den zukünftigen Feldeinsatz wurden folgende mögliche Bestimmungsvarianten ausgewählt, wobei insgesamt die methodische Weiterentwicklung geeigneter Sensorik und die Prüfung ihrer Langzeitstabilität unter Sanierungsbedingungen im Vordergrund steht:

AOX-Parameter

Unter Verwendung des neuen AOX-Küvettentests für das Lange-Photometer ist es möglich, entsprechende Messungen auch direkt nach der Probeentnahme im Meßfeld vorzunehmen. Der Zeitbedarf pro Einzelmessung beträgt 2,5 h. Da aber gleichzeitig 12 Proben im Thermostat bearbeitet werden können, steht im Viertelstundenzyklus ein Meßwert zur Verfügung. Die bisherigen Untersuchungen ergaben positiv falsche Werte kleiner 10 %.

GC/MS-Screening

Mobile Gaschromatographie/Massenspektrometrie (bspw. das Gerätesystem EM 640 von Bruker-Franzen-Analytik) in Kombination mit schneller Probenaufbereitung ist geeignet, unmittelbar während der Probenahme analytische Informationen zu erzeugen. Dabei wird ein als Spray&Trap bezeichnetes Aufbereitungsprinzip verwendet, bei dem ein Aliquot des entnommenen kontaminierten Wassers mit deuterierten Standards (bspw. Benzene-d₆, Toluene-d₈) versetzt wird, über eine Düse versprüht und die freigesetzten flüchtigen organischen Schadstoffe mit einem Gasstrom transportiert und auf einem TENAX-Trap adsorbiert werden. Nach Thermodesorption erfolgt die Auftrennung mittels GC/MS-Kopplung. Durch Einsatz eines veränderten Düsenstockes ist es möglich, 100 ml - Wasserproben innerhalb von 1 min aufzubereiten. Wegen der hohen Schadstoffbelastung im kontaminierten Grundwasser ist im allgemeinen eine Verdünnung von 1:50 erforderlich.

Wegen des unter Feldbedingungen erwünschten schnellen GC-Laufes (<10 min) und den Problemen bei der Aufgabe der leichtflüchtigen Komponenten auf die warme Kapillare kommt es zu erheblichen Koelutionen, so daß in solchen Fällen die Auftrennung etwa der Dichlorethene nicht mehr gelingt (siehe Abb. 3). In Abb. 3 ist ein solcher GC-Lauf (SafBit 13/97) dargestellt. Der Zeitbedarf liegt bei etwa 15 min.

Durch die extrem hohe Konzentration an Dichlorethen (121 mg/l) läßt sich bspw. Benzen nur über die amu 78 bestimmen [1,2].

Bei der Bestimmung ausgewählter Komponenten (bspw. Kontrolle des mikrobiologischen Abbaus der Chlorbenzene) lassen sich sehr selektiv im SIM-Mode die entsprechenden Kontaminanten über die ausgewählten Ionenmassen (amu 78 für Benzen, amu 112 für Chlorbenzen, amu 146 für die Dichlorbenzene) bestimmen. Die deuterierten Marker dienen der Retentionszeit- und Ausbeutekontrolle.

On line Meßtechniken

Für die Prozeßüberwachung bei Einrichtung reaktiver Wände oder anderer *in situ* - Prozeßtechniken ist eine geeignete on line - Meßtechnik erforderlich. Dabei kommt

es weniger auf eine Einzelstoff- als mehr auf eine Summenparameter (AOX)-Bestimmung an. Für den einfachen on-line - Betrieb (Pumpen des Grundwassers in die Meßstation) ist der Preussag CKW-Indicator geeignet. Das Meßprinzip des Gerätesystems basiert auf einer photochemischen Oxydation mit nachfolgender Leitfähigkeitsmessung als primärem Meßsignal. Die Modifizierung des Verfahrens mittels elektrochemischer Detektion der gebildeten Chloridionen ist denkbar. Für *in situ* - Messungen ist das Verfahren nicht geeignet. Hierfür bieten sich evasente Sensoren an. Diese bestehen im wesentlichen aus mit Polysiloxanen beschichtet Quarzglasfasern. Durch Anreicherung halogenorganischer Analyten verändert sich der Brechungsindex der Fibernoberflächenmatrix. Dadurch verändert sich die Laufzeit zwischen einem Primärlichtpuls und dem rückgestreuten Signal. Als Signalquelle wird eine Laserdiode (683 nm) benutzt. Das Meßsignal wird mit einem schnellen dispersiven NIR - Spektrometer registriert. Die Sensorresponsezeiten des im FZK entwickelten Systems [3] liegen bei 2-10 min. Es fehlen allerdings noch Untersuchungen und Erfahrungen zur Langzeitstabilität unter extremen Betriebsbedingungen als auch Untersuchungen zu Querempfindlichkeiten und zum Einfluß von Änderungen der Analytenzusammensetzung.

Literatur

- [1] BAYKUT, G. & VOIGT, A. (1992): "Spray Extraktion of Volatile Organic Compounds from Aqueous Systems into the Chromatography/Mass Spectrometry", Anal.Chem.64,677-681.
- [2] FLACHOWSKY, J. (1997): "Mobile on-site analysis in the environmental research" in: J.Gottlieb, H. Hötzel, K.Huck, R. Niessner (ed.) „Field Screening Europe“, S. 259-262, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 1997, ISBN 0-7923-4782
- [3] BÜRCK, J. (1995): EFAS: Faseroptischer Sensor zur Vor-Ort-Analyse von organischen Schadstoffen, FZK-Jahresbericht 1995, S. 118-123

4.4 Isotopenuntersuchungen am Grundwasser

P. KOWSKI, R. TRETTIN

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Hallesche Strae 44, 0624 Bad Lauchstädt

Bei allen hydrologischen oder hydrogeologischen Untersuchungen ist es wichtig, Kenntnisse über die Herkunft und die Altersstruktur der Wasserkörper im Untersuchungsgebiet zu erhalten.

Mit Hilfe der Umweltisotope des Wassers -Deuterium (^2H) und Sauerstoff-18 (^{18}O)- erhält man Auskunft über die Klimabedingungen bei der Niederschlagsbildung und bei der Grundwasserneubildung. Tritium (T) liefert Aussagen zum Alter des Wasserkörpers bzw. zur Aufenthaltsdauer des Grundwassers (Fließzeit vom Ort der Grundwasserneubildung bis zur Probenahmestelle) im Grundwasserleiter. $\delta^{13}\text{C}$ oder $\delta^{34}\text{S}$ -Werte können Auskunft zu chemischen Vorgängen in der Matrix des Grundwasserleiters (GWL) oder im Grundwasser selbst liefern. So kann festgestellt werden, ob die Wasserkörper in den einzelnen Grundwasserleitern voneinander getrennt sind oder sich vermischt haben.

In der Tabelle 1 sind die Meßwerte der $\delta^2\text{H}$ -, $\delta^{18}\text{O}$ -, Tritium -, $\delta^{13}\text{C}$ - und $\delta^{34}\text{S}$ - Bestimmungen der untersuchten Wasserproben zusammengestellt.

Man erkennt insbesondere an Hand der Tritiumwerte, daß drei verschiedene Wasserkörper existieren.

- Das Alter des Wassers im oberen (quartären) GWL ist mit einem mittleren Tritiumwert von 14,5 T.U. rezent. Diese Werte sind typisch für junge Grundwässer im Untersuchungsgebiet. (Der Jahresmittelwert des Tritiums in den Leipziger Niederschlägen liegt zur Zeit bei etwa 15.T.U.)
- Der unter dem Kohleflöz liegende (tertiäre) GWL liefert Wasser mit einem signifikant höheren Alter (Bohrung SafBit 2/97 mit 3,4 - 4,2 T.U. und SafBit 16/97 mit 6.1 T.U.). Dieses Wasser enthält mindestens 60% Anteile mit einem Alter von mindestens 40 Jahren.
- Das Wasser, welches unmittelbar aus dem Kohleflöz (Pegel SafBit 13/97) stammt, unterscheidet sich von beiden Wasserkörpern durch seinen Tritiumwert von 17,3 T.U. Das nach dem einfachen „piston flow - Modell“ (Anwendung des radioaktiven Zerfallsgesetzes und ohne Mischung mit anderen Wässern) berechnete Alter liefert Werte von 32 - 34 Jahren. (Schnittpunkte der Zerfallskurve mit der Tritiumkurve der Jahresniederschläge)

Tabelle 1: Isotopendaten der Grundwässer im Untersuchungsgebiet

Proben - bezeichnung	Probenahme- datum	$\delta^{18}\text{O}$ in ‰	$\delta^2\text{H}$ in ‰	$\delta^{13}\text{C}$ in ‰	$\delta^{34}\text{S}$ in ‰	Tritium T.U.
SAFIRA 0 Bergmanns-Hof	12.09.96	-8,98	-64,5			
SafBit 1/97	20.11.96	-8,78	-58,6	-16,02	3,31	
SafBit 1/97	25.03.97	-8,87	-61,6	-15,11	3,49	14,0
SafBit 2/97	13.12.96	-8,85	-61,4	-17,28	2,94	4,2
SafBit 2/97	13.12.96	-8,83	-61,9	-17,47	2,82	3,6
SafBit 2/97	13.12.96	-8,83	-62,4	-16,60	2,15	3,4
SafBit 2/97	19.06.97	-8,79				16,9
SafBit 3/97	14.01.97	-8,92	-63,0	-17,54	2,89	14,4
SafBit 3/97	26.03.97	-8,91	-61,3	-15,76	3,81	14,8
SafBit 4/97	26.03.97	-8,94	-61,5	-16,24	4,22	14,7
SafBit 5/97	26.03.97	-8,87	-60,3	-17,69	4,38	14,6
SafBit 6/97	26.03.97	-8,80	-60,3	-15,94	4,86	14,4
SafBit 10/97	28.04.97	-8,46	-60,3	-10,75	2,44	
SafBit 11/97	28.04.97	-8,66	-60,2	-17,35	4,56	
SafBit 12/97	28.04.97	-8,92	-62,5	-16,39	3,55	
SafBit 13/97	28.04.97	-8,96	-62,3	-17,43	6,50	17,3
SafBit 14/97	28.04.97	-8,71	-60,2	-15,89	4,37	14,5
SafBit 15/97	19.06.97	-8,75	-61,8			14,3
SafBit 16/97	19.06.97	-8,42	-59,7			6,1

Eine zweite Probenahme am 19.06.1997 im Pegel 2/96 lieferte allerdings Wasserproben, deren Werte mit denen der ersten Beprobung im gleichen Pegel in keiner Weise übereinstimmten. Der Tritiumwert dieser Probe von 16,9 T.U. stimmt mit dem Tritiumwert von 17,3 T.U. des Pegels 13/97 überein. Da sich auch die anderen Parameter (wie Leitfähigkeit, Chloridgehalt oder TCE-Gehalt) deutlich verändert haben, muß davon ausgegangen werden, daß der tertiäre Grundwasserleiter auf Grund des durch die Bohrtätigkeit gestörten Fließgeschehens aus dem darüberliegenden Kohleflöz gespeist wird. Das bedeutet, daß noch nicht alle Fließwege innerhalb des Untersuchungsgebietes bekannt sind, bzw. der Pegelausbau nicht ordnungsgemäß erfolgte.

Die $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ - Werte bieten (bis auf die Probe der Bohrung SafBit 10/97) kaum Differenzierungsmöglichkeiten. Die Werte liegen im Korrelationsdiagramm (Abb. 1) alle nahe an der Meteoric Water Line (MWL). Das bedeutet, daß diese Grundwässer, sowohl die tertiären als auch die quartären, unter gleichen klimatischen Bedingungen gebildet wurden und keine isotopischen Veränderungen seit ihrer Neubildung erfahren haben.

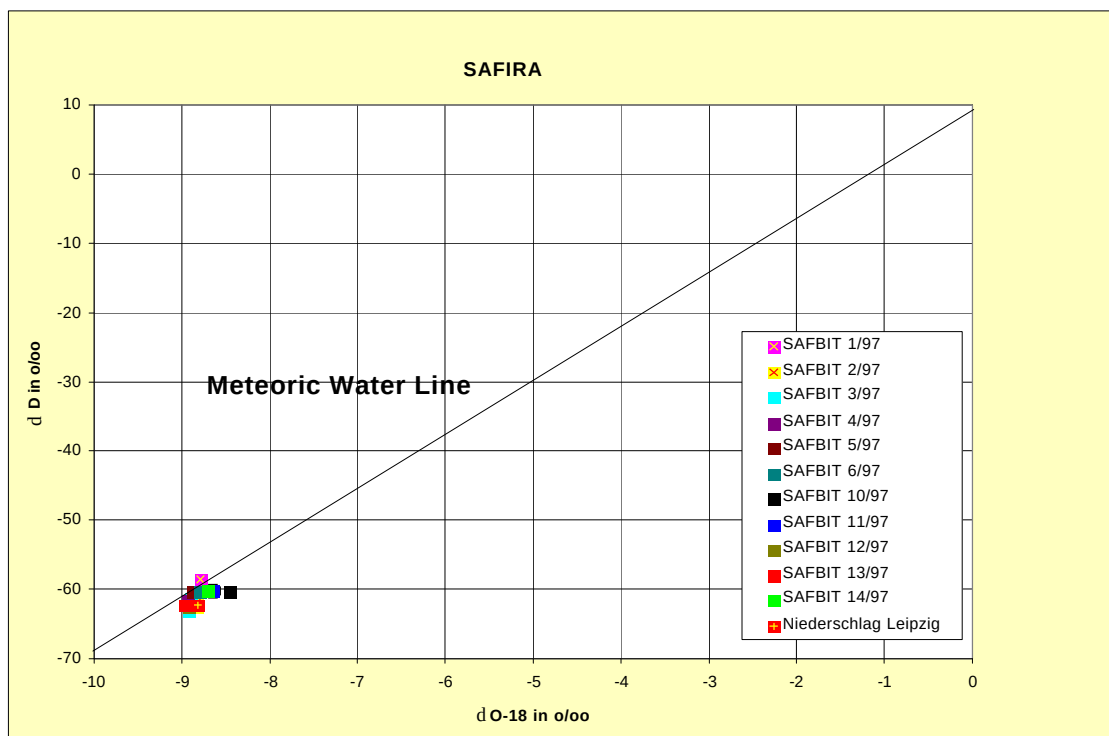


Abb. 1: $\delta^2\text{H}/\delta^{18}\text{O}$ - Korrelation in den Grundwässern des Untersuchungsgebietes

Die Bohrung SafBit 10/97, eine sehr flache Bohrung, enthält höchstwahrscheinlich jüngste Niederschläge der letzten Monate. Dieses Wasser hat offensichtlich noch nicht den eigentlichen quartären GWL erreicht und stellt somit einen separaten Wasserkörper dar. Der von den anderen $\delta^{13}\text{C}$ -Werten (-15,11....-17,69 ‰) abweichende Wert von -10,75 ‰ bestätigt diese Annahme.

Das im Grundwasser gelöste Hydrogenkarbonat bildet sich entweder durch Auflösung von geogenem Karbonat oder durch die Lösung von CO_2 , welches durch chemische oder mikrobielle Prozesse aus organischem Material gebildet wird. Die gemessenen $\delta^{13}\text{C}$ - Werte deuten auf Hydrogenkarbonat aus organischem Kohlenstoff hin.

Die relativ einheitlichen $\delta^{34}\text{S}$ -Werte von 2,15 ... 6,73 ‰ lassen ebenfalls keine Differenzierung zu. Sie weisen auf Sulfate hin, die nicht ausschließlich geogenen Ursprungs (mit mittleren $\delta^{34}\text{S}$ - Werten um etwa 20 ‰) sind, sondern eine Mischung solcher Sulfate mit Sulfaten, die aus der Sulfidoxidation stammen, darstellen.

4.5 Erfassung von KW-Kontaminationen im Untergrund durch Messungen des Radongehaltes der Bodenluft

H.SCHUBERT

Geophysik GGD, Bautzner Straße 67, 04347 Leipzig

K. FREYER, H.-C. TREUTLER, R. DEVANTIER

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Analytik, Permoser Str. 15, 04318 Leipzig

Aufgabe

In einer ersten Versuchsreihe im Umfeld des Modellstandortes sollte mit Messungen eine den Besonderheiten des Standortes Bitterfeld angepaßte These zu dem Zusammenhang zwischen Radon in der Bodenluft und KW-Kontaminationen des Grundwassers geprüft werden. Auf der Basis dieser Versuchsergebnisse soll entschieden werden, ob das Verfahren einer Bestimmung von KW-Kontaminationen im Boden durch Bestimmung des Radongehaltes der Bodenluft im Rahmen des Projektes SAFIRA oder auf anderem Wege weiter entwickelt werden sollte.

Kenntnisstand zum Problem KW-Kontamination und Radongehalt der Bodenluft

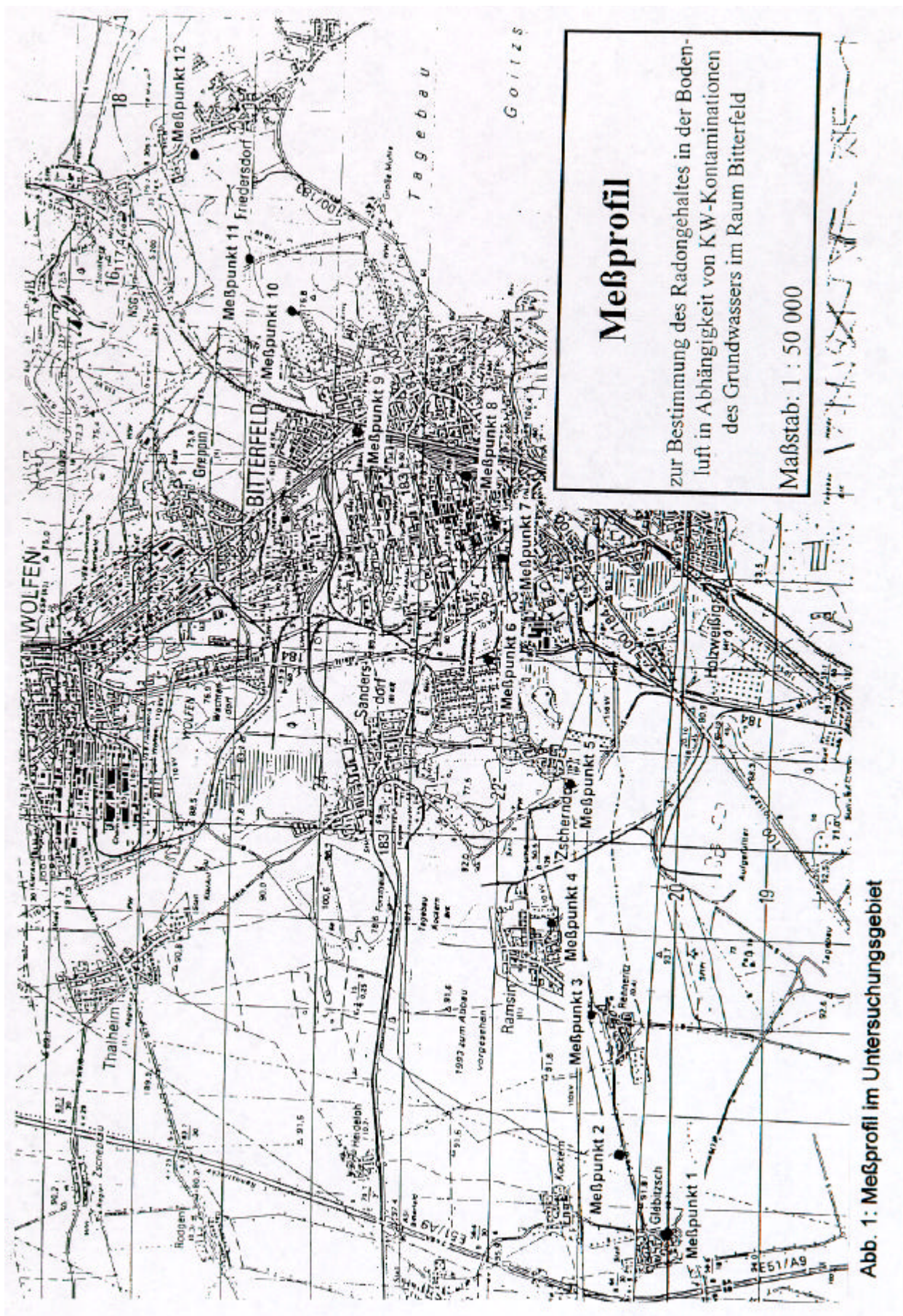
Die im Rahmen der Erkundung von Erdöl-/Erdgas-Lagerstätten durchgeführten Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen radioaktiven Anomalien an der Erdoberfläche und KW-Lagerstätten reichen bis in die Mitte der vierziger Jahre und hatten im Zeitraum zwischen 1960 und 1970 ihren Höhepunkt. Die Historie ist bei ARMSTRONG [1] u.a. umfassend erläutert. Die zur Erdöl-Erdgas-Erkundung in Verbindung mit aerogammaspektrometrischen Untersuchungen am Boden durchgeführten Arbeiten umfaßten neben den klassischen geophysikalischen Methoden und Bohrarbeiten zum Aufschluß von Kohlenwasserstoff-Lagerstätten in der Regel auch Bestimmungen des Radongehaltes der Bodenluft. Dabei wurde durch eine Vielzahl von Beispielen unübersehbar deutlich, daß erhöhte Radon-Konzentrationen in der Bodenluft über den öl- und gashaltigen Antiklinalen auftreten.

Ausgehend von Arbeiten zur Erkundung von KW-Lagerstätten mit Hilfe radio-metrischer Verfahren wurden sehr widersprüchliche Ursachen für den Zusammenhang zwischen Radongehalt der Bodenluft und Kohlenwasserstoffen im Boden diskutiert. Zur Zeit wird aber überwiegend davon ausgegangen, daß die Existenz von Kohlenwasserstoffen die Löslichkeit und damit die Mobilität des im Boden primär enthaltenen Rn-222 deutlich erhöht. Die Kohlenwasserstoffe im Boden wären dabei hinsichtlich ihrer Wirkung mit einem Katalysator für den Diffusionsprozeß des in der Bodenluft enthaltenen Radons vergleichbar [2, 3].

Weitere Erklärungsversuche des „Radon-Phänomens“ konzentrieren sich z.Zt. auf die folgenden Thesen :

1. In Sedimenten gibt es einen signifikanten Zusammenhang zwischen Schwermetallen (z.B. Uran/Radium) und Kohlenwasserstoffen. Uran/Radium wird dabei im Verlaufe von Reduktions-/Oxidationsprozessen ausgefällt und damit die Radonemanation begünstigt.
2. Das sich langsam bewegende Grundwasser transportiert das im Sediment gebildete Radon zur Oberfläche. Falls gasförmige Kohlenwasserstoffe vorhanden sind, nützen sie diese als Transporthilfen. Die wesentlich höhere Löslichkeit des Edelgases Radon in Kohlenwasserstoffen gegenüber der in Wasser führt bei Vorhandensein von Kohlenwasserstoffen zu einer Konzentrationsverminderung des Radons, die durch Zuströmen von Radon aus der KW-freien Umgebung kompensiert wird. Dies könnte zu einer überdurchschnittlichen hohen Konzentration von gelöstem Radon in einer kohlenwasserstoffkontaminierten Umgebung führen.
3. Der erhöhte Dampfdruck über Ansammlungen von Kohlenwasserstoffen im Boden führt auch zu einer höheren Migrationsgeschwindigkeit des Radon. Dadurch gelangt auch Radon aus größeren Tiefen in die Reichweite der Meßgeräte. Ohne diese „Aufstiegshilfe“ auf dem Wege nach oben wäre das Radon zerfallen und hätte somit nie die Oberfläche erreicht.

Wenn davon ausgegangen werden kann, daß der Boden durch Kohlenwasserstoffkontaminationen oberhalb des Grundwasserspiegels verunreinigt ist, dürfte die meßbare Radonkonzentration größer ein „Normalwert“ sein. Falls der oberhalb des GW-Spiegels liegende Raum kontaminationsfrei ist und die Verunreinigungen im Grundwasser von einer entfernten Quelle zugeführt werden, wäre denkbar, daß durch die hohe Löslichkeit des Radons im KW-kontaminierten Grundwasser aus dem oberen Halbraum noch zusätzlich Radon gebunden und folglich eine Verminderung des geogen bedingten Wertes vorgefunden wird. Da der letztgenannte Fall im wesentlichen die Beziehung zwischen Grundwasser und überlagerndes Deckgebirge im Raum Bitterfeld beschreiben dürfte, sollte, im Gegensatz zu dem ursprünglich für dieses Beispiel entwickelten Interpretationsmodell, im Umfeld der KW-belasteten Bohrungen (Meßpunkte 6-9) mit einer Radonverminderung gerechnet werden. Da im Gelände der Chemie AG (Meßpunkt 8) aber sowohl das Grundwasser, als auch die Sedimente oberhalb des GW-Spiegels KW-kontaminiert sind, wäre denkbar, daß der erwartete Effekt teilweise durch Kohlenwasserstoffverunreinigungen mit daran gebundenen Radonkonzentrationen im Deckgebirge kompensiert wird. Daraus könnte folgen, daß das absolute Radon-Minimum entlang des Profils nicht mit der Lage des AOX-Maximums identisch ist.



Meßmethodik

Die Messungen wurden entlang des in Abb. 1 dargestellten Profils an insgesamt 12 Punkten je zwei Mal mit einem AlphaGUARD PQ 2000 der Firma GENITRON Instruments durchgeführt.

Tabelle 1: Druck- und Temperaturverlauf während der Meßreihen am 04.09. und am 19.09.97

Datum:	04.09.97		19.09.97	
Pkt.Nummer	Luftdruck in mbar	Temperatur in °C	Luftdruck in mbar	Temperatur in °C
1	1010	21.1	1013	17.2
2	1010	20.9	1013	16.0
3	1010	22.3	1014	15.0
4	1010	23.5	1015	13.9
5	1010	23.9	1016	14.1
6	1010	24.3	1016	15.6
7	1011	24.5	1016	16.4
8	1011	26.5	1017	18.5
9	1011	26.4	1017	21.0
10	1011	27.3	1017	24.7
11	1011	28.6	1015	24.2
12	1011	27.8	1015	26.5

Der AlphaGUARD nutzt das Prinzip der Impulsionskammer (Alpha-spektroskopie) und zeichnet sich durch eine hohe Effektivität für Radon, ein schnelles Ansprechvermögen auf Konzentrationsgradienten und einen wartungsfreien Dauerbetrieb aus. Zusammen mit einer Bodenluftsonde und AlphaPUMP, einer elektronisch gesteuerten Kleinpumpe zur Entnahme von Bodenluftproben, repräsentiert der AlphaGUARD ein leistungsfähiges Meßgerät zur Bestimmung des Radongehaltes der Bodenluft. Die Entnahme der Bodenluft erfolgte mit einer Pumpleistung von 1 l/min aus ca. 70 cm Tiefe. Die Luft wurde an jedem Meßpunkt entweder in drei Meßzyklen á 10 min Dauer (Punkte 1-3) oder über etwa 15 min Dauer mit Meßzyklen von 1 min (Meßpunkte 4-12) analysiert und die in kBq/m^3 Bodenluft erhaltenen Ergebnisse zusammen mit dem atmosphärischen Druck und der Temperatur der Außenluft gespeichert. Die in Tabelle 2 zusammengestellten Meßwerte repräsentieren dabei das arithmetische Mittel der 13...15 Einzelmessungen von je 1 min Dauer. Der Temperatur- und Druckverlauf während der beiden Meßtage ist in der folgenden Tabelle zusammengestellt:

Informationen über den Verlauf des Luftdruckes und der Außentemperatur während der Messungen sollen sichern, daß die Ergebnisse nicht durch z.B. unberücksichtigte starke Druckschwankungen verfälscht werden. Die Konstanz des atmosphärischen Druckes während der Messungen beider Tage läßt erwarten, daß den Ergebnissen keine Ursachen dieser Art überlagert sind.

In der Zeit zwischen der ersten und zweiten Messung wurden in unmittelbarer Nähe der Meßpunkte 2 und 4 bis 11 Diffusionskammern des Typs ALTRAC B in Bodenmeßstellen exponiert. Sie waren, von der Außenluft hermetisch abgeschirmt, in ca. 70 cm Tiefe positioniert. Die nach Auswertung der Festkörperspurdetektoren erhaltenen Radonkonzentrationen sind Mittelwerte über den Zeitraum vom 4. bis 19.9.1997. Sie sichern, daß die mit dem AlphaGUARD ermittelten Kurzzeitwerte nicht durch zufällige kurzzeitige Abweichungen verfälscht sind.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der am 04.09. und 19.09. durchgeführten Kurzzeitmessungen des Radon-Gehaltes der Bodenluft in kBq/m^3 sind zusammen mit den Koordinaten der Meßpunkte und den Ergebnissen der über zwei Wochen im Boden verbliebenen ALTRAC-Dosimeter in der folgenden Tabelle und in Abb. 2 zusammengestellt.

Tabelle 2: Radongehalt der Bodenluft in kBq/m^3 entlang eines ca. 14 km langen, die Stadt Bitterfeld SW-NE querenden Profils

Datum der Messung:			04.09.97	19.09.97	04.-19.09.97
Pkt.Nummer	Rechtswert	Hochwert	1.Messung AlphaGuard	2.Messung AlphaGuard	ALTRAC Dosimeter
1	45 13525	57 17925	30.6	22.2	-
2	45 14350	57 18525	42.2	36.5	9
3	45 16100	57 19025	15.5	19.6	-
4	45 16960	57 19350	21.6	16.2	9.2
5	45 18450	57 19320	39.9	50.5	10.7
6	45 19725	57 20325	19.2	32.3	9.9
7	45 20750	57 20180	3.5	1.9	3.5
8	45 21700	57 20580	8.7	8.1	8.2
9	45 22125	57 21950	24.9	16.1	6.4
10	45 23375	57 22825	27.6	27.4	7.0
11	45 23940	57 23310	52.9	55.5	17.6
12	45 25150	57 24100	31.3	20.9	-

Unter Berücksichtigung des statistischen Charakters einer fünfzehn Minuten dauernden Bestimmung der Radonkonzentration der Bodenluft ist zunächst festzustellen, daß die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse nach einer Zeitspanne von zwei Wochen an den mit etwa ± 2 m Genauigkeit aufgefundenen Meßpunkten bemerkenswert gut ist. Mit einer Differenz zwischen der Erst- und Zweitmessung von etwa 20 % des jeweils größeren Wertes ist das Ergebnis für radiometrische Feldmessungen sehr stabil.

Mit Bezug auf das Ziel der Messungen wird durch beide Meßreihen die dem Versuch vorangestellte Vermutung bestätigt, daß maximale AOX-Konzentrationen im Grundwasser ein Minimum der Radonkonzentration in der Bodenluft zur Folge haben.

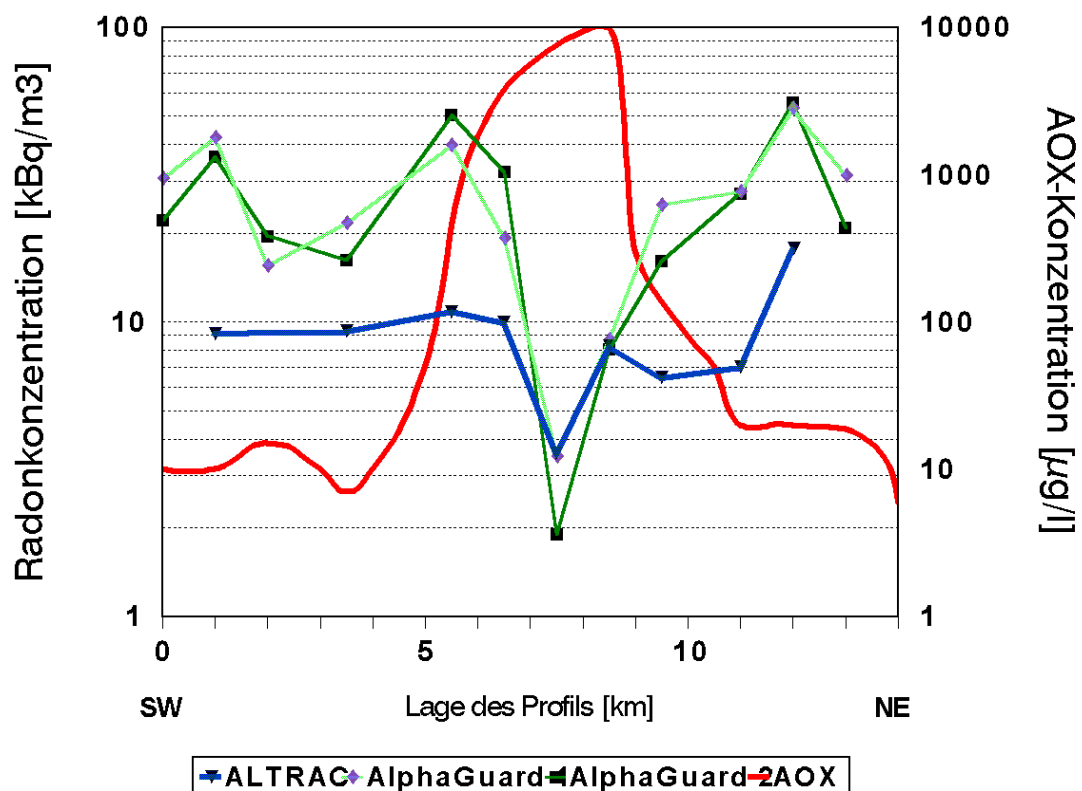


Abb. 2: Möglicher Zusammenhang zwischen Radongehalt der Bodenluft und AOX-Kontamination des Grundwassers entlang eines Profils im Gebiet Bitterfeld

Obwohl die Meßpunktabstände mit ca. 1 km noch recht groß sind, ist der vermutete Zusammenhang zwischen Radonkonzentration in der Bodenluft und AOX-Gehalte im Grundwasser in Abb. 2 doch deutlich zu erkennen. Auffällig ist dabei auch, daß das mit den Punkten 6-9 markierte Radonminimum auf beiden Seiten von besonders hohen Radonkonzentrationen (>50 kBq/m³ in den Punkten 5 bzw. 11) begrenzt wird.

Die mittels Dosimeter gewonnenen Ergebnisse sind wie bei den ersten Messungen im Stadtgebiet von Bitterfeld wiederum durch kleinere Werte als die Kurzzeitmessungen

gekennzeichnet. Aber auch bei dieser Meßreihe wurden an den Meßpunkten 7, 8 und 9 die geringsten Radonkonzentrationen in der Bodenluft registriert.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Mit einer Reihe von Kurz- und Langzeitmessungen zur Bestimmung des Radongehaltes der Bodenluft entlang eines ca. 14 km langen Profils wurde an insgesamt 12 Meßpunkten geprüft, ob im Umfeld des SAFIRA-Standortes ein Zusammenhang zwischen AOX-Kontamination des Grundwassers und Radonkonzentration in der Bodenluft gefunden und darauf ein umfänglicheres Meßprogramm aufgebaut werden kann.

Nach Berücksichtigung der in Bitterfeld geltenden Besonderheit, daß weniger der Boden, sondern vor allem das Grundwasser Träger der KW-Kontamination ist und daher ein Radondefizit in der Bodenluft in Folge der hohen Löslichkeit des Radons in Kohlenwasserstoffen als Abbild einer AOX-Belastung des Grundwassers zu erwarten ist, können die Ergebnisse des Versuches positiv, d.h. den Erwartungen entsprechend bewertet werden.

Es wird daher empfohlen, neben weiterführenden methodischen Untersuchungen, wie z.B. zur Optimierung der Meßzeit bei Kurzzeitmessungen, zur Kombination von Kurzzeitmessung und zeitintegrierender Messung sowie zum Einfluß meteorologischer, bodenphysikalischer und geologischer Daten, das Gebiet der erhöhten AOX-Konzentrationen im Grundwasser mit flächendeckende Messungen des Radongehaltes der Bodenluft zu untersuchen. Es wäre auch zweckmäßig, an möglichst allen Meßpunkten die KW-Konzentration in der Bodenluft bzw. an ausgewählten Bodenproben zu bestimmen.

Als Ergebnis läge eine durch KW-Bestimmungen gestützte Karte des Radongehaltes der Bodenluft vor, die das kontaminierte Gebiet im Bereich Bitterfeld überdeckt und zusammen mit den hydrochemischen Parametern eine gute Grundlage für die geplanten Sanierungsarbeiten darstellen würde.

Literatur

- [1] ARMSTRONG, F. (1973): Radiation halos and hydrocarbon reservoirs: A review U.S. Bureau of Mines Information Circular 8597
- [2] MORSE, R.H. (1982): Radon mapping as indicators of subsurface oil and gas, Oil & Gas Journal pp. 227-246
- [3] PREUSSER, R. (1993): Erkundung von KW-Kontaminationen mittels Radon-Prospektion, Unveröff. Gutachten Amt. Umweltsch. Dresden

5 ÖKOTOXIKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN GRUNDWASSERPROBEN

R. ALTENBURGER, U. ENSENBACH, K. JUNG, M. KNOPS, H. SEGNER

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Chemische Ökotoxikologie,
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Im Rahmen der Projektvorstudie „Standortspezifische Machbarkeitsstudie“ für ein UFZ-Verbundvorhaben zur Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA) wurden Grundwasserproben aus vier Grundwassermeßkampagnen (SafBit 1/96, 2/96, 3/97 und 14/97) mit verschiedenen ökotoxikologischen Biotesten untersucht. Die Probe SafBit 2/96 umfaßte eine täufenabhängige Beprobung bei 28, 38 und 51 m, die anderen Proben wurden nach der Bohrung als Mischwasserprobe bei rund 20 m direkt oberhalb der Braunkohle gewonnen. Die eingesetzten Bioteste umfaßten folgende Organismen und Effektparameter:

<i>Vibrio fischeri</i>	30 min Leuchtintensitätsabnahme, ISO 11348/DIN 38412 T34;
<i>Nicotiana sylvestris</i>	Pollenschlauchwachstumshemmtest (KRISTEN & JUNG);
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	24 h Reproduktionshemmung (ALTENBURGER & FAUST), modifiziert; 72 h Populationswachstumshemmung, ISO 8692, modifiziert;
<i>Daphnia magna</i>	24/48 h Immobilisierungstest; DIN 38412 T11, modifiziert
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	RTG2-Fischzellen - 24 h NR-Vitalitätsfärbung; EROD-Induktion in Fischzellen (RTL);
<i>Brachydanio rerio</i>	48 h Embryonentwicklungstest (nach ENSENBACH & NAGEL).

Die eingesetzten Bioteste repräsentieren verschiedene Trophiestufen, Milieubedingungen und Expositionszeiten.

In den Abbildungen 1 und 2 sind die beobachteten Maximaleffekte für die organismischen Bioteste sowie die durch die Sektion Analytik quantifizierten leichtflüchtigen Verbindungen zusammenfassend dargestellt. Für alle untersuchten Proben konnte eine signifikante konzentrationsabhängige Hemmung der energieabhängigen Leuchtbakterienaktivität gemessen werden. Der akute Fischeientwicklungstest zeigte hingegen bei keiner der untersuchten Proben biologische Effekte auf die Embryonalentwicklung an. Alle anderen Bioteste reagierten bei den untersuchten Proben unterschiedlich und ergaben ein jeweils spezifisches Toxizitätsmuster. So zeigte der akute Fischzelltest Effekte bei der SafBit 14/97-Probe, wohingegen der

akute Daphnientest darüberhinaus auch für die höchste Konzentration der SafBit 2/96-Probe Wirkung indizierte. Phytotoxizität und Induktion fremdstoffmetabolisierender Enzymsysteme wurden demgegenüber vor allem in den Proben 1/96 und 2/96 festgestellt. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen der organischen Analytik kann für die Probe 2/96 keine auffällige Toxizitätsveränderung mit der Probenahmetiefe befundet werden.

Nachdem sich nach den ersten Probennahmen leichtflüchtige organische Verbindungen in hohen Konzentrationen nachweisen ließen, wurden die Probenbehandlungsstrategie und die Biotestung bei Daphnien, Fischembryonen und Algen speziell an die Anforderungen einer Testung leichtflüchtiger Verbindungen adaptiert. Mit Hilfe begleitender Nominalkonzentrationsanalytik konnte für eine Reihe leichtflüchtiger Verbindungen ein hinreichender Verbleib dieser Substanzen in den Testsystemen gezeigt werden, so daß nunmehr eine Biotestbatterie zur Verfügung steht, die sich mit Ausnahme des Pollenschlauchbiotestes und der Fischzellteste (Vitalitätsfärbung und EROD-Induktion) auch für die Testung leichtflüchtiger organischer Verbindungen eignet.

Für einen Beitrag leichtflüchtiger Verbindungen, insbesondere Chlorbenzen, zur ökotoxikologischen Gesamtbelastung der in der SAFIRA-Vorstudie untersuchten Grundwässer sprechen folgende Befunde aus den Effektuntersuchungen:

- Der Leuchtbakterientest zeigte in den Proben 3/97 und 14/97 eine über die Expositionszeit (5 bis 30 min) abnehmende Toxizität, was bei diesem System für die Verflüchtigung von Komponenten spricht;
- Nach Adaptation des Daphnientestes für die Analyse leichtflüchtiger Komponenten konnte in der Probe 14/97 eine konzentrationsabhängige Toxizität ermittelt werden, die sich nach paralleler Belüftung der Probe nicht mehr detektieren ließ.

Gegen einen ausschließlichen Anteil der leichtflüchtigen Verbindungen an der Gesamttoxizität der Grundwasserproben sprechen folgende Befunde:

- In den Proben 1 & 2/96, die aufgrund der Probenvorbehandlung keine nennenswerten Mengen an leichtflüchtigen Verbindungen in der Testung erwarten ließen, zeigten der Leuchtbakterientest eine mit zunehmender Expositionsdauer zunehmende Wirkung.
- Für die deutlich am stärksten mit Chlorbenzen belastete Probe SafBit 14/97 (rund 50 mg/L) weisen nur die heterotrophen Bioteste (Fischzellen, Daphnien) Wirkungen nach. (Die Adaptation des Fischembryonentestes erfolgte erst später, würde allerdings nach der Einzelstofftestung mit Chlorbenzen ebenfalls Effekte erwarten lassen.) Phytotoxizitäten (Pollenschlauch- und Algentest) wurden jedoch nur für die Proben 1/96 und 2/96 in stärkerem Ausmaße nachgewiesen. Diese Proben wiederum waren deutlich geringer mit Chlorbenzen belastet.

- Ein für alle eingesetzten Testverfahren mit Chlorbenzen durchgeführter Konzentrations-Wirkungs-Versuch bestätigt Literaturangaben, wonach Chlorbenzen lediglich eine unspezifische Basistoxizität aufweist, die für Akutteste in hohen mg/L-Konzentrationen liegen.

Es kann angenommen werden, daß die getesteten Grundwasserproben weitere Stoffe enthielten, die ein höheres Wirkungspotential besitzen. Hierbei kann gedacht werden an polare, reaktive Substanzen sowie an Stoffe, die nach Metabolisierung - wie beispielsweise Brombenzene - toxisch wirken oder auch an Chemikalien, die Wirkstoffcharakter haben wie Pflanzenschutzmittelwirkstoffe. Weitergehende Analysen zur Identifizierung der in den Grundwasserproben toxikologisch vorrangigen Stoffe bedürfen einer engen Kooperation von probenbegleitendem, chemischen Stoffscreening und biotestbegleitender Nominalkonzentrationsanalytik.

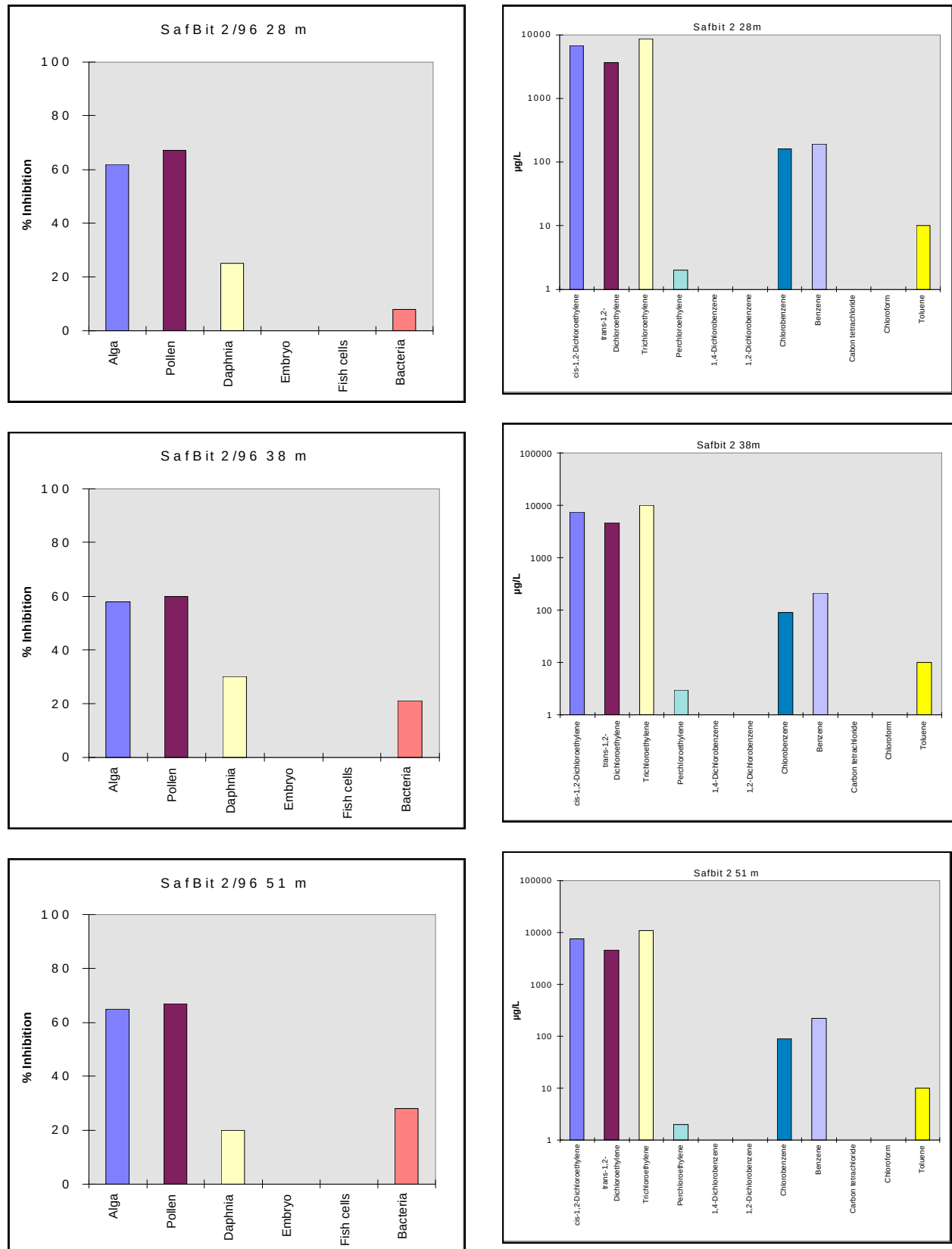


Abb. 1: Ökotoxizitätsmuster Bitterfelder Grundwasserproben aus drei Tiefen (28, 38 und 51 m) im Vergleich zum Auftreten von VOCs

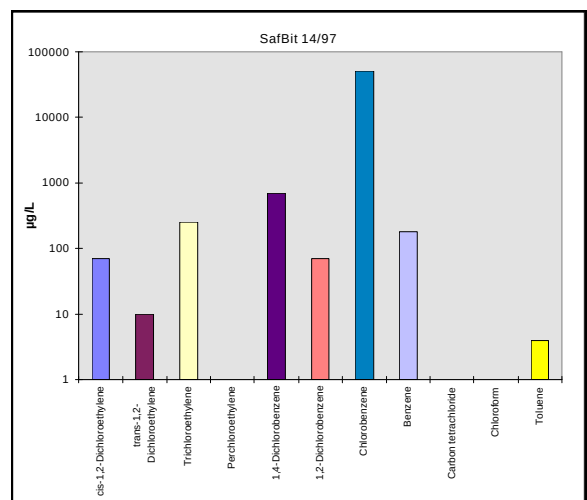
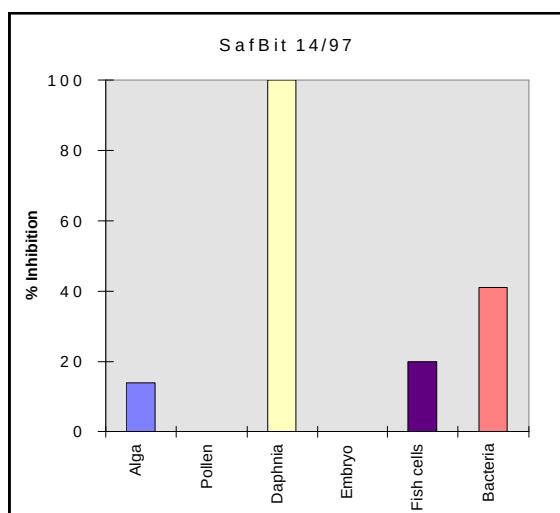
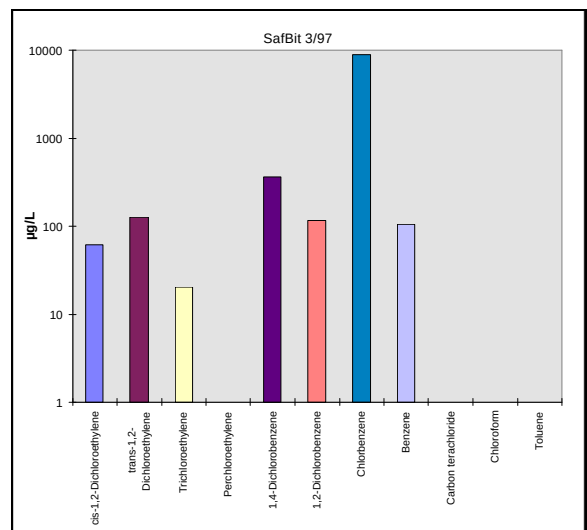
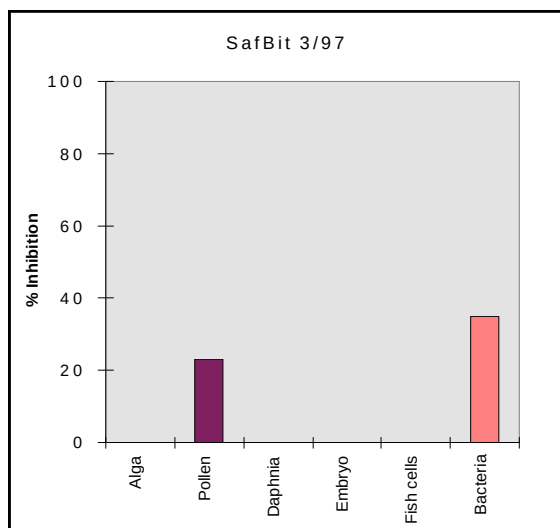
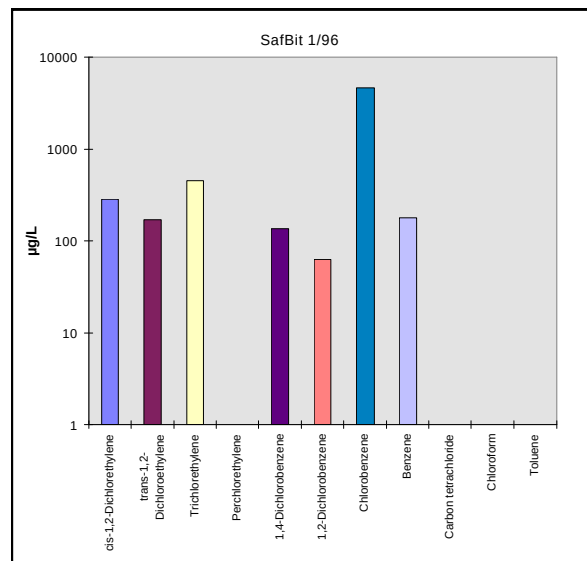
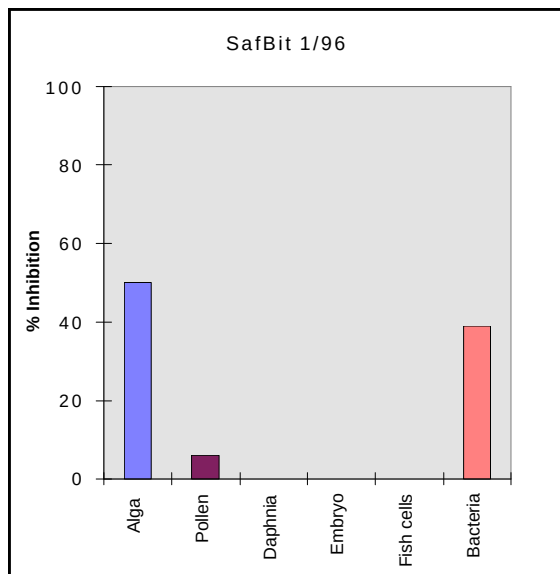


Abb. 2: Ökotoxizitätsmuster Bitterfelder Grundwasserproben aus 20 m Tiefe im Vergleich zum Auftreten von VOCs

6 UNTERSUCHUNGEN ZUR WECHSELWIRKUNG BRAUNKOHLE/ GRUNDWASSER

J. DERMETZEL, G. CHRISTOPH

*UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Hallesche Straße 44,
06246 Bad Lauchstädt*

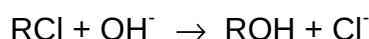
Einführung

Im Rahmen des Vorprojektes SAFIRA hat die Sektion Hydrogeologie mehrere Teilaufgaben übernommen. Dazu gehören Laboruntersuchungen zu Möglichkeiten des Abbaus von Chloraromaten durch katalytische Reaktionen und durch nucleophile Substitution sowie zur Realisierbarkeit der Grundwassersanierung unter den konkret angetroffenen Bedingungen im Aquifer.

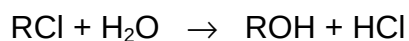
Zum ersten Komplex wurden Voruntersuchungen durch Schüttelversuche mit palladisiertem Eisen und mit Mischungen aus Eisen und edelmetallhaltigen Industriekatalysatoren unternommen. In beiden Fällen konnte ein Abbau von Chlorbenzenen nachgewiesen werden.

Es war vorgesehen, diese Reaktionen in Kavernen mit hydrophoben Wänden ablaufen zu lassen, die für die Schadstoffe, aber nicht für Wasser durchlässig sind. Damit könnte ein Auswaschen der Edelmetalle verhindert und gleichzeitig eine Rückgewinnung der Wertstoffe prinzipiell ermöglicht werden. Dieser Ansatz wurde aus Kapazitätsgründen zurückgestellt.

Zur Abschätzung von Hydrolysegeschwindigkeiten im Aquifer wurden Langzeit-Schüttelversuche mit gesättigten wäßrigen Lösungen von Chlorbenzen bzw. Perchlorethen mit $n/10$ NaOH durchgeführt. Nach 170 Tagen betrug der Umsatz bei Chlorbenzen etwa 7 %, bei Perchlorethen <2 % bezogen auf gebildetes Chlorid. Bei Annahme einer Reaktion 1. Ordnung für die Verseifung von Chlorbenzen entspricht das einer Halbwertszeit von 4,3 Jahren bei $\text{pH}=14$ und einer Durchschnittstemperatur von etwa 15°C . Mit der Absenkung des pH-Wertes um eine Einheit steigt die Halbwertszeit theoretisch um eine Größenordnung bis zu pH-Werten zwischen 10 und 11.



Dann verliert die OH^- -Ionen-Konzentration an Bedeutung und Wasser wird zum Hauptreaktionspartner.



Demnach wäre im neutralen Wasser für die Geschwindigkeit der Chlorbenzenhydrolyse mit Halbwertszeiten zwischen 4000 und 40000 Jahren zu rechnen. Vergleichswerte aus der Literatur sind für Chlorbenzen nicht bekannt und für Perchlorethen (0,7 a bis 10^{10} a) sehr unzuverlässig [1,2]. Jedenfalls wird aus dem Versuchsergebnis und der daraus abgeschätzten Reaktionsgeschwindigkeit deutlich, daß Hydrolysereaktionen von Chlorkohlenwasserstoffen im Aquifer nur über sehr lange Zeiträume einen sehr begrenzten Beitrag zum Schadstoffabbau leisten können.

Mit Beginn der Probebohrungen im Versuchsgelände, insbesondere bei der Untersuchung der Liner der Bohrung 2/96 wurde deutlich, daß das Kohleflöz nicht die erwartete passive Rolle als Grundwasserstauer des oberen Aquifers spielt, sondern in aktiver Wechselwirkung mit dem Grundwasser und seinen Inhaltsstoffen steht. Die Kenntnis der Schadstoffbelastung der Kohle, ihre Verteilung unter Gleichgewichts- und kinetisch kontrollierten Bedingungen zwischen fester und flüssiger Phase sind für die Konzeption des *in situ*-Sanierungsvorhabens von großer Bedeutung. Deshalb wurde dieser Aspekt zu einem Untersuchungsschwerpunkt der Sektion Hydrogeologie.

Im Rahmen des Vorprojektes sollten folgende Fragen beantwortet werden:

- In welchen Konzentrationen und in welchen Abstufungen sind die Chlorkohlenwasserstoffe über das Kohleflöz verteilt?
- Welche Verteilung zwischen Kohle und Wasser stellt sich unter Gleichgewichtsbedingungen für die verschiedenen Komponenten ein?
- Sind die Adsorptions/Desorptionsprozesse an der Kohle teilweise oder vollständig reversibel?
- Wie ist die gegenwärtige und zukünftige Situation einzuschätzen (Kohle als Schadstoffsенke und/oder sekundäre Schadstoffquelle)?
- Ist innerhalb des Kohleflözes mit einem abiotischen oder mikrobiellen Abbau der adsorbierten Schadstoffe zu rechnen?

Zur Beantwortung dieser Fragen mußten zunächst methodische Vorarbeiten geleistet werden.

Methodischer Teil

Die analytische Untersuchung konzentrierte sich auf die folgenden als Hauptkontaminanten im Grundwasser erkannten flüchtigen Chlorkohlenwasserstoffe (CKW) und Benzen:

trans-1.2 - Dichlorethen	(t-DCE)	$C_2H_2Cl_2$
cis-1.2 - Dichlorethen	(c-DCE)	$C_2H_2Cl_2$
Trichlorethen	(TCE)	C_2HCl_3

1.1.2.2-Tetrachlorethan	(TeClEt)	$C_2H_2Cl_4$
Chlorbenzen	(Clbenz)	C_6H_5Cl
1.4-Dichlorbenzen	(1.4-Cl ₂ benz)	$C_6H_4Cl_2$
1.2-Dichlorbenzen	(1.2-Cl ₂ benz)	$C_6H_4Cl_2$

Als Analysenmethode diente die kapillargaschromatographische Trennung nach vorheriger Anreicherung der Analyten aus der Gasphase (headspace) an einer 85 µm-Polyacrylat-Mikrofaser (SPME für solid phase micro extraktion). Da diese Meßmethode im Laufe der Untersuchungen variiert wurde, liegen nicht von Anfang an quantifizierbare Ergebnisse vor.

Das Bohrkernmaterial wurde in 10ml-Meßgläschen eingewogen und mit teflon-beschichteten Septen verschlossen. Die Gleichgewichtseinstellung mit der Gasphase erfolgte auf dem Probensteller des SPME-Autosamplers, der während des Adsorptionsvorganges (25 min) in leichte Vibrationen versetzt wurde.

Die Ergebnisse dieser Messungen zeigten deutlich eine ausgeprägte Schichtung der Schadstoffe im Grundwasserleiter unmittelbar über der Kohle und einen unterschiedlich fortgeschrittenen Transport innerhalb des Kohleflözes.

Es stellte sich jedoch heraus, daß die Reproduzierbarkeit der Messungen mangelhaft war wegen der ungenügenden Gasdichtigkeit der Septen. Deshalb wurden die Messungen ab Bohrung 6 im Dreiphasensystem durchgeführt. Das Bohrgut Sand und Kies (8-10 g) bzw. Kohle (4-5 g) wurde ohne Vorbehandlung feucht eingewogen und mit argonbegastem Wasser auf ein Volumen von 10 ml gebracht. Nach dem Verschließen wurden die Proben auf dem Kopf stehend mindestens 24 Stunden zur Equilibrierung geschüttelt. Nach längerem Schütteln verändern sich die Meßwerte kaum noch. Die Messung in diesem Dreiphasensystem erwies sich als wesentlich stabiler und reproduzierbarer.

Die Kalibrierung der Feststoffmessungen erfolgte ebenfalls in diesem wäßrigen Dreiphasensystem ohne Zuhilfenahme anderer Extraktionsmittel. Dazu wurden zwei unterschiedliche Wege beschritten:

1. Equilibrierung durch Adsorption

Das ist eine Kalibriermethode in Anlehnung an die VDI 3865: Messen leichtflüchtiger halogenierter Kohlenwasserstoffe im Boden. Unbelastete oder wenig belastete Proben werden in vorbereiteten Meßgläschen mit wenigen Mikrolitern einer methanolischen CKW-Lösung definierter Konzentration "gespikt" und wie beschrieben zur Gleichgewichtseinstellung gebracht.

2. Equilibrierung durch Desorption

Konstante Einwaagen (4 g) der am stärksten belasteten Proben werden mit steigenden Volumina Wasser auf dem Überkopfschüttler eluiert und anschließend ein Volumenäquivalent gemessen.

Da beide Methoden zu annähernd übereinstimmenden Ergebnissen führten, wurden alle mit Kohleproben erhaltenen Meßwerte mit den durch Adsorption erhaltenen Faktoren auf Konzentrationen umgerechnet.

Ergebnisse

Equilibrierung durch Adsorption ("spiking")

Bei der Herstellung der Stammlösungen wurden Reinsubstanzen (Merck, Supelco) verwendet, die volumetrisch oder gravimetrisch in Methanol in unterschiedlicher Zusammensetzung kombiniert wurden. Die Konzentrationen wurden so gewählt, daß nicht mehr als 50 µl pro 10 ml Probe eingesetzt wurden, um den Einfluß des Lösungsmittels möglichst gering zu halten.

Abb. 1 zeigt eine typische Kalibrierkurve für Wasserproben. Die lineare Funktion und der Variationskoeffizient als Bestimmtheitsmaß sind in den Diagrammen dargestellt. Der Anstieg der Geraden ist gleich dem Kalibrierfaktor in Einheiten des FID-Flächenintegrals pro Konzentrationseinheit ($\text{FE}/(\mu\text{g/g})$) und ein Maß für die Empfindlichkeit der Meßanordnung. Die Verbindungen werden um so empfindlicher nachgewiesen, je höher der FID-response ist und je weiter die Gleichgewichtskonzentration zugunsten der Gasphase verschoben ist (HENRY-Koeffizient).

Bei der Kalibrierung von Kies und Grobsand (Abb. 2) ergeben sich gegenüber Wasser nur geringfügige Veränderungen. Die Kurven wurden nicht durch den Nullpunkt gezwungen, weichen aber nur wenig davon ab. Das bedeutet, daß es keine intensiven Wechselwirkungen zwischen dieser Matrix und den Wasserinhaltsstoffen gibt. Die Anwendung der erhaltenen Faktoren ist natürlich nur für reine Kies- und Sandproben zulässig. Im Falle der Beimischung von Kohlepartikeln sind die Proben nicht eindeutig quantifizierbar.

Die Kalibrierung der Kohle selbst erwies sich als diffizile Aufgabe. Zunächst wurde mit unbelasteter Kohle aus dem ehemaligen Tagebau Goitsche experimentiert. Diese aus einem freiliegenden angeschnittenen Flöz entnommene Kohle erwies sich als nicht repräsentativ. Durch den Luftkontakt wurden wahrscheinlich Verwitterungsprozesse ausgelöst, die zu einer Aktivierung der Oberfläche und damit zu veränderten Adsorptionseigenschaften führen. Daher mußte die zur Kalibrierung verwendete Kohle aus dem gleichen Flöz entnommen werden wie die zu analysierenden Proben.

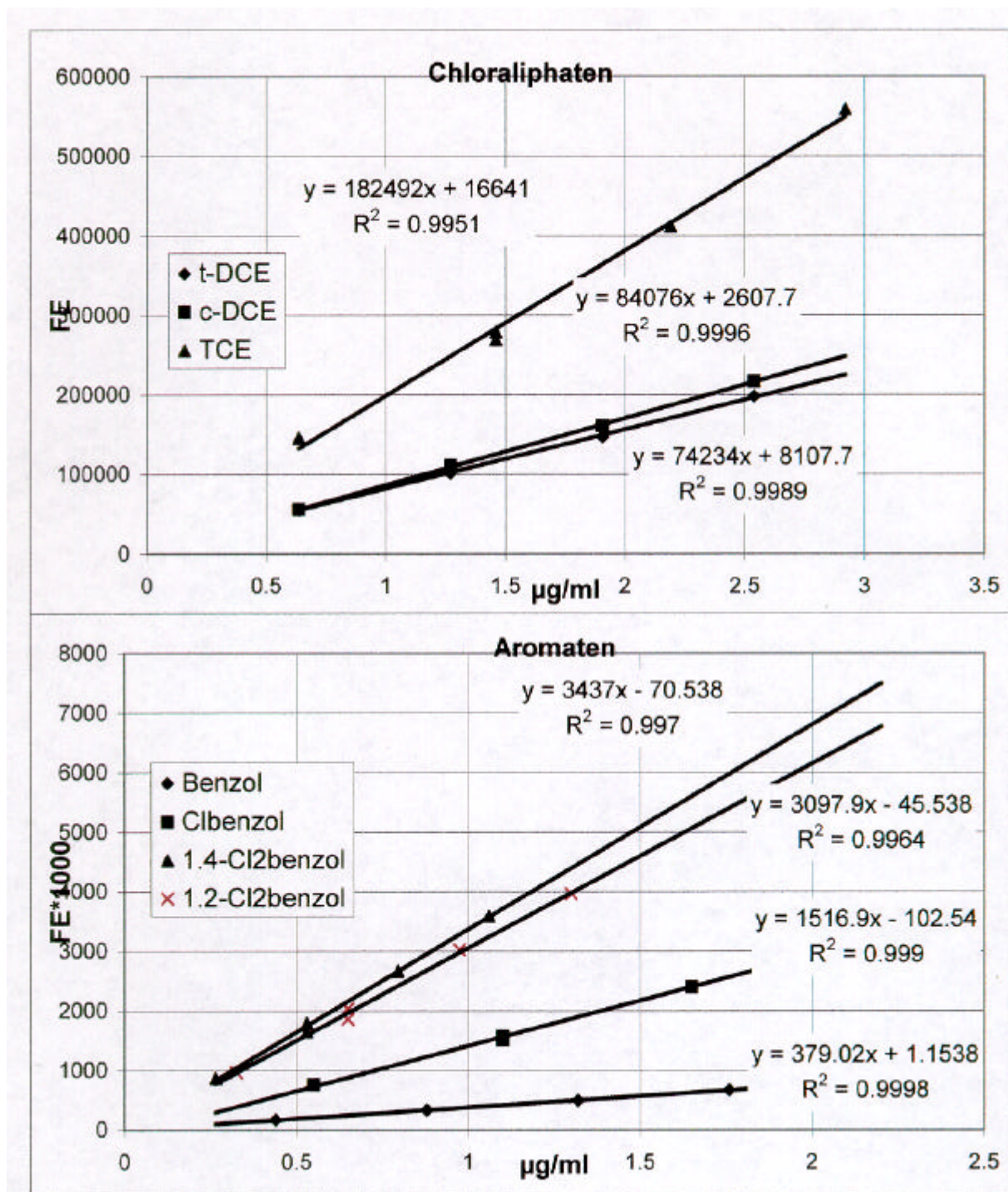


Abb. 1: Kalibrierung mit Wasser

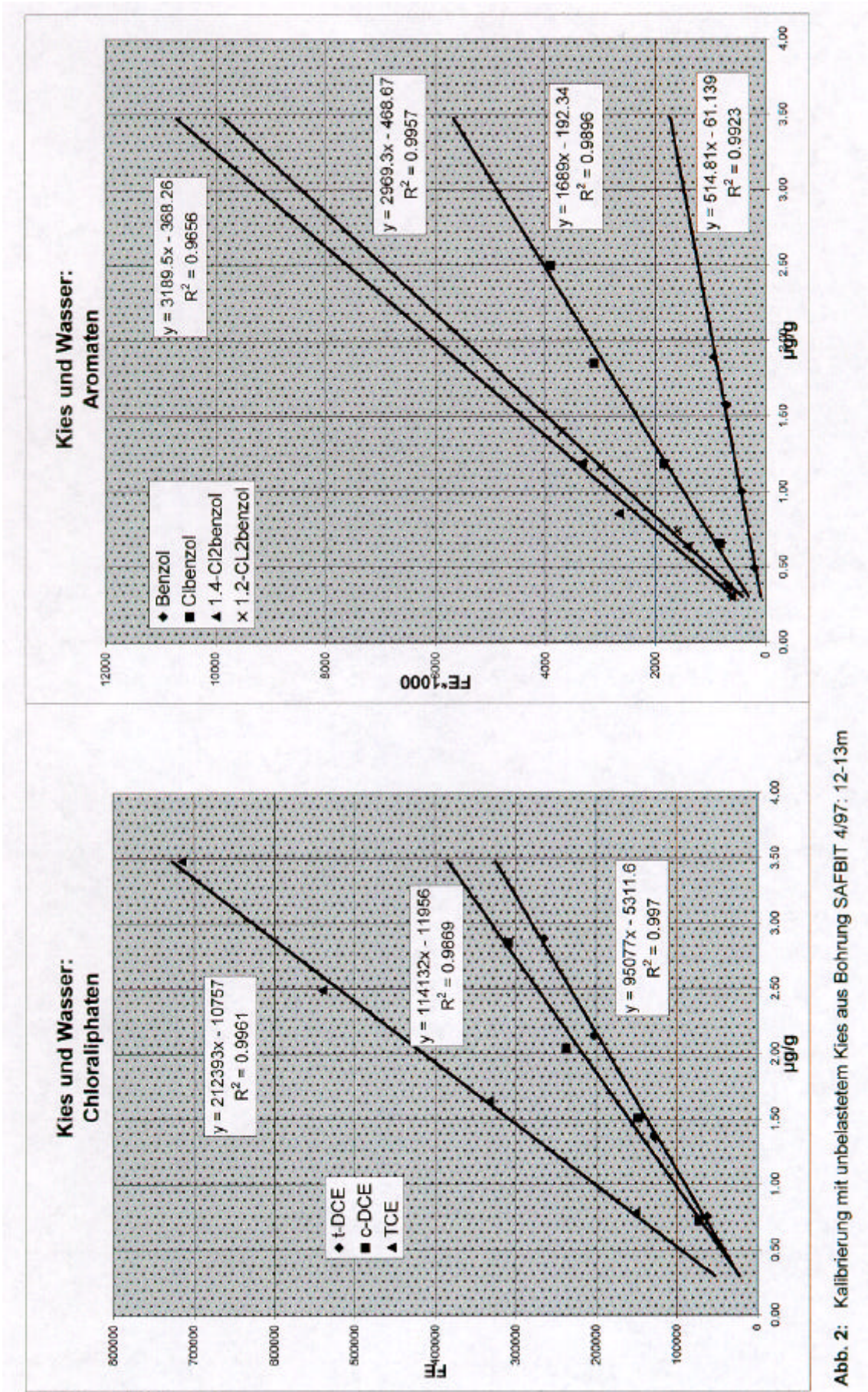


Abb. 2: Kalibrierung mit unbelastetem Kies aus Bohrung SAFBIT 4/97: 12-13m

In den Abbildungen 3 und 4 sind einige Ergebnisse dargestellt, die einerseits mit weitgehend unbelasteten Kohlen und andererseits mit belasteten Proben erhalten wurden, deren Konzentration durch Aufstockung erhöht wurde. Man erhält in allen Fällen eine lineare Abhängigkeit der Signalgröße als Funktion der Konzentration. Die Kalibrierfunktion der unbelasteten Proben schneiden die x-Achse nicht im Nullpunkt, was bei den Chlorbenzenen besonders auffällig ist. Dieser Befund kann als Hinweis darauf gedeutet werden, daß ein Teil der Chlorbenzene irreversibel an der Kohle gebunden ist, damit nicht am Austausch teilnimmt und deshalb auch nicht nachgewiesen wird.

Equilibrierung durch Desorption

Als "Gegenprobe" zu den Adsorptionsversuchen wurden konstante Einwaagen (4 g) einer belasteten Kohleprobe mit unterschiedlichen Volumina Wasser zwischen 5 und 500 ml über vier Tage auf dem Überkopfschüttler eluiert. Nach mehrstündigem Absetzen werden die abgegossenen Wasserproben wie beschrieben analysiert. Man erhält die in Abb. 5 dargestellten Verdünnungskurven.

Unter der Voraussetzung, daß Gleichgewichtseinstellung innerhalb des Dreiphasensystems erreicht wurde, gilt für die Konzentrationsverteilung jeder Komponente

$$\frac{c_2}{c_1} = K_{21} \quad \frac{c_3}{c_1} = K_{31} \quad \frac{c_3}{c_2} = \frac{K_{31}}{K_{21}} = K_{32}$$

mit c_1 = Gleichgewichtskonzentration im Gasraum

c_2 = Gleichgewichtskonzentration in der wäßrigen Phase

c_3 = Gleichgewichtskonzentration in der Kohle

Es läßt sich zeigen, daß für die Abhängigkeit der Konzentration im Headspace c_1 vom Verdünnungsfaktor V_f folgende Beziehung gilt:

$$c_1 = \frac{A}{B + V_f} \quad \text{oder} \quad \frac{1}{c_1} = \frac{B}{A} + \frac{1}{A} V_f$$

$$\text{mit } A = \frac{c_{30} V_3}{K_{21} V_{20}} \quad \text{und} \quad B = \frac{V_1 + K_{31} V_3}{K_{21} V_{20}}$$

wobei c_{30} = Anfangskonzentration in der Kohle (gesucht)

v_3 = Kohlevolumen (Dichte $\approx 1 \text{ g/cm}^3$)

v_{20} = Anfangsvolumen Wasser

v_1 = Gasvolumen

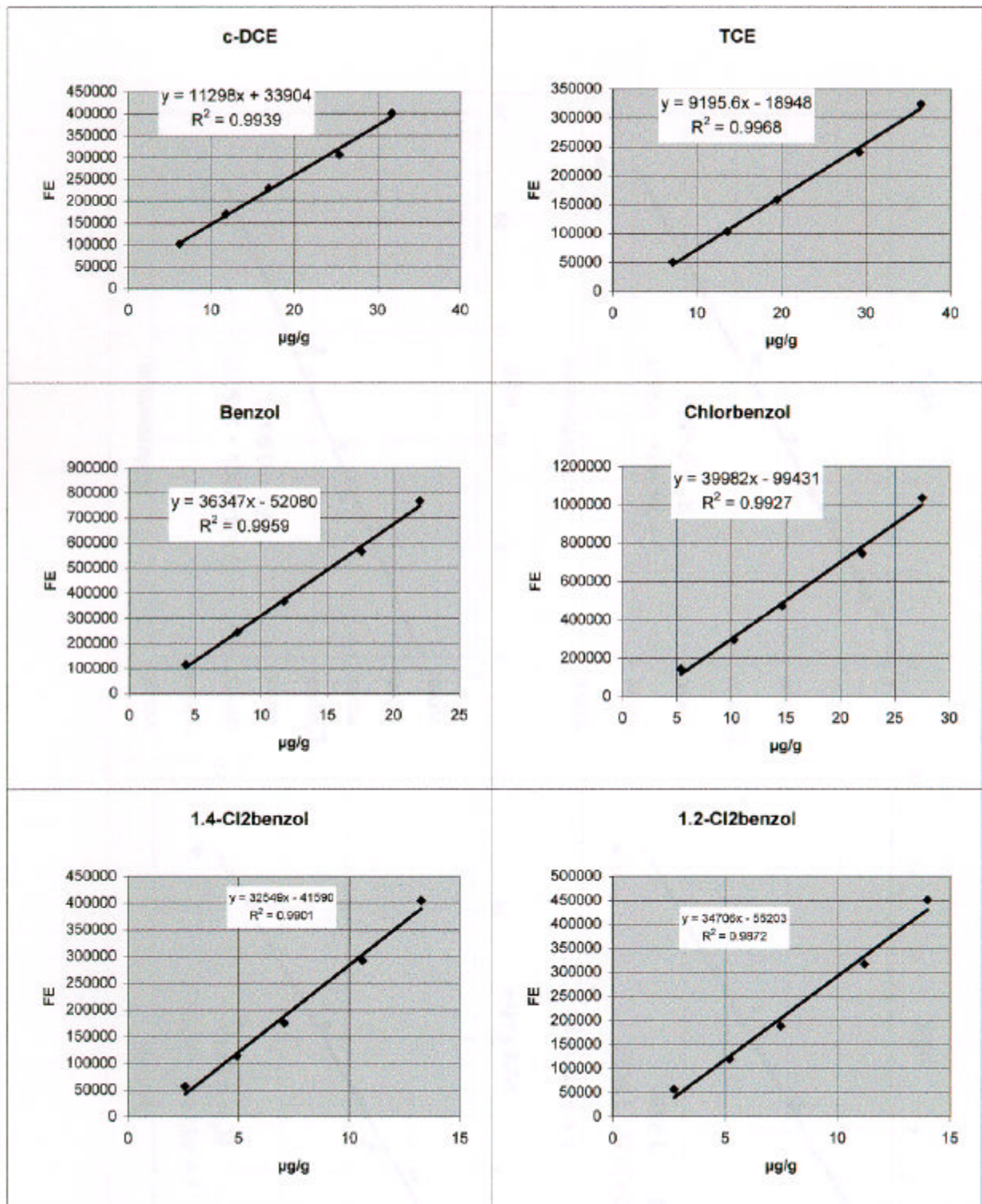


Abb. 3: Kalibrierung mit unbelasteter Kohle

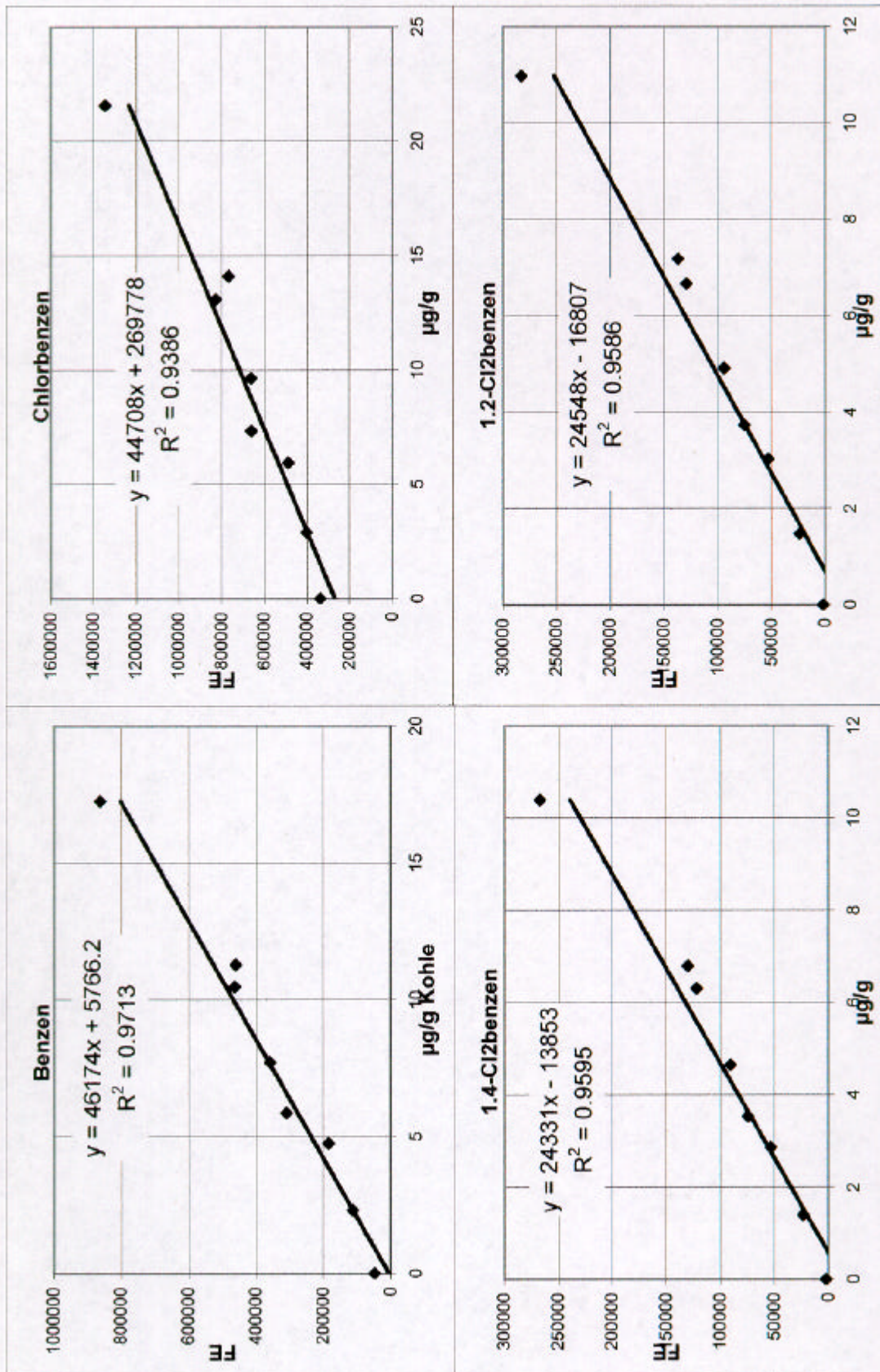


Abb. 4: Kalibrierung mit belasteter Kohle aus Bohrung SafBit 13/97 durch Aufstockung

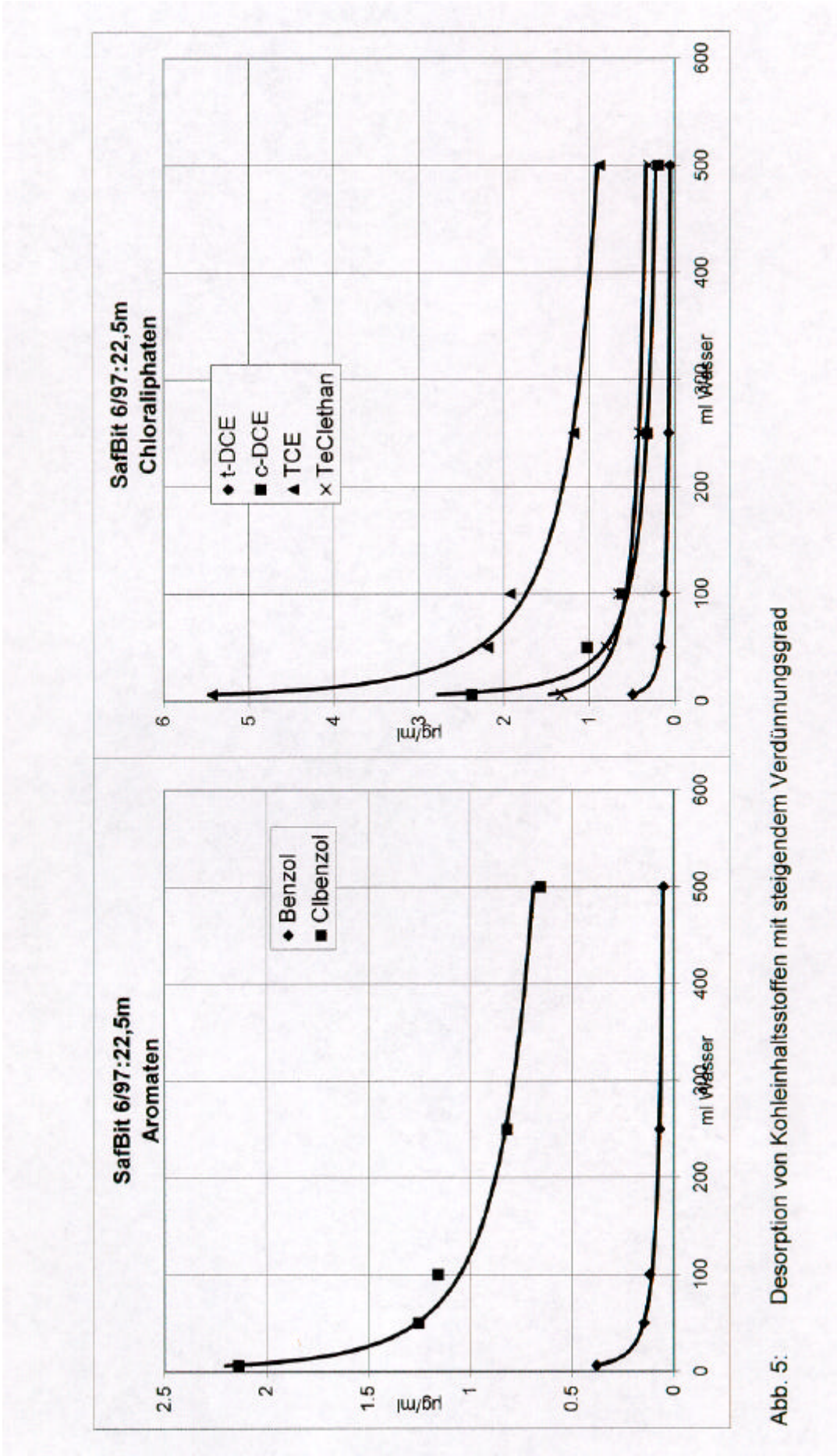


Abb. 5: Desorption von Kohlenhaltstoffen mit steigendem Verdünnungsgrad

Beim Auftragen von $1/c$ gegen V_f ergibt sich als Anstieg $1/A$ und daraus die gesuchte Konzentration C_{30} .

Die Ergebnisse (Abb. 6) zeigen, daß die Linearität der Funktion nicht streng erfüllt ist, was angesichts der Heterogenität des Untersuchungsmaterials auch nicht erwartet werden kann.

Die Meßwerte und die daraus berechneten Kohlekonzentrationen sind in der Tabelle 1 zusammengefaßt. Für jeden Meßpunkt wurden daraus die Verteilungskoeffizienten Kohle/Wasser K_{32} berechnet.

Tabelle 1: Schadstoffdesorption aus der Kohle und Konzentrationsverteilung Kohle/Wasser

Kohle orig.	Wasser	trans-1,2-Dichlorethen		cis-1,2-Dichlorethen		Trichlorethen	
g	ml	Konzentration	Verteilung Ko/Wa	Konzentration	Verteilung Ko/Wa	Konzentration	Verteilung Ko/Wa
4	6	0,49 µg/ml	14,2	2,4 µg/ml	9,1	5,43 µg/ml	24,3
	50	0,17 µg/ml	33,6	1,0 µg/ml	12,0	2,19 µg/ml	51,4
	100	0,12 µg/ml	40,9	0,6 µg/ml	15,8	1,93 µg/ml	47,6
	250	0,07 µg/ml	48,4	0,3 µg/ml	16,7	1,19 µg/ml	55,6
	500	0,05 µg/ml	21,9	0,2 µg/ml	10,5	0,88 µg/ml	34,5
berechnet für Kohle		7,7 µg/g		25,2 µg/g		140,2 µg/g	
Kohle orig.	Wasser	1.1.2.2-Tetrachlorethan		Benzen		Chlorbenzen	
g	ml	Konzentration	Verteilung Ko/Wa	Konzentration	Verteilung Ko/Wa	Konzentration	Verteilung Ko/Wa
4	6	1,33 µg/ml	35,1	0,38 µg/ml	18,6	2,14 µg/ml	58,5
	50	0,80 µg/ml	48,2	0,14 µg/ml	40,0	1,25 µg/ml	89,9
	100	0,66 µg/ml	48,7	0,12 µg/ml	39,8	1,16 µg/ml	85,9
	250	0,41 µg/ml	56,1	0,07 µg/ml	48,2	0,82 µg/ml	94,2
	500	0,30 µg/ml	39,4	0,05 µg/ml	26,2	0,65 µg/ml	71,1
berechnet für Kohle		48,7 µg/g		7,6 µg/g		128,2 µg/g	

Diese Werte zeigen naturgemäß eine starke Streuung. Es sind aber eindeutige Unterschiede zwischen den Einzelverbindungen ablesbar, wobei c-DCE mit Werten zwischen 9 und 17 am wenigsten und Chlorbenzen mit 59 bis 90 am stärksten an der Kohle adsorbiert wird. Dichlorbenzene werden so stark von der Kohle festgehalten, daß sie bei größeren Verdünnungen nicht mehr nachweisbar waren. Aus den erhaltenen Verteilungskoeffizienten können die K_{oc} -Werte abgeschätzt werden. Wegen des Wassergehaltes der Rohkohle von etwa 60 % bei einem Kohlenstoffgehalt des Trockenrückstandes von etwa 40 % liegen die auf reinen Kohlenstoff bezogenen Werte um den Faktor 4 höher als die tabellierten Werte, also für Chlorbenzen bei maximal 400 und für TCE bei maximal 220. Das liegt im Bereich der K_{oc} -Literaturwerte für diese Verbindungen, die allerdings mit großer Streubreite angegeben werden [3].

In Tabelle 1 werden die nach dem Desorptionsverfahren (1. Spalte) und nach dem Adsorptionsverfahren (3. Spalte) ermittelten Konzentrationen in der Kohle gegenübergestellt. Die Übereinstimmung ist noch befriedigend, wobei das Adsorptionsverfahren zu niedrigeren Werten führt. In der mittleren Spalte der Tabelle 1 sind die bei maximaler Verdünnung (0,5 l Wasser auf 4 g Kohle) tatsächlich erhaltenen Meßwerte dargestellt. Im ungünstigsten Fall (Chlorbenzen) liegt der Meßwert um ein Drittel unter dem berechneten Wert, das heißt, die Berechnung hat nicht den Charakter einer spekulativen Extrapolation auf einen fiktiven Wert.

Tabelle 1: Schadstoffkonzentration der Kohle aus Desorptions- und Adsorptionsversuchen

	Konz. in der Kohle aus Desorption berechnet	davon real mit 0,5 l Wasser eluiert		Konz. in der Kohle aus Adsorption berechnet
t-DCE	7,7 µg/g	6,6 µg/g	85,1 %	4,2 µg/g
c-DCE	25,2 µg/g	23,3 µg/g	92,3 %	17,8 µg/g
TCE	140,2 µg/g	110,0 µg/g	78,5 %	111,1 µg/g
TeClethan	48,7 µg/g	37,0 µg/g	76,0 %	
Benzen	7,6 µg/g	6,3 µg/g	82,6 %	3,6 µg/g
Chlorbenzen	128,2 µg/g	81,8 µg/g	63,8 %	74,4 µg/g

Mit Hilfe der ermittelten Kalibrierfaktoren wurden die mit den Kohleproben aus den Bohrungen 6 und 13 erhaltenen Meßwerte auf Konzentrationen umgerechnet und als Schadstoffprofil in den Abb. 7 und 8 dargestellt.

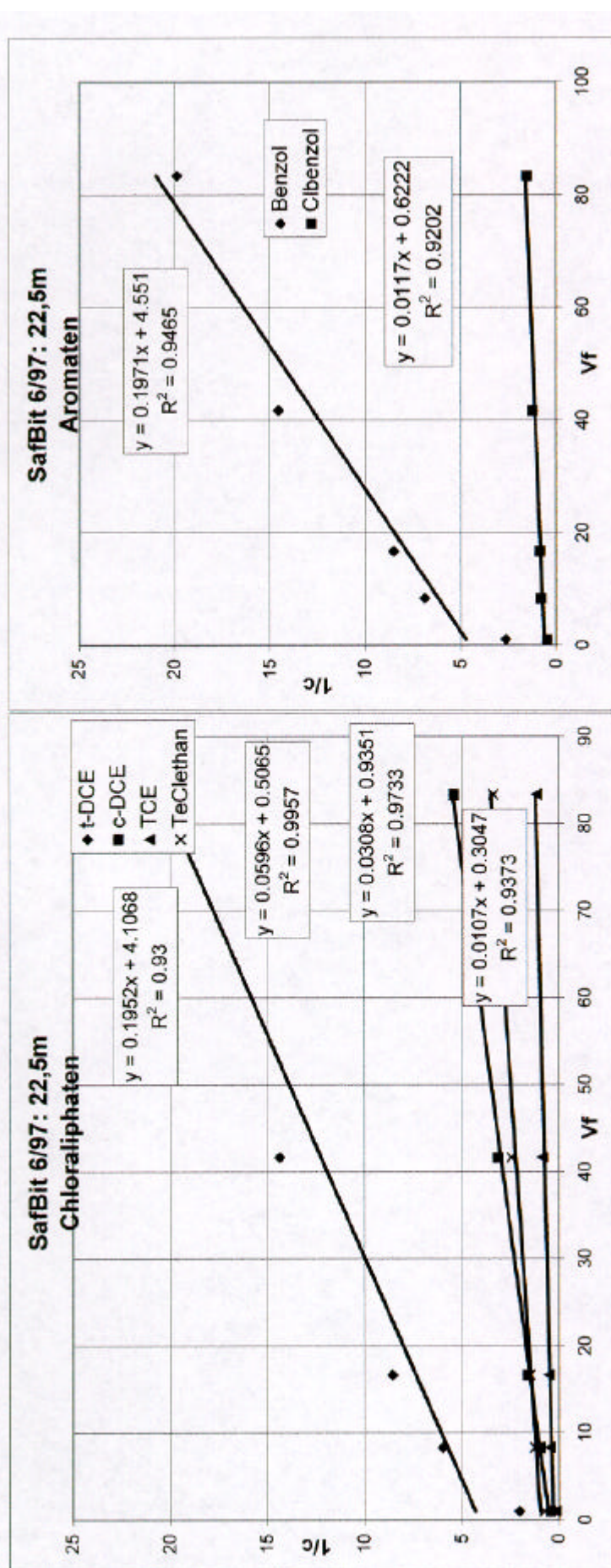


Abb. 6: Desorption von Kohleninhaltsstoffen mit steigendem Verdünnungsgrad

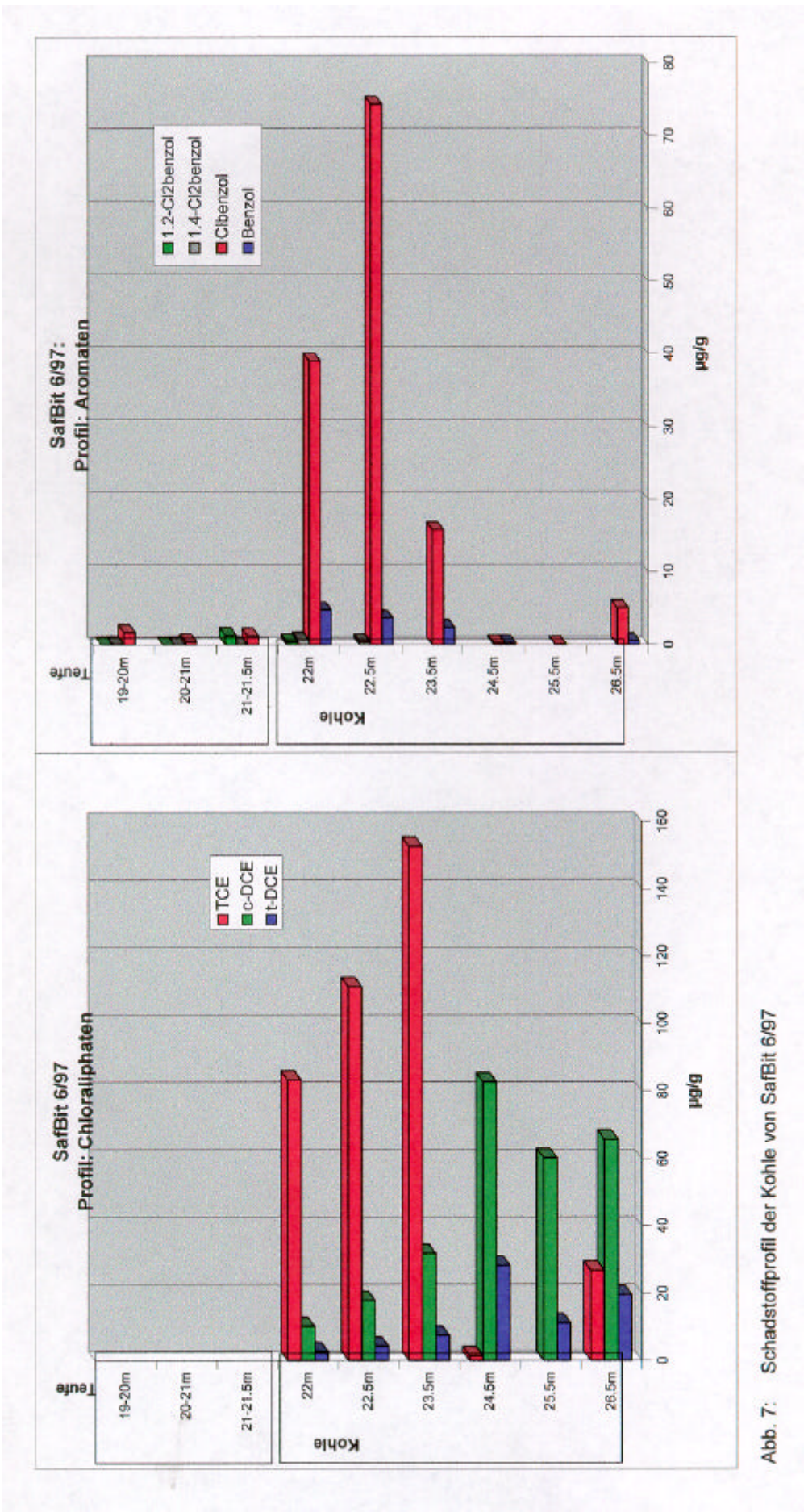


Abb. 7: Schadstoffprofil der Kohle von SafBit 6/97

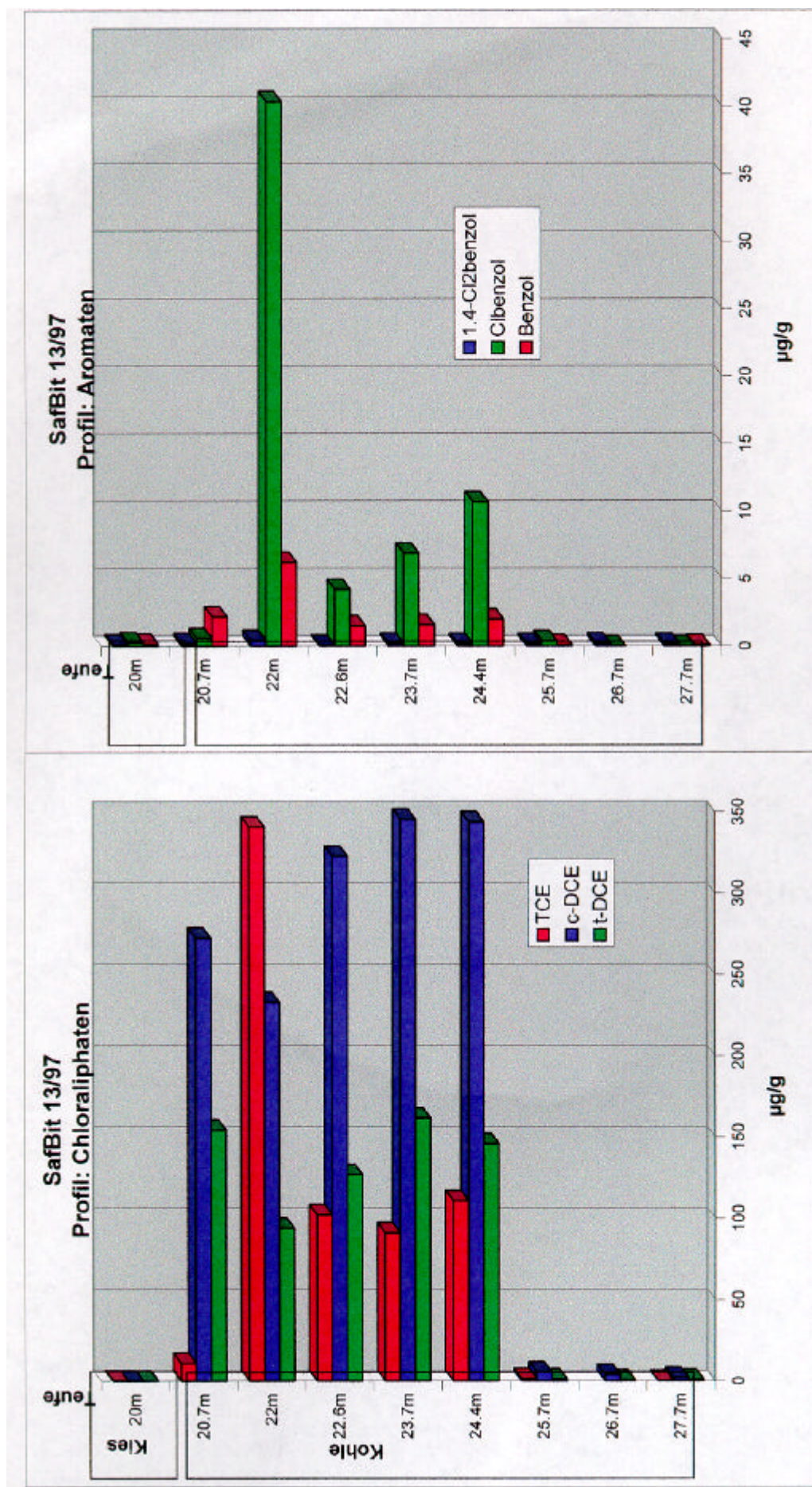


Abb. 8: Schadstoffprofil der Kohle von SafBit 13/97

Vertikale und horizontale Konzentrationsprofile der Kohle

Für beide Bohrungen ergaben sich ähnliche Verteilungsmuster. Die Belastung der oberen Kohleschichten mit Chlorbenzen auf einem maximalen Konzentrationsniveau zwischen 40 und 75 µg/g Frischkohle (entsprechend 100 bis 190 µg/g Trockensubstanz) ist angesichts der Ergebnisse der Grundwassermessungen keine Überraschung.

Dagegen war die hohe Belastung der Kohle mit TCE und seinen Folgeprodukten c- und t-DCE aus den Grundwassermessungen (mit Ausnahme der Proben aus Pegel 13/97, der in der Kohle selbst verfiltert ist) nicht vorhersehbar. Entsprechend seiner größeren Mobilität ist die maximale TCE-Konzentration bereits zwei Meter in das Flöz hineingewandert, während sich das DCE noch weiter ausgebreitet hat. Ob die DCE als Produkte der TCE-Dehalogenierung bereits vor der Adsorption an der Kohle vorhanden waren, oder erst in der Kohle entstanden sind, läßt sich auf dem gegenwärtigen Kenntnisstand nicht eindeutig entscheiden. Im Profil von 13/97 deutet sich an, daß c-DCE, ausgehend von der Maximalkonzentration TCE in beide Richtungen diffundiert, was für Abbauvorgänge in der Kohle sprechen würde.

In Abb. 9 wird der Versuch gemacht, die laterale Verteilung von Chlorbenzen an der Flözoberfläche des Pegelkreuzes darzustellen, da bei allen Bohrungen der erste Meter Kohle mit erfaßt wurde.

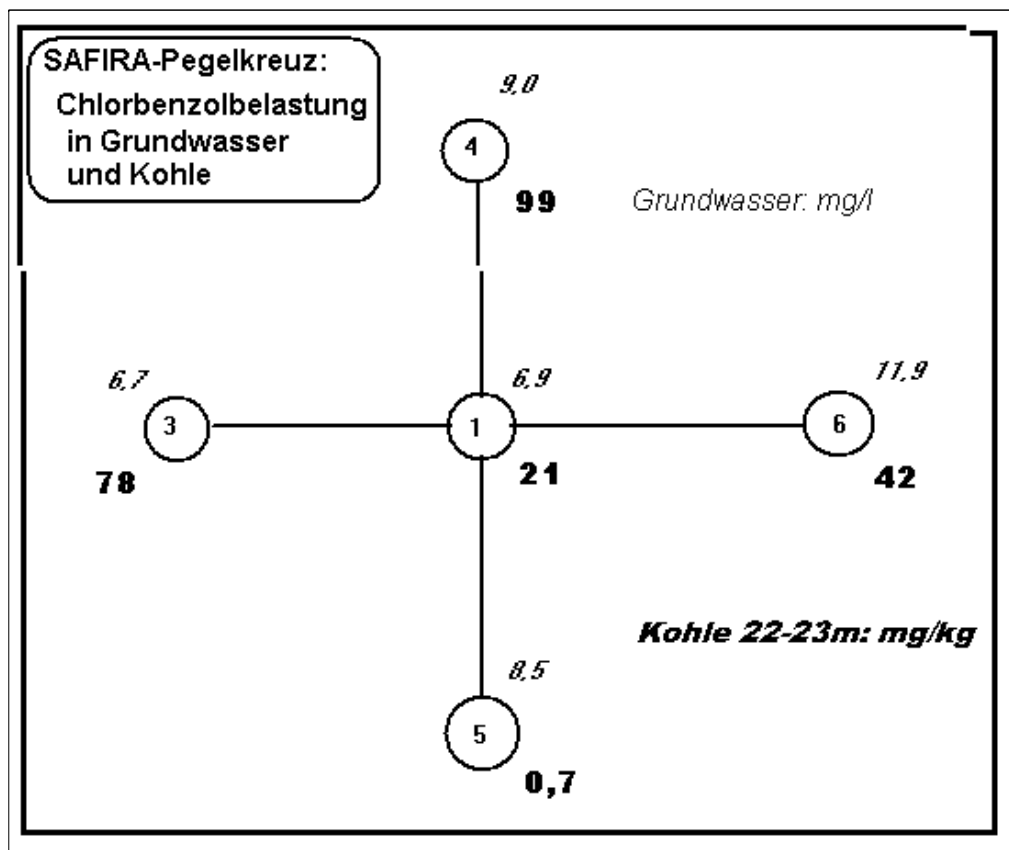


Abb. 9: SAFIRA-Pegelkreuz Chlorbenzenbelastung von Grundwasser und Kohle

Zum Vergleich ist die Belastung des Grundwassers aus dem gleichen Pegel mitangegeben. Dabei handelt es sich allerdings um Mischproben, also nicht um die Grundwasserschicht, die unmittelbar mit der Kohle in Berührung steht. Die Ergebnisse sind nicht unter hundertprozentig vergleichbaren Bedingungen entstanden, so daß weniger die absoluten Zahlen, sondern der Trend von Interesse ist. Es ist erkennbar, daß die Chlorbenzenbeladung der Kohle aus den nordwestlich im Anstrom gelegenen Pegel 3 und 4 deutlich erhöht ist, während die Schadstoffwelle am Pegel 5 offenbar gerade erst ankommt. Für eine andere Erklärung der auffällig geringen Belastung am Pegel 5, etwa Trennung von Grundwasser und Kohle durch Decktonschichten, gibt es keine Anhaltspunkte.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Es wurden Methoden zur Ermittlung des mit Wasser austauschbaren Schadstoffpotentials in der Kohle unterhalb des quartären Aquifers im Untersuchungsraum des Vorprojektes SAFIRA Bitterfeld erarbeitet.

Es konnte nachgewiesen werden, daß die vom Grundwasser transportierten Chlorkohlenwasserstoffe in der Kohle größtenteils reversibel adsorbiert werden. Dabei liegen die Gleichgewichtsverteilungen der Chlorbenzene weiter zugunsten der Kohle verschoben als die der chlorierten Aliphaten. Die Dichlorethene werden am wenigsten, die Dichlorbenzene am stärksten von der Kohle festgehalten.

Entsprechend findet man die Maximalkonzentrationen von DCE im Innern des Flözes, die der Chlorbenzene nahe der Oberfläche.

Die Auswertung der Kohlemessungen zeigte zu erwartende hohe Chlorbenzenbelastungen in der oberen Kohleschicht, wobei ein Konzentrationsgefälle von Nordwest nach Südost in der Stromrichtung des Grundwassers festzustellen ist. Die Kohle wirkt quasi als Schadstoffdosimeter und gibt Hinweise über die Herkunft und Dauer der Einwirkung.

Die Chlorbenzenbelastung wird um das Mehrfache von der Konzentration an TCE und DCE übertroffen - ein Ergebnis, daß aus den vorangegangenen Grundwasseranalysen nicht ablesbar war. Bezüglich der Wechselwirkung Grundwasser/Kohle ist die Situation für Chloraromaten und Chloraliphaten unterschiedlich zu bewerten.

Die maximale Chlorbenzenkonzentration ist nur um den Faktor 3 bis 4 höher als die zuletzt nachgewiesene Konzentration im Grundwasser über der Kohle (23 mg/l in SafBit 14/97: 19-20 m am 28.04.1997). Die experimentell ermittelte Gleichgewichtsverteilung für dieses Konzentrationsniveau liegt um mehr als eine Größenordnung zugunsten der Kohle verschoben. Es besteht folglich eine Adsorptionssituation, und die Aufnahmekapazität der Kohle ist noch nicht erschöpft.

Im Falle der Chloraliphaten ist die entgegengesetzte Situation zu beobachten. Es muß in der Vergangenheit eine massive TCE-Belastung im Grundwasser gegeben haben, die praktisch quantitativ von der Kohle aufgefangen wurde. Die geringfügigen TCE- und DCE-Belastungen des Grundwassers könnten als Folge einer Desorption und Rückdiffusion aus der Kohle gedeutet werden.

Im Untersuchungsgebiet wirkt das Kohleflöz gegenwärtig ganz überwiegend als Schadstoffsенke, die zumindest eine starke Retardation des Schadstofftransportes verursacht. Darüberhinaus gibt es Hinweise auf mögliche Abbauvorgänge im Kohleflöz und an seiner Oberfläche (DCE-Konzentrationsprofil im Flöz sowie Anstieg von Temperatur und Chloridgehalt im Grundwasser über der Kohle).

Die offenen Fragen zur Kinetik des Schadstofftransports und des Schadstoffabbaus müssen durch Simulationsversuche im Labor und vor Ort unter realitätsnahen Bedingungen geklärt werden.

Literatur

- [1] VOGEL, T.M.; CRIDDLE, C.S. & MCCARTY, P.L. (1987): Transformations of halogenated aliphatic compounds.- Environ. Sci: Technol. 21, 722-736
- [2] WASHINGTON, J.W. (1995): Hydrolysis Rates of Dissolved Volatile Organic Compounds: Principles, Temperature Effects and Literature Review.- Groundwater 33, 415-424
- [3] RIPPEN; G. (1992): Handbuch der Umweltchemikalien.- Verlag ecomed

7 MIKROBIOLOGIE

Die Forschungskonzeption des Verbundprojektes SAFIRA zum Abbau der chlororganischen Kontaminationen in belasteten Grundwässern und Aquiferen im Raum Bitterfeld sieht sowohl mikrobiologische als auch abiotische Varianten vor. In diesem Kapitel stehen die mikrobiologischen Arbeiten im Vordergrund.

Basierend auf der Analyse der autochthonen Mikroorganismengesellschaften bilden Untersuchungen zu den Möglichkeiten des Abbaus der Chlororganika bzw. der Reaktionsprodukte einer abiotischen Dehalogenierung durch die autochthonen Bakteriozönosen der Aquifere und Grundwässer einen Schwerpunkt. Drei Forschergruppen (UFZ - Arbeitsgemeinschaft, Universität Dresden/TWZ Karlsruhe und die Arbeitsgruppen Mikrobielle Ökologie und Chemische Mikrobiologie der GBF) verfolgen dabei unterschiedliche Ansätze, die im folgenden mit ihren Ergebnissen dargestellt sind.

7.1 Mikrobielle Besiedlungsdichten und Schadstoffabbaupotentiale autochthoner Bakterien belasteter Aquifere im Raum Bitterfeld

L. WÜNSCHE¹, H. LORBEER¹, B. HARD¹, G. KRAUß², K.-D. WENDLANDT³,
J. FLACHOWSKY⁴

*UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektionen Umweltmikrobiologie¹,
Hydrogeologie², Sanierungsforschung³ und Analytik⁴, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig*

Voraussetzungen für die Erarbeitung von Entscheidungen zur prinzipiellen Anwendbarkeit mikrobiologischer *in situ*-Sanierungsverfahren, zur Auswahl der günstigsten Verfahrensvariante und zur Abschätzung der Erfolgsaussichten sind:

- Bestimmung der mikrobiellen Besiedlungsdichte der Standorte
- Bestimmung der Schadstoffabbauleistungen der autochthonen mikrobiellen Biozöten unter *in situ*-Bedingungen
- Prüfung von Möglichkeiten zur Steigerung der Abbauleistungen der autochthonen mikrobiellen Biozöten *in situ* durch technisch und ökonomisch realisierbare Maßnahmen

Neben dem Schadstoffgehalt (Kap. 4.1) sind die Aquifere am Standort als mikrobielle Habitate durch bestimmte Kombinationen mikrobienökologisch relevanter abiotischer Milieufaktoren charakterisiert. Im quartären Aquifer fehlt Sauerstoff. Von den potentiellen Elektronenakzeptoren für anaerobe Prozesse ist Sulfat in einer Konzentration von ca. 700 mg/l Grundwasser vorhanden, Nitrat mit maximal 1,5 mg/kg Sediment. Beurteilt nach dem DOC-Gehalt (10 - 30 mg/kg Sediment) ist die Menge an verfügbaren organischen Substanzen für Wachstums- und cometabolische Prozesse minimal; in den kohleführenden Schichten erreicht der DOC-Gehalt jedoch Werte bis 400 mg/kg. Während Ammoniumstickstoff in Konzentrationen von ca. 15 mg/kg Sediment verfügbar ist, liegt der Phosphatgehalt im Bereich der Nachweisgrenze und dürfte einen wachstumslimitierenden Faktor im Ökosystem darstellen. Schwermetalle sind weder in limitierenden noch inhibierenden Konzentrationen vorhanden (siehe Kap. 4.2). Die pH-Werte liegen bei ca. 7, die Temperaturen bei 13°C und ändern sich nur geringfügig über das Tiefenprofil. Im wesentlichen prägt diese Milieufaktorenkombination auch das Ökosystem tertiärer Aquifer. Wie im quartären Grundwasserleiter steht der Elektronenakzeptor Sulfat mit 750 mg/l Grundwasser zur Verfügung, deutlich ist auch hier der Mangel an C-Verbindungen (TOC 6-8 mg/l Grundwasser) und Nitrat. Temperaturen (durchgehend 15,5-16,0°C) und pH-Werte (durchgehend um 6,5) liegen in günstigen Bereichen für das Bakterienwachstum.

Besiedlungsdichte der Grundwässer und Aquifere mit Mikroorganismen/ Mikroorganismengruppen

Für die Untersuchung der mikrobiellen Besiedlungsdichten wurden Liner der Bohrungen SafBit 1/96 und 2/96 sowie die nach dem Ausbau beider Pegel geförderten Grundwässer genutzt. Die Dichte der Meßpunkte in den Sedimenten wurde von der Schadstoffmenge bestimmt: Untersucht wurden Sedimente des quartären Aquifers in Abständen von 2 m, aus dem tertiären Aquifer in Abständen von 4 m und aus der am höchsten mit Chloraromaten kontaminierten Zone zwischen 16 und 23 m in Meterabständen.

Bis zur maximalen Bohrtiefe waren Grundwässer (bis 10^5 Zellen/ml) und Aquifere (bis 10^6 cfu/g Sediment) mit Bakterien besiedelt (Abb. 1). In den autochthonen Biozönosen dominierten denitrifizierende, eisen- und manganreduzierende Bakterien, daneben wurden auch überraschend hohe Besiedlungsdichten mit aeroben Bakterien gefunden. Sulfatreduzierende Bakterien konnten aus allen Sedimenten angereichert werden, die Besiedlungsdichte war trotz hoher Sulfatkonzentrationen am Standort unerwartet niedrig. Hefen und mycelbildende Pilze fehlten erwartungsgemäß in den meisten Sediment-Horizonten.

Abbauleistungen der ökophysiologischen Hauptgruppen unter in situ-nahen und optimierten Bedingungen

Die Untersuchung des Abbaupotentials erfolgte mit Bakteriozönosen aus zwei Mischproben mit unterschiedlicher Schadstoffbelastung:

- Sedimente des quartären Aquifers mit der stärksten Kontamination (14 - 18 m)
- Sedimente der Grenzsicht von quartärem Aquifer und Braunkohle (19 - 23 m)

In den Experimenten wurden die im quartären Aquifer dominierenden Schadstoffe in über den in situ-Konzentrationen liegenden Mengen eingesetzt: Monochlorbenzen (MCB, 30 mg/l), 1,2-Dichlorbenzen (1,2-DCB, 10 mg/l) und 1,4-Dichlorbenzen (1,4-DCB, 10 mg/l). Darüber hinaus wurde Benzen (100 mg/l) als erwartetes Produkt einer abiotischen Dehalogenierung von Chlorbenzenen in die Untersuchung einbezogen.

Die Bestimmung der Schadstoffabbau-Leistungen der im quartären Aquifer und in der Grenzsicht quartärer Aquifer/Braunkohle am Standort Bitterfeld nachgewiesenen ökophysiologischen Bakteriengruppen erfolgte nach selektiver Stimulierung durch Zugabe der entsprechenden Elektronenakzeptoren im Verband der gesamten Biozönose. Im Rahmen dieser Vorstudie wird Schadstoffabbau über die Abnahme der Initialkonzentration beurteilt. Aufstellung von Bilanzen und Nachweise von Zwischen-

und Endprodukten werden Gegenstand zukünftiger Untersuchungen sein.

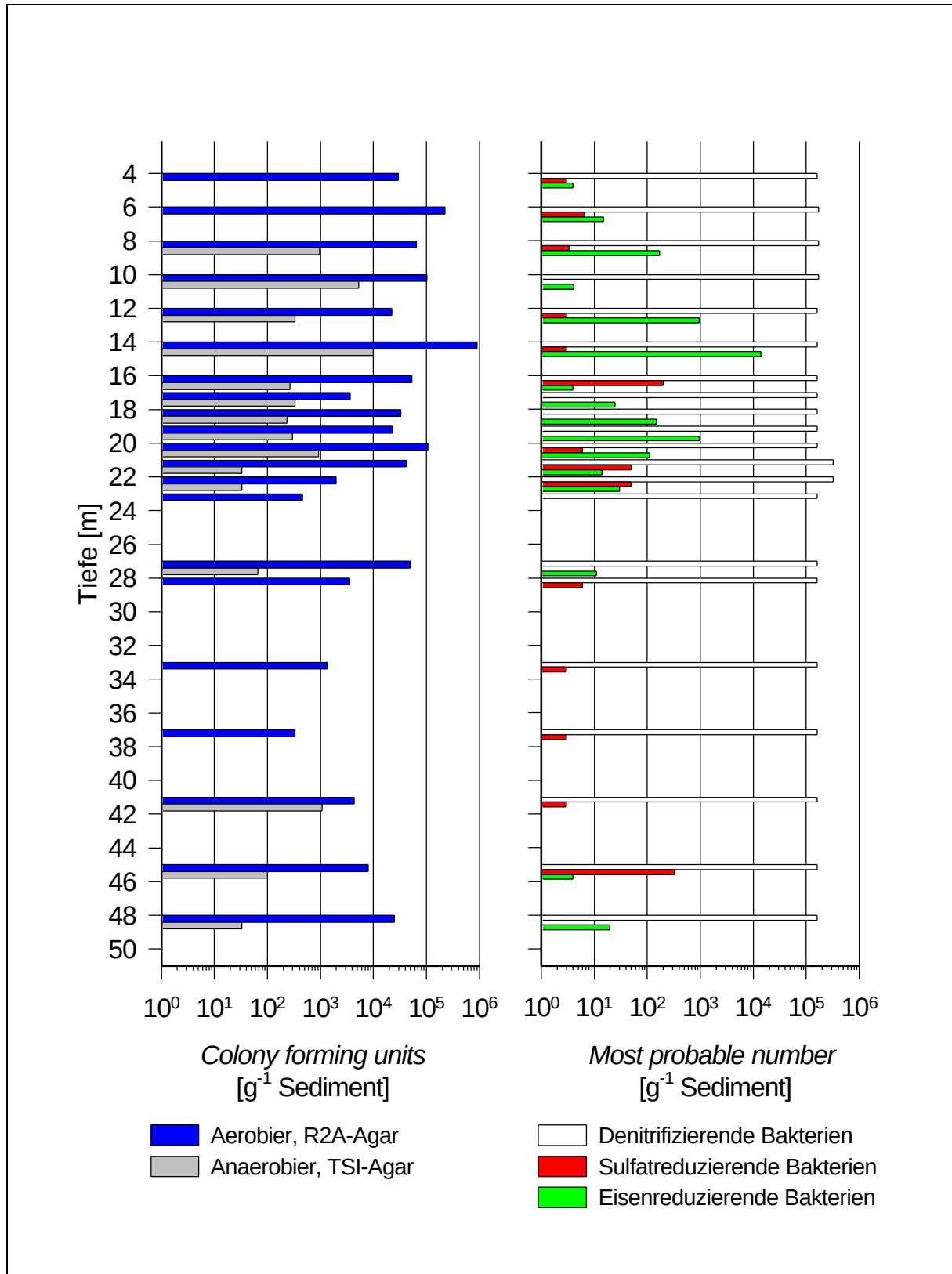


Abb. 1: Populationsdichte ausgewählter Bakteriengruppen in quartären und tertiären Sedimenten des Untersuchungsgebietes

Bewertung von Substanzverlusten durch abiotische Einflußfaktoren (Kontrollansätze)

Um zwischen biotischen und abiotischen Abbau- bzw. Eliminierungsprozessen unterscheiden zu können, wurden zu jeder Versuchsreihe Kontrollansätze mitgeführt, in denen durch Autoklavieren biotische Abbauprozesse durch die autochthonen Biozönosen ausgeschlossen wurden. Alle Kontrollansätze zeigten im Prinzip gleichartigen, nahezu linearen Abfall der Konzentration aller Schadstoffe mit der Zeit. Nach 40 Tagen waren lediglich ca. 60 % der Ausgangskonzentrationen nachweisbar. Nach den Ergebnissen des Kontrollversuches wurde festgelegt, daß die aktuelle Schadstoffmenge im Versuchsansatz, unabhängig von der Verteilung auf die feste, flüssige oder Gasphase, nach 40 Tagen Versuchsdauer unter 50 % des Ausgangswertes liegen muß, um einen mikrobiologischen Abbau anzuzeigen. Ursachen für die erheblichen Substanzverluste ohne Einwirkung des biologischen Systems müssen in weiterführenden Untersuchungen ermittelt werden.

Schadstoffabbau durch die autochthonen Bakteriozönosen der untersuchten Sedimente

Die Ergebnisse der orientierenden Screeningversuche zeigten, daß die primären Schadstoffe MCB, 1,2- und 1,4-DCB unter den *in situ*-Verhältnissen nahekommenden Bedingungen mikrobiell abbaubar sind. Abbaugrad und -geschwindigkeit unterschieden sich jedoch in Abhängigkeit von der chemischen Struktur der Schadstoffe, dem Stoffwechseltyp der beteiligten ökophysiologischen Gruppen sowie der Verfügbarkeit von Elektronenakzeptoren und zusätzlichen organischen Materials (Hilfssubstrate).

Die Bakteriozönosen aus dem quartären Aquifer, Entnahmetiefe 14 - 18 m unter Geländeoberkante (Abb. 2) und aus der Grenzschicht quartärer Aquifer/Braunkohlenflöz (Abb. 3), zeigten in den Grundzügen ähnliche Abbauleistungen, wiesen jedoch auch einige deutliche Unterschiede in dieser Hinsicht auf.

Es ist anzunehmen, daß diese Differenzen auf die unterschiedlichen Besiedlungsdichten und die damit möglicherweise auch voneinander abweichende taxonomische und physiologische Diversität beider Biozönosen zurückzuführen sind. Mit genetischen Fingerprint-Untersuchungen (Temperaturgradienten-Gelelektrophorese) konnten die postulierten Unterschiede in der taxonomischen Diversität beider Biozönosen bisher nicht belegt werden. Unter den drei Chloraromaten erwies sich 1,2-DCB als die mit Abstand am schwersten abbaubare Verbindung.

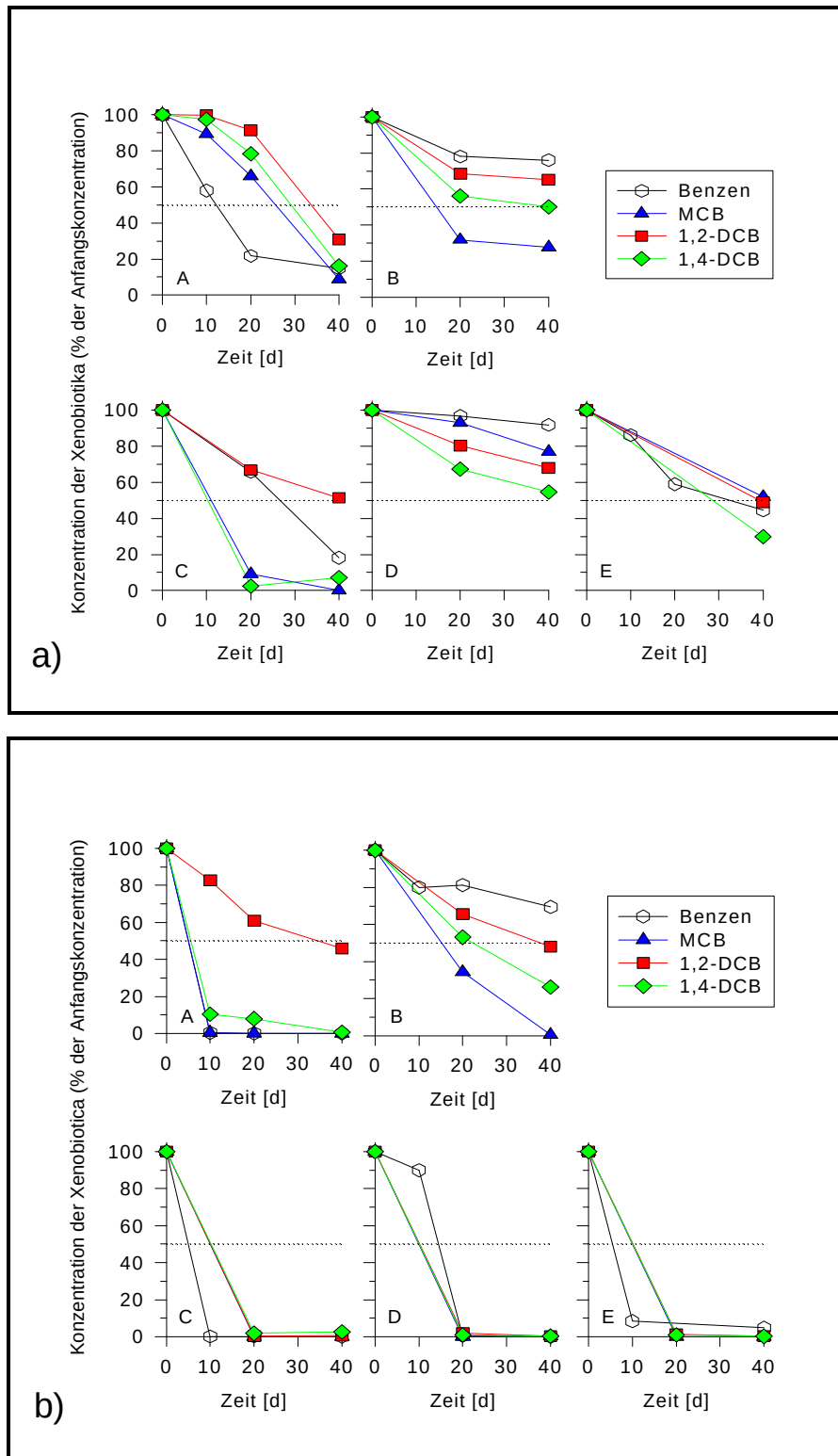


Abb. 2: Abbau von Chlorbenzenen und Benzen durch autochthone Bakteriengruppen des quartären Aquifers (14-18 m unter Geländeoberkante)

- a) Ohne Zusatz von Substraten (A aerob, B–E anaerob; B ohne zusätzliche Elektronenakzeptoren, C Nitrat, D Sulfat, E Eisenoxyhydroxid)
 b) Mit Zusatz von Substraten (Lactat, Acetat, Hefeextrakt, Ammonium und Phosphat), A–E wie unter a)

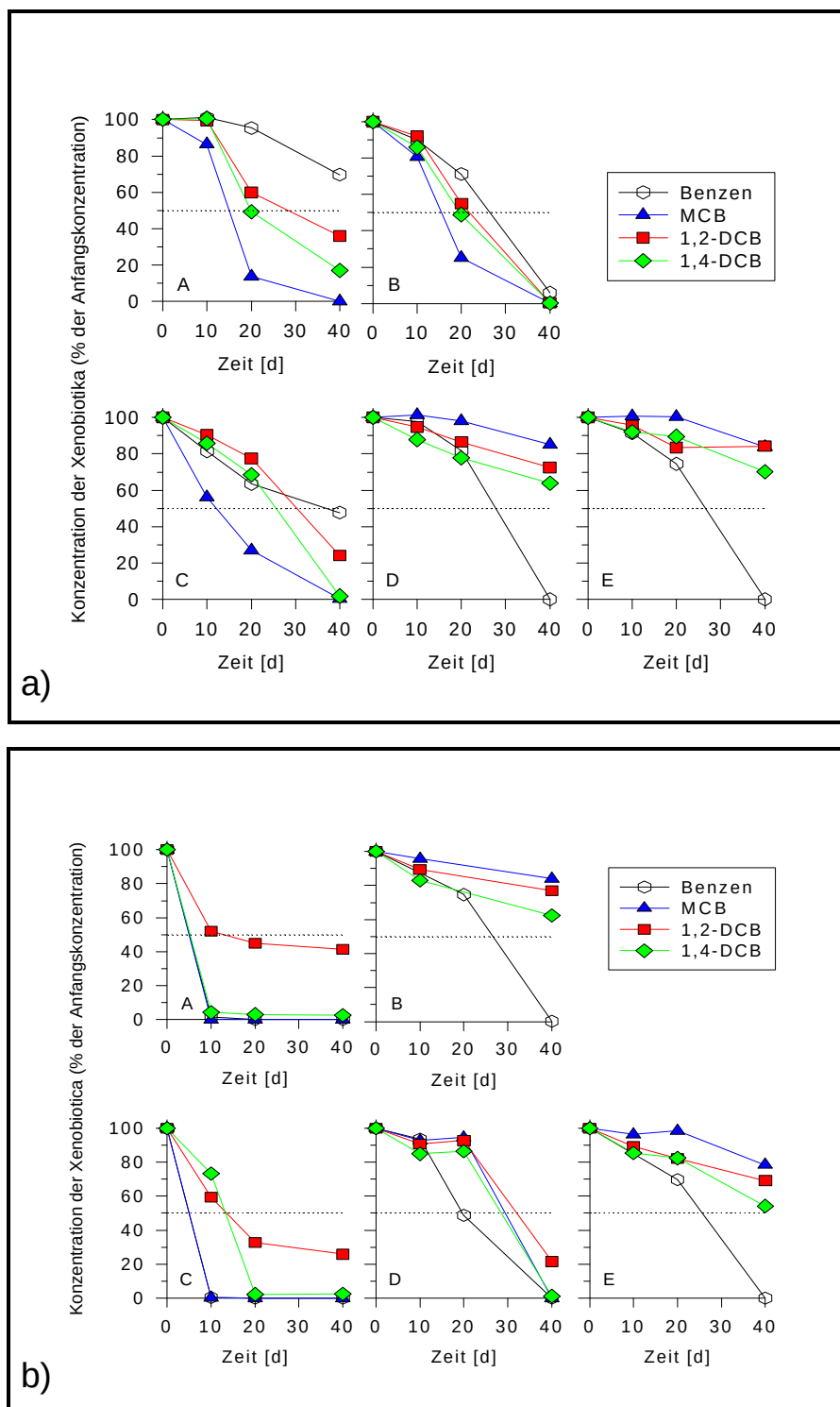


Abb. 3: Abbau von Chlorbenzenen und Benzen durch autochthone Bakteriengruppen der Grenzschicht von quartärem Aquifer und Kohle (19 - 23 m unter Geländeoberkante).

- a) Ohne Zusatz von Substraten (A aerob, B–E anaerob; B ohne zusätzliche Elektronenakzeptoren, C Nitrat, D Sulfat, E Eisenoxyhydroxid)
 b) Mit Zusatz von Substraten (Lactat, Acetat, Hefeextrakt, Ammonium und Phosphat), A–E wie unter a)

Ohne Verfügbarkeit von Hilfssubstraten war unter anaeroben Bedingungen kein Abbau nachweisbar. Das scheinbar von diesem Befund abweichende Ergebnis der

ohne Zusätze von Elektronenakzeptoren und Kohlenstoffquellen durchgeführten Versuchsvariante mit der Biozönose aus der Grenzschicht Aquifer/Braunkohle (Abb. 3a, Variante B) könnte auf die mit dem Sediment eingebrachte organische Substanz und damit auf die Verfügbarkeit einer vom Schadstoff verschiedenen C-Quelle zurückzuführen sein. Diese Annahme könnte auch die relativ hohe Abbaugeschwindigkeit der übrigen Schadstoffe in dieser Versuchsvariante erklären. Nach Zusatz systemfremder Hilfssubstrate (Gemisch aus Acetat und Lactat) war jedoch unter nitrat-, sulfat- und eisenreduzierenden Bedingungen, zumindest im Fall der Bakteriozönose aus dem quartären Aquifer, das 1,2-DCB bereits nach 20 Tagen nahezu restlos abgebaut (Abb. 2b, Varianten C-E). Bei diesen Varianten waren auch die übrigen Schadstoffe zu diesem Zeitpunkt nicht mehr nachweisbar. Für die schlechteren Abbauleistungen dieser Bakteriengruppen aus der Grenzschicht Aquifer/Kohle sind gegenwärtig keine gesicherten Erklärungen möglich.

Unter aeroben Bedingungen wurde 1,2-DCB in allen Versuchsvarianten, wenn überhaupt, nur mit sehr geringer Geschwindigkeit abgebaut: nach 40 Tagen Inkubationszeit waren noch Restkonzentrationen nachweisbar (zwischen 40 und 50 %, nur in einem Fall ca. 30 % der Initialkonzentration), die nur wenig unter der als Bewertungsgrenze für einen biologischen Abbau definierten Restkonzentration von 50 % lagen.

Zwischen MCB und 1,4-DCB gab es in bezug auf die Abbaubarkeit keine deutlichen Unterschiede. Beide Substanzen wurden, wenn unter den jeweiligen Bedingungen überhaupt, mit ähnlicher Geschwindigkeit abgebaut.

Wie zu erwarten, wurde Benzen unter aeroben Bedingungen rasch utilized, lediglich für die Biozönose aus der Grenzschicht Aquifer/Braunkohle konnte ohne Zusatz anderer C-Quellen überraschenderweise kein Benzenabbau (im Gegensatz zum raschen Abbau des MCB und 1,4-DCB) nachgewiesen werden. Unter anaeroben Bedingungen wurde ein schneller und nahezu vollständiger Abbau in der Regel dann erreicht, wenn Elektronenakzeptoren zugesetzt und Hilfssubstrate verfügbar waren: letztere wurden entweder als definierte Verbindungen zugegeben (Abb. 2b und Abb. 3b, Varianten C-E) oder möglicherweise bereits mit den Sedimentproben mit hohem Gehalt an organischen Verbindungen eingebracht (Abb. 3a).

Die Abbauleistungen der durch Zugabe entsprechender terminaler Elektronenakzeptoren im Verbund der Gesamtbakteriozönose selektiv geförderten ökophysiologischen Gruppen differierten untereinander, aber auch in Abhängigkeit vom ursprünglichen Standort. Die Standortabhängigkeit könnte auf bereits postulierte, bisher noch nicht nachgewiesene Unterschiede in der taxonomischen Zusammensetzung der autochthonen Bakteriengruppen, aber auch auf abweichende abiotische Milieufaktoren zurückzuführen sein. Bei allen Bakteriengruppen aus dem quartären Aquifer (enthält neben den Chlororganika nur Spuren anderer organischer Substanzen) wurden die Abbauleistungen durch den Zusatz von Acetat und Lactat

erhöht. Als Ursachen kommen grundsätzlich zwei Effekte in Betracht, zwischen denen bisher nicht unterschieden werden kann: Die Zugabe dieser Stoffe kann auf der einen Seite einen cometabolischen Abbau der Schadstoffe ermöglichen, andererseits zu einer Erhöhung der Bakteriendichte, d.h. der Konzentration der die Metabolisierung der Schadstoffe katalysierenden biologischen Systeme, führen.

Verfügbarkeit ausreichender Mengen terminaler Elektronenakzeptoren und Hilfssubstrate vorausgesetzt, wurden die Schadstoffe überraschenderweise im anaeroben Milieu unter nitrat-, sulfat- und eisenreduzierenden Bedingungen mit relativ hoher Geschwindigkeit abgebaut. Das wurde besonders deutlich in den Untersuchungen an den ökophysiologischen Gruppen aus dem quartären Aquifer (Abb. 2b): Bei der ersten Bestimmung der Abbauleistungen (nach 10 bzw. 20 Tagen) waren die Schadstoffe in diesen Versuchsansätzen praktisch nicht mehr nachweisbar; die Abbauleistungen waren zumindest gleich, im Falle des 1,2-DCB sogar deutlich höher als unter aeroben Bedingungen. Die gleichen Tendenzen, jedoch mit in der Regel längeren Abbauzeiten, wurden auch für diese Bakteriengruppen aus der Grenzschicht quartärer Aquifer/Kohle gefunden, lediglich bei Anwesenheit von Fe^{3+} war keine stimulierende Wirkung erkennbar (Abb. 3b), möglicherweise durch die geringe Abundanz eisenreduzierender Bakterien.

Die durch Nitratzugabe selektiv geförderten Denitrifizierer zeigten ein weitgehend ähnliches Abbauverhalten verglichen mit den aeroben Versuchsvarianten. Dieser Befund ist insofern nicht überraschend, da mit der Replikatechnik gezeigt werden konnte, daß die Aerobierfraktion der Bakteriozösen zumindest zu einem Teil aus fakultativ anaeroben Denitrifizierern besteht. Die Abbauleistung der Denitrifizierer konnte ebenfalls durch Zugabe systemfremder C-Quellen deutlich gesteigert werden, sogar das generell schwer abbaubare 1,2-DCB war im Falle der Denitrifiziererfraktion der Bakteriozönose aus dem quartären Aquifer bereits nach 20 Tagen nahezu vollständig verschwunden, bei den Denitrifizierern der Bakteriozönose aus der Grenzschicht Aquifer/Kohle waren zu diesem Zeitpunkt noch 33 % der Initialkonzentration nachweisbar.

Wie bei einem zur ersten Abschätzung der Abbauleistungen konzipierten Screeningprogramm nicht anders zu erwarten, sind die erhaltenen Ergebnisse nicht frei von Widersprüchen und unerwarteten Effekten. Die Ursachen dafür werden in weiterführenden detaillierten Experimenten untersucht.

Isolierung und Charakterisierung von Misch- und Reinkulturen aus den autochthonen Biozönosen

Sulfat- und eisenreduzierende Bakterien

Gleichzeitig mit der Untersuchung der bakteriellen Besiedlungsdichten der Sedimente und Grundwässer wurde begonnen, sulfat- und eisenreduzierende Mischkulturen in Flüssigkultur anzureichern. Diese Kulturen bilden gegenwärtig die Grundlage für die Isolierung schadstoffverwertender Konsortien bzw. Reinkulturen. Sulfatreduzierende Bakterien sind aus allen untersuchten Sedimentproben anreicherbar, während der Nachweis der Bildung von Fe^{2+} aus Eisenoxyhydroxid nur bei einigen Proben gelang. Die weitere Subkultivierung muß darüber Aufschluß geben, inwiefern die nachgewiesene Eisenreduktion tatsächlich auf biologischem Wege erfolgte.

Nitrat- und manganreduzierenden Bakterien

Die Anreicherung von diesen Bakterien wurde ebenfalls begonnen; Ergebnisse liegen noch nicht vor.

Methanotrophe Bakterien

Aus den Sediment- und Grundwasserproben der Bohrungen SafBit 1/96 und 2/96 konnten bisher keine methanotrophen Reinkulturen isoliert werden. Es wurden einige unterschiedliche methanotrophe Mischkulturen angereichert, in denen jedoch das für den Abbau von chlororganischen Verbindungen verantwortliche Enzym, eine unspezifische lösliche Methanmonooxygenase (sMMO), nicht nachgewiesen werden konnte. Mit einem sMMO-positiven Modellorganismus (Isolat aus Abwasser/Gülle) konnte jedoch ein unvollständiger Abbau von Monochlorbenzen und die Mineralisierung von Trichlorethen nachgewiesen werden.

Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse des Screeningprogramms weisen darauf hin, daß eine mikrobiologische *in situ*-Sanierung der kontaminierten Aquifere unter den am Standort herrschenden anaeroben Verhältnissen möglich sein könnte. Eine Erhöhung der *in situ*-Abbauleistungen kann über eine Stimulierung autochthoner Anaerobiergruppen durch Zugabe von Elektronenakzeptoren und Hilfssubstraten erreicht werden. Diese Ergebnisse müssen durch vertiefte Untersuchungen bestätigt und gesichert werden.

7.2 Abbaupotential methanotropher Bakterien

K.-D. WENDLANDT, M. JECHOREK, M. BECK, J. HELM

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Sanierungsforschung, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Methanotrophe Bakterien zeichnen sich u.a. durch ihre Fähigkeit zur Metabolisierung/Cometabolisierung eines sehr breiten Substratspektrums aus. Das dafür verantwortliche Enzym ist die lösliche Methanmonooxygenase (sMMO).

Während über die Oxidation/den Abbau chlorierter aliphatischer Kohlenwasserstoffe zahlreiche Befunde vorliegen, sind die Kenntnisse über die sMMO-katalysierte Biodegradation von halogenierten Aromaten, die auch im Chemiedreieck Leipzig-Halle-Bitterfeld eine wichtige Problemstoffgruppe darstellen, gering.

In einer Publikation von Halden [1] gibt es Hinweise auf die Degradation von chlorierten Aromaten (Chlorbenzen, Dichloranilin, Chlortoluen, Chlorphenol, Dichlornitrobenzen) durch den methanotrophen Stamm *Methylosinus trichosporium* OB3b. Da aber keine Angaben über Reaktionsprodukte sowie Bilanzen gemacht werden, erscheinen Aussagen über ein wirkliches biologisches Abbaupotential als etwas vage. Mit demselben methanotrophen Stamm untersuchten Sullivan et al. [2] die Biotransformation von Trichlorbenzen. Durch die Oxidation entstand allerdings das toxische Produkt Trichlorphenol.

Die bisherigen Forschungen zur *in situ*-Sanierung mittels Methanotropher, die ausschließlich autochthone Bakterien nutzen, zeigen, daß die Abbaureaktionen relativ langsam ablaufen und eine Optimierung dieser Prozesse notwendig ist, wobei sowohl Laboruntersuchungen als auch Feldversuche erforderlich sind.

Für das SAFIRA-Vorprojekt wurden insgesamt 15 Wasser- und Bodenproben, teils als Einzel-, teils als Mischproben bearbeitet. Die Proben wurden sowohl auf unterschiedlichen Medien im Schüttelkolben als auch mittels Auftropfmethode auf Agarplatten angesetzt. Der pH-Wert wurde zwischen 6,3 und 6,8 eingestellt, die Kultivierungstemperatur wurde zwischen 20 und 30°C variiert. In ausgewählten Ansätzen wurde TCE zugesetzt, um den Selektionsdruck für ein hohes Abbaupotential zu erhöhen. Die Nährmedien wurden sowohl mit als auch ohne Kupfersalze bereitet, damit die Ausbildung einer sMMO begünstigt wird. Begast wurde mit einem Gemisch 30 % Methan, 70 % Luft.

Am deutlichsten ausgeprägt war das Wachstum unter methanotrophen Bedingungen in einer Mischprobe aus 16 - 22 m Tiefe. Über eine Vielzahl von Passagen wurden 4 verschiedene methanotrophe Bakterienspezies angereichert, die allerdings bisher nicht als Reinkulturen isoliert werden konnten. Dieser Befund ist aus der Kenntnis, daß methanotrophe Kulturen generell besser in Misch- als in Reinkulturen wachsen,

nicht unerwartet. Die erhaltenen Anreicherungskulturen wurden mit dem bekannten „Naphthalintest“ [3] auf die Ausbildung von sMMO, des für die Dechlorierung maßgeblichen Enzyms, untersucht. Es konnte in keinem Fall sMMO-Aktivität nachgewiesen werden, obwohl die ursprünglichen Proben günstige Milieu-bedingungen (Kupferionen nur in Spuren) aufwiesen.

Da in den Bitterfelder Bohrproben keine autochthonen methanotrophen Bakterien mit cometabolischem Abbaupotential nachgewiesen werden konnten, wurde für Modellversuche auf einen Stamm der internen Stammsammlung der Sektion zurückgegriffen. Der Stamm WI 14 war aus einem Abwasser/Gülle-gemisch isoliert worden und kann unter Kupfermangel eine sMMO ausbilden. Die Versuche wurden zunächst in Headspace-Röhrchen von 23 ml Volumen angesetzt, diese wurden bei 25 °C im Schüttelwasserbad inkubiert. Die Biomassekonzentration betrug ca. 0,2 g/l, die Schadstoffkonzentration wurde zwischen 5 - 16 mg/l für TCE und 2-8 mg/l für Chlorbenzen vorgegeben. Das kupferfreie Nährmedium war gepuffert, so daß der pH-Wert bei 6,5 konstant gehalten werden konnte, die Flüssigkeit wurde mit 2 - 5 % Methan gesättigt. Die Versuche wurden über 48 h durchgeführt, sie wurden durch die Analysen von TCE, Chlorbenzen (gaschromatographisch), Chlorid-, Kupferionen, Nitratstickstoff, CSB (Dr. Lange-Küvettest) und Phosphat (kolorimetrisch nach Reaktion mit VM-Reagenz) kontrolliert.

In Abhängigkeit von der Anfangskonzentration konnte für TCE eine Degradation zwischen 95 und 20 % erreicht werden. Durch die Messung der Chloridkonzentration konnte eine Bilanz erstellt und die vollständige Mineralisierung nachgewiesen werden. In Abb. 1 ist ein Beispiel für einen TCE-Abbau sowie die Zunahme der Chloridkonzentration im Medium dargestellt. Interessant ist, daß bei niedrigen TCE-Anfangskonzentrationen der Abbau bereits nach 6 h fast vollständig abgeschlossen ist.

Mit dem Stamm WI 14 konnten auch Abnahmen von Chlorbenzen gemessen werden: in Abhängigkeit von der Anfangskonzentration nahm die Chlorbenzenkonzentration innerhalb von 48 h zwischen 60 und 38 % ab.

In Abb. 2 ist die prozentuale Abnahme des Chlorbenzen bei verschiedenen Anfangskonzentrationen sowie in Kontrollversuchen ohne Mikroorganismen dargestellt. Auch hier ist zu erkennen, daß die Abnahme in den ersten 6 Versuchsstunden am stärksten ist, eine vollständige Abnahme wurde unter den gewählten Versuchsbedingungen in keinem Fall erreicht. Über den möglichen Abbaumechanismus können noch keine Aussagen getroffen werden, da bislang keine Metabolite analysiert wurden. Eine Aufstellung der Chloridbilanz gibt in diesem Fall keine Aufschlüsse, da Chlorid nur ca. 30 % des Chlorbenzens ausmacht, und die aus der Mineralisierung resultierenden Konzentrationsänderungen innerhalb der Fehlergrenze der Meßmethode liegen.

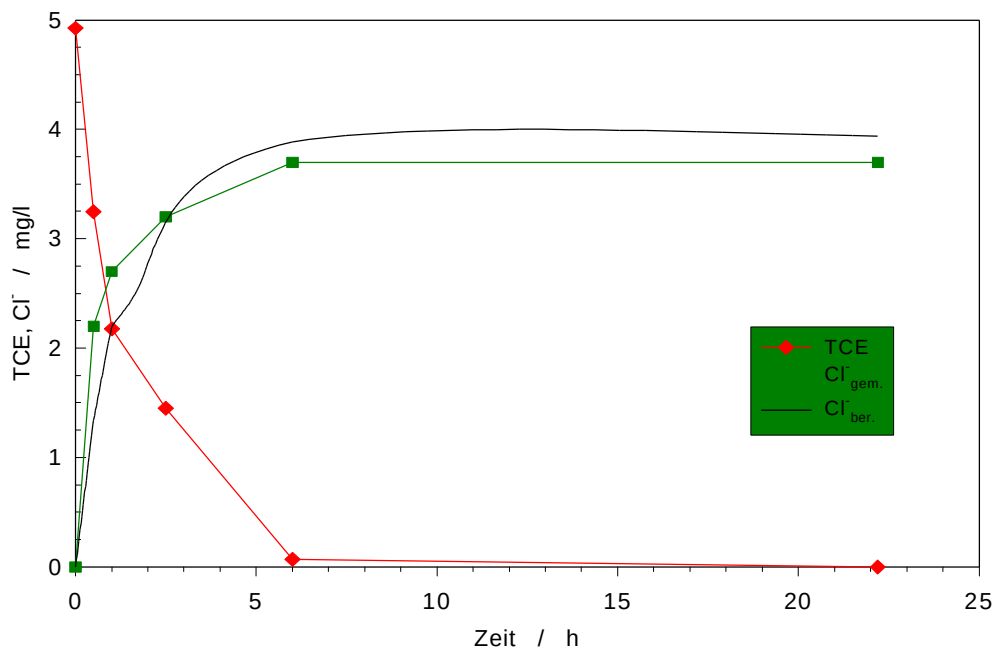


Abb. 1: Degradation von Trichlorethen mittels WI 14

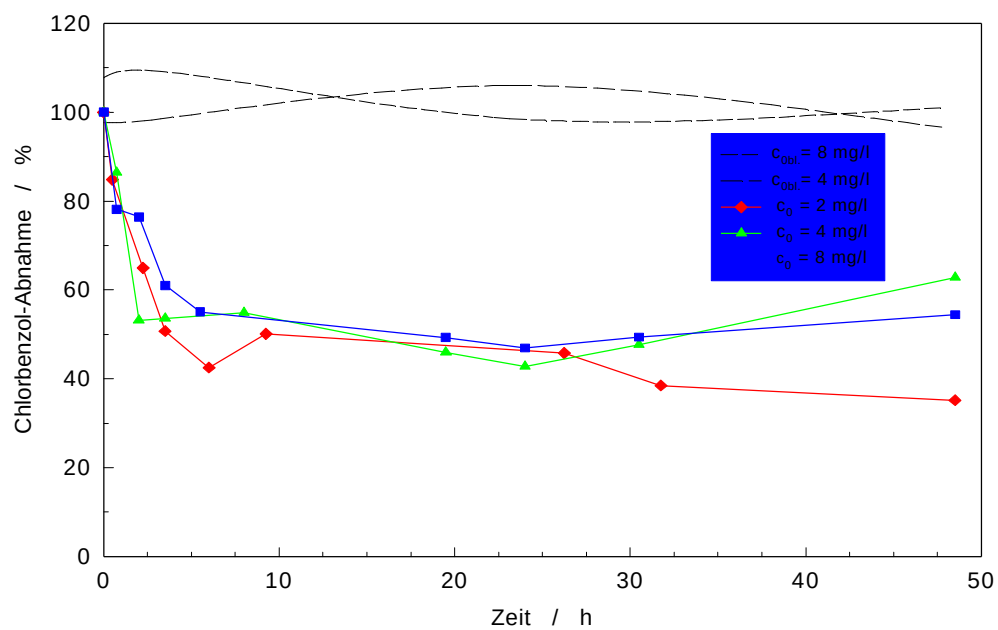


Abb. 2: Chlorbenzen-Abnahme mit WI 14, Anfangskonzentrationen $c_0 = 2, 4, 8$ mg/l und Blindversuche mit Anfangskonzentrationen $c_{0bl} = 4$ u. 8 mg/l

Literatur

- [1] HALDEN, K. (1991): Methanotrophic Bacteria for the in Situ Renovation of Polluted Aquifers, Trans/ChemE, Vol. 69 Part B, Aug.
- [2] SULLIVAN, J.P.& CHASE, H.A.(1995): Biotransformation of Chlorinated and Nonchlorinated Aromatics and Alicyclis by *Methylosinus trichosporium* OB3b Expressing Soluble Methane Mono-oxygenase, 3th Int. Symp. on Biochemical Engineering, Stuttgart, March 6-8 1995, 123-125
- [3] GRAHAM, D.W.; KORICH, D.G.; LEBLANC, R.P.; SINCLAIR, N.A. & ARNOLD, R.G. (1992): Application of a Colorimetric Plate Assay for Soluble Methane Monooxygenase Activity, Appl. Environm. Microbiol. 58, 7, 2231-2236

7.3 Laborversuche zur Ermittlung des biologischen Schadstoffabbaupotentials in kontaminiertem Aquifermaterial

P. WERNER

Technische Universität Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Pratzwitzer Straße 15, 01796 Pirna

M. STIEBER

Technologiezentrum Wasser (TWZ), Abteilung Mikrobiologie, Karlsruher Straße 84, 76139 Karlsruhe

Im Rahmen der am Technologiezentrum Wasser Karlsruhe durchgeführten Laboruntersuchungen sollte geprüft werden, ob und unter welchen Milieubedingungen die am Standort Bitterfeld vorliegende autochthone Mikroflora in der Lage ist, die mengenmäßig relevanten Schadstoffe zu metabolisieren.

Hierzu wurde zunächst Bohrkernmaterial aus unterschiedlich kontaminierten Bereichen ausgewählt und Screening-Untersuchungen auf schadstoffverwertende und denitrifizierende Mikroorganismen durchgeführt. Es konnten Keimzahlen von bis zu 10^5 pro g Boden (Trockensubstanz) sowohl für BTEX- als auch Chlorbenzenverwertende Mikroorganismen nachgewiesen und das entsprechende Bodenmaterial für die Untersuchungen zum Schadstoffabbau eingesetzt werden.

Untersucht wurde der Abbau der mengenmäßig relevanten LCKW-, BTEX- und Chlorbenzenkontaminanten unter aeroben und anaeroben Milieubedingungen in Anwesenheit von Nitrat und Sulfat als alternative Elektronenakzeptoren.

Unter aeroben Bedingungen erfolgte kein Abbau der LCKW auch nicht des niedriger chlorierten cis-1,2-Dichlorethen.

Die BTEX-Aromaten wurden mit Ausnahme von o-Xylen vollständig und bereits innerhalb der ersten 6 Versuchstage abgebaut. Anhand der Sauerstoffverbrauchsmessungen konnten maximale Raten von $0,95 \text{ mg O}_2/\text{l/h}$ und unter Zugrundelegung der Schadstoffanalytik ein entsprechender Substratabbau von $0,29 \text{ mg C/l/h}$ ermittelt werden.

Eine Anreicherung von Metaboliten bzw. eine Zunahme der Toxizität konnte nicht festgestellt werden, was zeigt, daß eine nahezu vollständige Mineralisierung dieser Schadstoffe erfolgte.

Von den eingesetzten mono- und dichlorierten Benzenen konnte hingegen lediglich das Chlorbenzen zu über 80 % eliminiert werden. Restkonzentrationen von ca. 450 µg/l Chlorbenzen, wie auch das 1,2- und 1,4-Dichlorbenzen wurden aber auch nach längeren Inkubationszeiten nicht weiter umgesetzt. Inwiefern hier die Anwesenheit von BTEX-Aromaten von Bedeutung für den Chloraromatenabbau ist, sollte noch geprüft werden.

Die Untersuchungen zum anaeroben Schadstoffabbau wurden sowohl mit als auch ohne Dosierung einer zusätzlichen Kohlenstoffquelle, welche den Mikroorganismen als Cosubstrat dienen sollte, durchgeführt.

Ohne dieses Cosubstrat konnte weder ein LCKW- noch ein Chloraromatenabbau nachgewiesen werden. Dagegen wurden m- und p-Xylen, sowie Toluol teilweise umgesetzt, wobei ebenfalls keine signifikante Anreicherung von persistenten Zwischenprodukten erfolgte. Diese Prozesse waren allerdings auf die Anfangsphase beschränkt und kamen trotz Anwesenheit ausreichender alternativer Elektronenakzeptoren im weiteren Versuchsverlauf zum Erliegen. Es liegt daher die Vermutung nahe, daß es sich beim Abbau dieser BTEX-Aromaten nicht um rein anaerobe, sondern möglicherweise um mikroaerobe/denitrifizierende Prozesse handelte.

Daß unter diesen Milieubedingungen ein idealer Abbau von BTEX-Aromaten erfolgt, konnte bereits im Rahmen anderer Untersuchungen mehrfach nachgewiesen werden. Unter strikt anaeroben Bedingungen können dagegen sehr lange Inkubationszeiten erforderlich sein, weshalb nicht auszuschließen ist, daß trotz eines im Laborversuch nicht eindeutig nachweislichen rein denitrifizierenden Schadstoffabbaus derartige Prozesse im Untergrund des Standortes ablaufen.

Im Versuchsansatz mit zusätzlicher Cosubstratdosierung wurde das zur Verfügung stehende Nitrat schnell und vollständig umgesetzt, ein denitrifizierender Aromaten- bzw. Chloraromatenabbau erfolgte dabei aber nicht.

Positiv wirkte sich dieses Cosubstrat allerdings auf die Metabolisierung der LCKW aus. Nach einer längeren lag-Phase konnte eine beginnende Dechlorierung von Per- und Trichlorethen zu cis-1,2-Dichlorethen beobachtet werden. Dies zeigt, daß zur Dechlorierung befähigte Mikroorganismen im Untergrund des Standortes vorliegen und die Abbauprozesse durch Optimierung der Milieubedingungen stimuliert werden können.

Eine Bildung von Vinylchlorid und chlorfreien Endprodukten bzw. Methanogenese trat innerhalb des zweimonatigen Versuchszeitraums (noch) nicht auf. Unsere Erfahrungen auf diesem Gebiet haben bislang gezeigt, daß insbesondere im Standortmaterial eine weitergehende Dechlorierung über cis-1,2-Dichlorethen hinaus z.T. erst nach längeren Anreicherungsphasen bzw. sehr langen Inkubationszeiträumen nachgewiesen werden kann.

Basierend auf diesen Laboruntersuchungen lassen sich somit die folgenden Aussagen bezüglich des zu erwartenden Schadstoffabbaupotentials am Standort Bitterfeld machen.

Es konnte nachgewiesen werden, daß am Standort Bitterfeld schadstoffverwertende Mikroorganismen vorliegen, die in der Lage sind, einen Großteil der an diesem Standort vorkommenden und mengenmäßig relevanten Schadstoffkomponenten zu

metabolisieren. Für die einzelnen Substanzgruppen sind dabei unterschiedliche Milieubedingungen z.B. bezüglich der Redoxverhältnisse oder der Substratversorgung erforderlich, um optimale Abbauraten zu erreichen.

Unter aeroben Bedingungen ist, mit Ausnahme von o-Xylen, mit einem guten Abbau der BTEX-Aromaten zu rechnen. Ein denitrifizierender Abbau kann ebenfalls nicht ausgeschlossen werden, wobei die Umsetzungen unter mikroaeroben/denitrifizierenden Bedingungen in Anwesenheit von Nitrat und geringen Sauerstoffkonzentrationen deutlich beschleunigt werden können.

Beim Chlorbenzen-Abbau ist zunächst von einer Elimination der niedriger chlorierten Komponenten auszugehen, welche ebenso bevorzugt unter aeroben Bedingungen umgesetzt werden. Hier könnte u.U. die Anwesenheit nichtchlorierter Aromaten insbesondere auch für den Abbau höher chlorierter Verbindungen von Bedeutung sein. Dies müßte im einzelnen aber noch geklärt werden.

Für den LCKW-Abbau sind hingegen anaerobe Verhältnisse, sowie die Bereitstellung eines geeigneten Cosubstrates erforderlich.

7.4 Phylogenetische und funktionelle Vielfalt Aromaten-abbauender Bakterien im kontaminierten Aquifer von Bitterfeld

W.-R. ABRAHAM, M. TESAR, B. NOGALES, H. LÜNSDORF

GBF - Gesellschaft für Biotechnologische Forschung, Arbeitsgruppen Mikrobielle Ökologie und Chemische Mikrobiologie, Mascheroder Weg 1, D-38124 Braunschweig

Die Arbeitsgruppe Mikrobielle Ökologie der GBF bekam im März 1997 die ersten Proben von SAFIRA (Bohrung 13/97) und daher ist die hier vorgelegte Arbeit, welche die Arbeit von lediglich 4 Monaten umfaßt, erst der Beginn einer umfassenden Untersuchung über die mikrobielle Diversität des kontaminierten Aquifers von Bitterfeld. Dabei konzentrierten wir uns zunächst auf die Diversität der kultivierbaren Bakterien, die taxonomische Einordnung der Isolate über Proteinprofile und (Teil)sequenzierung der 16S rRNA Gene und die funktionelle Charakterisierung der Stämme über ein metabolisches Screening.

Die mikroskopischen Untersuchungen konzentrierten sich auf den Bereich des Überganges von der Sandschicht in die Braunkohle, d. h. den Bereich zwischen 20,0 und 20,7 m Tiefe von SafBit 13/97, und sollen ein Bild über das Vorkommen und die 'in situ'-Verteilung der Mikroorganismen liefern.

Probenmaterial aus zwei verschiedenen Horizonten des Bodenprofils wurde nach konventionellen Präparationsmethoden mit dem Rasterelektronenmikroskop untersucht. Als repräsentative Horizonte wurden (a) die Sand-Formation in 20 - 21 m Tiefe und (b) die Braunkohlen-Schicht in 26,7 m Tiefe analysiert.

Zu (a): Die Struktur der Sandkörner zeigte gleitende Übergänge von scharfkantigen grobkonturierten Oberflächen bis hin zu stark geglätteten. Die Besiedlung dieser Oberflächen erfolgte in der Regel als isoliertes Aufwachsen von Mikrokolonien in Größenordnungen von 2,4 µm x 3,5 µm bis 5,8 µm x 9,4 µm im interkristallinen Lückenfeld des Sandkorns. Die Besiedlung solcher Lücken scheint nicht davon abhängig, ob eine dünne amorphe Beschichtung mit Tonmineralien vorliegt. Die untersuchten Bakterien waren kurzstäbchenförmig in der Größenordnung von 1,12 µm bis 1,29 µm Länge und 0,50 µm bis 0,65 µm Breite. Die Oberfläche der Bakterien wies eine charakteristisch feingliedrige, netzartige Runzelung auf (siehe Abb. 1b, Kreis). Vereinzelt waren Zellen in Teilung begriffen, d.h. ca. 8 - 15 % der Zellen einer Mikrokolonie waren in Teilung begriffen, was unter den Bedingungen vor Ort auf ein mäßiges Wachstum hinweist (Abb. 1b, Kreis). Die morphologische Diversität der untersuchten Bakterien war sehr gering, da nur ein Morphotyp beobachtet werden konnte (siehe Abb. 1b).

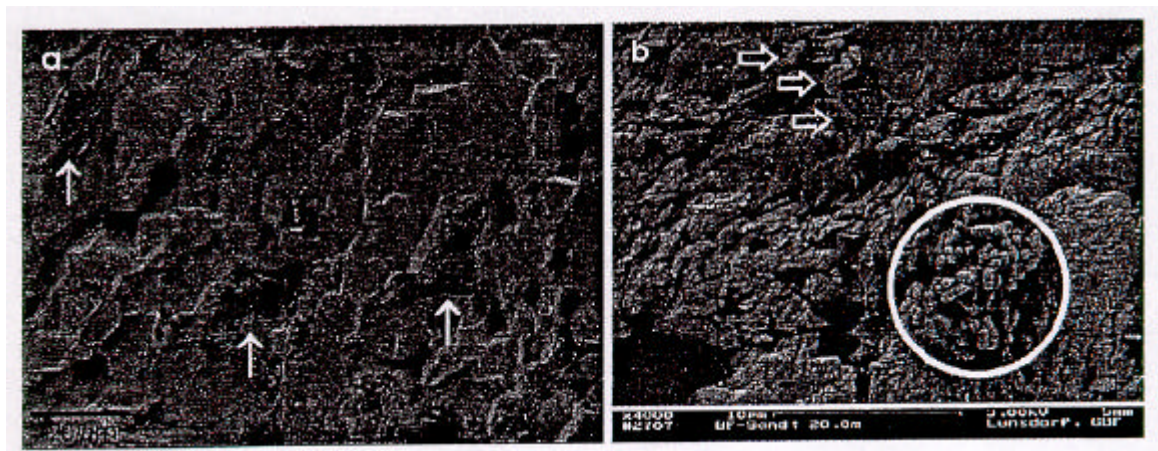


Abb. 1: REM-Darstellung von einer Sandkornoberfläche

- a) Übersichtsdarstellung der polykristallinen Oberfläche eines Sandkorns. Interkristalline Bereiche (Pfeile) sind mit amorphen Tonmineralen ausgekleidet. Die Bakterienansiedlung ist in diesem Ausschnitt nicht nachweisbar.
- b) Detailaufnahme von einer Mikrokolonie (Kreis) sowie einzelner Bakterien (Pfeile)

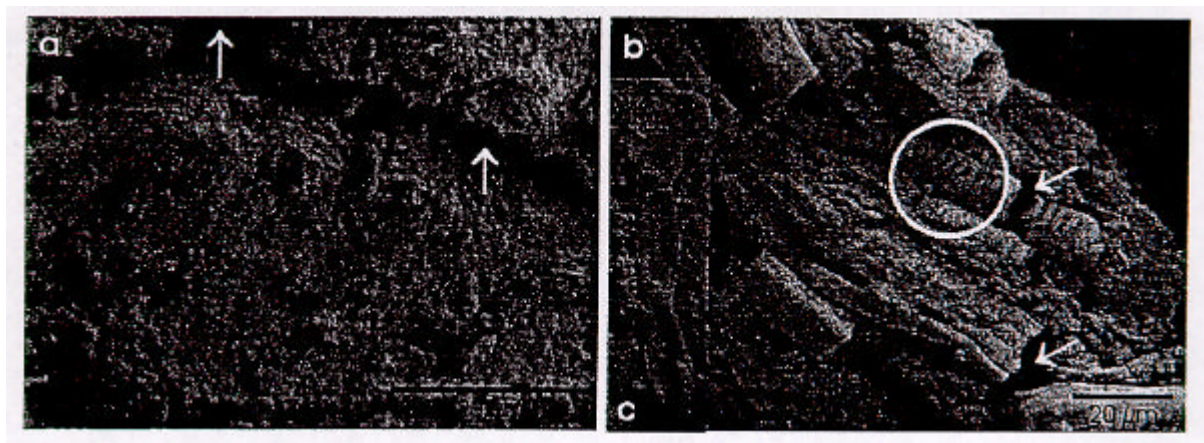


Abb. 2: Oberflächendarstellung der Braunkohlen-Probe

- a) Detail-Übersicht von Kohlematerial, frei von bakterieller Besiedlung. Das Gefüge weist keine kristalline Packung auf und ist zerklüftet (Pfeile)
- b) Übersichtsdarstellung von fossilisiertem Pflanzenmaterial, wobei rudimentär Leitbündelkomponenten sichtbar sind (Kreis).
- c) Darstellung einer dreigliedrigen abgeplatteten Pilzhyphen-Morphologie in der Braunkohle

Zu (b): Im Gegensatz zur Sandprobe ließen sich unter den gegebenen Präparationsbedingungen auf den Kohleproben keine Mikroorganismen nachweisen, wie dies die Übersichtsdarstellung in Abb. 2a deutlich macht. Dennoch sind fossilierte Pflanzenkomponenten (wie z.B. Leitbündel-Elemente [Abb. 2b; Kreis] aber auch pilzähnliche Hyphenmorphologien [Abb. 2c]) zu erkennen.

FAZIT: Die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen wiesen eine spärliche Besiedlung des Probenmaterials auf, wobei im Sand-Präparat gelegentlich Mikrokolonien zu finden waren. Möglicherweise wird eine solche Besiedlungsform durch das Kapillargefüge der Sandmatrix begünstigt.

Bakterien wurden aerob auf Vollmedien (Nutrient Broth und R2A Agar) und Minimalmedium mit entweder Biphenyl oder Chlorbenzen als einzige Kohlenstoffquelle angereichert. Dabei wurden die Stämme nach unterschiedlichen Kolonietypen und Zellmorphologien von den entsprechenden Medien isoliert. Tabelle 1 zeigt die mit den verschiedenen Medien aus den unterschiedlichen Tiefen erhaltenen Stämme. Die Diversität war bei den Vollmedien erwartungsgemäß deutlich höher als bei den Minimalmedien, wobei auf R2A Agar in der Sandschicht über der Kohle deutlich mehr unterschiedliche Bakterien isoliert werden konnten als auf Nutrient Broth. Ein solches Verhalten ist beim Vergleich dieser beiden Medien auch bei anderen Habitaten gefunden worden. Lediglich in der Kohleschicht bei 27,7 m konnten Pilze isoliert werden (zwei Stämme auf Nutrient Broth und einer auf Chlorbenzen). Das Verhältnis Bakterien zu Pilzen ist extrem zugunsten der Bakterien verschoben, wobei allerdings aber auch berücksichtigt werden muß, daß die Medien für Bakterien und nicht für Pilze optimiert waren.

Tabelle 1: Anzahl der isolierten Stämme unterschieden nach Medium und Tiefe

Tiefe [m]	R2A	Nutrient Broth	Biphenyl	Cl-Benzen	Summe	
					Bakterien	Pilze
1-2	19	19	16	13	67	
10-11	23	22	11	21	77	
19-20	27	19	10	5	61	
20-21	37	19	10	2	68	
23,7	18	10	9	6	43	
25,7	20	19	22	16	77	
26,7	11	15	3	1	30	
27,7	13	20	13	9	55	3
Summe	168	143	94	73	478	3

Eine sehr schnelle und hochauflösende "Fingerprint"-Methode stellt die Proteinmusteranalyse dar [1]. Diese Methode basiert auf der elektrophoretischen (nach Größe) Auftrennung von Gesamtzellproteinen im SDS-Polyacrylamidgel mit anschließender Silberfärbung. Damit entsteht ein für ein Bakterium charakteristisches Proteinbandenmuster ("Fingerprint"), das eine Unterscheidung von Bakterien bis hin zur Stammebene erlaubt. Auf diese Weise können Bakterienisolate aufgrund ihrer Ähnlichkeiten ("similarities") in den Proteinmustern in (taxonomisch einheitliche) Gruppen zusammengefaßt werden.

Mit Hilfe dieser Technik wurden bisher 83 Biphenyl-Isolate aus verschiedenen Tiefen des Bohrkerns analysiert. Basierend auf einer Ähnlichkeit von 75 % konnten die Isolate in verschiedene Bakteriengruppen (Cluster) eingeteilt werden (Abb. 3). Dabei zeigte sich eine hohe Diversität der Isolate (Tabelle 2).

Tabelle 2: Anzahl der Isolate pro Tiefe und ihre Zuordnung zu verschiedenen Clustern.

Tiefe [m]	Anzahl der Isolate	Clustereinteilung [Anzahl]	rel. Clusteranzahl [in %]
1 - 2	13	11	84
10 - 11	9	7	77
19 - 20	9	9	100
20 - 21	8	7	87
23.7	9	5	55
25.7	22	15	68
26.7	2	2	100
27.7	11	7	63

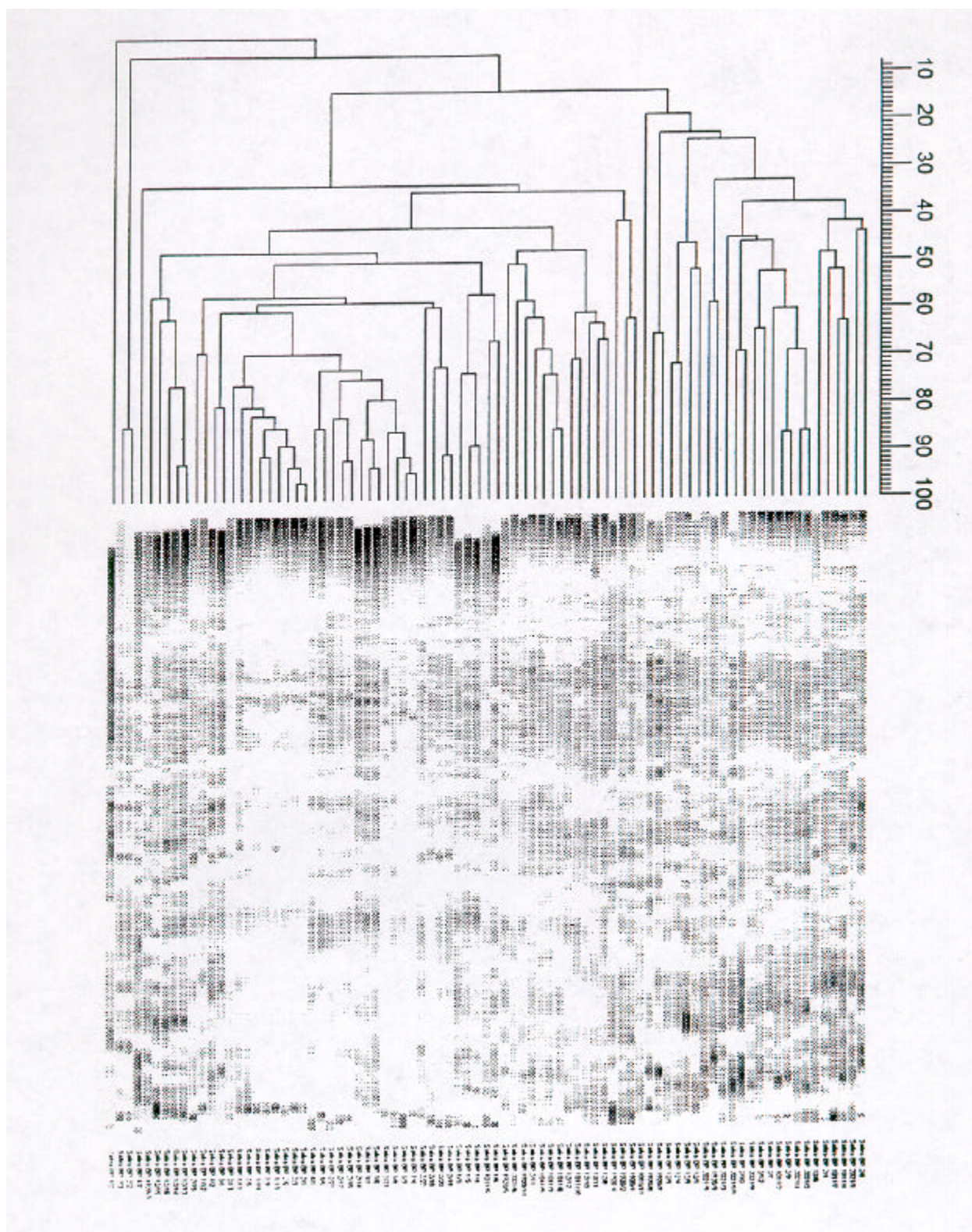


Abb. 3: Cluster-Analyse der Proteinprofile

Insgesamt wurden 83 Biphenyl (Safira BP) Isolate aus verschiedenen Bohrkertiefen anhand ihrer Proteinprofile miteinander verglichen (UPGMA, Pearson's correlation coefficient). Die zweistellige Nummer (X/Y) bezeichnen die verschiedenen Tiefen (X; 1: 27,7 m; 2: 25,7 m; 3: 23,7 m; 4: 27,7 m; 12: 1-2 m, 1011:10-11 m; 1920: 19-20 m; 2021: 20-21 m) und das entsprechende Isolat (Y)

Isolate aus den einzelnen Clustern werden nun über die Sequenzierung der 16S rRNA Gene identifiziert und auf ihre metabolische Diversität untersucht. Ein Schwerpunkt zukünftiger proteinchemischer Arbeiten wird sich mit der taxonomischen und funktionellen Charakterisierung der Isolate mit Hilfe der "Westprinting"-Technik [2] befassen. Dafür stehen bereits umfangreiche Antikörpersammlungen zur Verfügung, die sowohl taxonomische (gattungs- und artspezifische Antikörper) als auch funktionelle Sonden (Antikörper gegen verschiedene Dioxygenasen) beinhalten. Da sich die taxonomischen Sonden auch für die *in situ*-Darstellung der entsprechenden Bakteriengruppen (Antikörper gegen Membranproteine, Lipopolysaccharide) eignen, sind auch immunfluoreszenzmikroskopische Untersuchungen geplant. Damit können erste Abschätzungen über die Abundanz einzelner Bakteriengruppen im Habitat gemacht werden.

Entsprechende Untersuchungen sind auch bei den Chlorbenzen-Abbauern im Gange, die erhaltenen Ergebnisse sind aber noch zu lückenhaft, um hier dargestellt werden zu können. Erste Ergebnisse deuten aber auch hier auf eine hohe Diversität der Isolate.

Die Untersuchungen der anaeroben Bakterien konzentrierten sich zunächst auf die Sulfatreduzierer. Diese wurden entweder auf Benzoat oder auf Cellulose als Kohlenstoffquelle in Flüssigkultur angereichert. Auf Benzoat als Kohlenstoffquelle konnten keine Bakterien angereichert werden, während Cellulose als C-Quelle zur Anreicherung von mindestens drei morphologisch verschiedenen Bakterientypen führte. Ihre Identifizierung ist noch nicht abgeschlossen, morphologische Untersuchungen und erste 16S rDNA-Teilsequenzen deuten aber auf Arten der Gattungen *Desulfovibrio* und *Desulfotomaculum* hin. Soweit hier bereits Reinkulturen gewonnen werden konnten, wird deren Abbauleistung gegenüber Chloraromaten untersucht.

Literatur

- [1] KERSTERS, K. & DELEY, J. (1980): Classification and identification of bacteria by electrophoresis of their proteins, pp. 273-297. In: Microbiological classification and identification (Goodfellow, M. and Board, R. G., eds.). Academic Press, London.
- [2] TESAR, M., HOCH, C., MOORE, E.R.B. & TIMMIS, K.N. (1996): Westprinting: Development of a rapid immunochemical identification for species within the genus *Pseudomonas sensu stricto*. System. Appl. Microbiol. 19, 577-588.

8 ABIOTISCHE VERFAHREN

Physikalisch-chemische Ansätze zur Schadstoffverminderung im Grundwasser werden unter dem Begriff abiotische Verfahren zusammengefaßt. Ausgehend von dem bekannten Prozeß der Dehalogenierung von aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffen mit Fe^0 -Wänden wurde nach neuen Methoden gesucht, die vor allem den Abbau der Chloraromaten ermöglichen und sich für *in situ*-Verfahren eignen. Ansätze dafür wurden in elektrochemischen Verfahren (UFZ, Sektion Sanierungsforschung), sonochemischen Verfahren (Universität Leipzig, Institut für Nichtklassische Chemie) und in Bimetallsystemen (Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau) gesehen. Außerdem wurde die Anwendung der Aktivkohleadsorption (Universität Tübingen, Geologisches Institut) getestet, die insbesondere bei einer Verlängerung der Standzeiten durch mikrobielle Besiedelung für eine *in situ*-Variante interessant werden könnte. Ziel der Vorstudie war es, die Möglichkeiten solcher Methoden abzuschätzen und neue Ansätze zu finden.

8.1 Arbeiten zur elektrochemischen Dechlorierung von Chlorbenzenen im Grundwasser

F.-D. KOPINKE, K. MACKENZIE, R. KÖHLER

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Sanierungsforschung, Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Ein Teilziel des SAFIRA-Projektes ist die Erkundung neuer Technologien für die *in situ*-Sanierung von mit CKW kontaminierten Grundwässern. Die Spezifik des für SAFIRA ausgewählten Modellstandortes Bitterfeld besteht in einer Kontamination des Grundwassers mit der Verbindung Chlorbenzen. Das in seinen Grundlagen zu entwickelnde Verfahren muß deshalb prinzipiell in der Lage sein, Chlorbenzen zu zerstören. Wünschenswert wäre eine vollständige Mineralisierung zu den Produkten H_2O , CO_2 und HCl . Der erste Schritt dafür könnte die reduktive Dechlorierung zu Benzen und HCl sein. Im allgemeinen verringert die Dechlorierung die Toxizität eines Schadstoffes und erleichtert seinen biologischen Abbau. Für leichte CKW führt die Dechlorierung bereits zu tolerierbaren Endprodukten (C_1 - und C_2 -KW). Im Falle des Chlorbenzens kann die Dechlorierung jedoch nur in Verbindung mit einem nachfolgenden biologischen Abbau des Benzens betrachtet werden.

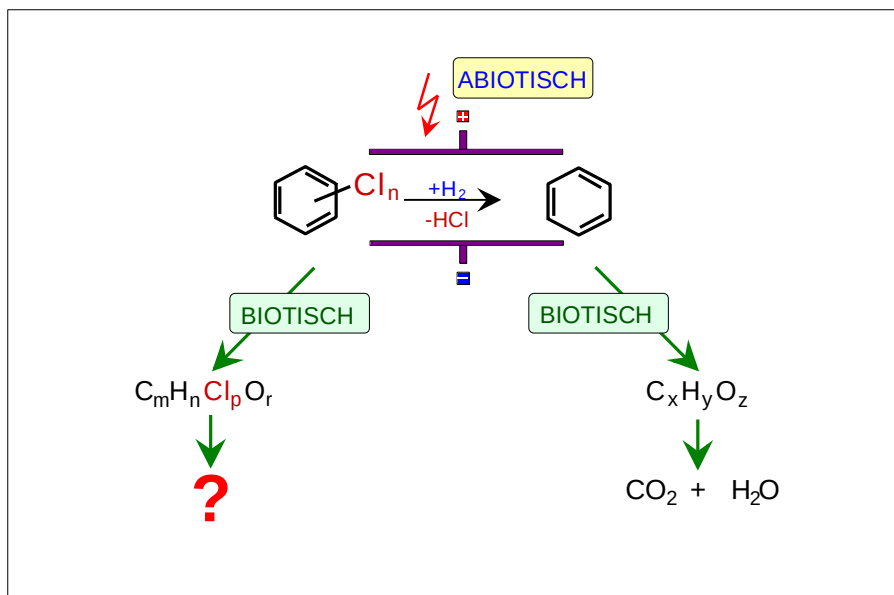


Abb. 1: Biotische und abiotische Wege zum Abbau von Chlorbenzenen

Stand der Erkenntnis und der Technik

Der Grundgedanke unserer Arbeiten besteht darin, den zur reduktiven Dechlorierung benötigten Wasserstoff in situ elektrochemisch zu erzeugen. Diese Variante gestattet im Unterschied zur Eisenbarriere eine Steuerung der Vorgänge im Reaktor. Es werden keine Chemikalien ins Grundwasser eingebracht. Der stets als Koppelprodukt der Wasserelektrolyse anfallende Sauerstoff könnte für nachfolgende biologische Abbaustufen im Aquifer genutzt werden.

Kohlenstoff als Katodenmaterial bietet neben anderen Vorteilen (Verfügbarkeit, niedriger Preis, chemische Resistenz, relativ hohe Wasserstoffüberspannung) die Möglichkeit, durch Adsorption die abzubauenen organischen Verbindungen an der Elektrodenoberfläche aufzukonzentrieren und so die Effizienz von elektrochemischen Reaktionen zu steigern.

Aus chemischer Sicht ist Chlorbenzen einer der stabilsten CKW. Es besitzt das niedrigste Reduktionspotential in der Reihe der aromatischen CKW (Tabelle 1).

Tabelle 1: Reduktionspotentiale einiger CKW ($E_{1/2}$ in V vs. SCE) für den Einelektronenübergang zum Radikalanion [1-3]

Chlorbenzene		Chlorbiphenyle		Chlor-naphthaline			
n_{Cl}	$-E_{1/2}$	n_{Cl}	$-E_{1/2}$	n_{Cl}	$-E_{1/2}$		$-E_{1/2}$
0	-	0	2,76	0	2,55	1,1-DCE	2,5
1	2,79			1	2,33	TCE	2,25
2	2,55 ¹⁾	2	2,30 ¹⁾	2	2,15 ¹⁾	PCE	2,0
3	2,35 ¹⁾	3	2,20 ¹⁾	3	1,90 ¹⁾	Trichlorphenol	1,82
4	2,15 ¹⁾					Chloroform	1,68
5	1,92					Tetrachlorkohlenstoff	0,78
6	1,67	10	1,76	8	1,29	$H^+ \rightarrow H^\bullet$	-2,75 ²⁾

¹⁾Mittelwert für verschiedene Isomere, ²⁾pH = 7,0

Man kann davon ausgehen, daß Methoden, die in der Lage sind, Chlorbenzen zu reduzieren, auch auf andere CKW übertragbar sind. Der Einelektronenübergang vom Molekül zum Radikalanion ist in vielen Fällen der geschwindigkeitsbestimmende Schritt einer elektrochemischen Reduktion. Deshalb

liefert die Betrachtung von Halbstufenreduktionspotentialen ($E_{1/2}$ in Tabelle 1) einen nützlichen Hinweis auf die praktische Umsetzbarkeit einer Reaktion (kinetischer Aspekt) [4]. Aus thermodynamischer Sicht ist jedoch die freie Reaktionsenthalpie (ΔG_R) der vollständigen Reduktion ($2H^+_{aq} + R-Cl_{aq} + 2e^- \rightarrow R-H_{aq} + H^+_{aq} + Cl^-_{aq}$) in wässriger Phase das entscheidende Kriterium. Unter Einbeziehung umweltrelevanter Bedingungen ($pH = 7$ und $c_{Chlorid} = 10^{-3} M$) kann man freie Reaktionsenthalpien in Reduktionspotentiale umrechnen gemäß $E^0_H(W) = -\Delta G_R/n \cdot F$ [4]. Die Reduktion von Protonen zu molekularem Wasserstoff besitzt unter diesen Bedingungen ein negatives Reduktionspotential von $-0,42 V$ (vs. SHE), wohingegen die Reduktionspotentiale von aliphatischen CKW (PCE, Chloroform, TCE, DCE: $E^0_H(W) = 0,65$ bis $0,30 V$) und Chlorbenzen ($0,64 V$) positiv sind. Das bedeutet, daß die thermodynamische Triebkraft für die Reduktion von CKW in neutraler wässriger Lösung viel größer ist als jene für die Wasserstoffbildung.

Bisher waren Versuche, Chlorbenzen in wässrigem Medium zu reduzieren, überwiegend nicht erfolgreich [5, 6]. Lediglich bei Schmal et al. (TNO, Delft) finden sich Hinweise, wonach Trichlorbenzen an einer Kohlenstoff-Faser vollständig dechloriert werden soll (Stromausbeute 0,7%) [7, 8].

Eine Alternative zur direkten elektrochemischen Reduktion an der Katode stellt die Aktivierung von Wasserstoff an Palladium dar. Die chemische Reaktion verläuft hier nach einem anderen Mechanismus, als Hydrogenolyse an Stelle des direkten Elektronentransfers.

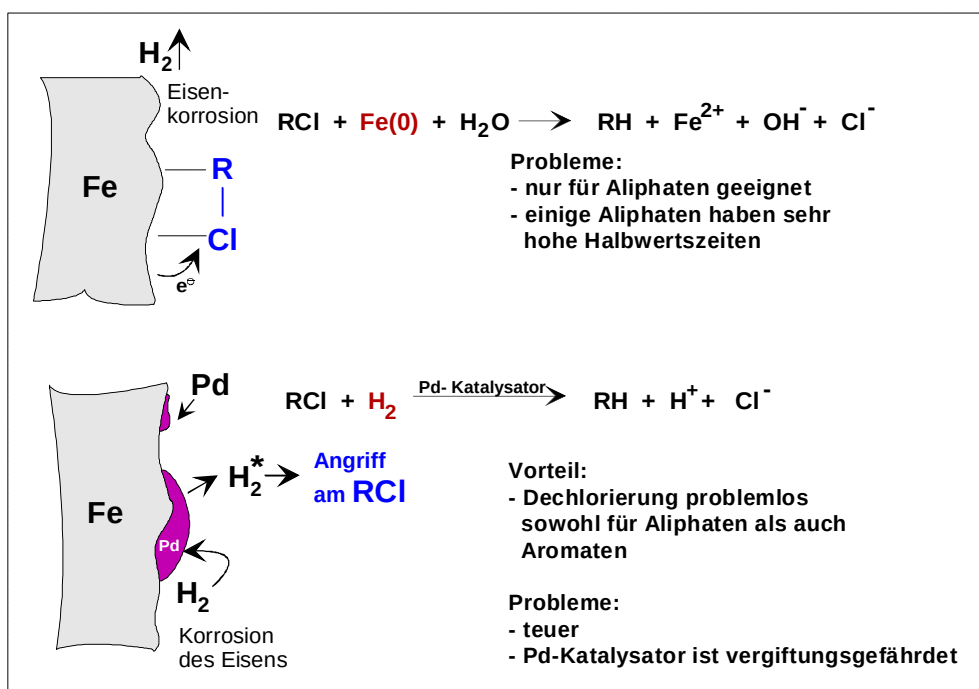


Abb. 2: Reaktionsmechanismen für die reduktive Dechlorierung von CKW

Die Hydrogenolyse ist auch auf chlorierte Aromaten anwendbar. Das Reduktionsmittel Wasserstoff kann dabei durch Korrosion eines unedlen Metalls (z.B. Eisen) oder elektrochemisch erzeugt werden. Nach Korte et al. [9] ist die unmittelbare Nachbarschaft zwischen dem reaktiven Zentrum (z.B. Palladium) und dem sorbierten Schadstoff an der Elektrodenoberfläche die entscheidende Voraussetzung für das Zustandekommen der chemischen Reaktion. Weder reine Kohlenstoffelektroden noch palladierte Eisenelektroden oder Katoden aus massivem Palladium zeigten eine nennenswerte Reduktionsaktivität für Chlorphenol. Auch Schüth und Reinhardt [10,11] beschreiben einen starken Einfluß des Trägermaterials auf die Dechlorierungsgeschwindigkeit an Pd-Kontakten.

Versuche mit palladiertem Eisen

Aus der Literatur ist bekannt, daß palladiertes Eisen ein sehr wirksames Dechlorierungsmittel ist. Seine Anwendung auf Chlorbenzen ist jedoch unseren Wissens bisher nicht beschrieben. Wir konnten zeigen, daß mit Fe/Pd ($\leq 0,5$ Ma-%) eine vollständige Dechlorierung von Chlorbenzen und anderen CKW innerhalb von 24 h Reaktionszeit im gerührten Batchversuch möglich ist (Abb. 3).

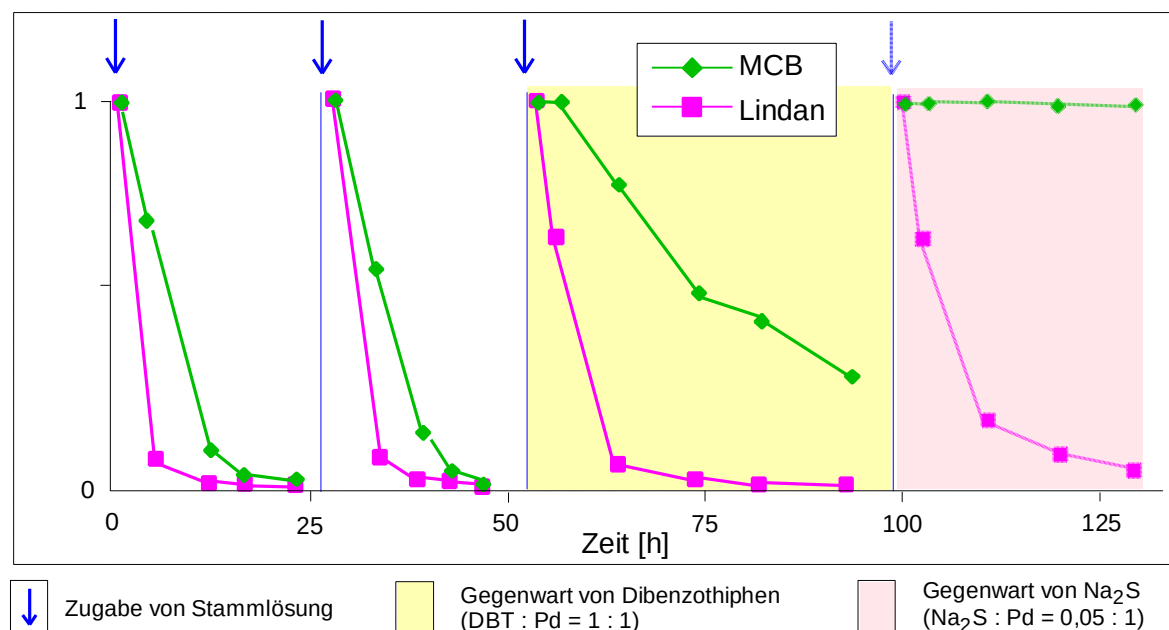


Abb. 3: Dechlorierung von Chlorbenzen an palladiertem Eisen im Batchversuch (400 mg Fe/Pd pro 100 ml Grundwasser mit 100 ppm Monochlorbenzen und 5 ppm Lindan; $1,1 \text{ m}^2 \text{ l}^{-1}$ 'Fe-Oberflächenkonzentration')

Dahmke [5] weist darauf hin, daß Batchversuche ein zu optimistisches Bild liefern können. In Säulenversuchen beobachtete er einen relativ schnellen Abfall der

Dechlorierungsaktivität, den er auf die Ablagerung mineralischer Niederschläge auf den Pd-Clustern zurückführt. Derartige Ablagerungen sind ein spezifisches Problem von Eisenbarrieren. Verwendet man eine andere Wasserstoffquelle als die Eisenkorrosion (z.B. in unseren Experimenten Wasserelektrolyse), sollte dieses Problem weniger kritisch sein.

Bei Versuchen zur gezielten Vergiftung des palladierten Eisens zeigte sich, daß bereits sehr geringe Mengen an Schwefel in Form von Sulfid ($n_{\text{Na}_2\text{S}} : n_{\text{Pd}} = 0,05$) ausreichen, um die Dechlorierung von Chlorbenzenen (Mono- bis Trichlorbenzen) vollständig zu inhibieren, während die Dechlorierung von Lindan weiterhin glatt verläuft (vgl. Abb. 4).

Das unterschiedliche Verhalten beider CKWs ist Ausdruck unterschiedlicher Reaktionsmechanismen: Lindan wird ebenso wie andere aliphatische CKW an der Eisenoberfläche dechloriert, während chlorierte Aromaten die Bereitstellung von aktiviertem Wasserstoff am Palladium benötigen. Dibenzothiophen als Beispiel für eine organische Schwefelverbindung wirkt weniger stark inhibierend als Sulfid. Selbst stöchiometrische Mengen an Dibenzothiophen (bez. auf Pd) verzögern nur die Dechlorierung von Chlorbenzen, können sie aber nicht vollständig unterbinden.

Versuche, mit Sulfid vergiftete Pd-Kontakte durch anodische Oxidation wieder zu reaktivieren ($\text{Pd}^+\text{S} \rightarrow \text{Pd} + \text{SO}_4^{2-}$), waren nicht erfolgreich. Vermutlich wird dabei die Oberfläche des Eisenkorns soweit oxidiert, daß sie nicht mehr als Reduktionsmittel zur Verfügung steht.

Ein Nachteil von Pd-haltigen Reagenzien besteht offensichtlich in der großen Empfindlichkeit des Palladiums gegenüber Katalysatorgiften. Ein Weg, diesen Nachteil zu überwinden, könnte darin bestehen, den Katalysator durch eine hydrophobe Ummantelung zu schützen (Abb. 4).

Diese Schutzschicht müßte für CKW und Wasser oder Wasserstoff durchlässig und für anorganische Ionen weitgehend undurchlässig sein. Mit nichtporösen Polymermembranen sollten diese Forderungen prinzipiell erfüllbar sein. Wir haben versucht, palladiertes Eisen durch Lösungsmittelfällung mit Polystyrol einzukapseln. Die Wasserstoffentwicklung in den so erzeugten Mikrokapseln ($\text{Fe}^0 + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{H}_2 + 2 \text{OH}^-$) war jedoch schneller als der Verbrauch und der diffusive Abtransport des Wasserstoffs durch die Membranwände, so daß die Membranen nach kurzer Zeit barsten. Diese Probleme sollten jedoch prinzipiell lösbar sein.

Eine denkbare Alternative zur Erzeugung des Wasserstoffs *in den Mikrokapseln* wäre dessen elektrochemische Erzeugung im Grundwasserstrom. Der Wasserstoff würde dann ebenso wie die CKW an den Palladiumkontakt auf inertem Träger (statt Fe^0) durch Diffusion herantransportiert (Abb. 4).

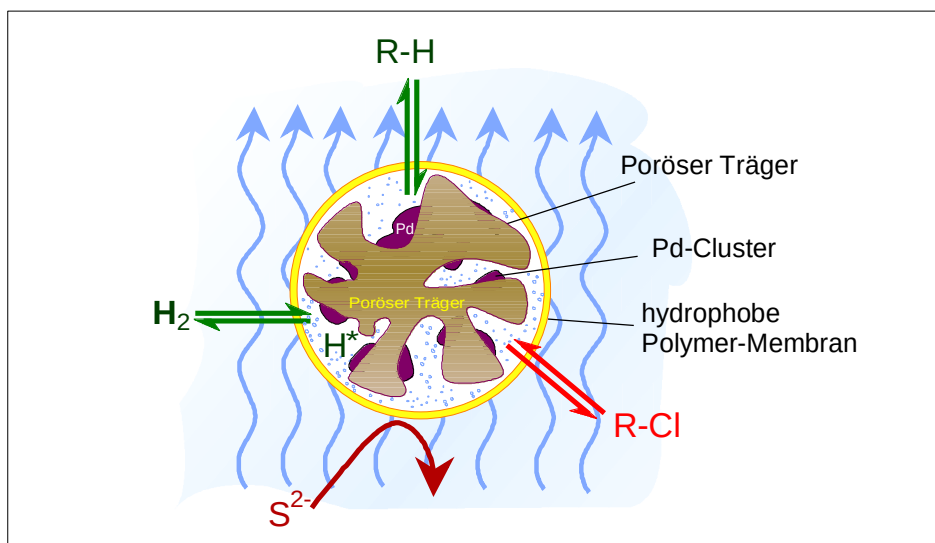


Abb. 4: Modellvorstellung zur Ummantelung von Pd-Trägerkatalysator mit einer hydrophoben Membran

Elektrochemische Dechlorierung

Grundsätzlich kann man zwei Ansätze zur elektrochemischen Dechlorierung unterscheiden: Systeme mit Palladium als Katalysator zur Wasserstoffaktivierung und solche ohne Palladium. Erstere sind Stand der Forschung, letztere für Chlorbenzen bisher nicht beschrieben (mit Ausnahme der Hinweise in [7] und [8]). Für Experimente mit Pd-haltigen Systemen haben wir u.a. die in Abb. 5 skizzierte Anordnung gewählt.

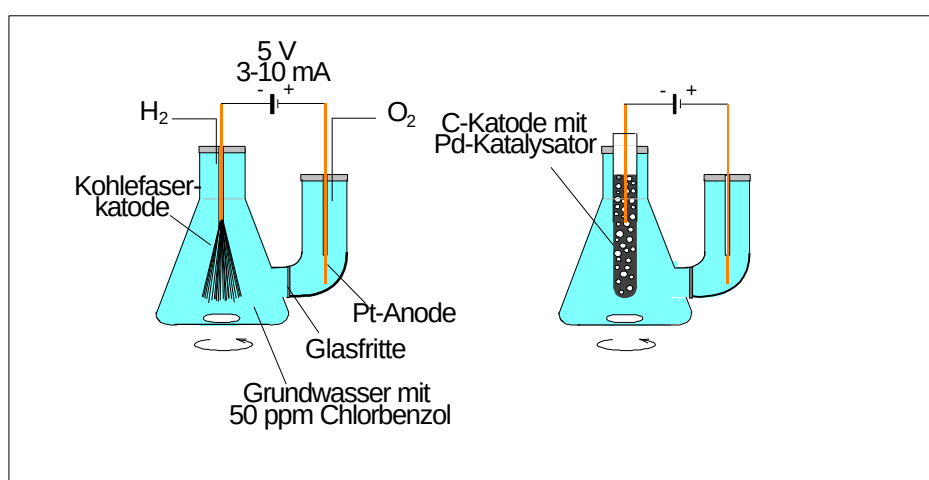


Abb. 5: Laborapparaturen zur elektrochemischen Dechlorierung von Chlorbenzen

Als Katode wurde ein Schüttbett aus gekörntem Elektrographit (EnViro-Gran der Fa. enViro-cell Umwelttechnik GmbH) oder Kohlenstoff-Fasern (KDK 8043, Fa. SGL Carbon Group, SGL Technik GmbH, Meitingen, $d \leq 10 \mu\text{m}$, BET-Oberfläche ca. $0,2 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$) verwendet. Pd wurde entweder elektrochemisch auf der Kohlenstoffkatode abgeschieden oder als Trägerkatalysator (z.B. 5 % Pd auf Aktivkohle) dem Katodenmaterial beigemischt. Der wesentliche Unterschied zwischen beiden Varianten besteht darin, daß im ersten Fall das Pd auf Elektrodenpotential liegt, dagegen im zweiten Fall nicht leitend mit der Elektrode verbunden ist. In beiden Varianten liefert die Wasserelektrolyse molekularen Wasserstoff, der an der Pd-Oberfläche aktiviert wird. Die Konzentration an Chlorbenzenen im Elektrolyten (Bitterfelder Grundwasser) betrug bei diesen Versuchen 50 bis 150 ppm. In vielen Fällen konnte Chlorbenzenen vollständig abgebaut werden.

Abb. 6 zeigt einen typischen Konzentrations-Zeit-Verlauf für ein Gemisch aus Mono-, Di- und Trichlorbenzenen. Bis 450 h wurde die Konstanz der Chlorbenzenkonzentrationen ohne Elektrolyse gemessen, um Sorptions- und sonstige Verluste zu erfassen. Nach dem Starten der Wasserelektrolyse werden die Chlorbenzene innerhalb von ca. 50 h weitgehend abgebaut. Die blauen Pfeile markieren die erneute Zugabe des Chlorbenzengemisches, die braunen Pfeile den Beginn der Elektrolyse. Diese Sequenz läßt sich ohne Aktivitätsverlust mehrfach wiederholen.

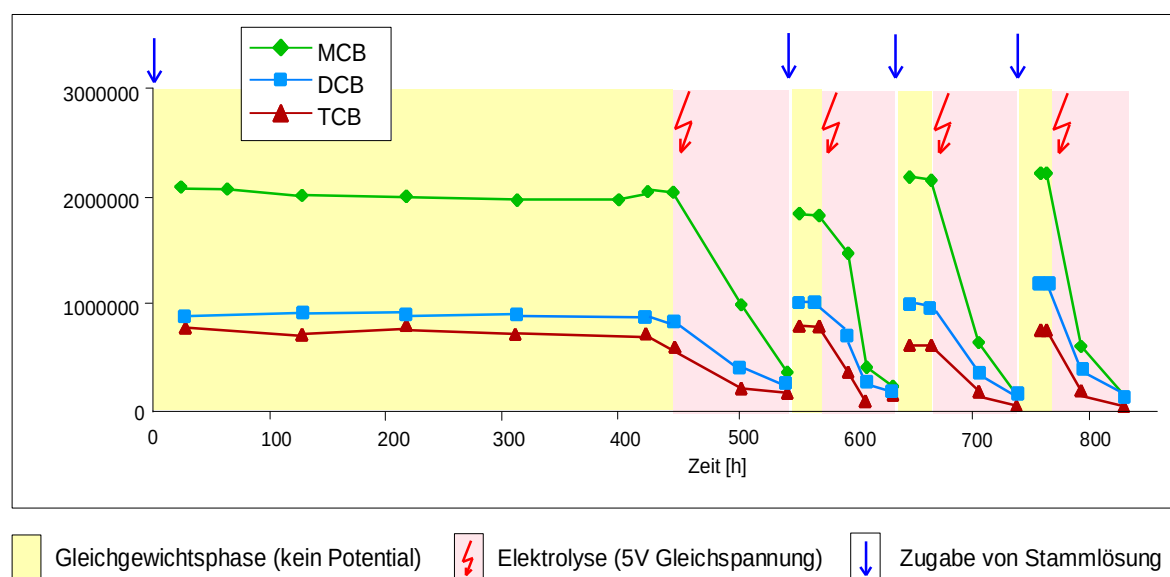


Abb. 6: Reduktive Dechlorierung von Chlorbenzenen ($c_0 = 100 \text{ ppm MCB}$, 30 ppm DCB und 10 ppm TCB) an Pd (5 Ma-% auf 15 mg Aktivkohle) mit elektrolytisch erzeugtem Wasserstoff (Katode: 150 mg Elektrographit, $U = 5 \text{ V}$, $I = 2 \text{ mA}$, Elektrolyt: 150 ml Grundwasser)

Als Reaktionsprodukte wurden nur Benzen und Chlorid (>90% der umgesetzten Chlorbenzene) nachgewiesen. Ähnliche Ergebnisse erhielten wir, wenn Pd auf unterschiedlichen Trägern (Aktivkohle, Ruß) als Pulver im Grundwasser frei suspendiert vorlag. Es ist bemerkenswert, daß die reduktive Dechlorierung an Pd, das direkt auf der Katodenoberfläche abgeschieden worden war, oft deutlich langsamer verlief als für Pd auf inertem Träger. Offenbar bedeuten die größere räumliche Nähe zwischen Wasserstofferzeugung und Wasserstoffaktivierung und das negative Katodenpotential nicht notwendigerweise einen Vorteil für die CKW-Hydrogenolysereaktion. Geringe Pd-Gehalte ($\ll 1$ Ma-%) führen zu höheren Reaktionsgeschwindigkeiten als hohe Pd-Gehalte. Dieser Befund ist wichtig für die praktische Anwendung Pd-haltiger Systeme und erklärt die negativen Ergebnisse von Heitz et al. [6], die mit hochpalladisiertem Glaskohlenstoff als Katode (16 Ma-% Pd!) erhalten wurden und steht im Einklang mit den Befunden von Korte et al. [9], die mit sehr geringen Pd-Konzentrationen ($< 0,1$ Ma-%) die besten Ergebnisse erzielt haben. Der vergleichsweise hohe Pd-Gehalt des von uns verwendeten Aktivkohlekontaktes (5 Ma-%) ist durch die hohe spezifische Oberfläche des Trägers (ca. 1000 gegenüber $0,2 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ für unbehandelte C-Fasern) gerechtfertigt.

Eine Energiebilanz für die Laborexperimente unter noch nicht optimierten Reaktionsbedingungen führt zu einem spezifischen Energieverbrauch in der Größenordnung von $\leq 4 \text{ kJ l}^{-1}$ (95% Umsatz von 100 ppm Chlorbenzen). Dieser Wert entspricht einer adiabatischen Erwärmung des Grundwassers um ca. 1 K. Mit speziell präparierten Dünnschicht-Elektroden (palladierte A-Kohle auf Epoxy-Carbone) konnten Stromausbeuten bis 20% erreicht werden.

Für Experimente mit Pd-freien Systemen haben wir überwiegend Katoden aus Kohlenstoff-Fasern als loses Bündel in gerührten Batch-Ansätzen verwendet (Abb. 5). Als Elektrolyt diente hier nicht Grundwasser, sondern eine Natriumsulfatlösung (500 mg l^{-1}), weil der hohe native Chloridgehalt des Grundwassers eine Chlorbilanz erschwert. Mit unbehandeltem Elektrographit als Katodenmaterial wurde keine Dechlorierung von Chlorbenzen beobachtet.

In ungeteilten Elektrolysezellen mit Pd-freien Kohlenstoff-Fasern als Katode und Pt-Anode wurden unterschiedliche und z.T. schlecht reproduzierbare Ergebnisse erhalten. Die Gründe dafür sind bisher nicht klar. Mit unvorbehandelten Fasern können teilweise hohe Abbauraten für Chlorbenzen erzielt werden (Umsätze an Chlorbenzen von 85 bis 99 % innerhalb von 72 h bei Stromausbeuten von ca. 1 - 2 %). Als Reaktionsprodukt wurde Chlorid, nicht jedoch Benzen nachgewiesen. Die HPLC-Analyse des Elektrolyten zeigte nur Spuren von Dicarbonsäuren (Oxalsäure, Malein- und Fumarsäure, Bernsteinsäure[!]) an. Die Wiederfindung von rund 80% des organisch gebundenen Chlors als Chlorid weist auf eine extensive Dechlorierung hin. Eine Extraktion der wäßrigen Lösung mit n-Hexan nach Abschluß der Elektrolyse (95% Umsatz an Chlorbenzen) ergab keine GC-detektierbaren

Produkte (Spuren von Chlorphenolen und Chinon neben unumgesetztem Chlorbenzen). Hohe Chloridkonzentrationen wirken inhibierend auf die Umsetzung von Chlorbenzen. Durch Dotierung der verwendeten C-Fasern mit bestimmten Nichtedelmetallen konnte diese Inhibierung aufgehoben werden. Eine genauere Produktanalyse (HPLC, Säure-Base-Titration, UV-Spektrum, DOC- und AOX-Analysen) führte zu dem Ergebnis, daß Chlorbenzen unter diesen Bedingungen überwiegend oxidativ polymerisiert wird. Ein Strukturvorschlag für das Reaktionsprodukt, der die vorliegenden analytischen Befunde berücksichtigt, ist in Abb. 7 dargestellt.

Die anodische Oxidation reduziert den DOC-Wert der Lösung nur wenig (<30 %). Das polymere (oder oligomere) Produkt enthält noch signifikante Chloranteile (10 - 20 % des Anfangswertes) und chinoide Strukturen. Aus diesen Gründen ist eine unvollständige oxidative Wandlung des Chlorbenzens keine erwünschte Reaktionsrichtung.

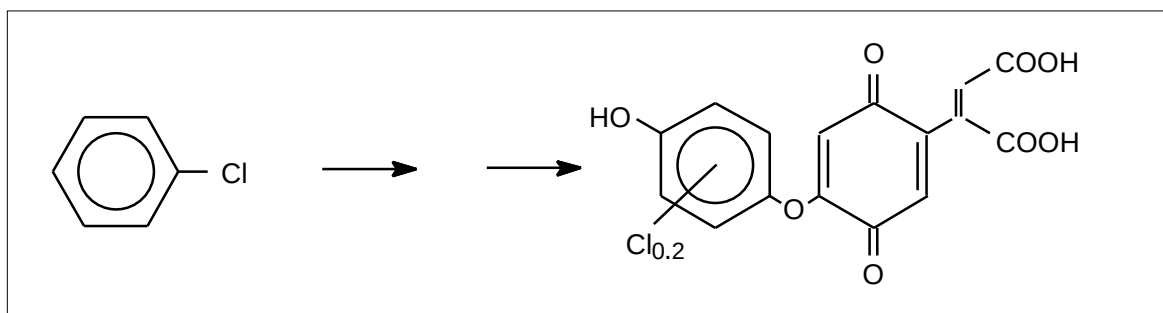


Abb. 7: Strukturvorschlag für das Reaktionsprodukt von Chlorbenzen nach Elektrolyse in einer ungeteilten Zelle (C-Faser-Katode und Pt-Anode)

Literatur

- [1] WILEY J. R. (1991): The determination of absolute electron affinities of chlorobenzenes, chloronaphthalenes and chlorinated biphenyls from reduction potentials. J. Electroanal. Chem. 307, 169-182.
- [2] CRC Handbook of Chemistry and Physics, 75th Edition, 1994-1995, CRC Press, Boca Raton, p. 8-32.
- [3] STARNICK, J. & SIEDERSLEBEN, M., TU Berlin, Arbeitsergebnisse 1996.
- [4] SCHWARZENBACH, R.P., GSCHWEND, P.M. & IMBODEN, D.M. (1993): Environmental Organic Chemistry. J. Wiley & Sons, p.399-435.
- [5] DAHMKE, A., SAFIRA-Seminar, 15.04.1997, UFZ Leipzig

- [6] KULIKOV, S.M., PLEKHANOV, V.P., TSYGANOK, A.I., SCHLIMM, C.& HEITZ, E (1996).: Electrochemical reductive dechlorination of chlororganic compounds on carbon cloth and metal-modified carbon cloth cathodes. *Electrochimica Acta* 41, 527.
- [7] SCHMAL, D., VAN ERKEL, J., DE JONG, A.M.C.P.& VAN DUIN, P.J. (1987): Electrochemical treatment of organohalogens in process waste waters. 2nd *Environ. Technol. Proc. Eur. Conf.*, Amsterdam, p. 284.
- [8] SCHMAL, D., VAN DUIN, P.J. & DE JONG, A.M.C.P. (1991): Electrochemical dehalogenation of toxic organic compounds in industrial waste waters. *Dechema-Monographien*, VCH-Verlagsgesellschaft, Bd. 124, 241.
- [9] CHENG, I.F., FERNANDO, Q. & KORTE, N. (1997): Electrochemical dechlorination of 4-chlorophenol to phenol. *Environ. Sci. Technol.* 31, 1074.
- [10] SCHÜTH, CH. & REINHARD, M. (1997): Katalysatoren zum beschleunigten Abbau von organischen Schadstoffen im Grundwasser. Tübingen, 11.04.1997.
- [11] SCHÜTH, CH. & REINHARDT, M. (1997): Catalytic hydrodehalogenation of some aromatic compounds using palladium on different support materials. 213. *ACS Meet.*, San Francisco, Vol. 37, 1, p.173.

8.2 Voruntersuchungen zum sonochemischen Abbau von Schadstoffen in Grundwässern

B. ONDRUSCHKA, J. HOFMANN, H. G. STRUPPE

Institut für Nichtklassische Chemie an der Universität Leipzig, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Im Rahmen dieser Vorstudie wurde die Möglichkeit der *in situ*-Wandlung von Chlorbenzen im Grundwasser durch Anwendung von Ultraschall (Aquasonolyse) untersucht. Dabei kamen Laborversuchsanordnungen zum Einsatz, die mit Schwingern und Generatoren der Fa. Meinhardt Ultraschalltechnik, Leipzig, und der Fa. AlliedSignal NAUTIC GmbH, Kiel, ausgerüstet waren.

Der sonochemische Abbau von Chlorbenzen, Toluol und Trichlorethen wurde im Modellwasser und anschließend mit realen Grundwasserproben aus einer Bohrung im Raum Bitterfeld untersucht. Die Schadstoffkonzentrationen im Modellwasser lagen im Bereich zwischen 2.5 und 400 mg/l, im Realwasser bei ca. 10 mg/l.

Für realitätsnahe Experimente wurde ein sogenannter Aquariumreaktor entwickelt, der einerseits die Simulation einer Grundwasserströmung durch ein Bohrloch im Aquifer ermöglicht und andererseits als ein Modellschnitt des Aquifers mit Reaktionswand aufgefaßt werden kann und somit gestattet, den Abbau von Schadstoffen in Modell- und Realwasser mit unterschiedlichen Verfahren zu studieren und zu vergleichen.

Ergebnisse der Voruntersuchungen in Labormaßstab

Ohne Zugabe von Oxidationsmitteln können Chlorbenzen, Toluol und Trichlorethen mit Ultraschall des Frequenzbereiches zwischen 200 bis 1050 kHz signifikant abgebaut werden. Abb. 1 zeigt den Vergleich der Konzentrations-Zeit-Funktionen dieser Schadstoffe stellvertretend bei 353 kHz. Die Abbaugeschwindigkeit nimmt in der Reihenfolge Trichlorethen, Toluol und Chlorbenzen ab. Diese Modellverbindungen werden aufgrund ihrer Leichtflüchtigkeit vorwiegend durch thermische und thermisch-oxidative Prozesse beim Kollabieren der Kavitationsblase umgesetzt [1].

Wie mit Headspace-Gaschromatographie für die Aquasonolyse von Chlorbenzen und Toluol nachgewiesen werden konnte, entstehen bei beiden Edukten Methan, Ethen und Acetylen, eine hochungesättigte C₄-Verbindung (Butadiin) und in geringen Mengen Benzen. Die Intermediate unterscheiden sich nur in ihren quantitativen Zusammensetzungen, da sie durch Spaltreaktionen des aromatischen Systems gebildet werden. Bei Toluol entsteht aus der Methylgruppe vorzugsweise Methan.

Mittels Ionenchromatographie konnte gezeigt werden, daß das im Chlorbenzen gebundene Chlor zu mehr als 90 % in Chloridionen überführt wird. Phenole bilden sich nur in untergeordneten Mengen (< 2 % der Konzentration an Chlorbenzen).

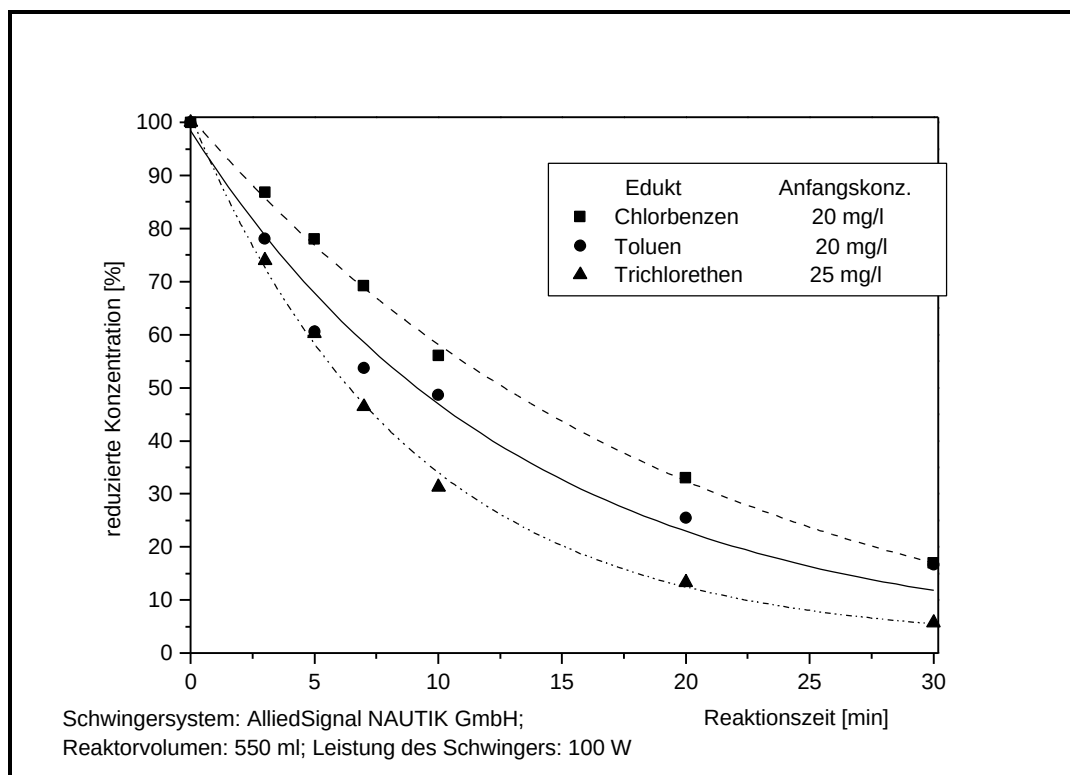


Abb. 1: Abbau von Chlorbenzen, Toluene und Trichlorethen durch Ultraschall bei 353 kHz als Funktion der Zeit

Nach dem prinzipiellen Machbarkeitsbefund wurde die Abhängigkeit der Aquasonolyse von ausgewählten Reaktionsparametern im Labormaßstab detailliert untersucht.

Der optimale Frequenzbereich bei der Aquasonolyse liegt zwischen 300 und 850 kHz. Bei höheren und niedrigeren Frequenzen sinkt die Abbaugeschwindigkeit bei gleicher Leistung des Ultraschalls deutlich ab. Bei 35 kHz wird beispielsweise nur noch ein Achtel und bei 1050 kHz die Hälfte der Abbaugeschwindigkeit von 353 kHz erreicht.

Bei Anfangskonzentrationen von < 50 mg/l verläuft der sonolytische Abbau von Chlorbenzen in Wasser nach einem Geschwindigkeitsgesetz 1. Ordnung. Bei höheren Anfangskonzentrationen nimmt die Geschwindigkeitskonstante deutlich ab. Die Geschwindigkeit der Aquasonolyse nimmt mit Erhöhung der Badtemperatur kontinuierlich zu.

Die Reaktionsgeschwindigkeit des Abbaus von Chlorbenzen erhöht sich linear mit der eingestrahlten Ultraschalleistung bis zum Schwellenwert von ca. 80 - 90 W. Darüber steigt die Geschwindigkeit wesentlich langsamer an und bleibt oberhalb 130 W nahezu konstant.

Die Geometrie des Ultraschallschwingers und des Ultraschallfeldes haben einen entscheidenden Einfluß auf die Reaktion. Mit einem Planschwinger wurde bei gleicher Ultraschalleistung eine um ca. 30 % höhere Abbaugeschwindigkeit erreicht als mit einem Konkavschwinger.

Durch Impuls- anstelle von Dauerfahrweise wird die Effektivität des Ultraschall gesteigert. Die Impulsfahrweise (Pause : Impuls = 1 : 1 und 1 : 2) führt beim Abbau von Chlorbenzen zu einer um 30 % höheren Effektivität des Ultraschalls.

Eine weitere Erhöhung der Aquasonolysegeschwindigkeit von Chlorbenzen auf das Anderthalbfache ist durch Vermischen eines chlorbenzenhaltigen Grundwassers mit einem Wasser, das vorwiegend Trichlorethen enthält, möglich.

Unter Berücksichtigung der bisher untersuchten Optimierungsmöglichkeiten ergibt sich bei einem Gerätewirkungsgrad von 55 % für einen 70 %-igen Abbau des Chlorbenzens ein Energieaufwand von ca. 33 kWh je 1 m³ Grundwasser.

Ergebnisse der Vorversuche im Aquariumreaktor

Nachdem im Labormaßstab (bis 2 l Grundwasser) in einer diskontinuierlichen Anordnung ausbaufähige Ergebnisse erzielt werden konnten, wird gegenwärtig in einem quasikontinuierlich arbeitenden Aquariumreaktor (Abb. 2) ein Aquiferausschnitt mit Bohrloch simuliert.

Mit dieser Anordnung wurde bei einer 40 cm mächtigen Kiesschüttung und 30 l Grundwasser bei einer Fließgeschwindigkeit von 20 cm/h für ein geschlitzt ausgekleidetes Bohrloch mit 18 cm Außendurchmesser gezeigt, daß auch in einem fließenden Grundwasserleiter mit Ultraschall (850 kHz Planschwinger, Fa. Meinhardt) ein signifikanter Abbau von Problemstoffen (Chlorbenzen und Trichlorethen) möglich ist.

Der Aquariumreaktor gestattet gleichzeitig die Wirkung des Ultraschalls auf das Grundwasser und auf das Aquifermaterial in der Umgebung des Bohrlochs zu untersuchen (z.B. Temperaturmessung im Kies und im Grundwasser, Fließrichtungsänderungen des Wassers, Entnahme von Gas- und Wasserproben).

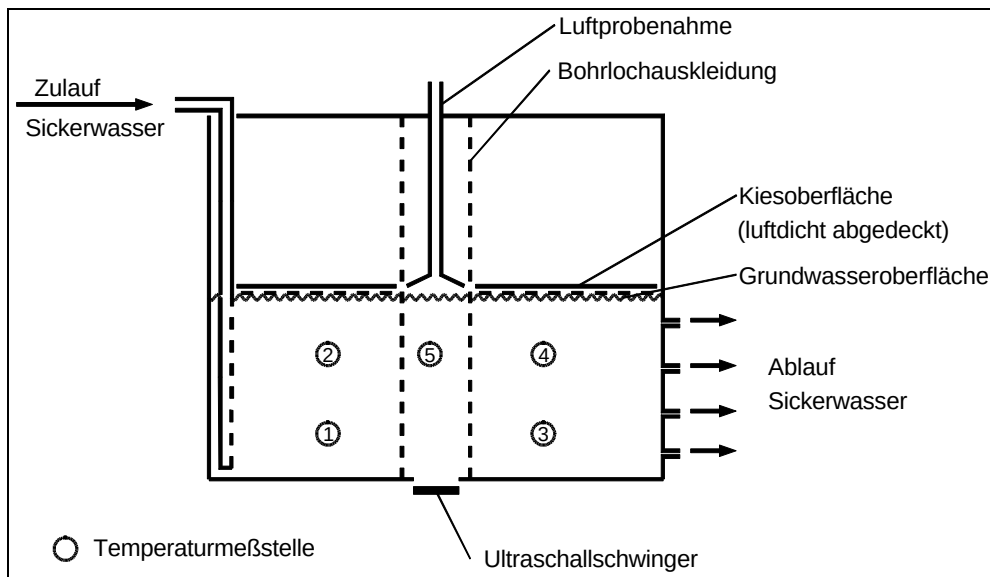


Abb. 2: Aufbau des Aquariumreaktors

Zusammenfassung und Ausblick

Leichtflüchtige organische Verbindungen werden im wäßrigen Milieu mit Ultraschall des Frequenzbereiches 300 bis 850 kHz ohne Zusatz an Oxidationsmitteln (z.B. Wasserstoffperoxid) abgebaut. Der Energiebedarf der Umsetzung des Chlorbenzens liegt in der Größenordnung vergleichbarer oxidativer Abbauverfahren.

Literatur

- [1] SUSLICK, K.S. (1989): Ultrasound - Its Chemical, Physical, and Biological Effects; VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim 1989, 123.

8.3 Bimetallsysteme zum Schadstoffabbau

W. WÜST, O. HÜMMER, O. SCHLICKER, M. MAYER, A. DAHMKE

Universität Stuttgart, Institut für Wasserbau, Pfaffenwaldring 61, 70550 Stuttgart

Die Sanierung und Sicherung von kontaminierten Grundwässern mit sogenannten Reaktionswänden gilt zur Zeit als eine der vielversprechendsten Technologien, die zudem auf ein großes Schadstoffspektrum anwendbar ist (DAHMKE *et al.* [1]). Insbesondere bei der Behandlung von LHKW-Schadensfällen konnten mit Fe^0 -Reaktionswänden sehr gute Erfolge erzielt werden. Der Abbau der LHKW innerhalb der Fe^0 -Reaktionswände basiert dabei auf einer (fast) vollständigen reduktiven Dehalogenierung *via* Fe^0 -Oxidation, so daß als organische Metaboliten hauptsächlich (>98 %) Ethan und Ethen entstehen.

Problematischer ist hingegen der Abbau von chlorierten Aromaten innerhalb von Fe^0 -Reaktionswänden zu beurteilen. Zum einen verläuft die reduktive Dehalogenierung von niederchlorierten Aromaten allenfalls sehr langsam ab und zum anderen können toxische Metabolite wie Benzen entstehen. Der Vorteil der reduktiven Dehalogenierung von chlorierten Aromaten besteht jedoch darin, daß die entstehenden Metabolite durch oxidative Prozesse wieder vergleichsweise gut abgebaut werden können. Deswegen kann ein vollständiger Abbau von chlorierten Aromaten zu gefahrlosen Abbauprodukten in Reaktionswänden nur durch die Kombination einer Reduktionszone mit einer nachfolgenden Oxidationszone erzielt werden. Eine derartige Kombination birgt aber auch eine Reihe von Risiken, wie z.B. der Ausfällung von Festphasen und erheblichen Permeabilitätsveränderungen, und bedeutet wissenschaftliches und verfahrenstechnisches Neuland, da weltweit erst wenige derartige Systeme, meist auch nur im Labormaßstab, getestet werden.

In der hier vorliegenden Vorstudie sollte nun erstens untersucht werden, ob die Kinetik der reduktiven Dehalogenierung von Chloraromaten mit den Reduktionsmitteln Fe^0 und palladisiertem Fe^0 schnell genug ist, um diesen Prozeß in einer Reaktionswand zu nutzen und welche Metabolite entstehen. Zweitens sollten erste Abschätzungen zur natürlichen Oxidationskapazität (Fe(III) -Gehalt) der Grundwasserleitedimente getroffen werden, um die Möglichkeit einer Oxidation der reduzierten Metabolite im Abstrom abschätzen zu können.

Batchversuche mit Fe^0 zeigten, wie erwartet, keine meßbare reduktive Dehalogenierung von 1,4-Dichlorbenzen (DCB). Ebenso erbrachte palladisierteres Al^0 als Reduktionsmittel aufgrund der hohen H_2 -Entwicklung nur wenig befriedigende Ergebnisse und erscheint für die Verwendung in einfachen permeablen Reaktionswänden ungeeignet. Lediglich bei Verwendung von Fe^0 -Chargen, mit einem in Voruntersuchungen optimierten Palladisierungsgrad (0,01 Gew.-% Pd), konnte ein

schneller Abbau von 1,4-DCB bis zum Benzen erzielt werden, wobei aufgrund der sehr guten Massenbilanz Sorptionsprozesse ausgeschlossen erscheinen. Leider konnten die in den Batch-Versuchen erzielten Abbauraten von 1,4-DCB in den Säulenversuchen bei weitem nicht erreicht werden. Wahrscheinlich führen Präzipitatbildungen wie z.B. von $\text{Fe}(\text{OH})_2$ auf den palladierten Fe^0 -Oberflächen selbst in sehr schwach mineralisiertem Wasser zu einer Inhibierung der katalytischen Eigenschaften des Pd. Für den Standort Bitterfeld wären zudem noch Passivierungsreaktionen des Pd mit S-Spezies zu erwarten, die eine Anwendung von palladiertem Fe^0 als Reaktormaterial noch weiter in Frage stellen würden. Nach den durchgeführten Voruntersuchungen scheidet eine reduktive Dehalogenierung von chlorierten Aromaten mit Fe^0 , Al^0 , Pd^0/Al^0 und Pd^0/Fe^0 als Reaktormaterial für eine herkömmliche Reaktionswand deshalb aus.

Als sinnvoll wird jedoch der Einsatz von Fe^0 angesehen, um einen Abbau der LHKW zu erreichen und so die Standzeit einer dahinter geschalteten Aktivkohle-Sorptionswand zu erhöhen. Diese Technologie kann prinzipiell als weitgehend erprobt angesehen werden und bietet schon heute einen brauchbaren wenn auch nicht idealen Ansatz zur *in situ*-Behandlung der Chlorbenzene im Grundwasser. Eine längere Erprobung einer derartigen Kombination mit Standortwasser steht jedoch noch aus.

Zur Abschätzung der natürlichen Oxidationskapazität des Aquifermaterials wurden anaerob gewonnene und gelagerte Proben der Bohrung SafBit 2/96 mit 5,0 M HCl kalt über drei Wochen extrahiert. Nach Literaturangaben und bisherigen eigenen Erfahrungen ist diese Methode geeignet, das gesamte Eisen zu lösen. Die Verteilung der $\text{Fe}(\text{III})/\text{Fe}(\text{II})$ -Spezies wurde polarographisch bestimmt. Wie zu erwarten, wurden die höchsten Eisenkonzentrationen in den Ton- und Schluffsedimenten (2,7 Gew.-%) und in der Braunkohle (1,4 - 1,8 Gew.-%) gefunden. In den gröberen, hydraulisch permeableren Kornfraktionen liegt der Fe-Gehalt zwischen 0,2 - 0,7 Gew.-% wesentlich niedriger, jedoch in dem für derartige glaziale Sedimente typischen Bereich. Das $\text{Fe}(\text{III})/(\text{II})$ -Verhältnis variiert dabei sehr in Abhängigkeit mit der Tiefe und der Sedimentart. In der Regel treten in den höher permeablen Bereichen $\text{Fe}(\text{III})/\text{Fe}(\text{II})$ -Verhältnisse von 3 zu 1 auf, während in geringer permeablen Bereichen die $\text{Fe}(\text{II})$ -Fraktion überwiegt. Nach den bisherigen Daten kann daher nicht von einer großen Oxidationskapazität der vorliegenden Sedimente ausgegangen werden, was auch das Konzept einer natürlichen geochemischen Barriere gegenüber Benzen relativiert.

Literatur

- [1] DAHMKE, A., LENSING, H.-J., SCHÄFER, D., SCHÄFER, W. & WÜST, W. (1996): Perspektiven der Nutzung künstlicher und natürlicher Barrieren bei Grundwasserkontaminationen.- Geowissenschaften 14(5), 186 - 195

8.4 Elutionsverhalten aus kontaminiertem Aquifermaterial: Adsorption der Schadstoffe auf Aktivkohlen

P. GRATHWOHL, E. LEMP, D. ZAMFIRESCU

Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Geologisches Institut, Sigwartstraße 10, 72076 Tübingen

Ziel dieses Teilprojektes war es, anhand ungestörter Bohrkerns das Langzeit-Elutionsverhalten der Schadstoffe aus dem Aquifermaterial in Bitterfeld zu bestimmen (Abb. 1). Die Quantifizierung der Lösungs- bzw. Desorptionskinetik der Schadstoffe in diesen Elutionsversuchen ist die Voraussetzung für Prognosen zur Langzeitentwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser. Darüber hinaus sollte in einem ersten Test untersucht werden, inwieweit granulare Aktivkohle zur *in situ*-Behandlung (Sanierung) des Schadstoffcocktails im Grundwasser geeignet ist.

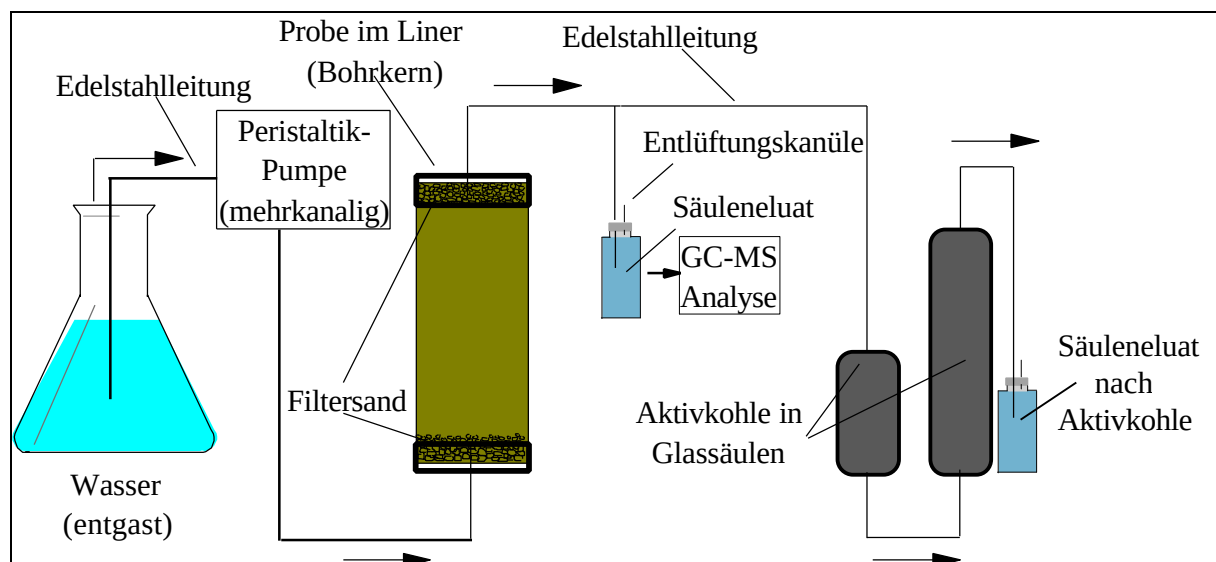


Abb. 1: Prinzipskizze zum Versuchsaufbau (Säulenlänge: 30 cm; Durchmesser: ca. 10 cm; Probe: 5,5 kg; Fließgeschwindigkeit ca. 1 m/Tag)

Ergebnisse

Die wesentlichen Ergebnisse aus diesen ersten Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Die Schadstoff-Freisetzung aus dem kontaminierten Aquifermaterial wird nach einem anfänglich schnellem Rückgang durch eine langsame Desorption aus den Braunkohlepartikeln limitiert (retardierte Porendiffusion der Schadstoffe in der Kohle: Diffusionskontrollierte Desorption, siehe Modellierung in Abb. 2).

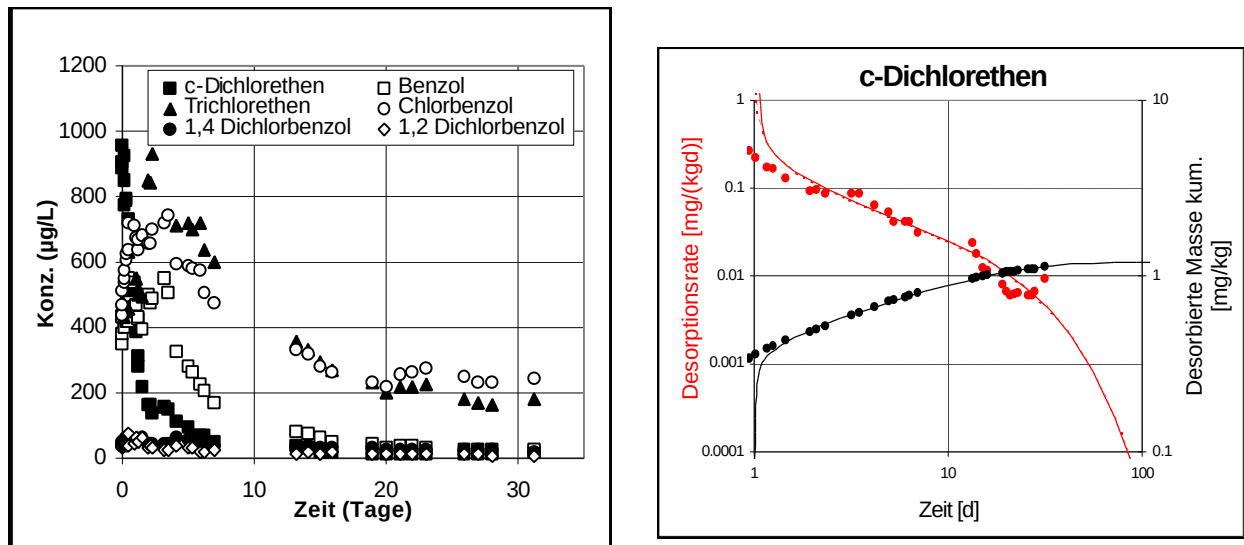


Abb. 2: Abnahme der Schadstoffkonzentrationen im Säuleneluat (links) und ein Beispiel für die Modellierung der diffusionskontrollierten Desorption (rechts).

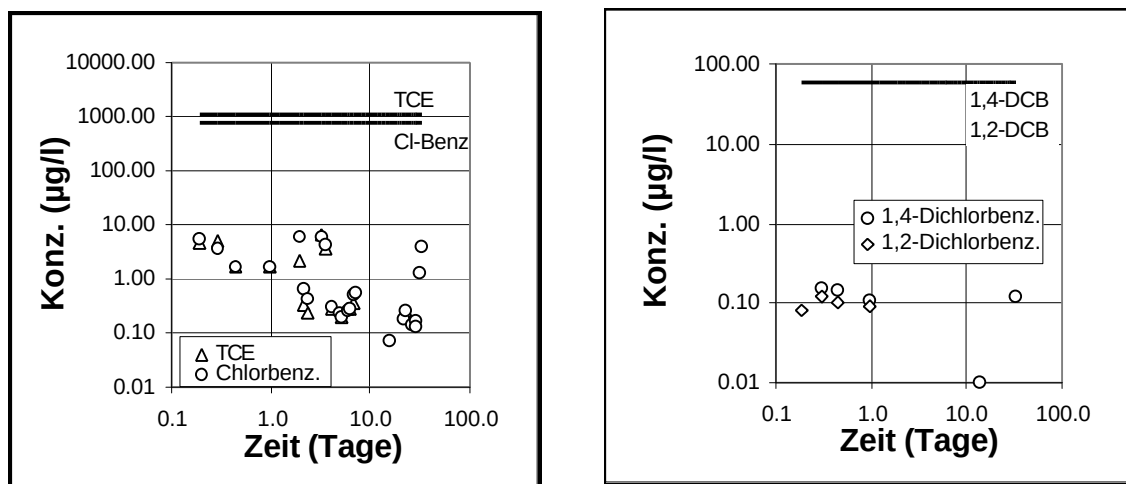


Abb. 3: Konzentrationen der Schadstoffe nach dem Aktivkohle-Filter (durchgezogene Linien zeigen die max. Einlauf- bzw. Eluatkonzentration der Schadstoffe)

Die effektive Retardation des advektiven Schadstofftransports im untersuchten Material (Übergangsbereich zwischen quartärem Aquifer und Braunkohle) dürfte zwischen ca. 6 für cis-Dichlorethen und 30 für Chlorbenzen liegen (Benzen und Trichlorethen ca. 15, siehe Abb. 2).

Die im Säuleneluat enthaltenen Schadstoffe werden durch granulare Aktivkohle effektiv entfernt - selbst nach 300 ausgetauschten Porenvolumina war in keinem Fall ein Durchbruch der Schadstoffe festzustellen (Abb. 3).

Es ergeben sich Hinweise auf einen partikelgetragenen Transport der Schadstoffe (auch im Aktivkohlefilter), die noch weiter untersucht werden müssen (Abb. 3).

Weitere Untersuchungen

Die bisher durchgeführten Untersuchungen ergaben erste Hinweise zum Elutionsverhalten der Schadstoffe aus kontaminiertem Aquifermaterial sowie der Wirkung der Aktivkohlefiltration für die Entfernung der Schadstoffe aus dem Grundwasser. Da davon auszugehen ist, daß die Braunkohle einen wichtigen Langzeit-Schadstoffspeicher darstellt, müssen für eine Prognose der Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen im Grundwasser die Schadstoff-Freisetzungsraten aus den Kohlelagen bestimmt werden. Dazu sind weitere Säulenversuche zur Bestimmung der Desorptionsraten bzw. Diffusionsratenkonstanten der einzelnen Schadstoffe und Modellrechnungen zur diffusiven Freisetzung aus Ton- bzw. Braunkohlenlagen notwendig. Diese Säulenversuche werden mit einigen der in Tübingen vorliegenden Kerne weitergeführt werden.

Entsprechend der Zielsetzung von SAFIRA soll der Schwerpunkt der weiteren Untersuchungen jedoch auf dem Gebiet der Entfernung der Schadstoffe aus dem Grundwasser durch Adsorption auf Aktivkohlen liegen. Hier sind insbesondere folgende Punkte gezielt zu untersuchen:

- Sorptionskapazität unterschiedlicher Aktivkohlen für die einzelnen Schadstoffe (Aufnahme von Adsorptionsisothermen in Batchexperimenten).
- Konkurrierende Sorption durch den im Grundwasser vorliegenden Schadstoff-Cocktail (unter Berücksichtigung des Einflusses von DOC).
- Bestimmung der Sorptionsratenkonstanten (Sorptionskinetik in Batch- und Säulenexperimenten).
- Einfluß von Trübstoffen (z.B. Braunkohlepartikeln) auf den Transport von Schadstoffen im Aktivkohlefilter (partikelgetragener Transport, siehe Abb.).
- pH-, Eh-induzierte Ausfällungen im Kohlefilter - Reduzierung der Permeabilität.

Durch Kooperation mit anderen Arbeitsgruppen müssen zusätzlich Untersuchungen zur Besiedlung der Aktivkohle durch Mikroorganismen durchgeführt werden. Die kann sich einerseits günstig, z.B. durch Schadstoffabbau, andererseits aber auch ungünstig, z.B. durch Reduzierung der Durchlässigkeit und Sorptionskapazität (Zuwachsen, Ausfällungen/Biofouling), auf die *in situ*-Aktivkohlefiltration auswirken.

9 MACHBARKEITSSTUDIEN

Zur Etablierung einer neuen Sanierungstechnologie sind ihre Einsatzmöglichkeiten, Grenzen und Begleiterscheinungen zu erforschen, um Sanierungserfolge in der Praxis zu erzielen. Im Rahmen des Teilprojektes „Umwelt- und Raumverträglichkeit der Sanierungsvorhaben von regionalen Grundwasserkontaminationen“ (Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg) ist vorgesehen, Umwelt- und Raumwirkungen des passiven Sanierungsverfahrens „funnel-and-gate“ methodisch zu erfassen und zu bewerten, wobei die Bewertungsmaßstäbe den Besonderheiten von Industrielandschaften mit komplexen Grundwasserkontaminationen gerecht werden sollen.

Zur Vorbereitung der Realisierung der Pilotanlage wurden darüberhinaus Studien zur Realisierung der Bauvorhaben am Modellstandort (I.M.E.S., GFE und Veas & Partner) und zur Beurteilung des Einflusses von reaktiven Wänden auf das Grundwasserregime und zur Bewertung der Kosten im Vergleich zu anderen Sanierungsmaßnahmen (Institut für wassergefährdende Stoffe an der TU Berlin) erarbeitet. Zusätzlich wurde ein Projekt zur Vorbereitung eines Systems zur Visualisierung und zum Management der Projektdaten (NOELL Umweltdienste) durchgeführt, dessen Ergebnisse kurz dargestellt werden.

9.1 Umwelt- und Raumverträglichkeit der Sanierungsvorhaben von regionalen Grundwasserkontaminationen

P. WYCISK, A. THIEKEN, U. DÖRING UND R. NIEßEN

Institut für Geologische Wissenschaften, MLU Halle, Fachgebiet Umweltgeologie, Domstraße 5, 06108 Halle

S. LACHMANN

Institut für Geographie, MLU Halle, Fachgebiet Raum- und Umweltplanung, Domstraße 5, 06108 Halle

Einleitung

Alternativ zu herkömmlichen Sicherungsmaßnahmen sowie zu aktiven, hydraulischen Sanierungsverfahren („pump-and-treat“) wird gegenwärtig der Einsatz von geochemischen Barrieren zur passiven *in situ*-Sanierung von Grundwasserkontaminationen diskutiert. Beispiele hierfür sind permeable, reaktive Wände oder „funnel-and-gate“-Systeme, die als kombinierte Sicherungs-/ Dekontaminationsverfahren zu betrachten sind. Ihre Einsatzfähigkeit soll im Rahmen von SAFIRA am Modellstandort Bitterfeld überprüft werden.

Aufgrund der technischen Eingriffe können Sanierungsmaßnahmen neben der gewünschten Unterbrechung von Gefährdungspfaden auch unerwünschte Umweltauswirkungen haben und darüber hinaus raumrelevant sein. Im Teilprojekt „Umweltverträglichkeit“ des Vorprojektes SAFIRA wurden bestehende methodische Konzepte von Umwelt- und Raumverträglichkeitsuntersuchungen (UVU/RVU) bei Sanierungsverfahren diskutiert. Dabei wurden vor allem die besonderen Aspekte einer vorhabenbezogenen Projekt-UVU und einer raumbezogenen Plan-UVU im Sinne einer Umweltfolgeprüfung herausgestellt.

Mit Hilfe von UVU/RVUen können die Umweltauswirkungen verschiedener Sanierungsvarianten und Konfliktpotentiale im Raum aufgedeckt und optimiert werden (vgl. Abb. 1). Grundlage einer UVU sind Analyse und Bewertung der derzeitigen Umweltsituation. Im Rahmen des Vorprojektes wurden daher einerseits Altdaten hinsichtlich ihrer Eignung für eine Zustandsbeschreibung der Region Bitterfeld ausgewertet und andererseits Bewertungsmaßstäbe für Umweltbelastungen zusammengestellt. Ausgehend von der Zustandsbeschreibung werden in einer UVU für die Planungsvarianten sowie für die Nullvariante zukünftige Umweltzustände über Entwicklungs- und Wirkungsanalysen prognostiziert. Um die Varianten vergleichen und bewerten zu können, muß eine Bezugsgröße aufgestellt werden, nämlich die angestrebte Umweltsituation im regionalen oder städtebaulichen Kontext. Aufgrund der Stilllegung großer Industrieflächen und der Braunkohletagebaue sind für Bitterfeld regionale Entwicklungsziele und Umweltqualitätsziele in räumlicher Differenzierung

von Bedeutung. Deshalb wurden in der Vorstudie die bestehenden Konzepte zur Ableitung von Umweltqualitätszielen untersucht.

Des weiteren wurden Methoden zum Vergleich von Sanierungsverfahren bzw. Sanierungsvarianten und ihren Umweltauswirkungen ausgewertet. Die derzeit entwickelten Verfahren beschränken sich vor allem auf kleinräumige Projekte und auf Bodensanierungen (z.B. [1,2]). Im Projekt SAFIRA soll deshalb das allgemeine Prinzip der Wirkungsketten (verursachende Nutzung → Kontaminationspfade → betroffenes Landschaftspotential bzw. betroffene Flächennutzung) auf eine Grundwassersanierung mit „funnel-and-gate“-Systemen übertragen werden. Hierfür sind Weiterentwicklungen und Kombinationen der im folgenden beschriebenen Ansätze erforderlich.

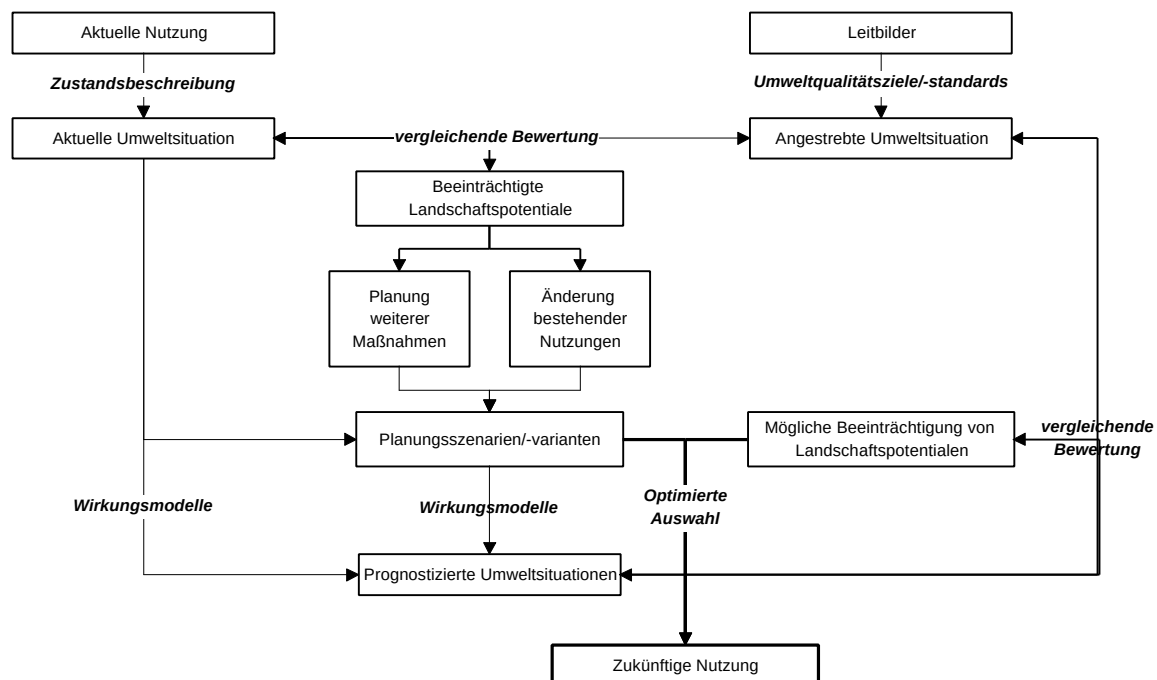


Abb. 1: Elemente von Umwelt- und Raumverträglichkeitsuntersuchungen (Methoden und Instrumente sind *kursiv* hervorgehoben).

Ziele von Grundwassersanierungen

Dem Schutz bzw. der Sanierung des Grundwassers als dynamischem System kommt eine besondere Bedeutung zu, da das Grundwasser ein wichtiges Transportmedium für Schadstoffe ist und durch hydraulische Kontakte auch Oberflächengewässer betroffen sein können. Sanierungsziele bewegen sich grundsätzlich zwischen der ordnungsrechtlich notwendigen unmittelbaren Gefahrenabwehr und der Wiederherstellung eines natürlichen Zustandes bzw. der Multifunktionalität einer Fläche oder eines Grundwasserbereiches. Da die Wiederherstellung des natürlichen Zustandes meist nicht zu realisieren ist, ist das Sanierungskonzept ein Kompromiß aus

technischer Machbarkeit, Wirtschaftlichkeit, Umweltverträglichkeit und weiteren Faktoren wie z.B. rechtlichen Vorgaben. Als Mindestanforderungen an Grundwassersanierungen sind die Vermeidung von Gesundheitsgefahren, die Abwehr starker ökotoxischer Wirkungen, die Ermöglichung bestimmter Nutzungen (z.B. Trinkwassergewinnung) sowie die Sicherung wertvoller Schutzgüter in ihrem Bestand zu nennen. Durch Sanierungsmaßnahmen (Sicherung und/oder Dekontamination) ist sicherzustellen, daß in genutzten oder nutzungswürdigen Grundwasservorkommen keine Schadstoffkonzentrationen, die bestimmte Prüfwerte überschreiten, auftreten (Immissionsbegrenzung). Weiterhin sollte die aus dem kontaminierten Bereich ins Grundwasser gelangende Fracht nicht die maximal zulässigen Emissionswerte überschreiten (Emissionsbegrenzung). Sanierungsziele können in Form von zulässigen Schadstoff-Restkonzentrationen operationalisiert werden. Abhängig von aktuellen und geplanten Nutzungen liegt der Ableitung solcher Werte die Überlegung zugrunde, welches Risiko von einer Altlast ausgeht und welches Risiko hingenommen werden kann/soll. Das Risiko bestimmt sich aus der von einer Altlast ausgehenden Gefährdung betroffener Schutzgüter und der Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Umweltschadens.

Risikobewertung

Die Beurteilung von Risiken durch großräumige Grundwasserkontaminationen kann mit den bestehenden Bewertungsverfahren nur in Teilaspekten erfolgen. Es existiert eine große Anzahl von Wertelisten, mit denen konkrete, latente oder potentielle Gefährdungen bzw. Schutzgutexpositionen orientierend beurteilt werden können. Da diese Listen für einfache, kleinräumige Altlastenfälle entwickelt wurden, ist die schematische Anwendung von Vergleichswerten für Altlastencluster, d.h. für räumlich benachbarte Altlasten mit unterschiedlichen Schadstoffspektren und komplexen Schadstofftransportbedingungen, nur bedingt geeignet. Modelle zur Expositions- und Risikoabschätzung wurden primär für das Schutzgut „menschliche Gesundheit“ konzipiert. Die Schutzgüter „Grundwasser“ und „menschliche Gesundheit“ sind über den Grundwasserpfad gekoppelt (z.B. Trinkwassergewinnung oder Landwirtschaft). In einer humantoxikologischen Gefährdungsabschätzung werden bestehende und geplante Nutzungen, die betroffenen Personengruppen, die relevanten Expositionspfade und die Expositionshöhe ermittelt. Diesen Ansatz verfolgt z.B. das vom UBA und BMU entwickelte UMS-Modell (Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastenbedingte Schadstoffe), da es eine quantitative Expositions- und Risikoabschätzung ermöglicht [3]. Zu prüfen ist, ob mit dem genannten Modell auch komplexe Schutzgutexpositionen bewertet werden können.

Bei großräumigen Grundwasserkontaminationen ist zu berücksichtigen, daß Schadstoffquellen und die Orte möglicher Schadstoffexpositionen nicht identisch sind. Bezüglich der Belastung des Grundwassers ist hierbei zwischen potentiellen

Gefahren und bereits eingetretenen Grundwasserschäden zu unterscheiden. Potentielle Gefahrenquellen stellen industrielle Altstandorte (kontaminierte Böden) sowie Altablagerungen (Deponien) dar. Das Transferverhalten von Schadstoffen aus diesen Quellen ins Grundwasser kann für eine große Anzahl von Stoffen anhand von Grundwassergängigkeitspotentialen abgeschätzt werden. Daraus sind Prioritätskontaminanten zu identifizieren [4].

Für das Projekt SAFIRA erscheint das vom BMU entwickelte Prioritätensetzungsverfahren für Altlastensanierungsprojekte (PRISAL) geeignet [5]. Obwohl dieses Bewertungsmodell zur Abschätzung der Sanierungsdringlichkeit bei einzelnen, nicht zusammenhängenden Altlasten konzipiert wurde, ist eine weitergehende Anwendung auf Altlastencluster mit dem Ziel einer Priorisierung von Teilbereichen zu prüfen.

Ein umfassendes Risikomanagement sollte die Summe der Risiken minimieren. Dabei hängt die Beurteilung des hinnehmbaren Risikos nicht nur von der reinen Betrachtung der Gefahrenabwehr ab, sondern auch von gesellschaftlichen Wertvorstellungen (Risikobewußtsein, Akzeptanz, etc.). Der Raumverträglichkeitsuntersuchung kommt in diesem Zusammenhang die Aufgabe zu, durch die Koordination räumlich differenzierter Nutzungsansprüche und -auswirkungen einen Beitrag zum Risikomanagement zu leisten.

Umweltqualitätsziele und -standards

Umweltqualitätsziele und -standards orientieren sich neben der Regeneration von Ressourcen und der ökologischen Tragfähigkeit am Schutz der menschlichen Gesundheit und stellen über die reine Gefahrenabwehr hinausgehende Sicherungs-, Erhaltungs- oder Verbesserungsanforderungen. Bei Umweltqualitätszielen handelt es sich in der Regel um Nutzungsvorstellungen. Für Bergbau- und Industriefolgelandschaften mit einer komplexen, großräumigen Belastungssituation existieren zur Zeit kaum Ansätze für eine Konzeptionierung von Umweltqualitätszielen. Möglich ist eine funktionsbezogene Ableitung, die die verschiedenen Funktionen von Grundwasser, Gewässern, Böden etc. im Naturhaushalt und für die Nutzung durch den Menschen in den Vordergrund stellt. Bestehende oder geplante Nutzungen (z.B. Trinkwassergewinnung, gewerbliche Nutzung, Wohngebiete, Erholung) sollten die Grundlage für die anzustrebende Umweltqualität und hieraus abzuleitende Sanierungsziele darstellen. Konkrete Bewertungsmaßstäbe zur Bestimmung von Schutzwürdigkeit, Belastung oder angestrebter Qualität der Umwelt sind Umweltqualitätsstandards, wie z.B. Referenz-, Prüf-, Maßnahmen- und Sanierungszielwerte. Grundwasserstandards (z.B. Richtwerte der LAWA [6]) werden mit Ausnahme der Trinkwasserverordnung im Gegensatz zu Bodenstandards nicht nutzungsbezogen abgeleitet. In Verdichtungsräumen oder Sanierungsgebieten (z.B. Chemie-AG Bitterfeld) müssen voraussichtlich andere Belastungsniveaus hingenommen werden

als in vergleichsweise wenig belasteten ländlichen Räumen (z.B. Trinkwasserschutzgebiete im Abstrom von Bitterfeld). Zur Zeit steht in Sanierungsgebieten die Gefahrenabwehr im Vordergrund. Eine zusammenhängende Betrachtung von Zielwerten zur Gefahrenabwehr und zur Umweltvorsorge ist aufgrund der getrennten Verfahren bisher nicht Realität. Das in Abb. 2 wiedergegebene Wertsystem versucht, die Spannbreite von Zielwerten im Zusammenhang darzustellen.

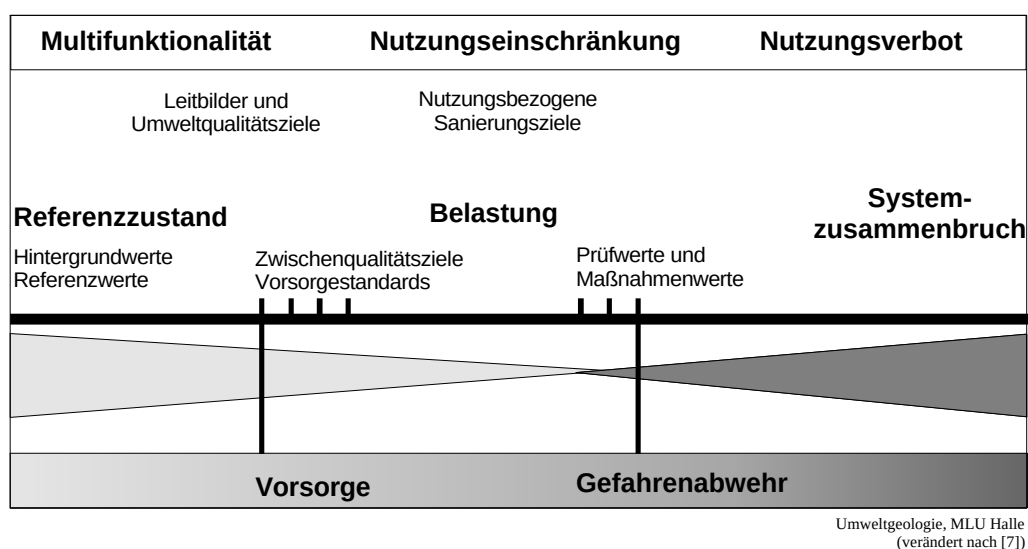


Abb. 2: Übersicht von unterschiedlichen Zielwerten im Bereich Vorsorge und Gefahrenabwehr, die bisher in unterschiedlichen Wertsystemen und Verfahren verwendet werden.

Eine regionale Differenzierung von Standards ist sinnvoll, da einerseits eine Verschlechterung der Umweltqualität in wenig belasteten Räumen verhindert werden sollte, andererseits sehr anspruchsvolle Umweltqualitätsziele in hoch belasteten Räumen möglicherweise nicht erreicht werden können. Daher sind bei Einzelfallbewertungen die regionalen standortbezogenen Gegebenheiten (insbesondere Nutzungen) zu berücksichtigen. Dies betrifft bei Grund- und Oberflächenwasserverunreinigungen u.a. die regionalen hydrogeologischen und hydrologischen Gegebenheiten sowie die örtlichen Hintergrundbelastungen.

Umweltbilanzierungen bei Sanierungsvorhaben

Als Instrument zur Erfassung der Umweltverträglichkeit von Sanierungskonzepten schlagen Follmann & Schröder [8] Ökobilanzen vor, da diese relativ weit entwickelt und genormt sind [9]. Durch eine systematische Erfassung und Beurteilung umweltrelevanter Daten wird die Stoff- und Energiebilanz im Lebenszyklus eines Produktes oder Verfahrens ökologisch bewertet. Wichtig ist die strenge Trennung zwischen Auswirkungsanalyse und Bewertung, d.h. die Trennung zwischen naturwissenschaftlich-sachlicher Untersuchung und gesellschaftlich-politischen Bewertungsschritten. Gerade die Bewertungsverfahren werden derzeit in der Wissenschaft

kontrovers diskutiert [10]. Aber auch ohne die vergleichende Bewertung zeigt die Sach- und Wirkungsbilanz Schwachstellen eines Verfahrens auf und liefert Ansätze für dessen ökologische Optimierung (z.B. Stoffsubstitution). Ebenso werden Verlagerungen von Umweltproblemen in andere Medien verdeutlicht. Ökobilanzen bilden daher eine Grundlage, um Ziel und Umfang einer Maßnahme in einem gesamt-ökologischen Kontext im Sinne einer Technikfolgenabschätzung zu beurteilen. Bei einer vergleichenden Ökobilanz ist darauf zu achten, daß vergleichbare (räumliche und zeitliche) Bilanzräume gewählt werden. Für *in situ*-Sanierungstechnologien wurden bislang noch keine Bilanzierungsmethoden erarbeitet. Das Verfahren der Ökobilanz ist stark prozeß- oder produktorientiert; es beinhaltet selten einen Raumbezug. Für Vorhaben mit Raumrelevanz ist es daher mit einer UVU/RVU zu kombinieren.

Da umweltpolitische Ziele, z.B. Sanierungsziele, vorrangig nicht-monetarisiert vorliegen, sind Sanierungsalternativen selten durch reine Kostenaufstellungen (Kosten-Nutzen-Analysen) zu vergleichen. Daher werden für unterschiedlichste Fragestellungen Kosten-Nutzwert-Analysen oder Kostenwirksamkeitsbetrachtungen durchgeführt. Beispielsweise hat Gehrke [11, 12] eine Methode zur ökonomischen und ökologischen Optimierung von Sanierungskonzepten vorgestellt. In den Arbeiten von Jessberger & Neteler [13, 14, 15] sowie von Neteler [16] wird ein Verfahren zur nutzungsbezogenen Auswahl von Sanierungsverfahren beschrieben. In beiden Ansätzen werden für alternative Sanierungsszenarien die Erfüllungsgrade für ein bestimmtes Zielsystem bestimmt und nicht-monetären Nutzwerten zugeordnet. Das Zielsystem von Gehrke [11] besteht ausschließlich aus ökologischen Zielen (u.a. Schutz der menschlichen Gesundheit, Vermeidung von Abfall, Abwasser sowie die Ressourcen-Schonung), während Neteler [16] auch technologische Kriterien und Sicherheitsaspekte berücksichtigt. Vor dem Hintergrund, daß im Projekt SAFIRA eine relativ neue Sanierungstechnologie eingesetzt werden soll, ist die Kostenwirksamkeitsbetrachtung von Henriksen & Booth [17] zu erwähnen, mit der Entscheidungsträgern verdeutlicht werden kann, ob eine innovative Sanierungstechnik gegenüber einer konventionellen Technik vorteilhaft sein kann. Für den Vergleich ist ein Real-World-Szenario zu entwerfen, in dem eine konventionelle Technik durch die innovative ersetzt wird. Um ein realistisches Szenario entwerfen zu können, wird ein Set von Indikatoren zusammengestellt, das die Anforderungen der Sanierung und die Anwendungsbreite des Verfahrens erfaßt und somit die Stärken und Grenzen sowie die Anwendungsbereiche der innovativen Technologie aufzeigt.

Die Nutzwertanalyse kann auch als Bewertungsverfahren in Umweltfolgeabschätzungen eingesetzt werden. Ein Zielsystem zur Abschätzung der Umwelt- und Raumauswirkungen einer Sanierungstechnologie sollte im wesentlichen Umweltqualitätsziele beinhalten und sich am Prinzip der Nachhaltigkeit orientieren. Für eine ganzheitliche Betrachtung von Maßnahmen sind dabei globale, regionale und lokale

Wirkungsbereiche (Skalen) zu unterscheiden und verschiedene Zeiträume abzugrenzen.

Zustandsbeschreibung

Im Rahmen des erstellten Konzeptes zur Umweltfolgenabschätzung wurde in einer ersten Auswertung die Eignung der Altdaten des Grundwassermonitorings für die erforderliche Charakterisierung der derzeitigen Schadstoffbelastung im Raum Bitterfeld untersucht. Während die räumliche Ausdehnung des belasteten Gebietes mit „anorganischen Parametern“ wie z.B. Temperatur, elektr. Leitfähigkeit und gelösten Ionen erfaßt und dargestellt werden konnte, liegen derzeit noch nicht genügend zuverlässige Untersuchungen bezüglich der Grundwasserbelastung durch die als Hauptschadstoffe genannten Gruppen der LHKW, CKW und BTEX vor [18]. Die Erweiterung des Grundwassermonitorings auf ausgewählte Vertreter dieser Gruppen ist deshalb unablässig. Für die Beurteilung der Datenqualität fehlen derzeit Angaben bzw. Untersuchungen zur Reproduzierbarkeit der Beprobungsergebnisse. Diese Angaben sollten sowohl die analytische Reproduzierbarkeit als auch den Einfluß von Probengewinnung und -aufbereitung einschließen. Zusätzlich sollte an einigen ausgewählten Meßstellen die zeitliche Schwankung der Konzentrationen in höherer Auflösung als dem bisherigen Jahresrhythmus untersucht werden. Die Kenntnis dieser methodisch bedingten und natürlichen Fluktuationen der Meßwerte ist Grundlage für die Angabe der Aussagegenauigkeit der Messungen und nachfolgender Auswertungen bis hin zu einer Gefährdungsabschätzung. Die Auslegung des Meßstellennetzes des Grundwassermonitorings Bitterfeld konzentriert sich auf den an die Betriebsgelände (Chemie AG und Filmfabrik Wolfen) angrenzenden Raum. Der Kontaminationsherd bzw. einzelne Kontaminationsherde können somit im Rahmen des Grundwassermonitorings nur unzureichend erfaßt werden; bei diffus verteilten Stoffen (z.B. Arsen) ist die Erfassung der Kontaminationen somit kaum möglich. Grundlage für die Bewertung der derzeitigen und die Prognose der zukünftigen Umweltsituation ist jedoch eine Bilanzierung des kontaminierten Gebietes bezüglich der Fläche bzw. des Volumens und der Schadstoffmassen. Für weitergehende Untersuchungen und räumliche Auswertungen der Schadstoffbelastung im Raum Bitterfeld sind deshalb die Beprobungsergebnisse der Betriebsmeßnetze einzubeziehen.

Schlußfolgerungen

Aus den vorgestellten Untersuchungen wurde der Forschungsbedarf zur Entwicklung und Umsetzung von modellhaften Konzepten zur Umweltfolgenprüfung für „funnel-and-gate“-Systeme formuliert. Dieses beinhaltet einen projektbezogenen Ansatz für

den Modellstandort SAFIRA und eine RVU im Sinne einer Technikfolgenabschätzung für großflächige Szenarien (Abb. 3).

In der projektbezogenen Untersuchung soll in Anlehnung an die Vorgehensweise einer Ökobilanz vor allem eine Input-Output-Analyse durchgeführt werden. Hierbei ist der gesamte Lebenszyklus des Bauwerks, d.h. die Bauphase, die Betriebsphase und eine eventuelle Rückbauphase zu betrachten. Dadurch sollen Schwachstellen des Verfahrens aufgedeckt und einer ökologischen Optimierung unterzogen werden, um unerwünschte Umweltauswirkungen zu minimieren. Besondere Bedeutung kommt hier der Verwendung verschiedener Materialien für das reaktive Zentrum (gate) zu.

Diese sollten forschungsbegleitend durch die Zusammenführung sektoraler Untersuchungsergebnisse aus dem Projekt SAFIRA in einem gesamtökologischen Kontext bewertet werden. Gerade die Umweltverträglichkeit von Stoffen, die ins Grundwasser eingebracht werden, könnte im Hinblick auf genehmigungsrelevante Aspekte entscheidend für zukünftige Anwendungen dieser Technologie sein. Die Technikfolgenabschätzung einer innovativen Technologie wie der „funnel-and-gate“-Systeme darf nicht bei der Betrachtung eines Modellprojektes enden, sondern muß darüber hinaus gehen. Um die Raumauswirkungen näher zu untersuchen, sollten daher Szenarien entworfen werden, in denen der Einsatz von „funnel-and-gate“-Systemen (in Kombination mit herkömmlichen Sanierungstechnologien) für großräumige Kontaminationen geprüft werden kann. Im Mittelpunkt dieser Betrachtung steht die Übertragbarkeit der Forschungsergebnisse aus dem Pilotprojekt und der damit verbundenen Auswirkungen.

Während bei dem Modellprojekt SAFIRA der Standort bereits weitgehend festgelegt ist, wäre in einem realen Anwendungsfall eine optimale Positionierung der reaktiven Wand oder der „funnel-and-gate“-Systeme zu ermitteln. Die Standortfindung richtet sich in erster Linie nach den hydrogeologischen Gegebenheiten und der räumlich-zeitlichen Verteilung der umweltrelevanten Schadstoffe. Dies erfordert eine detaillierte Zustandsbeschreibung des Raumes zur Charakterisierung des Ist-Zustands und Prognosen bezüglich der zukünftigen Entwicklung einer Kontamination. Raumbedeutsame Sanierungsmaßnahmen sind mit bestehenden Flächennutzungsplänen, Sanierungsrahmenkonzepten und Abschlußbetriebsplänen abzustimmen. Um Nutzungskonflikte zu vermeiden, ist eine methodische Vorgehensweise für die Standortfindung im Raum zu entwickeln, wobei die Planungssicherheit eine bedeutende Rolle spielt. Wichtiges Hilfsmittel für die räumlich-kartographische Umsetzung ist der Einsatz von Geoinformationssystemen (GIS). Für eine modellhafte Bewertung der Raumverträglichkeit von Sanierungsvarianten ist abschließend ein Muster-Kriterienkatalog zu erarbeiten.

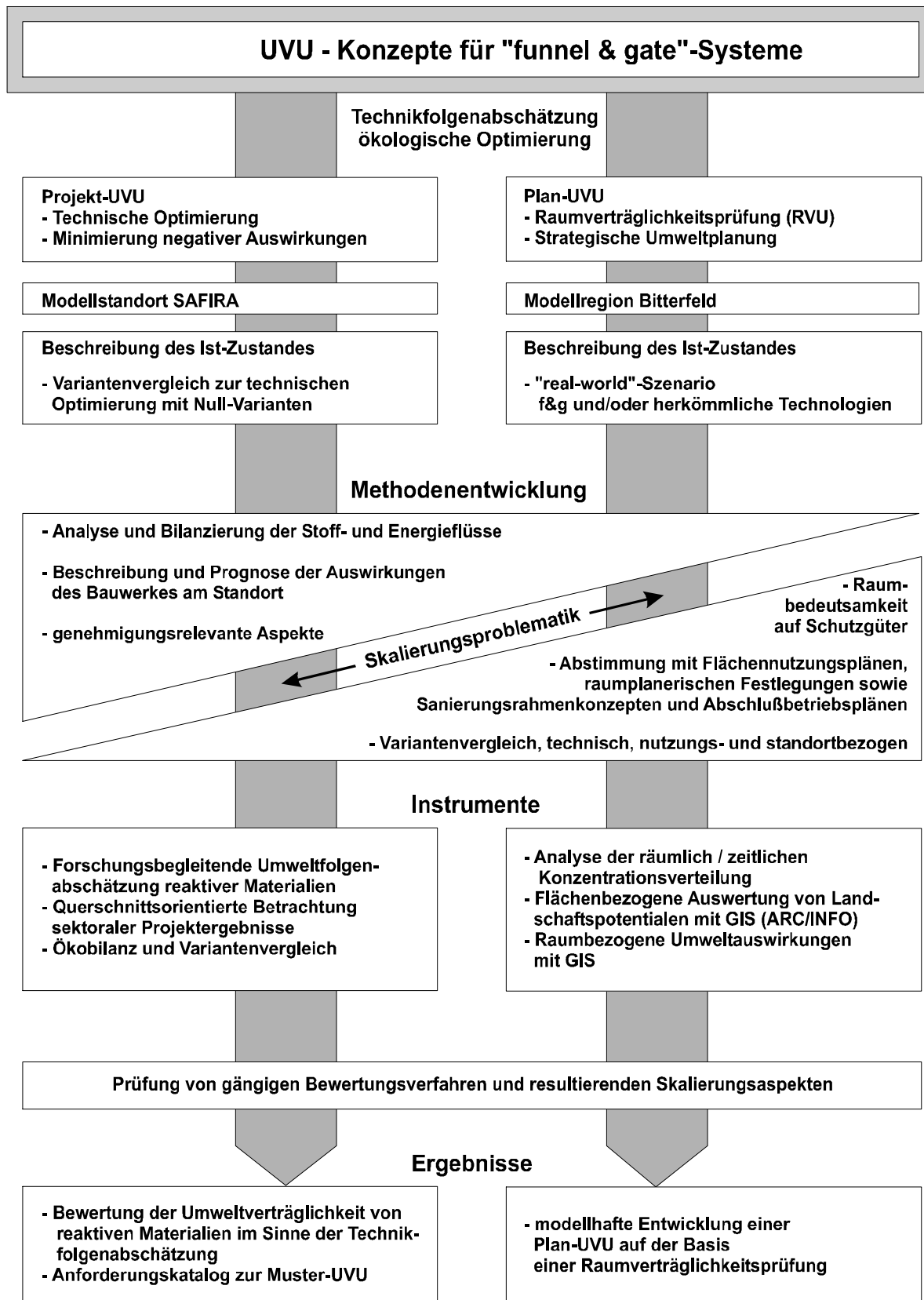


Abb. 3: Gestuftes Rahmenkonzept einer Umwelt- und Raumverträglichkeitsprüfung für "funnel-and-gate"-Systeme

Methodenansätze und Untersuchungsinstrumente beider Aufgaben unterscheiden sich aufgrund der betrachteten Untersuchungsskala: Während bei der Projekt-UVU die Beurteilung der einzusetzenden reaktiven Materialien maßgebliche Bedeutung hat, rückt bei der Plan-UVU der Raumbezug im Hinblick auf Flächennutzungen und Raumauswirkungen in den Vordergrund. Die Skalierbarkeit der Untersuchungsmethoden und der Bewertungsansätze ist somit eine zentrale Fragestellung weiterführender Untersuchungen.

Literatur

- [1] BLOSER, M. (1993): Umweltverträgliche Altlastensanierung - Entwicklung einer Methode zur Prüfung der Raumverträglichkeit von Altlastensanierungen. In: H. PFAFF-SCHLEY (Hrsg.), Die Umweltverträglichkeitsprüfung als Planungsinstrument: Planungs-UVP, Anlagen-UVP; Taunusstein (Blottner), 147-162.
- [2] SIMMLEIT, N. & ERNST, A. (HRSG.) (1994): Handbuch: kommunales Altlastenmanagement - ein praktischer Leitfaden; Orientierungshilfe zum verträglichen Umgang mit Altlasten. Berichte Umweltbundesamt 3/94; Berlin (Erich-Schmidt-Verlag).
- [3] MATHEWS, T. & BRACKE, R. (1996): Überblick über Bewertungsverfahren zur Gefährdungsabschätzung.- Müllhandbuch, MuA, 4322 (Lfg. 1/96).
- [4] KERNDORFF, H., SCHLEYER, R. & HERRMANN, H. D. (1993): Bewertung der Grundwassergefährdung von Altablagerungen. Standardisierte Methoden und Maßstäbe. - WaBoLu-Hefte, 1, Berlin.
- [5] BENSON, L., BRACKE, R., DOETSCH, P. & KÖTTER, L. (1995): Entwicklung einer Systematik zur Prioritätenermittlung bei der Sanierung von Altlasten (PRISAL). UBA-F+E-Bericht 10340112, UBA-Texte 21/95.
- [6] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1994): Empfehlungen für die Erkundung, Bewertung und Behandlung von Grundwasserschäden. Umweltministerium, Stuttgart.
- [7] KNAUER, P. (1995): Leitbilder und Umweltqualitätsziele in der Umweltpolitik. - Mensch - Technik - Umwelt. Ringvorlesung Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Sommersemester 1995; unveröff. Manuskript, Halle.
- [8] FOLLMANN, F.-J. & SCHRÖDER, T. (1995): Berücksichtigung des Umweltechnungswesens bei der Beurteilung von Sanierungsverfahren und Sanierungszielen. In: H.W. BORRIES; K.W. KIEFER, H. PFAFF-SCHLEY (Hrsg.), Problemkreis Altlasten (Von der Ausschreibung bis zur Folgenutzung); Berlin u.a. (Springer), 119-129.

-
- [9] DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1994): Grundsätze produktbezogener Ökobilanzen NAGUS-AA 3/UA 2, DIN-Mitteilungen 73, Nr. 3.
 - [10] BÖHLER, A. & KOTTMANN, H. (1996): Ökobilanzen - Beurteilung von Bewertungsmethoden. - UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 8 (2): 107-112.
 - [11] GEHRKE, D. (1993): Die Entwicklung von Sanierungskonzepten für Altstandorte. Fortschrittsberichte des VDI, Reihe 4, Nr. 122; Düsseldorf (VDI-Verlag), 178 S.
 - [12] GEHRKE, D. (1994): Ökonomische und ökologische Bewertungsfaktoren für Sanierungsentscheidungen. In: Volker Franzius (Hrsg.), Sanierung kontaminierter Standorte 1994; Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 71; Berlin u.a. (Erich-Schmidt-Verlag), 183-214.
 - [13] JESSBERGER, H.L. & NETELER, TH. (1991): Methodische Ansätze zur vergleichenden Beurteilung von Sanierungsverfahren. In: R. Kompa, K.-P. Fehlau (Hrsg.), Altlasten und kontaminierte Böden - Risikoabschätzung und Risikobewertung, Sanierung, Arbeitshilfen; Köln (TÜV Rheinland GmbH), 341-374.
 - [14] JESSBERGER, H.L. & NETELER, TH. (1992a): Eine Bewertungsmethodik als Entscheidungsgrundlage zur Auswahl geeigneter Sanierungsverfahren. In: V. Gossow (Hrsg.), Altlastensanierung; Wiesbaden (Bauverlag Berlin), 39-56.
 - [15] JESSBERGER, H.L. & NETELER, TH. (1992b): Strukturierte Bewertung und Auswahl von Sanierungsverfahren für Altstandorte und Altablagerungen.- altlasten-spektrum 1(1): 17-22.
 - [16] NETELER, TH. (1995): Bewertungsmodell für die nutzungsbezogene Auswahl von Verfahren zur Altlastensanierung. Schriftenreihe des Instituts für Grundbau, Heft 23; Ruhr-Universität Bochum, 161 S.
 - [17] HENRIKSEN, A. D. & BOOTH, S. R. (1994): Evaluating the cost-effectiveness of new environmental technologies.- REMEDIATION, 5(1): 7-24.
 - [18] SCHULZ-TERFLOTH, G., WALKOW, F. (1996): Maßnahmen zur Sanierung des Grundwassers unter Berücksichtigung der wasserwirtschaftlichen und bergbaulichen Situation im Großprojekt Bitterfeld-Wolfen. In: H.-P. Lühr (Hrsg.), Kongress Grundwassersanierung 1996; IWS-Schriftenreihe Bd. 27; Berlin (Erich-Schmidt-Verlag), 307-320.

9.2 Machbarkeitsstudie zu den Tiefbaumaßnahmen

R. Sänger, E. Veas

Prof. Dr.-Ing. E. Veas & Partner, Baugrundinstitut GmbH, Waldenbacher Straße 19, 70771 Leinfelden-Echterdingen

Von der Arbeitsgemeinschaft Baugrundinstitut Prof. Dr.-Ing. E. Veas und Partner GmbH und I.M.E.S. (Gesellschaft für innovative Meß-, Erkundungs- und Sanierungstechnologie mbH) wurde auf der Grundlage der Baugrunduntersuchungen der GFE GmbH (Geologische Forschung und Erkundung) eine Machbarkeitsstudie für eine passive Grundwassersanierung erarbeitet, die sich in erster Linie mit den geotechnischen Problemen bei der Herstellung einer mehr als 20 m tiefen Baugrube für ein Gate-Bauwerk beim geplanten Pilotvorhaben am Modellstandort Bitterfeld befaßt. Die Ergebnisse der Machbarkeitsstudie sind im Projektbericht der Arbeitsgemeinschaft vom 12.11.1997 ausführlich dargestellt.

Die Besonderheit bei der Baugrubenherstellung liegt darin, daß im Bauzustand eine dichte Baugrubenumschlieung erforderlich ist, später jedoch das Grundwasser ungehindert in das Gate-Bauwerk einströmen muß.

Es wurden in diesem Zusammenhang drei Lösungsmöglichkeiten zur Herstellung der Baugrube erarbeitet, die in folgenden Abbildungen dargestellt sind:

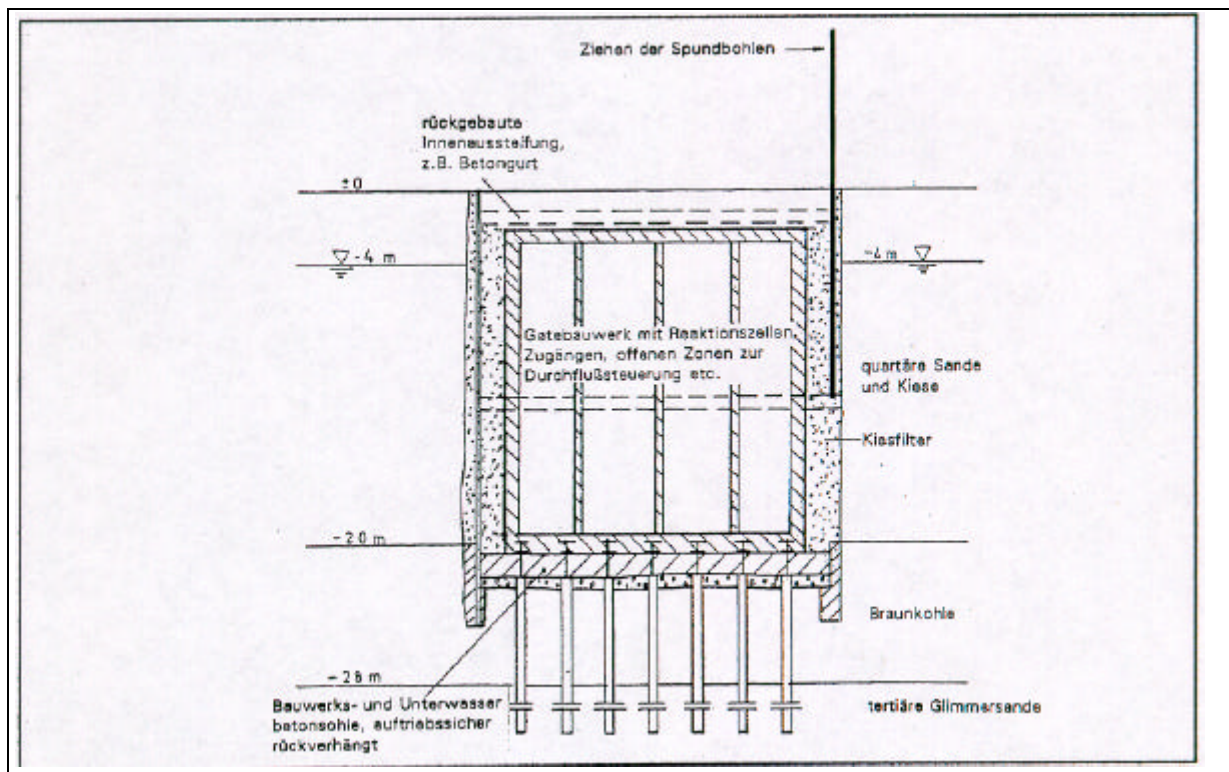


Abb. 1: Wasserdichte Baugrundumschlieung mittels Spundwänden, die später wieder gezogen werden (Variante 1)

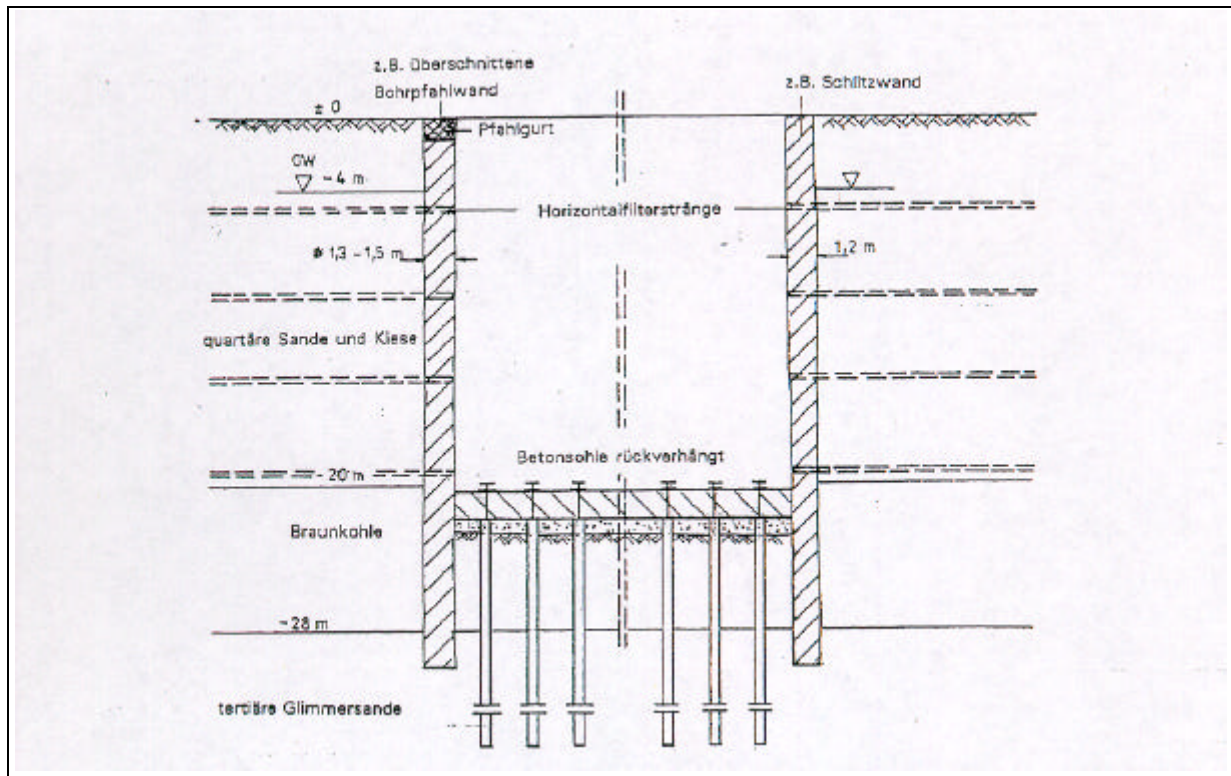


Abb. 2: Wasserdichte Baugrubenumschließung mittels Ort betonwänden (Bohrpfahlwände oder Schlitzwände) und nachträglich gebohrten Horizontalfiltersträngen zur Durchströmung des Gate-Bauwerkes (Variante 2)

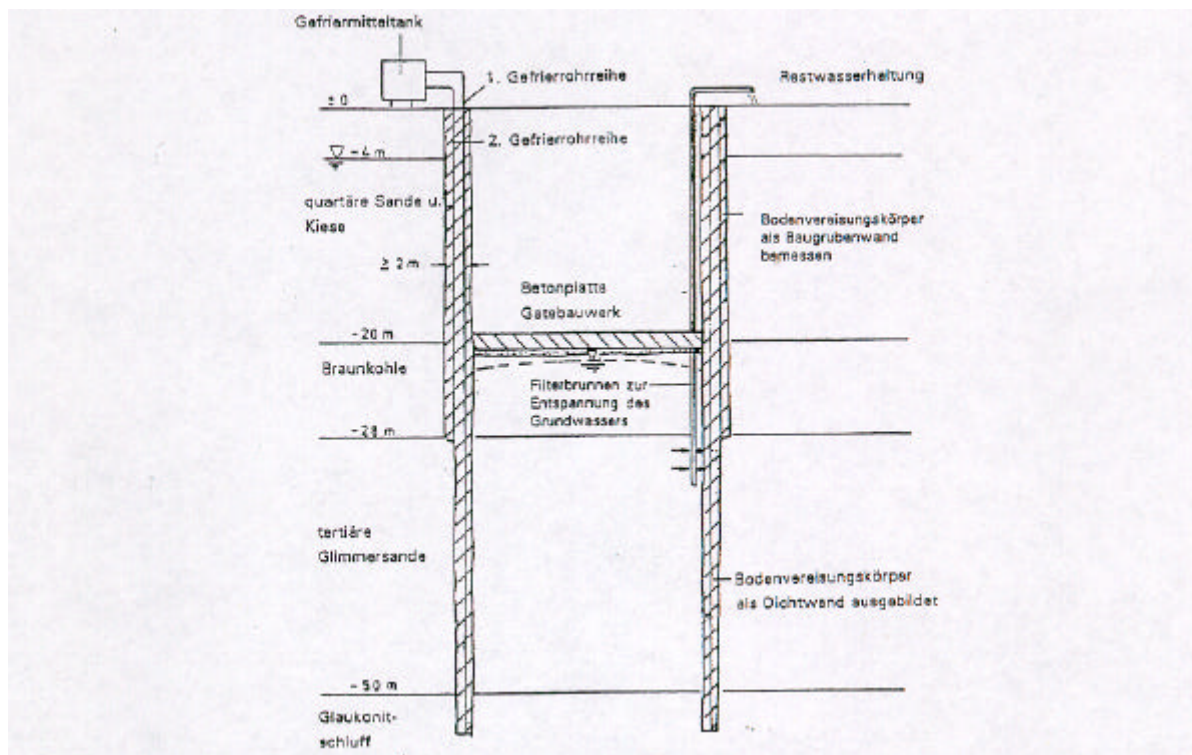


Abb. 3: Wasserdichte Baugrubenumschließung mittels künstlicher Vereisung (Variante 3)

Bei der erforderlichen Aushubtiefe für die Baugruben ergeben sich beträchtliche seitliche Erd- und Wasserdrücke auf die Baugrubenwände. Die erforderlichen Aussteifungsmanahmen lassen sich entscheidend reduzieren, wenn die Baugrube in ihrem Grundriß kreisförmig ausgebildet wird. Dadurch können die seitlichen Erd- und Wasserdrücke über die Ringdrucksteifigkeit (aufnehmbare Ringdruckspannung) des Verbaus aufgenommen werden. Im Falle der Spundwandlosung kann dies über Stahlbetongurte erfolgen, die später wieder rückgebaut werden. Bei der Ortbetonwandlosung sind vorraussichtlich keine zusätzlichen Aussteifungsmanahmen erforderlich. Gleiches gilt für die Baugrundumschlieung mittels künstlicher Ver- eisung.

Die Arbeitsgemeinschaft führte mit sieben Spezialtiefbauunternehmen Fach- gespräche mit dem Ziel, die Erfahrungen des Spezialtiefbaus in die Studie mit einfließen zu lassen. Von den befragten Firmen werden all edrei Lösungsvarianten als machbar angesehen. In den einzelnen Fachgesprächen wurden zahlreiche Lösungsvorschläge zu ausfuhrungstechnischen Einzelheiten unterbreitet. Allerdings ist der Schwierigkeitsgrad höher als bei bisher ausgeführten ähnlichen Baugruben anzusetzen.

Basierend auf Preisangaben der befragten Spezialtiefbauunternehmen wurden die Kosten für die dargestellten Lösungsvarianten zur Baugrubenherstellung geschätzt. Hiernach ergaben sich für die Variante 1 die geringsten und für die Variante 3 die weitaus höchsten Kosten.

9.3 Beurteilung des Einflusses von reaktiven Wände auf das Grundwasserregime und Bewertung der Kosten im Vergleich zu anderen Sanierungsmaßnahmen

H.-P. LÜHR, A. LAMPROU

Institut für Wassergefährdende Stoffe an der TU Berlin, Pfalzburger Straße 43- 44, 10717 Berlin

Zusammenfassung

Die *in situ*-Sanierungstechnologie der reaktiven Wände, stellt eine wirtschaftlich interessante Alternative zu konventionellen hydraulischen Maßnahmen dar, da der Grundwasserstrom nicht unter hohem Energie- und Kostenaufwand gesteuert wird. Reaktive Wände nehmen als passives Verfahren eine Zwischenstellung zwischen einer reinen Sicherung und der Dekontamination von schadstoffbelastetem Grundwasser ein.

Grundwassersanierungen haben alle einen mehr oder minder starken Einfluß auf den Grundwasserhaushalt und bilden insbesondere in ökologischen und städtebaulich sensiblen Arealen Konfliktpotentiale. Passive Reaktionswandsysteme werden unter Einschätzung ihrer Auswirkungen auf das Strömungsregime des Grundwassers im Vergleich mit herkömmlichen Verfahren (hydraulische Maßnahmen, Einkapselung) als schonendste Maßnahme bewertet.

Für die mit Leitwänden ausgelegten funnel-and-gate-Systeme werden Grundwasserspiegeländerungen nur im Nahbereich erwartet. Permeable Reinigungswände bewirken die vermutlich geringsten Beeinflussungen. Im konkreten Sanierungsfall bedarf es jedoch einer kritischen Bewertung unter Berücksichtigung der lokalen/ regionalen hydrogeologischen Randbedingungen.

In einem Kostenvergleich von hydraulischen Sanierungsverfahren und Reaktionswand-Systemen ergibt sich die große Abhängigkeit der Gesamtkosten einer hydraulischen Maßnahme von der Sanierungsdauer. Die Baukosten spielen hier gegenüber den Betriebskosten eine eher untergeordnete Rolle.

Die Höhe der bei der Errichtung einer Reaktionswand anfallenden Baukosten richtet sich nach deren Auslegung und Dimensionierung; nennenswerte Betriebskosten fallen nur an, wenn ein Austausch reaktiven Materials erforderlich werden sollte.

Nach Auswertung verschiedener bereits realisierter bzw. geplanter Sanierungsanwendungen liegen die Kosten dieser neuen Technologie um ca. 20-40 % niedriger als bei konventionellen hydraulischen Maßnahmen.

Die Errichtung einer reaktiven Wand zur Sicherung und Dekontamination von schadstoffbelastetem Grundwasser im südlichen Bitterfelder Raum ist nur angebracht,

wenn sich eine Ablenkung der Grundwasserströmungsrichtung ausschließen läßt (Aufrechterhaltung der Wasserhaltungen in den Tagebauen). Eine Einbindung der Reaktionswände in den Grundwasserstauer (Rupelton) ist möglicherweise durch dessen Tiefenlage erschwert. Wegen der zeitlichen Beschränkungen der geplanten Versuche scheint eine Versuchsauslegung mit einer Kombination von Leitwänden und reaktiver Zone (funnel-and-gate-System) geeigneter zu sein, da sie eine höhere Durchströmungsrate des reaktiven Elements gewährleistet.

Veranlassung

Zwischen der UFZ-Umweltforschung Leipzig-Halle GmbH und dem Institut für was-sergefährdende Stoffe an der Technischen Universität Berlin wurde mit Vertrag vom 28.02.1997 die Zusammenarbeit im Rahmen von Sanierungskonzepten für die Grundwasserkontamination in den Gebieten Bitterfeld und Rostiz vereinbart. Das UFZ beabsichtigt im südlichen Bitterfelder Raum eine reaktive Wand zur Sicherung und Dekontamination von schadstoffbelastetem Grundwasser als Demonstrations-anlage zu errichten. Für die Vorbereitung der Planungen sind Vorstudien erforderlich, die vor Realisierung der Gesamtmaßnahme eine kritische Würdigung insbesondere im Vergleich zu anderen bewährten Maßnahmen beinhalten.

Die Leistungen des IWS umfassen dabei im wesentlichen die Herausarbeitung zu berücksichtigender Fragestellungen und Kriterien für eine Bewertung der Auswir-kungen reaktiver Wände auf das Grundwasserregime und in einer Wirtschaftlich-keitsbetrachtung die Kostenbewertung im Vergleich zu anderen Maßnahmen. In einem dritten Leistungsabschnitt wird eine Abschätzung der prinzipiellen Standort-eignung auf der Grundlage des aktuellen Kenntnisstandes vorgenommen.

Einführung

Die Sanierung und Sicherung von Boden- und Grundwasserkontaminationen sind in den letzten Jahren immer mehr in das Zentrum der Aktivitäten der Wasserwirtschaft und des technischen Umweltschutzes gerückt. Die Entwicklung von Methoden und neuen Technologien macht dabei rasche Fortschritte, wobei die Palette der ange-botenen Verfahren äußerst vielfältig ist. In Anbetracht der anhaltenden Brisanz der Altlastenproblematik bei gleichzeitig knapper werdenden finanziellen Mitteln wird in zunehmendem Maße nach ökonomisch effizienten Lösungen im Sinne ökologisch wirksamer, das Grundwasserregime möglichst gering beeinflussender Sanierungs-verfahren gesucht.

Technische Sanierungsmaßnahmen lassen sich generell in Sicherungs- und De-kontaminationsmaßnahmen unterteilen. Unter der reinen Sicherung einer Altlast

werden Immobilisierungsverfahren zusammengefaßt, die den Austritt von Schadstoffen aus einem Kontaminationsbereich verhindern, ohne die Kontamination direkt zu beseitigen. Demgegenüber zielen Dekontaminationsverfahren auf eine Entfernung bzw. Umwandlung der Schadstoffe und damit eine Eliminierung der Schadstoffquelle ab.

Die am häufigsten praktizierte Maßnahme zur Beseitigung einer Grundwasserkontamination ist das Abpumpen des verunreinigten Wassers im Abstrom der Schadensquelle und anschließende Reinigung in oft mehrkomponentigen Sanierungsanlagen, die unter Ausnutzung physikalischer, chemischer oder biologischer Prozesse auf die individuelle Schadenssituation abgestimmt sind (pump and treat). Klassische hydraulische Sanierungsverfahren finden überall dort Anwendung, wo der Schadensherd nicht eindeutig lokalisierbar, nicht zugänglich oder in seiner Dimension zu groß ist, um abgetragen oder eingekapselt zu werden [11].

Allerdings zeigt sich in zunehmendem Maße, daß diese herkömmlichen „pump and treat-Techniken“ weder unter ökologischen noch unter ökonomischen Aspekten zu hinreichend akzeptablen Sanierungsergebnissen führen [1]. Ursache hierfür sind die oft geringen Löslichkeiten der Schadstoffe, das häufige Vorliegen einer isolierten Residualphase sowie Heterogenitäten des Untergrundes und dadurch bedingter langsamer Rückdiffusion der in die Gesteinsmatrix des Grundwasserleiters eingedrungenen Schadstoffe [11]. Diese Faktoren können in ihrer Konsequenz zu unerwünscht langen Sanierungszeiten und damit kostspieligen Aufbereitungs- und Sanierungsleistungen führen.

Diese inzwischen allgemein anerkannte Problematik führte zur Entwicklung alternativer *in situ*-Sanierungsverfahren, bei denen auf einen kontinuierlichen Energieaufwand verzichtet werden kann. Als wichtigstes passives Verfahren, bei dem der Grundwasserstrom nicht durch permanente Maßnahmen unter hohem Energie- und Wartungsaufwand gesteuert wird, gilt zur Zeit neben der reinen Einkapselung durch physikalische Barrieren die Technologie der reaktiven Wände. Im Vergleich zu konventionellen aktiven Technologien kann eine wesentliche Reduktion der Betriebskosten der Sanierung erzielt werden.

Reaktive Wände nehmen als passives Verfahren eine Zwischenstellung zwischen einer reinen Sicherung und der Dekontamination von schadstoffbelastetem Grundwasser ein. Zur Erprobung der Möglichkeiten und Grenzen einer derartigen Sanierungsmaßnahme unter realen Bedingungen ist im südlichen Raum Bitterfeld die Errichtung einer reaktiven Wand als Versuchseinrichtung vorgesehen.

Die vorliegenden Grundsätze haben das Ziel, für die zwei Bereiche Grundwasserbeeinflussung und Kostenbewertung die Grundlagen und Randbedingungen aufzuzeigen, die in der Planungs- und Durchführungsphase zu berücksichtigen sind. Dabei werden keine Lösungen für das konkrete Projekt „Bitterfeld Süd“ aufgezeigt,

sondern eher im Sinne einer Kriterienauflistung Maßstäbe aufgezeigt, die zu berücksichtigen und prüfen sind, um eine belastbare Entscheidungsfindung durchführen zu können.

Betrachtung des Einflusses von verschiedenen Sanierungsverfahren auf das Grundwasserregime

Die Technologien der Grundwassersanierung stellen grundsätzlich einen Eingriff in den Wasserhaushalt des Untergrundes zum Zweck einer qualitativen Verbesserung der Grundwasserbeschaffenheit dar. Dabei ergeben sich oftmals Zielkonflikte, die im Zusammenhang mit vorübergehenden Beeinträchtigungen von Umweltgütern während der Sanierung stehen.

Die sanierungsbedingten grundwasserbeeinflussenden Maßnahmen haben einen mehr oder minder starken Einfluß auf den Grundwasserhaushalt und bilden insbesondere in ökologisch und städtebaulich sensiblen Arealen Konfliktpotential.

In § 1 a des Wasserhaushaltsgesetzes in der Neufassung vom 12.11.1996 sind die Bestimmungen zur Gewässernutzung wie folgt definiert:

§ 1 a

Grundsatz

- (1) Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, daß sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben.
- (2) Jedermann ist verpflichtet, bei Maßnahmen, mit denen Einwirkungen auf ein Gewässer verbunden sein können, die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um eine mit Rücksicht auf den Wasserhaushalt gebotene sparsame Verwendung des Wassers zu erzielen, um die Leistungsfähigkeit des Wasserhaushaltes zu erhalten und um eine Vergrößerung und Beschleunigung des Wasserabflusses zu vermeiden.

Hinsichtlich der nachteiligen Veränderungen soll eine Bewertung der maßgeblichen Einflußfaktoren der **beiden Reaktionswandsysteme**

- Permeable reaktive Wand
- funnel-and-gate

auf das Grundwasserfließregime im Vergleich zu konventionellen Verfahren vorgenommen werden.

Auswirkungen auf die Grundwasserströmung und den Wasserhaushalt

Jede Maßnahme, die in den Grundwasserkörper eingreift, führt zumindest im lokalen Maßstab zu einer Veränderung und Ablenkung des natürlichen Grundwasserab-

stroms. Für die Auswirkung ist entscheidend, ob durch den Eingriff die Durchlässigkeit in dem betreffenden Bereich erhöht oder verringert wird oder eine Wasserentnahme oder Wasserzuführung vorgenommen wird [2].

In der Regel stellen sämtliche Sanierungstechnologien, sei es durch in den Grundwasserkörper hineinreichende Hindernisse (z.B. Dichtwände), den Einbau durchlässigerer Materialien in den Untergrund oder aber gezielte Absenkungen des Grundwasserspiegels bei hydraulischen Verfahren, eine Beeinflussung des Grundwasserregimes dar.

Ein vollständig undurchlässiger Fremdkörper (Dichtwand) wird als auftretendes Hindernis um- bzw. unterströmt. Diese Behinderung des Grundwasseranstroms bewirkt einen Aufstau auf der Anstromseite und eine Absenkung im Abstrom. In der Betrachtung des Strömungsfeldes ergibt sich eine Ablenkung der Grundwasserströmung aus ihrer hydrogeologisch bedingten, natürlichen Lage. Bei der Umströmung des Hindernisses ist eine Verdichtung der Strömungslinien mit oberstromigem Staubeereich und unterstromigem Abflußschatten festzustellen. Der Einfluß ist am größten, wenn die dichten Wände bis in den Grundwasserstauer einbinden und nur eine Umströmung des Bauwerks möglich ist [2].

Ein durchlässiges Bauwerk dagegen mit einem entsprechend durchlässigen Reaktionsmaterial bewirkt eine verstärkte Durchströmung und damit eine Ablenkung der Grundwasserströmung in diesen Bereich hinein. Hier kommt es oberstromig zu einer Absenkung gegenüber dem ursprünglichen Grundwasserspiegel. Der verstärkte Zufluß wird durch den erhöhten Abstrom und die damit verküpfte Aufhöhung des Grundwasserspiegels kompensiert.

In der Literatur existieren zahlreiche Untersuchungen über die Beeinflussung der Grundwasserströmung durch unterirdische Bauwerke. Zur Bestimmung der Aufstauhöhen bzw. Absenkungen existieren numerische Berechnungsverfahren [6].

Die Entnahme von Wasser aus einem Grundwassersystem bedeutet einen Eingriff in den hydrologischen Kreislauf. Die Erneuerung und der Austausch des Wassers im Untergrund verläuft in der Regel sehr langsam. Eine Entnahme und Ableitung von Grundwasser in die Vorflut kann zu gravierenden Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts mit einer nachhaltigen Reduzierung des Grundwasservorrats führen, wenn das Entnahmevolumen in einer Bilanzbetrachtung wesentlich die Grundwasserneubildungsrate übersteigt.

Rechtliche Rahmenbedingungen

Gesetzliche Anforderungen bestehen im Besorgnisgrundsatz nach § 1 a und dem Nutzungstatbestand nach § 3 Wasserhaushaltsgesetz.

Erfolgen Eingriffe in das Grundwasser werden wasserrechtliche Benutzungstatbestände erfüllt, die eine behördliche Erlaubnis erforderlich machen. Nach (§ 3 Abs. 2 Nr. 1 WHG) stellen Anlagen, die zum Aufstau, Absenken oder Umleiten von Grundwasser bestimmt und geeignet sind, einen wasserrechtlichen Benutzungstatbestand dar. Sowohl aktive (hydraulische) als auch passive Sanierungen bedürfen somit einer wasserrechtlichen Erlaubnis nach § 7 WHG. Gemäß § 6 WHG ist eine Erlaubnis zu versagen, wenn von der beabsichtigten Benutzung eine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit zu erwarten ist, die nicht durch Auflagen verhütet oder ausgeglichen wird.

Vergleich der Auswirkungen verschiedener Sanierungsverfahren

- **Hydraulische Grundwassermaßnahmen**

Grundwasserhydraulische Maßnahmen repräsentieren die am häufigsten praktizierte Methodik zur Sicherung oder Beseitigung von Grundwasserkontaminationen. Sie haben das Ziel, den Schadensherd durch eine Beeinflussung der Grundwasserströmung über eine gezielte Entnahme von Wasser aus dem allgemeinen Wasserkreislauf abzutrennen. Mittels der Entnahme von Grundwasser über Sperrbrunnen wird der Grundwasserspiegel im Bereich der Kontamination abgesenkt, so daß innerhalb einer entsprechenden Reichweite dem Brunnen Grundwasser zuströmt.

Bei der Beurteilung einer Beeinträchtigung des Wasserhaushalts sind die lokalen/regionalen hydrologischen Verhältnisse zu berücksichtigen. Nennenswerte Effekte sind nach behördlicher Genehmigungspraxis in der Regel erst bei Entnahmemengen über 500.000 m³ zu erwarten. Wichtiges Kriterium ist die zeitlich oft nur ungenau vorhersehbare Sanierungsdauer. Im Nahbereich großflächiger Sanierungsvorhaben kommt es häufig zu Grundwasserabsenkungen im Meterbereich.

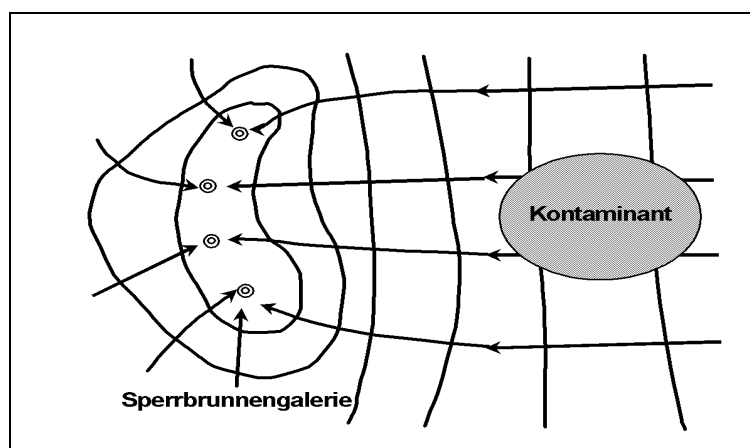


Abb. 1: Grundprinzip einer hydraulischen Sperre

Kombinationen von Entnahme- und Infiltrationsbrunnen können die Nettogrundwasserentnahmen begrenzen und ermöglichen eine Modifizierung des hydraulischen Regimes. Das reinfiltrierte Wasser muß allerdings bestimmten Qualitätsanforderungen genügen und daher einer ständigen Kontrolle unterzogen werden.

Neuere *in situ*-Verfahren ermöglichen eine Sanierung des Grundwasserleiters ohne vorherige Grundwasserförderung an die Oberfläche. Eine spezielle Kombination von Entnahme und Infiltration in einem Bohrloch stellen dabei Grundwasserzirkulationsbrunnensysteme dar. Voraussetzung für den geforderten gezielten Einsatz ist allerdings eine genaue Lokalisierung des Schadensherdes.

- Sicherung durch Einkapselung

Um eine Emission von Schadstoffen aus einer konkreten Quelle (z.B. Deponie) zu verhindern, reicht in vielen Fällen eine Sicherung aus. Dabei bleibt die chemische und physikalische Beschaffenheit des engeren Kontaminationsherdes unverändert, das Schadstoffpotential wird also nicht beseitigt, sondern allein durch bauliche Maßnahmen eingekapselt und blockiert. Die Einkapselung einer Kontamination besteht aus vertikalen Dichtwänden, die in einen natürlichen Grundwasserstauer oder in eine künstlich hergestellte Dichtungssohle einbinden. Eine zusätzliche Oberflächenabdichtung dient dem Schutz vor Wassereintrag durch Niederschläge und zur Vermeidung unkontrollierter Gasemissionen [8].

Diese Form der Grundwassersicherung stellt den prinzipiell gravierendsten Eingriff in den Wasserhaushalt dar, da Teile des durchströmten Grundwasserleiters durch die Verbau-Maßnahmen vollständig isoliert werden. In der Regel ist die Größe eines umschlossenen Schadensbereichs im Verhältnis zum Volumen des gesamten Grundwasserleiters eines Einzugsgebietes allerdings relativ gering.

Entscheidendes Kriterium für die Beurteilung der Auswirkungen auf die Grundwasserströmung ist daher die Frage, ob bzw. wie weit die Einkapselung in den Grundwasserkörper hineinreicht. Prinzipiell führt die Errichtung eines Bauwerkes, dessen Wände tief in grundwasserführende Bodenschichten einbinden zu einer Reduzierung des Durchströmungsquerschnitts und damit zu einem relativen Aufstau des zuströmenden Grundwassers.

- Passive Reaktionswand-Systeme

Reaktive Wände, geochemische Barrieren oder treatment walls bezeichnen das Konzept einer passiven *in situ*-Abstromsanierung, bei der in den Untergrund eingebrachte Feststoffe (Reaktionswand) im Abstrom einer Kontaminationsquelle von der Schadstofffahne durchströmt werden. Die Abreinigung oder Immobilisierung der gelösten Schadstoffe kann dabei praktisch ohne externe Energiezufuhr, als passives Langzeitsanierungs- und Sicherungssystem betrieben werden, wobei der Fluß des

kontaminierten Grundwassers durch die Reaktionswand allein von dem natürlich gegebenen hydraulischen Gradienten kontrolliert wird.

Die Anwendung dieses neuen Sanierungskonzepts hat insbesondere dort Vorteile, wo der Schadensherd wegen der lokalen Verhältnisse nicht direkt zugänglich oder nicht exakt lokalisierbar ist bzw. flächige Altlasten vorliegen. Es stellt damit also vor allem eine Alternative in Sanierungsfällen dar, die bisher eine reine Domäne hydraulischer Maßnahmen waren.

In situ-Reaktionswände kommen in zwei unterschiedlichen Konstruktionsvarianten zum Einsatz.

a) *Reaktive Wand*

Das System einer vollflächigen Reinigungswand besteht über ihre gesamte Länge aus einer permeablen reaktiven Wand. Ein Um- oder Überströmen der permeablen Reaktionswand ist bei einer Auslegung der reaktiven Zone mit einer in Idealisierung den natürlichen Geomedien angepaßten Korngröße und damit relativ ähnlichen hydraulischen Leitfähigkeiten nicht zu erwarten.

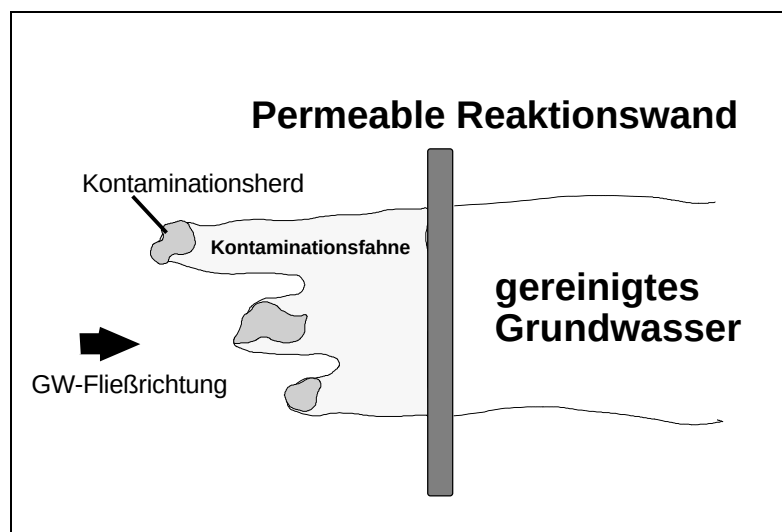


Abb. 2: Hydraulische Anordnung einer permeablen Reinigungswand (aus [11])

In der Praxis findet zur Gewährleistung eines breiteren Zustromgebietes zur permeablen Reaktionswand ein Reaktormedium mit einer höheren Durchlässigkeit als die des Aquifer Verwendung. Damit wird eine Bündelung des Grundwasserzustroms auf die Wand hin erreicht, die durch gezielte Drainungen noch zusätzlich unterstützt werden kann.

b) *Funnel-and-gate-Systeme*

Als Alternative zu permeablen Reaktionswänden haben sich Wandsysteme etabliert, bei denen nur ein kleiner Teil der Wand als permeable reaktive Zone ausgelegt ist, während der überwiegende Teil aus einer undurchlässigen Leitwand besteht, die als eine Art Trichter die Kontaminationsfahne fokussiert (sogenannte funnel-and-gate-Systeme). In stark heterogenen Aquifersystemen bietet sich so eine effizientere Nutzung der Reaktorfüllung [11].

Die hydraulische Durchlässigkeit der Reaktorfüllung von funnel-and-gate-Systemen wird in der Regel zur Gewährleistung einer effizienten Zuströmung bis zu einige Zehnerpotenzen größer als die des Aquifer ausgelegt.

Während sich im direkten Zustrom zur permeablen Reaktionszone (gate) ähnlich wie bei der oben beschriebenen Variante eine Bündelung des Grundwasserstromes ergibt, läßt sich im Randbereich der Leitwände eine Umstömung feststellen.

Numerische Untersuchungen für das Fließsystem können für eine korrekte Positionierung und Dimensionierung des funnel-and-gate-Bauwerks ein wichtiges Instrumentarium darstellen [11].

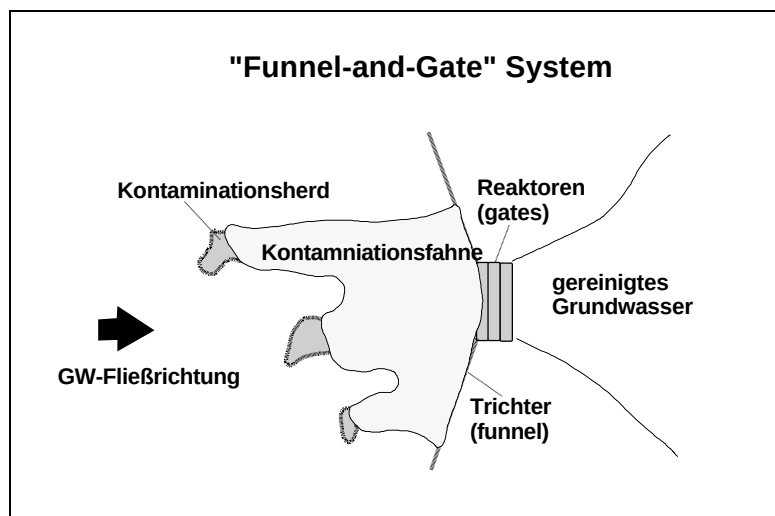


Abb. 3: Hydraulische Anordnung eines funnel and gate-Systems (aus [11])

- Vergleichende Bewertung

Wichtiges Kriterium eines Vergleichs der Auswirkungen auf das Strömungsregime des Grundwassers durch die oben kurz vorgestellten Sanierungsverfahren ist die Bewertung der durch die Grundwasserspiegeländerungen induzierten Nutzungsbeeinträchtigungen im Einzugsbereich der Maßnahmen.

Bei Vorliegen geringer natürlicher Grundwasserflurabstände (< 5 m) sind Schwankungsdifferenzen von über 1 m unter Umständen ausreichend, um negative Aus-

wirkungen auf die benachbarte Bausubstanz (z.B. Setzungsschäden, bzw. „nasse Keller“) oder eine nachhaltige Beeinträchtigung von ökologisch sensiblen Naturräumen zu bedingen.

Weiträumige Änderungen des Grundwasserspiegels und auch der Strömungsrichtung sind vor allem dann von nachteiliger Bedeutung, wenn sich dadurch eine zusätzliche Mobilisierung von kontaminierten Schadensfeldern in sensible Nutzungsbereiche hinein ergibt. Randbedingungen unter denen eine Grundwasser-sanierungsmaßnahme i.d.R. zu keinen nachhaltigen ökologischen oder bautechnischen Problemen führt:

- | | |
|----|--|
| a) | Unabhängig vom Grundwasserflurabstand
GW-Entnahme $\leq 500.000 \text{ m}^3$ |
| b) | Grundwasserflurabstand $\leq 5 \text{ m}$
Änderung Grundwasserspiegel $\leq 1 \text{ m}$
Querschnitteinengung Grundwasserleiter $\leq 75 \%$ |

Hydraulische Verfahren bewirken wegen ihres aktiven Eingriffs in den Grundwasserhaushalt in Abhängigkeit vom Fördervolumen einen unter Umständen sehr weitläufigen Absenkungstrichter des Grundwasserspiegels. Eine durchschnittlich dimensionierte Sanierungsmaßnahme kann Grundwasserabsenkungen von über 1 m in einem Radius von 0,5 km um die Brunnengalerie erzeugen. Modifikationen können - wie oben bereits angedeutet wurde - durch gezielte Reinfiltration von gefördertem Grundwasser in den Untergrund zum Schutz gefährdeter Nutzungen vorgenommen werden.

Im Vergleich dazu bedingen die anderen Verfahren eine sicherlich geringere Beeinflussung des Grundwasserströmungsfeldes. Geht man von einer gewöhnlichen Dimensionierung einer Sicherungsmaßnahme durch Einkapselung aus, bewegen sich die Richtungsänderungen des Grundwasserströmungsfeldes und Ablenkungen des Grundwasserspiegels in Größenordnungen, wie sie auch im Rahmen der natürlichen hydrologischen Schwankungen auftreten. Aufgrund der Auslegung des funnel-and-gate-Systems mit einem oder mehreren durchlässigen Wandabschnitten (gates) ist von noch geringeren Beeinflussungen auszugehen. Grundwasserspiegeländerungen über 1 m sind hier selbst bei größeren Wandbreiten nur im Nahbereich (ca. 100 m) zu erwarten. Permeable Reinigungswände sind schließlich als schonendste Maßnahme zu bewerten, da hier bedingt durch den Einbau von an die Aquiferbedingungen angepaßten Reaktionsmaterialien die geringste Veränderung des vom Grundwasser durchströmten Bodens vorgenommen wird.

Im konkreten Einzelfall bedarf es jedoch einer kritischen Bewertung unter Berücksichtigung der lokalen/regionalen hydrogeologischen Randbedingungen.

Bei der Bewertung von Störungen des Grundwasserabstroms durch den Einbau von hydraulisch wirksamen Barrieren ist neben der Dimensionierung des unterirdischen Bauwerks selbst die Mächtigkeit des Grundwasserleiters wichtiges Kriterium.

Untersuchungen belegen, daß sich nennenswerte Auswirkungen bei einer Querschnittseinengung des Grundwasserleiters auf über 75 % des Ausgangsgangsquerschnitts einstellen. Dann kommt es zu intensiv einsetzenden Rückstauwirkungen, die mit erheblichen Abstromveränderungen verbunden sein können [2].

Tabelle 1 stellt in einer qualitativen Bewertung die oben dargelegten relevanten Bewertungskriterien für die verschiedenen Sanierungs- und Sicherungsverfahren in einer Matrix vergleichend nebeneinander.

Tabelle 1: Vergleich der Beeinflussung des Grundwasserregimes durch verschiedene Sanierungs- und Sicherungsverfahren.

Verfahren	Barriere- wirkung im Untergrund	Veränderung GW-stände	Ablenkung GW- Strömungsfeld	Verringerung des GW- vorrats
Hydraulische Maßnahme	keine	groß	groß	mittel-groß
Hydraulische Maßnahme mit Reinfiltration	keine	mittel-groß	mittel-groß	mittel-groß
Einkapselung	gering-mittel	mittel	mittel	gering
permeable Reaktionswand	keine	gering	gering	keine
Reaktionswand mit Leitwänden	mittel	gering-mittel	mittel-groß	keine

Ökonomische Kriterien zur Bewertung der Kosten von Reaktionswand-Systemen im Vergleich zu anderen Sanierungsmaßnahmen

Darstellung der relevanten Kostenstrukturen

Bei der Auswahl eines für die Behandlung einer Grundwasserkontamination geeigneten Sanierungsverfahrens spielen neben Fragestellungen zur technischen Realisierbarkeit in Abhängigkeit von den geologisch-hydrogeologischen und schadstoffspezifischen Randbedingungen sowie spezifischen Standortgegebenheiten auch monetäre Kriterien eine große Rolle.

Abbildung 4 listet in einer schematischen Darstellung der bei einer Grundwasser-sanierung relevanten Kostenstruktur die einzelnen Kostenarten auf.

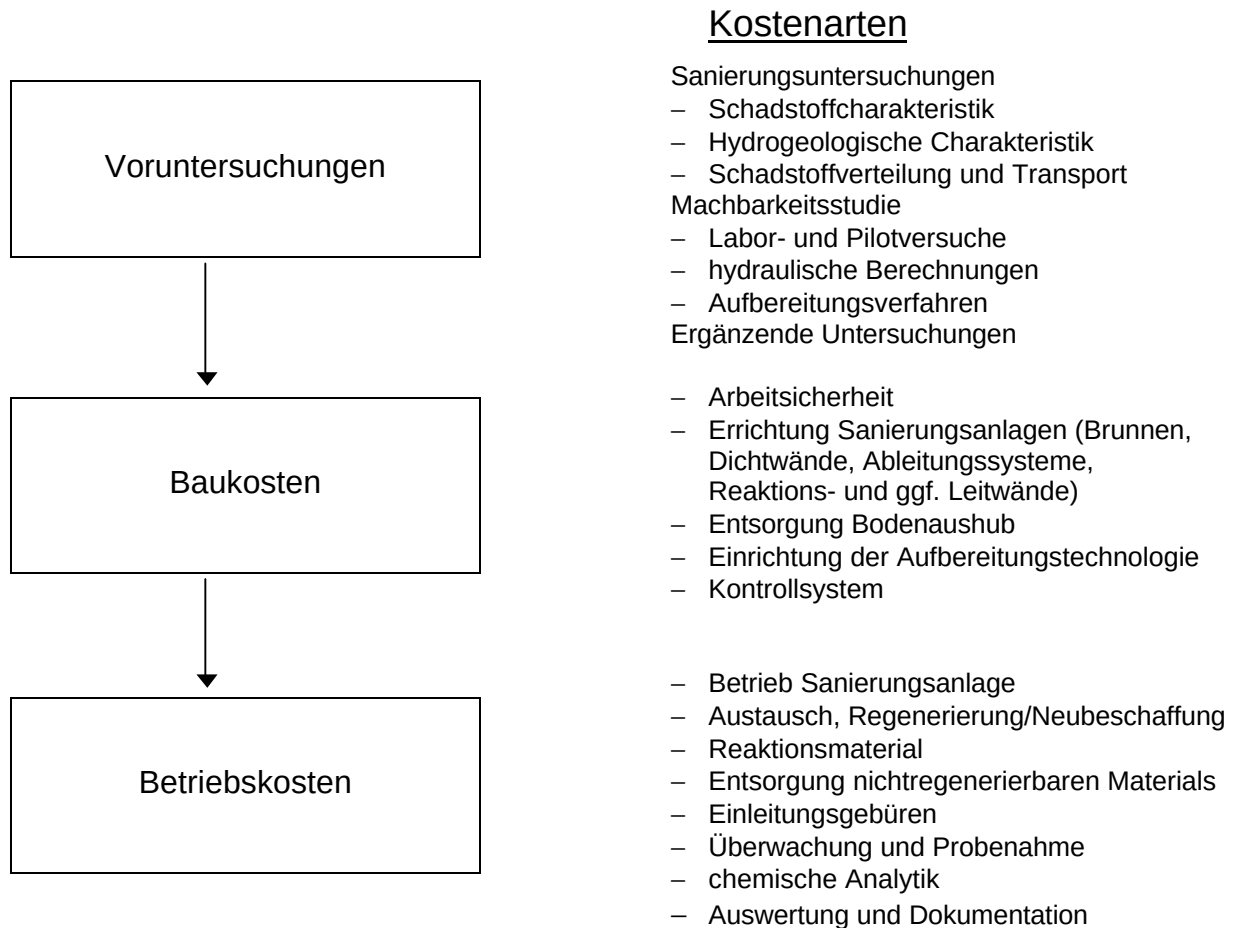


Abb. 4: Schematische Darstellung der Kostenstruktur bei einer Grundwassersanierung

Unter Berücksichtigung der angestrebten Sanierungsziele wird eine Verfahrensvorauswahl nach technischen, ökologischen und organisatorischen Kriterien getroffen. Geeignete Verfahren werden einer vergleichenden Kostenabschätzung unterzogen, auf die eine Kostenwirksamkeitsabschätzung folgt. Diese hat das Ziel einer Bewertung der in Frage kommenden Verfahren nach ihrer Wirtschaftlichkeit.

Im folgenden sollen die Strukturen der bei den verschiedenen Sanierungsverfahren anfallenden Kostenpositionen kurz erläutert werden.

1) Voruntersuchungen:

Die einer Sanierung vorgeschalteten Untersuchungen dienen der Ermittlung des Schadstoffinventars und der flächenmäßigen Ausbreitung des Schadensherdes und der geologischen und hydrogeologischen Standortcharakterisierung. Im allgemeinen sind diese Kenntnisse bereits im Zuge einer schrittweisen Schadenserkundung als Grundlage einer Sanierungsentscheidung vorhanden.

Voruntersuchungen dienen der Erarbeitung von Planungsgrundlagen zur exakten Auslegung und Dimensionierung der Sanierungsanlagen.

- Aufbau von Grundwassermodellen zur hydraulischen Verfahrensauslegung
- Labor- und Pilotversuche zur Prüfung einer geeigneten Prozeß-Technologie bzw. eines praktikablen Aufbereitungsverfahrens unter möglichst realitätsnahen Versuchsbedingungen
- hydraulische Berechnungen zur Dimensionierung der Sanierungsmaßnahme
- ev. ergänzendes Grundwassermonitoring

2) Baukosten:

Die Baukosten beinhalten für die Errichtung einer Sanierungsmaßnahme erforderlichen technischen und baulichen Einrichtungen und ggf. die Aufbereitungstechnologie. Sie gliedern sich in die folgenden Kostenpositionen:

- Allgemeine Baustelleneinrichtung
- Arbeitssicherheit
- Errichtung Brunnen, Einbau Förderpumpen und Ableitsystem (*hydr. Maßnahme*)
- Erstellung Dichtwand, ev. Oberflächenabdichtung und Ableitsystem Sickerwasser (*Einkapselung*)
- Erstellung Baugrube, ev. Wasserhaltung, Einbau Schalungselemente und Befüllung mit Reaktionsmaterial, Einbau Filterkies (*permeable Reaktionswand*), ggf. Anbindung von Leitwänden (*funnel-and-gate-System*)
- Entsorgung kontaminierten Bodenaushubs
- Einrichtung der Sekundärtechnik (z.B. on/off-site Technologie zur Grundwasseraufbereitung)
- Herstellung von Kontrollsystem (Grundwasserbeobachtungsrohre)

3) Betriebskosten:

Die Betriebskosten decken die zur Aufrechterhaltung eines geregelten Sanierungsablaufs anfallenden Kostenpositionen ab:

- Betrieb der Sanierungsanlage einschließlich Energiekosten
- Austausch von Reaktionsmaterial zur Grundwasserreinigung (z.B. Aktivkohle)
- Regenerierung bzw. Neubeschaffung neuen Reaktionsmaterials
- Neubefüllung
- Entsorgung nicht regenerierbaren Materials
- Wartung der Anlagen
- Einleitung des gereinigten Grundwassers
- Überwachung von Grundwasserständen und Probennahme
- Begleitende chemische Analytik
- Regelmäßige Auswertung und Dokumentation

Bei der vergleichenden Kostenbetrachtung verschiedener Varianten ist es entscheidend, genau zwischen den Investitionskosten und den von der Sanierungsdauer abhängigen Betriebskosten zu differenzieren.

Der Vergleich von Sicherungsmaßnahmen und zeitlich befristeten Maßnahmen zur Dekontamination ist insofern schwierig, als die Kosten beim reinen Sicherungsverfahren nicht für eine definierte Sanierungsdauer, sondern für einen zeitlich unbegrenzten Betrieb zu berücksichtigen sind.

Aufgrund der im Stadium der Vorplanung noch existierenden Unsicherheiten bei der Kostenabschätzung kann ein Kostenvergleich nur ein halbquantitatives Ergebnis liefern [3].

Vergleichende Kostenbewertung von hydraulischen Sanierungsverfahren und Reaktionswand-Systemen

Die Baukosten einer hydraulischen Sanierungsmaßnahme sind direkt abhängig von der Förderleistung der Brunnen und der Kapazität der Sanierungsanlagen zur Wasseraufbereitung. Eine hohe Entnahme- und Aufbereitungsrate kontaminierten Grundwassers bedingt eine Verringerung der Sanierungsdauer und wirkt sich damit direkt auf die Betriebskosten aus.

Eine Auswertung von Beispielfällen aus Niedersachsen ergab, daß die Baukosten für kleine Altlasten mehr als ein Viertel der Gesamtkosten der Sanierung ausmachten. Für große Altlasten sank der Anteil auf ca. 10 % [7]. Bei der Gesamtbetrachtung der Kosten einer hydraulischen Sanierung spielen die Baukosten gegenüber den Betriebskosten somit eine eher untergeordnete Rolle.

Die hohen Betriebskosten bei einer hydraulischen Sanierungsmaßnahme sind durch die Notwendigkeit einer aktiven Steuerung des Grundwasserstroms unter hohem Energie- und Wartungsaufwand begründet.

Für die genaue Ermittlung der Gesamtbetriebskosten ist eine genaue Abschätzung der Betriebszeit der Grundwasserreinigung notwendig. Da schon die Schätzung der reinen Betriebskosten mit großen Fehlern behaftet sein kann (unbekannte Sanierungsdauer) und jeder Sanierungsfall seine eigenen Randbedingungen hat, können keine allgemeingültigen Aussagen über Gesamtkosten gemacht werden.

Als grober Anhaltspunkt können die in Tabelle 2 aufgelisteten spezifischen Kosten für eine hydraulische Grundwasserreinigung bei verschiedenen Aufbereitungsverfahren dienen.

Tabelle 2: Spezifische Gesamtkosten einer hydraulischen Grundwasserreinigung für verschiedene Aufbereitungsverfahren [4]

Aufbereitungsverfahren	spezifische Gesamtkosten in DM/m ³
Aktivkohle-Adsorption	0,60 - 1,30
Strippen (mit Nachbehandlung)	0,50 - 2,20
Biologische Reinigung	0,50 - 1,50
Oxidation	0,80 - 3,00
Enteisung	0,40 - 0,80

Da es sich bei der Sanierungstechnologie einer passiven Grundwasserbehandlung durch reaktive Wände um ein relativ neues Verfahren handelt, sind die Aufwendungen, die im Vorfeld einer Sanierung der Auswahl einer geeigneten Prozeß-Technologie und den Untersuchungen zu einer optimalen Dimensionierung der Reaktionswand dienen, relativ zu den Aufwendungen für die Voruntersuchungen des etablierten hydraulischen Verfahrens höher.

Die Höhe der bei der Errichtung einer Reaktionswand anfallenden Baukosten richtet sich nach deren Auslegung und Dimensionierung, hängt damit von Art und Volumen des Grundwasserschadens ab und beruht auf einer Abschätzung der Beladungskapazität des reaktiven Materials.

Die Dauer der Sanierung wird durch den natürlichen Grundwasserabstrom bestimmt und kann nicht aktiv kontrolliert werden. Nennenswerte Betriebskosten fallen daher nur an, wenn ein Austausch des reaktiven Materials notwendig werden sollte. Eine kontinuierliche Überwachung des Sanierungserfolges durch die Analyse von Grundwasserproben ist bei beiden Verfahren erforderlich, stellt in Relation zu den anderen Kosten allerdings eine relativ geringe Größe dar.

Die Erfahrungen mit dieser neuen Sanierungstechnologie beschränken sich bisher auf eine Reihe von Machbarkeitsstudien, Demonstrationsprojekten und Pilotanlagen. Die Kosten dieser Technologie für einen Sanierungsfall sind dabei nach Auswertung verschiedener bereits realisierter bzw. geplanter Sanierungsanwendungen um ca. 20 - 40 % geringer als Sanierungen mit herkömmlichen hydraulischen Verfahren [5]. Die Berechnungen beruhen auf einer kalkulierten Betriebszeit von 10 bis 20 Jahren ohne Austausch des Reaktionsmaterials und sind aufgrund bisher fehlender Erfahrungen im Langzeitbetrieb mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.

Bei der Betrachtung der Höhe der Gesamtkosten und damit der Bewertung der Wirtschaftlichkeit der neuen Technologie im Vergleich zu hydraulischen Sanierungsverfahren ist von großer Bedeutung, ob ein Austausch des Reaktionsmaterials vor Er-

reichen des Sanierungsziels erforderlich wird. Erfahrungen über eine Verlängerung der Standzeit durch die Integration mikrobieller Abbauprozesse beschränken sich auf Laborversuche.

Abschätzung der Auslegung einer reaktiven Wand im südlichen Raum Bitterfeld

Standortkriterien für die Einsetzbarkeit der Reaktionswandtechnik

Die Errichtung einer reaktiven Wand zur Sicherung und Dekontamination von schadstoffbelastetem Grundwasser im südlichen Bitterfelder Raum hat das Ziel, die Möglichkeiten und Grenzen einer derartigen Sanierungsmaßnahme unter realen Feldbedingungen zu erproben.

Für die Machbarkeit einer passiven in-situ Grundwasserabstromsanierung durch die beiden oben skizzierten Reaktionswand-Verfahren sind eine Reihe von lokalen Rahmen- und hydrogeologischen Randbedingungen Voraussetzung. Es ist daher vorab zu überprüfen, ob in Auswertung der vorliegenden Erkenntnisse die notwendigen Standortkriterien erfüllt sind.

In den folgenden Abschnitten wird eine systematische Übersicht über die relevanten hydrogeologischen und geotechnischen Parameter gegeben, die im Rahmen einer eingehenden Standortanalyse zu recherchieren bzw. in ergänzenden Feldversuchen zu bestimmen sind. Ziel einer Auswertung dieses grundlegenden Datenmaterials ist eine prinzipielle Beurteilung der Eignung des Standortes für den Einsatz eines dieser Verfahren.

Das Prüfungsprogramm gliedert sich in zwei Untersuchungskomplexe.

- A: Hydro- und hydrogeologische Randbedingungen im Sanierungsgebiet
- B: Bau- und geotechnische Rahmenbedingungen der Trassenplanung

- Hydrologische und Hydrogeologische Standortkriterien

Ein allgemeines Anforderungsprofil an die Aufnahme und Interpretation von Untergrundverhältnissen ist nachfolgend in Stichpunkten herausgearbeitet:

1. Allgemeine Kenntnis der geologischen Untergrundverhältnisse aus Oberflächen-aufschluß und Bohraufnahme
2. Beschreibung der Lagerungsverhältnisse, Lithologie und stratigraphische Einordnung

3. Gliederung der Schichtenprofile und dreidimensionale Deutung. Aufteilung in Grundwasserstockwerke und Untergliederung in grundwasserleitende und -stauende Schichten.
4. Räumliche Differenzierung unterschiedlicher k_f -Wertebereiche in den verschiedenen Schichten

Als Ergebnis dieser Auswertungen ergibt sich eine schematisierende Zusammenfassung der Erkenntnisse in einem Hydrogeologischen Strukturmodell.

Eine Auswertung grundlegender hydrologischer Gebiets-Parameter (Niederschlag, Grundwasserneubildung, Vorflutverhältnisse, Grundwassernutzungen) erlaubt statistisch abgesicherte Aussagen zum Wasserhaushalt eines regionalen Grundwasser-einzugsgebietes.

Langjährige Aufzeichnungen von Pegelständen der Vorfluter und Erfassungen der Grundwasserstände über Meßstellen im Rahmen von Stichtagsmessungen dienen einer Charakterisierung der Grundwasserdynamik in Grundwassergleichenplänen und daran orientiert einer Ausgrenzung des Einzugsgebietes.

Tabelle 3 stellt Kriterien, die als Randbedingungen für einen Einsatz passiver Sanierungs-/Sicherungstechnologien zu gelten haben, in einer Prüfmatrix zusammen. Soweit als möglich wurde versucht, die Entscheidungskriterien durch Zahlenangaben in ihrer Größenordnung zu konkretisieren.

Tabelle 3: Darstellung von hydrologischen und hydrogeologischen Standortkomplexen und zugehörigen relevanten Systemparametern.

Standortkomplex	Systemparameter	Kriterium
Aquifertyp	Porengrundwasserleiter	ja/nein
	homogene und flächenhaft aushaltende Verbreitung eines Liegendstauers	$k_f > 1 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$ Mächtigkeit $> 3 \text{ m}$
	Mächtigkeit Aquifer	$< 20 \text{ m}^*$
	keine Abflüsse über Leckagen in benachbarte GWL	geringe vertikale hydraulische Leitfähigkeit
Grundwasser-dynamik	geringe zeitliche Varianz der Fließrichtung	ca. $\pm 30^\circ$
Zustromfeld	Grundwasserschaden innerhalb eines hydraulisch abgrenzbaren Areals	ja/nein

* Bei Einsatzmöglichkeit spezieller Tiefbauverfahren auch größere Tiefen

In der Praxis sollte jedoch eine standortbezogene Bewertung unter Berücksichtigung sämtlicher Aspekte einer reinen Abarbeitung nach Richtwerten trotz des höheren Arbeitsaufwandes vorgezogen werden.

Grundvoraussetzung für die Anwendbarkeit eines passiven Verfahrens der Grundwasserabstromsanierung ist das Vorliegen einer Grundwasserkontamination innerhalb eines vertikal begrenzten Porengrundwasserleiters. Dabei ist es nicht entscheidend, ob der Grundwasserleiter in mehrere Teilaquifere untergliedert ist.

Der Einbau der Reaktionswände sollte in der Regel eine Einbindung des Grundwasserstauers gewährleisten. In Abhängigkeit von standortabhängigen, technisch praktikablen Tiefbauverfahren sind nur beschränkte Einbautiefen realisierbar. Entscheidendes Kriterium ist daher das Vorliegen eines relativ homogenen, flächenhaft verbreiteten Grundwasserstauers in einer Tiefenlage bis 20 m (Sonderbauverfahren können fallweise auch größere Einbautiefen erlauben). Innerhalb des Kontaminationsfeldes und des Zustrombereichs zum Wandsystems sollte die Basisschicht Durchlässigkeiten kleiner $1 \cdot 10^{-7}$ m/s bei einer Mächtigkeit von mindestens 3 m aufweisen, damit Versickerungen in benachbarte Grundwasserstockwerke durch hydraulische Fenster verhindert werden.

Als Indiz einer hinreichenden hydraulischen Trennung zweier Grundwasserstockwerke kann die Ausbildung gespannter Druckverhältnisse im liegenden (unbelasteten) Grundwasserleiter gelten.

Eine Reaktionswand stellt ein statisches, in seiner räumlichen Anordnung unveränderbares Grundbauwerk dar. Im Gegensatz zu hydraulischen Maßnahmen ist mit diesem Verfahren keine variable Anpassung auf zeitliche Varianzen der Grundwasserdynamik durchführbar. Die Konzeption ist daher nur angebracht, wenn sich signifikante Änderungen im Strömungsregime innerhalb eines hydraulisch abgeschlossenen Zustromfeldes einer Reaktionswand mit ausreichender Wahrscheinlichkeit ausschließen lassen. Beeinflussungen des Strömungsregimes ergeben sich beispielsweise bei gravierenden Veränderungen von Grundwassernutzungen, Wasserhaltungen (Trockenlegung/Flutung von Tagebau) sowie im saisonalen Wechsel zwischen influenten und effluenten Vorflutverhältnissen. Im Extremfall einer potentiellen Überflutung der Geländeoberfläche wäre die Wirksamkeit der Barriere durch die Überströmung eines oberflächigen Abflusses zeitweilig eingeschränkt. Deshalb sollte die Hochwassersensitivität der Sanierungsfläche im Vorfeld einer Sanierungskonzeption durch Auswertung langjähriger Erfassungen von Wasserständen der Vorfluter überprüft werden.

- Bau- und Geotechnische Standortkriterien

Die Bauweise und Errichtung reaktiver Wände beruhen, je nach erforderlicher Einbautiefe und geologischen Untergrundverhältnissen, auf unterschiedlichen bautechnisch erprobten Technologien.

Aus den technischen Rahmenbedingungen ergibt sich die Erfordernis einer Geländefreiheit von Bebauung und unterirdischer Verrohrung bzw. Leitungsfreiheit, die bei der Trassenplanung zu berücksichtigen sind. Weitere Einschränkungen bei der Erschließung der Trasse resultieren aus der Überschneidung mit Landschaftsschutzgebieten, Wasserschutzgebieten und vorgehaltenen Bebauungsflächen.

Schließlich sind praktikable Bautechniken nur bei begrenzten Geländeneigungen durchführbar, ein Einbezug von Oberflächengewässern in die Trassenplanung ist auszuschließen.

Baugrundtechnische Untersuchungen entlang einer geplanten Trasse dienen als Grundlage für die Auslegung der Geometrien der Wand, der Festlegung der Lage der Wand im Grundriß und der erforderlichen Standsicherheitsnachweise.

Tabelle 3 listet die oben erläuterten bau- und geotechnischen Standortkriterien für die ortskonkrete Festlegung eines Trassenverlaufs schematisierend auf.

Tabelle 3: Bau- und geotechnische Standortkriterien bei der Trassenplanung.

Standortkomplex	Systemparameter
Geländefreiheit	Überbauung (Häuser, Straßen, etc.) Verrohrung Leitungen Oberflächengewässer
Geländemorphologie	Hangneigung Erosionssicherheit
Baugrund	Standsicherheitsnachweis Grundwasserflurabstand Lage Grundwasserstauer (Einbindehorizont)
Flächennutzungsbeschränkungen	Landschaftsschutzgebiet Trinkwasserschutzzone potentielles Bebauungsgebiet

Bewertung der Standorteignung

- Darstellung der hydrogeologischen Standortsituation

Aus einer Schematisierung der für den Landkreis Bitterfeld vorliegenden umfangreichen und detaillierten Kenntnisse und Daten zur regionalen Geologie und Hydrogeologie läßt sich das folgende vorläufige Strukturmodell ableiten [9].

Grundwasserleiter I Mächtigkeit 10 - 15 m	Jungquartäre und pleistozäne Flußschotter, elsterglaziale Kiese und Sande
Grundwasserstauer (lokal ausgeräumt)	Bitterfelder Decktonkomplex Braunkohlenflöze
Grundwasserleiter II Mächtigkeit 20-35 m	Tertiäre Glimmersande
Grundwasserstauer Mächtigkeit ca. 15 m	Oligozäner Rupelton

Bedingt durch die bergbaulichen Eingriffe in weiten Bereichen der Region ergeben sich erhebliche Störungen der natürlichen Lagerungsstrukturen. So führt der verbreitete Abbau tertärer Braunkohlenflöze zur Ausbildung eines neuen, die beiden oberen Grundwasserleiter zusammenfassenden Grundwasserkörpers mit lokal sehr differenzierten Durchlässigkeiten.

Tiefere tertiäre Grundwasserstockwerke haben für die im Zusammenhang mit der Kontamination des oberen, stark antropogen überprägten Grundwasserbereichs zu betrachtende Hydrodynamik keine Bedeutung, da der Rupelton als regional lückenlos verbreiteter Liegendstauer einzustufen ist.

Die Grundwasserdynamik ist in weiten Teilen der Region stark durch Wasserhaltungsmaßnahmen der Braunkohletagebaue sowie die Grundwassernutzungen der zahlreichen Wasserwerke beeinflusst.

Das generelle Einfallen des Grundwasserspiegels zur Mulde hin wird durch die Vielzahl der bergbaulichen Maßnahmen überprägt, wobei als größte Senke das Restloch des Tagebaus Goitsche zu gelten hat. Der Grundwasserabstrom aus Richtung der Industriestandorte Bitterfeld und den Deponien bei Holzweißig führt auf die Goitsche zu, die für diesen wesentlichen Bereich die Ableitfunktion der natürlichen Vorflut übernimmt. Allein im Norbereich bei Wolfen läßt sich aus den Grundwassergleichen der natürliche Eintritt des Grundwassers in die Mulde und ihr Vorsystem erkennen.

Veränderungen der aktuellen Nutzungssituationen werden sich unmittelbar auf das Grundwasserströmungsregime auswirken.

- Erstabschätzung

Eine Erstabschätzung der Eignung des Standorts im südlichen Bitterfelder Raum für die Durchführung der Pilotversuche ist aufgrund des aktuellen Kenntnisstandes der regionalen Untergrundverhältnisse möglich, bedarf allerdings einer Verifizierung durch detailliertere Recherchen und gegebenenfalls ergänzende Untersuchungen.

Es ist davon auszugehen, daß der festgestellte Grundwasserschaden auf den oberen Grundwasserleiterkomplex beschränkt ist. Dieser wird im Liegenden durch den bis zu ca. 15 m mächtigen Rupelton begrenzt, der einen regional ausgebildeten Grundwasserstauer darstellt. Eine Einbindung der Reaktionswände in diese mit einer Durchlässigkeit von ca. 10^{-11} m/s ausgebildeten Schicht ist wegen der Tiefenlage des Grundwasserstauers (ca. 50 m unter Gelände) eventuell erschwert.

Die Grundwasserdynamik im Süden von Bitterfeld ist durch die Wasserhaltungen in den Tagebauen geprägt. Bei einer mittleren Durchlässigkeit des aus tertiären Sedimenten und quartären Sanden und Kiesen aufgebauten Hauptgrundwasserleiters von ca. 10^{-4} m/s ergibt sich eine Fließgeschwindigkeit des Grundwassers zwischen 0,5 und 1,0 m/d.

Der Abstrom ist zu den Restlöchern Goitsche und Köckern nach Süden hin gerichtet.

Die Platzierung einer Reaktionswand südlich von Bitterfeld ist unter Zugrundelegung der aktuellen Situation nur dann sinnvoll, wenn die Wasserhaltungen der Restlöcher aufrechterhalten werden, da andernfalls eine Ablenkung der Grundwasserfließrichtung zum Vorflutsystem in nordöstlicher Richtung erfolgt.

Vorschlag einer geeigneten Konfiguration und Dimensionierung

Die Konzeption einer reaktiven Wand im Rahmen des Pilotversuches erfordert wegen der zeitlichen Beschränkungen eine optimale Konfigurierung der Reaktionswand bei Gewährleistung einer möglichst hohen Durchströmungsrate des reaktiven Elements.

Eine permeable Wand ist wegen der äußerst geringen Beeinflussung des natürlichen Grundwasserabstroms bei natürlichen Fließgeschwindigkeiten unter 1 m/d sicher nicht geeignet, innerhalb einer vertretbaren Versuchsdauer einen sichtbaren Effekt zu liefern.

Eine Kombination von Leitwänden und reaktiver Zone (funnel-and-gate-System) erscheint für eine Versuchsauslegung daher zweckmäßiger zu sein. Die Anordnung der Leitwände gewährleistet eine Erweiterung des Zustromfeldes. Gleichzeitig wird die Durchströmungsrate erhöht.

Bei der hydraulischen Auslegung sind mehrere Faktoren von Bedeutung. Im allgemeinen sollte die Reaktordurchlässigkeit um einige Zehnerpotenzen größer sein als die des Aquifer, um eine möglichst breite Zuströmung zu erreichen. Weitere

Untersuchungen sollten der Ausrichtung und Länge der Leitwände unter hydraulischen Gesichtspunkten gelten.

Ein geradliniger Verlauf der undurchlässigen Leitwände ergibt bei senkrechter Anordnung zur natürlichen Grundwasserfließrichtung die größten Zustrombreiten [10]. Im Falle von wechselnden Fließrichtungen sind andere Konfigurationen mit kleineren Öffnungswinkeln bzw. mehrfachen reaktiven Wänden - sogenannten multiple gates - günstiger.

Eine Erhöhung der Reaktorbreite wirkt sich unmittelbar in einer Steigerung des Zustromfließfeldes aus. Durch sie wird eine Steigerung sowohl des absoluten als auch des relativen Durchflusses erreicht.

Numerische Untersuchungen für ein dreidimensionales, heterogenes Fließsystem belegen den großen Einfluß der Untergrundheterogenität auf die Dimensionierung eines funnel-and-gate-Systems [11].

Literatur

- [1] DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (HRSG.), „Sanierungsverfahren für Grundwasserschadensfälle und Altlasten: Anwendbarkeit und Beurteilung“Schriftenreihe des DVWK; Heft 98; Parey Verlag, 1991.
- [2] HÖTZL, H. (1996): „Der Einfluß von tiefreichenden Baumaßnahmen auf Grundwasserqualität und Grundwasserströmung“in Baumaßnahmen im Grundwasser; M. Böhme (Hrsg.); Erich Schmidt Verlag.
- [3] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTEMBERG (HRSG.), „Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren“Materialien zur Altlastenbearbeitung; Band 16, 1995.
- [4] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTEMBERG (HRSG.), „Grundwasserreinigung bei der Bearbeitung von Altlasten und Schadensfällen“, Materialien zur Altlastenbearbeitung; Band 17, 1995.
- [5] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTEMBERG (HRSG.), „Literaturstudie Reaktive Wände-pH-Redox-reaktive Wände“, Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung; Band 24, 1996.
- [6] KINZELBAC, H. W. & RAUSCH, R. (1995): „Grundwassermodellierung - Eine Einführung mit Übungen“, Verlag Gebrüder Borntraeger.
- [7] MULL, J. (1996): „Kostenwirksamkeitsbetrachtungen bei der Sanierung CKW-emittierender Altlasten. Ansätze für ein nutzungsorientiertes Grundwassermanagement auf regionaler Ebene“, in Mitteilungen des Instituts

für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover; Heft 82.

- [8] MÜLLER-KIRCHENBAUER H., FRIEDRICH W., GÜNTHER K., NUßBAUMER M. & STROH D. (1990): „Einkapselungstechnik“, in Altlasten - Erkennen, Bewerten, Sanieren; H.H. Weber (Hsg.); Springer-Verlag,.
- [9] SCHULZ-TERFLOTH, POETKE (1995): „Sanierungsrahmenkonzept für das Großprojekt Bitterfeld-Wolfen“, Endbericht des IWS und der G & P GmbH.
- [10] STARR R.C. & CHERRY J.A. (1994): „In Situ Remediation of Contaminated Ground Water: The Funnel-and-Gate System“, Ground Water; Vol. 32, No. 3.
- [11] TEUTSCH, G, GRATHWOHL, P., SCHAD, H. & WERNER, P. (1996): „*In situ*-Reaktionswände - ein neuer Ansatz zur passiven Sanierung von Boden- und Grundwasserverunreinigungen“ - GRUNDWASSER 1/96, S. 12-20.

9.4 Datenmanagement und Datenvisualisierung

J. HILLE, H. KALIES, T. LEHMANN, G. KÜNNE

NOELL Umweltdienste, Zörbiger Str. Geb. Nr. 6.98.0, 06749 Bitterfeld

Im Verbundprojekt SAFIRA arbeiten zahlreiche Partner zusammen, zwischen denen zum Teil große räumliche Entfernungen liegen. Die effiziente und erfolgreiche Durchführung eines so großen Forschungsprojektes ist ohne eine adäquate informationstechnische Unterstützung nicht möglich.

Die Erhebung, Verwaltung und Verarbeitung projektrelevanter Daten spielt bei allen Teilprojekten innerhalb des Verbundprojektes eine erhebliche Rolle. Unter anderem sollen Grundwasserbeprobungen, kombinierte tomographische Messungen, Untersuchungen zum Elutionsverhalten sowie hydrodynamische und hydrochemische Untersuchungen und Modellierungen des reaktiven Schadstofftransportes für verschiedene Sanierungsszenarien ausgeführt werden.

Auf Basis einer Anforderungsanalyse wurde ein Grobkonzept für ein Datenmanagementsystem entworfen. Zur Haltung, Bearbeitung und Visualisierung der projektbezogenen Daten innerhalb des Verbundprojektes SAFIRA wird an zentraler Stelle ein Informationssystem (SIS) eingesetzt werden. Das SIS dient als wichtiges technisches Hilfsmittel der projektinternen Kommunikation und zur Unterstützung des Projektmanagements. Es wird möglichst alle verfügbaren, projektrelevanten Daten (einschließlich der sogenannten Altdaten) enthalten und dabei ständig um die zur Projektlaufzeit neu erhobenen bzw. erzeugten Daten ergänzt werden. Dabei wird zwischen Sach- und Geometriedaten unterschiedlichen Verdichtungsgrades sowie Dokumenten unterschieden.

Die im SIS gehaltenen Daten können - über Zugriffssprofile geregelt - durch die Projektpartner genutzt werden (Funktion Datenbereitstellung bzw. Datenabgabe). Gleichzeitig wird der SIS-Informationsbestand ständig durch unterschiedlich verdichtete Daten der SAFIRA-Partner ergänzt (Funktion Datenaufnahme bzw. Datenintegration).

Zum Erfolg des Verbundprojektes SAFIRA gehören eine adäquate Darstellung des Projektes selbst, die Bereitstellung stets aktueller Informationen zum Projektfortschritt insgesamt und zu den einzelnen thematisch-fachlichen Bearbeitungsständen für die beteiligten Partner sowie eine optimale Präsentation für Sponsoren und Öffentlichkeit.

Wesentliche Teile des Grobkonzeptes sind Aussagen zum projektierten Datenmanagement und zur geplanten Datenverarbeitung, ein Modell des projektierten Datenflusses, die Beschreibung der vorgesehenen Systemintegration der Projekt-

partner, die Planung möglicher Daten- und Systemschnittstellen, die Entwicklung eines Zugriffs- und Nutzungskonzeptes sowie Aussagen zu projektinternen Kommunikationsstrukturen und zur geplanten Projektdarstellung bzw. Projektaußenwirkung.

Neben der Einstellung von Geometriegrunddaten, Altdaten und SAFIRA-Neudaten, vor allem aus Laboratorien, ist vorgesehen, Felddaten zunächst in einer Vor-Ort-Station auszuwerten und zu verdichten (zu aggregieren). Die durch Verdichtung reduzierte Datenmenge wird zyklisch von der Vor-Ort-Station an die SIS-Stelle per Datenfernübertragung (DFÜ) übermittelt.

Aufgrund der unterschiedlichen Anforderungen, die an den Umgang mit Sachdaten, Geometriedaten und Dokumenten gestellt werden, müssen auch verschiedene Arten von Datenhaltungssystemen (kombiniert) zum Einsatz kommen (Abb. 1).

Die Komponenten *Datenbank-Server*, *GIS* und *WWW-Dateisystem* entsprechen den Datenhaltungssystemen für Sachdaten, Geometriedaten und Dokumente, die zu einem Verbund integriert sind. Die Komponente *FTP-Dateisystem* dient dem Datenaustausch und wird demzufolge nur zur temporären Datenhaltung genutzt. Die Komponente *Zentrale Koordination* organisiert den Datenaustausch zwischen den Datenhaltungssystemen. Als Schnittstelle zu den Projektpartnern und zur Öffentlichkeit dienen die Komponenten *WWW-Server* und *FTP-Server*. Ein direkter Datenbankzugriff via Internet kann in Spezialfällen sinnvoll sein.

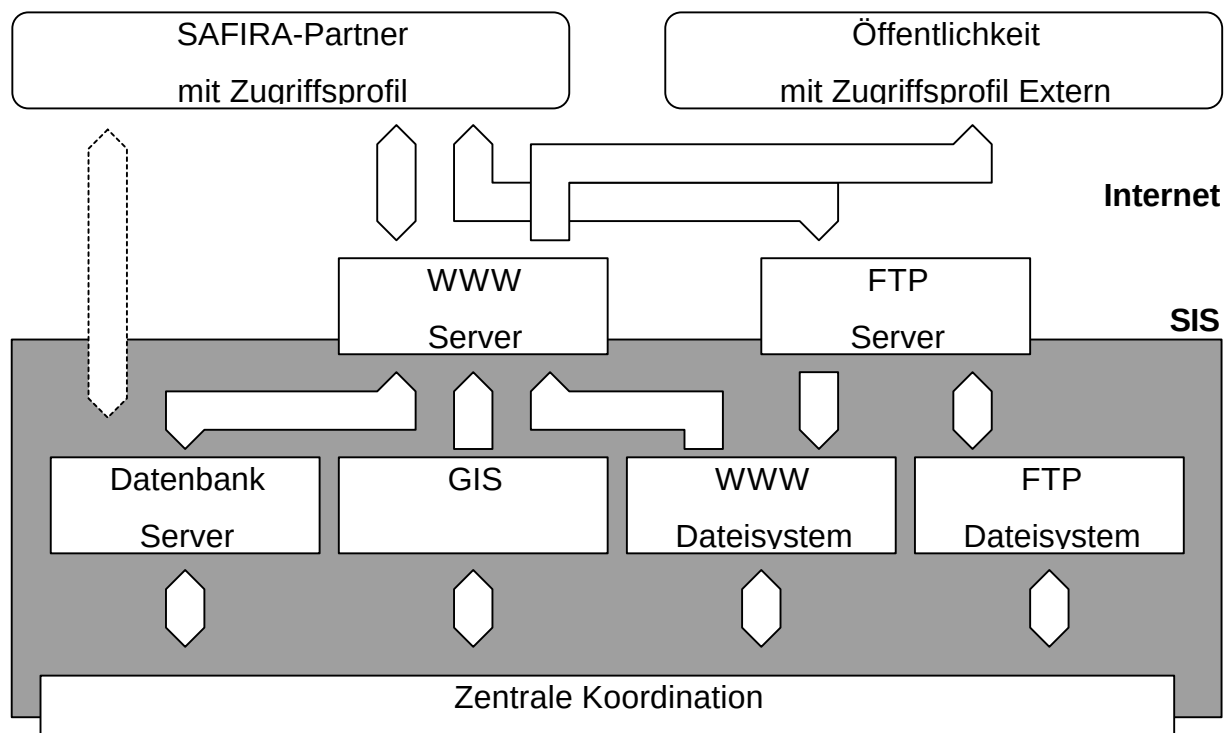


Abb. 1: Schematische Darstellung des Datenhaltungssystems

Die Realisierung des SIS erfolgt unter Berücksichtigung von konstruktiven Standards und Vorgaben. Der methodische Ansatz für den Aufbau des SIS geht zunächst von einer technischen Sicherstellung des SIS-Grundsystems mit seinen Hard- und Softwarekomponenten aus. Anschließend wird unter Einsatz bestimmter Entwicklungswerkzeuge die entworfene Architektur der Datenhaltungs- und Zugriffssysteme umgesetzt. Die Entwicklung projektspezifischer Anwendungen (Applikationen) wird modular ausgeführt.

Die empfohlene Realisierungsvariante entspricht dem Stand der Technik und stellt die aus informationstechnischer und fachlicher Sicht adäquate Lösung dar.

Durch die Verwendung standardisierter Grundbausteine und einer ausreichenden Dimensionierung ist die Lösung offen und bei Bedarf jederzeit erweiterbar. Die Integration in die DV-Landschaft der UFZ Leipzig-Halle GmbH wird garantiert.

Mit dem konzipierten SAFIRA-Informationssystem ist der gesamte Datenbestand im komfortablen Zugriff und kann komplex und übergreifend ausgewertet werden. Der Betrieb der Datenbank/Web-Server auf einer leistungsfähigen Workstation garantiert hohe Verfügbarkeit, gutes Antwortzeitverhalten und hohe Datensicherheit. Im GIS-Bereich wird ein Desktop-GIS eingesetzt. Das für insgesamt 2 Server und 3 Clients ausgelegte SIS-Grundsystem wird in einem lokalen Netzwerk betrieben, zu dessen Verwaltung ein dedizierter Fileserver zur Verfügung steht. Die Systembetreuung kann im wesentlichen nach Aufbau des SIS durch Kräfte der SAFIRA-Projektleitung (1 zusätzlicher Fachbearbeiter) und mit zusätzlichen externen Leistungsergänzungen erfolgen. Anspruchsvolle Forschungsarbeit und SAFIRA-Datenverarbeitung sind damit gesichert.

10 KONZEPTE FÜR DIE MOBILE REAKTIONSEINHEIT

Der Mobilreaktor, der inzwischen einsatzbereit zur Verfügung steht, wurde als „Fenster im Aquifer“ gestaltet, um Abbauvorgänge unter möglichst realitätsnahen Bedingungen zu untersuchen. Das Grundwasser kann ohne Kontakt mit dem Luftsauerstoff direkt in einen Vorratsbehälter gepumpt werden, der die fünf Säulen, in denen die Dekontaminationsversuche stattfinden, mit dem schadstoffbeladenen Wasser versorgt (siehe Abb. 1). Die Referenzanalytik für die Versuche wird zentral am UFZ durchgeführt werden, während die Säulen für die Experimente auch den externen Arbeitsgruppen zur Verfügung gestellt werden. Im folgenden werden einige der Konzepte vorgestellt:

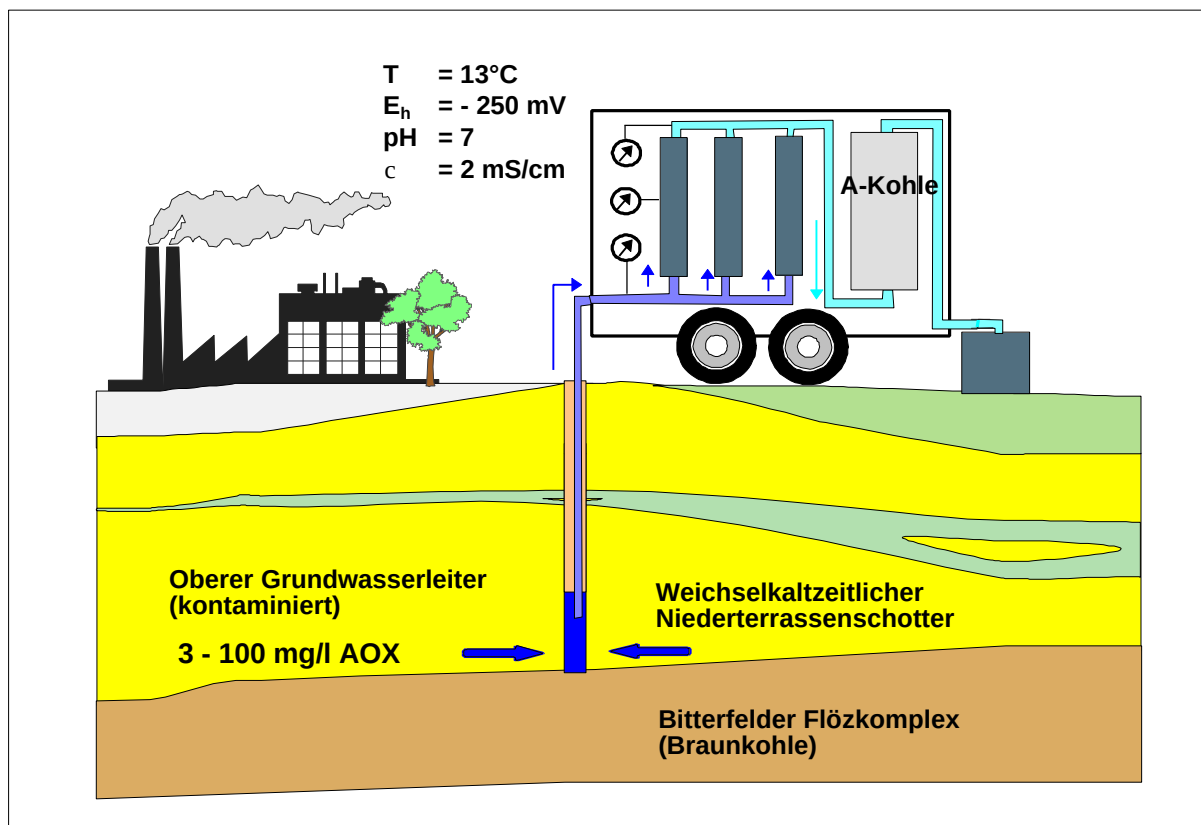


Abb. 1: Skizze des Mobilreaktors zur Grundwasserdekontamination am Modellstandort Bitterfeld

Elektrochemisches Konzept (siehe Kapitel 8.1)

Die bisher erzielten Ergebnisse lassen noch keine abschließende Aussage über die Machbarkeit einer elektrochemischen Umwandlung von Chlorbenzen an Pd-freien Systemen zu. Für die Aufklärung der Produkte, des Reaktionsweges und der

bestimmenden Parameter sind weitere Laborexperimente notwendig. Aus diesem Grunde wurde für die Auslegung eines elektrochemischen Reaktors im Rahmen des Feldversuches ein flexibles Konzept gewählt (Abb. 2).

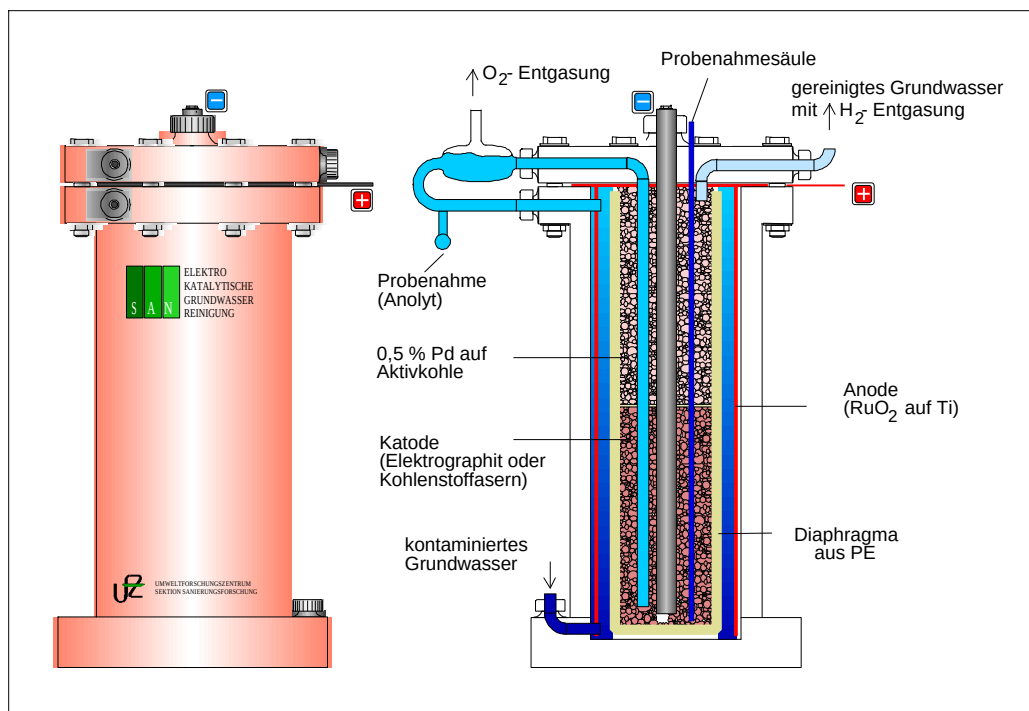


Abb. 2: Elektrochemischer Reaktor zur reduktiven Dechlorierung von Chlorbenzenen

Der Durchflußreaktor enthält eine dreidimensionale Katode aus Kohlenstoff (C-Fasern oder körnigen Elektrographit), an der reaktive CKW umgesetzt werden und Wasserstoff erzeugt wird. Im oberen Teil des Katodenraums (ca. 15 l Gesamtvolumen) wird ein Pd-haltiger Kontakt eingefüllt, der den elektrolytisch erzeugten Wasserstoff zur reduktiven Dechlorierung noch nicht umgesetzter CKW (v.a. Chlorbenzenen) verwertet. Durch Probenahme am Ende der Elektrolysezone und am Reaktorausgang können die Beiträge beider Reaktorzonen zum CKW-Abbau getrennt bilanziert werden. Die oberflächenbeschichtete Titananode ist durch ein Kunststoffdiaphragma vom Katodenraum getrennt, so daß der im Anodenraum erzeugte Sauerstoff prinzipiell für aerobe biologische Abbauschritte genutzt werden kann.

Konzept zum sonochemischen Abbau (siehe Kapitel 8.2)

Im Institut für Nichtklassische Chemie an der Universität Leipzig ist geplant, ein Reaktionsrohr des mobilen Reaktorsystems für Feldversuche mit einem Ultraschallschwinger auszustatten, um den *in situ*-Abbau von organischen Schadstoffen unter praxisnahen Bedingungen vor Ort in der Region Bitterfeld studieren und Vorschläge für die Ausarbeitung eines Verfahrens ableiten zu können (vgl. Abb. 3).

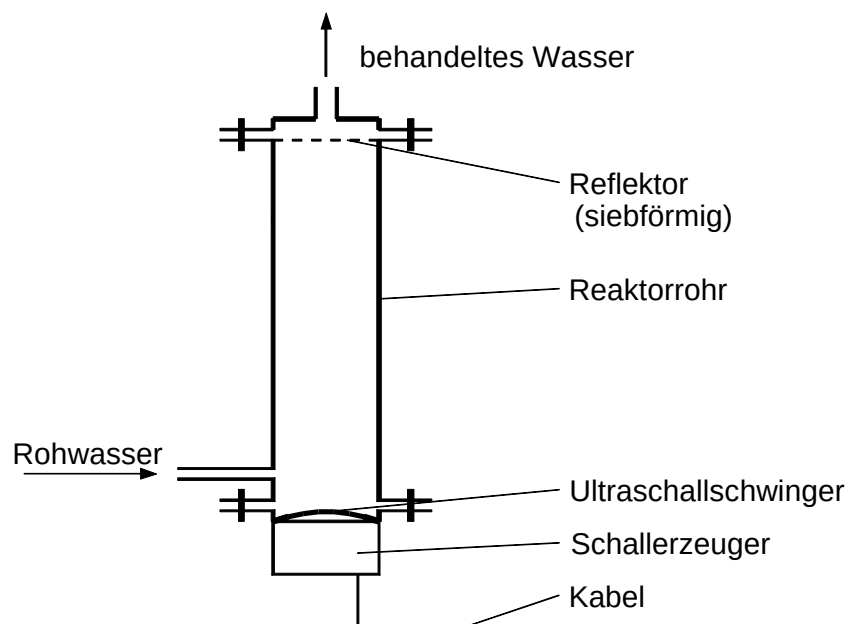


Abb. 3: Vorschlag für den Einbau eines Ultraschallschwingers in ein Reaktionsrohr von 100 mm Innendurchmesser des mobilen Reaktorsystems für Feldversuche

Abbaureaktionen durch kombinierter Abbau-Sorptions-Reaktoren (siehe Kapitel 8.3)

Die Behandlung schwer abbaubarer Stoffe wie halogenierte Aromaten oder Schadstoffgemische mit unterschiedlichem Reaktionsverhalten legt eine kombinierte Prozeßführung innerhalb von durchströmten Reaktionswänden nahe. Deshalb sollen in Zusammenarbeit mit anderen an diesem Verbundprojekt beteiligten Arbeitsgruppen unterschiedliche Prozeßkombinationen, die sowohl abiotische und mikrobielle Redoxprozesse wie auch Sorptionsprozesse umfassen, innerhalb einer Reaktionswand entwickelt werden. Untersucht werden sollen insbesondere die Möglichkeiten der Prozeßoptimierung durch den Einsatz verschiedener Reduktions-

(verschiedene Fe^0 -Sorten), Oxidations- (z.B. MgO_2 oder MnO_2) und Sorptionsmittel (z.B. Aktivkohle oder Zeolithe).

Aktivkohleadsorption (siehe Kapitel 8.4)

Ziel der weiteren Untersuchungen ist die Optimierung der Aktivkohlefiltration zur langfristigen *in situ* Behandlung von kontaminiertem Grundwasser. Eine *in situ* Anwendung von Aktivkohle-Sorptionsbarrieren ist nur bei langen Betriebszeiten des Filters (mehr als 3 Jahre) wirtschaftlich. Daher müssen insbesondere Fragen der langfristigen Änderung der Permeabilität, der Sorptionskapazität und Sorptionskinetik der Aktivkohle berücksichtigt werden (z.B. durch "chemofouling" od. "biofouling"). Deshalb sollen auch Langzeit-Säulenversuche in der mobilen Testeinheit direkt am Standort durchgeführt werden. In diesen Säulenexperimenten, die mit Projektpartnern, die sich mit dem biologischen und abiotischen Schadstoffabbau befassen, sind vor allem folgende Fragestellungen zu untersuchen:

1. Langzeit-Veränderung von Aktivkohlefiltern (on-site) durch Chemo- und Biofouling-Effekte - Einfluß auf die Leistung der Aktivkohlefiltration *in situ*.
2. Konkurrierende Sorption durch den im Grundwasser vorliegenden Schadstoff-Cocktail (unter Berücksichtigung des Einflusses von DOC).
3. Bestimmung der Sorptionsratenkonstanten.
4. Einfluß von Trübstoffen (z.B. Braunkohlepartikel) auf den Transport von Schadstoffen im Aktivkohlefilter (partikelgetragener Transport).
5. Reduzierung der Permeabilität z.B. durch pH-, Eh-induzierte Ausfällungen im Kohlefilter.
6. Untersuchungen zur Veränderung der Aktivkohlenoberflächen durch Mikroorganismen und Ausfällungen (Kolmation), Bestimmung der Porengrößenverteilung/Oberflächen gealterter Kohlen, Elektronenmikroskopie etc.

In Kooperation mit anderen Arbeitsgruppen (z.B. Universität Dresden) sind zusätzliche Untersuchungen zur Besiedlung der Aktivkohle durch Mikroorganismen vorgesehen. Die kann sich einerseits günstig, z.B. durch Schadstoffabbau, andererseits aber auch ungünstig, z.B. durch Reduzierung der Durchlässigkeit und Sorptionskapazität (Zuwachsen, Ausfällungen / Biofouling), auf die *in situ*-Aktivkohlefiltration auswirken.

Untersuchung zur Modifikation der natürlichen Verhältnisse unter anaeroben und aeroben Bedingungen (siehe Kapitel 6)

Zur Untersuchung möglicher Schadstoffabbaureaktionen unter den natürlichen Bedingungen wird eine der Säulen im Pollux mit Aquifermaterial gefüllt werden. Diese Prozesse dienen gleichzeitig als Referenzsäule für die anderen Abbauprobversuche.

Nach Einstellung stationärere Verhältnisse soll die Zuführung von Sauerstoff in das Grundwasser erfolgen. Es sollen Sauerstoffaufnahme und -verteilung sowie die Kinetik der sauerstoffverbrauchenden Prozesse unter naturnahen Bedingungen untersucht werden.

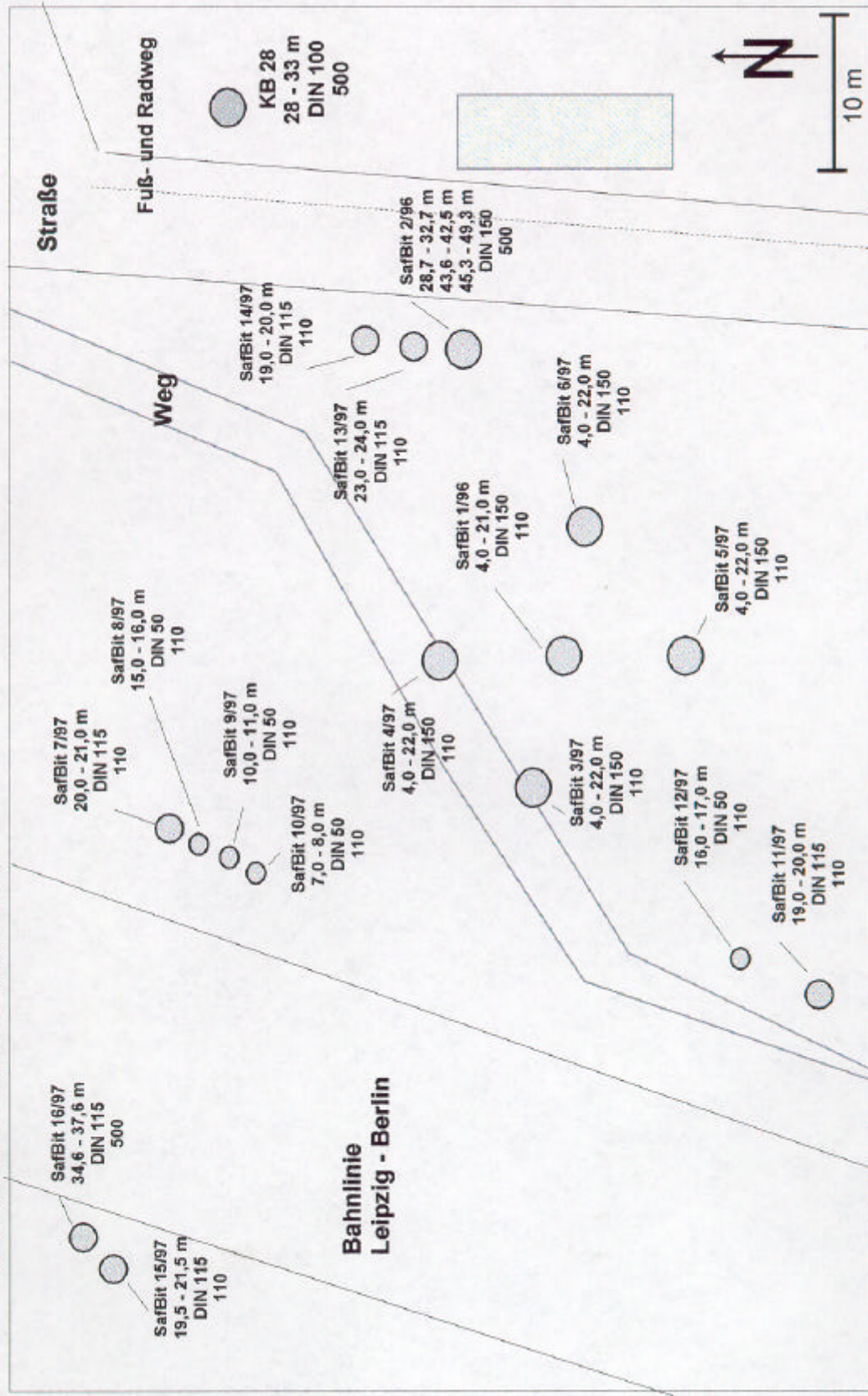
Vorhaben der AG Mikrobiologie zur Nutzung des mobilen Feldreaktors (siehe Kapitel 7.1)

In Weiterführung und Ergänzung der mikrobiologischen Laborversuche ist vorgesehen, autochthone Bakterien an Originalsedimenten und an oberflächenreichen mineralischen Trägermaterialien durch Zugabe von Elektronenakzeptoren für den anaeroben Energiestoffwechsel anzureichern. Schwerpunkt der Arbeiten wird die Bestimmung und Optimierung der anaeroben mikrobiellen Degradationsleistung, die Charakterisierung der beteiligten Bakterien sowie die Bilanzierung der Abbauprozesse sein.

Mit analogen Zielstellungen werden Einsatzmöglichkeiten für speziell selektierte methanotrophe Bakterien unter aeroben Bedingungen untersucht.

ANHANG

Anhang A: Lageplan der Meßstellen mit Verfilterungsteufen am Modellstandort in Bitterfeld
(110 - quartärer GWL, 500 - tertiärer GWL)



Anhang B: **Identifizierte bzw. quantifizierte organische Verbindungen in den Grundwasserproben**

(n.n. = nicht nachweisbar; n.q. = nicht quantifizierbar)

	SafBit 1/96 4-21 m (mg/l)	SafBit 2/96 - 28m (mg/l)	SafBit 2/96 - 38m (mg/l)	SafBit 2/96- 50,5m (mg/l)	SafBit 2/96 Bohrwasser (mg/l)	SafBit 3/97- 21m (mg/l)	SafBit 10/97- 7-8m (mg/l)	SafBit 11/97- 19-20m (mg/l)	SafBit 12/97- 16-17m (mg/l)	SafBit 13/97- 23-24m (mg/l)	SafBit 14/97 19-20m (mg/l)
trans-1,2-DCE	0,17	3,62	4,72	4,64	n.n.	0,06	n.n.	0,01	0,04	14,63	0,01
cis-1,2-DCE	0,28	6,70	7,46	7,40	n.n.	0,13	n.n.	0,03	0,20	101,43	0,07
Benzen	0,18	0,19	0,21	0,22	n.n.	0,10	n.n.	0,02	0,04	0,23	0,18
Trichlorethen	0,46	8,64	10,22	10,90	0,0009	0,02	0,05	n.n.	n.n.	11,34	0,25
Toluen	n.q.	0,01	0,01	0,01	n.n.	n.q.	0,003	0,003	0,002	0,02	0,004
Chlorbenzen	4,65	0,16	0,09	0,09	n.n.	9,00	0,08	12,09	8,15	2,36	50,99
1,4-DCB	0,14	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,36	n.n.	1,00	0,82	0,03	0,70
1,2-DCB	0,06	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,12	n.n.	0,18	0,05	0,01	0,07
weitere identifizierte Komponenten	Perchlor- ethen Tetrachlor- kohlenstoff Tetrachlor- benzen 1,1,2-Tri- chlorethan 1,1,2,2,- Tetrachlor- ethan Brom- benzen Phenole	Perchlor- ethen Trichlor- ethan Vinyl- chlorid	Perchlor- ethen Trichlor- ethan Vinyl- chlorid	Perchlor- ethen Trichlor- ethan Vinyl- chlorid		Xylene Tetrachlor- ethan Brom- benzen 1-Chlor-3- Methyl- benzen			Vinyl- chlorid	Vinyl- chlorid Trichlor- ethan Tetrachlor- ethan	Vinyl- chlorid

**Anhang C: Analysenergebnisse von Hexanextrakten der Kernproben
verschiedener Bohrungen**

	Chlorbenzen (mg/kg)	1,4-DCB (mg/kg)	1,2-DCB (mg/kg)	weitere identifizierte Komponenten
SafBit 1/96 (0-18m)	n.n.	n.n.	n.n.	
SafBit 1/96 (18-19m)	0,47	0,3	0,1	
SafBit 1/96 (19-20m)	0,6	0,3	0,1	
SafBit 1/96 (20-21m)	2,1	0,3	0,3	
SafBit 1/96 (21-22m)	43,8	16,5	13,9	Dichlorethene, Benzen, Trichlorethen
SafBit 1/96 (22-23m)	31,5	14,7	12,2	
SAfBit 2/96 (19-19,5m)	32,7	8,3	6,6	Tetrachlorethan, Brom- benzen, Methylenchlorid, Benzen, Trichlorethen, Trichlorethan, Perchlor- ethen
SafBit2/96 (20-20,8m)	74,1	2,2	1,4	
SafBit 2/96 (21-21,6m)	12,3	1,5	0,8	
SafBit 2/96 (22-22,6m)	7,2	0,4	<0,4	
SafBit 2/96 (23-23,6m)	2,7	1,7	1,5	
SafBit 3/97 (22-23m)	16,7	1,6	2,2	
SafBit 4/97 (22-23m)	21,9	2,9	2,5	
SafBit 5/97 (22-23m)	2,0	<0,7	<0,7	
SafBit 6/97 (22,5m)	45,0	1,4	1,6	
SafBit 6/97 (23,5m)	8,4	<1,0	<1,0	
SafBit 13/97 (21m)	2,7	<0,9	<0,9	

Anhang D: Anionengehalte [mg/l] und pH-Werte der Grundwasserproben

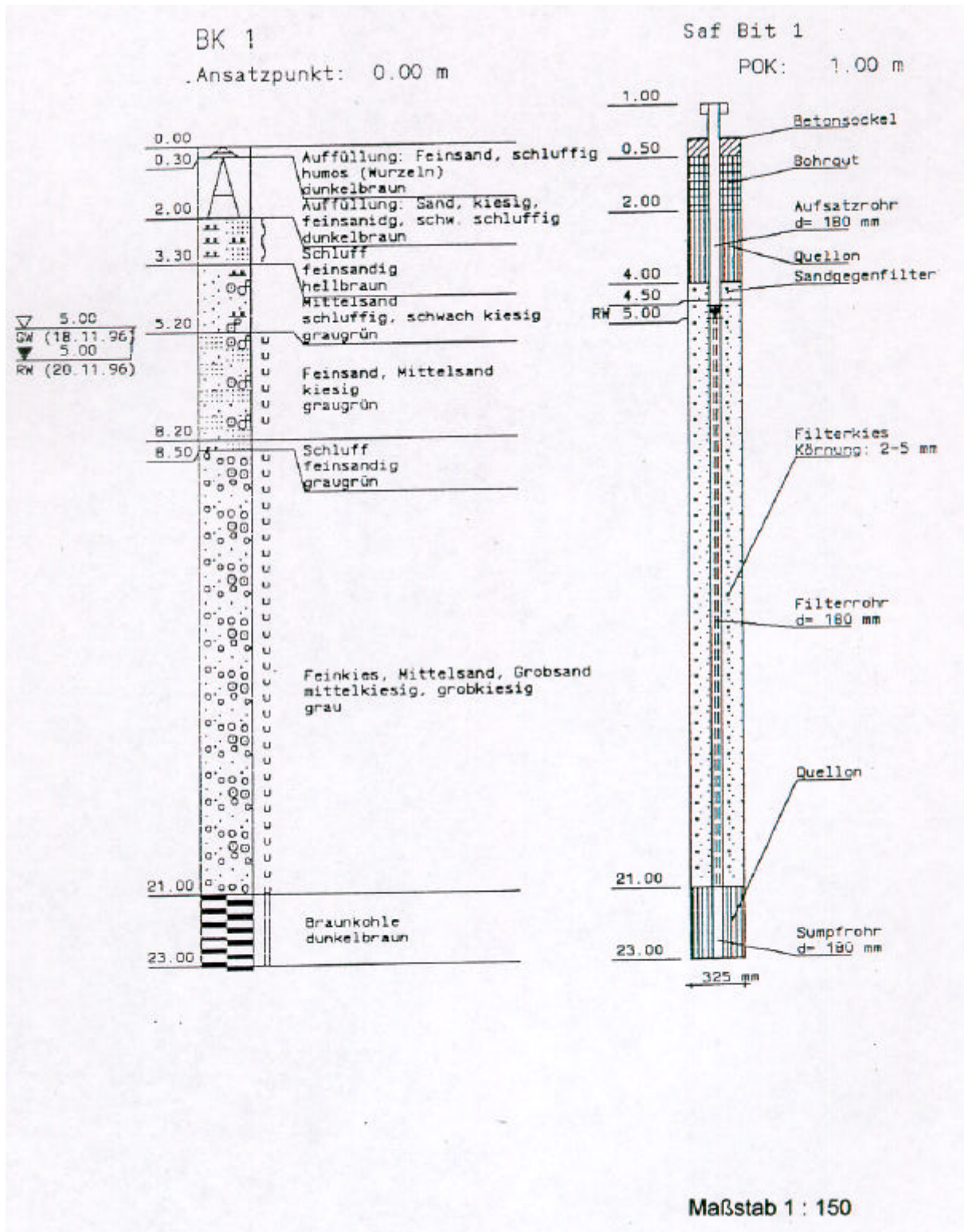
Probe	Chlorid	Nitrit	Nitrat	Sulfat	Bromid	pH
SafBit 1/96	109	n.n.	6,5	661	0,28	7,0
SafBit 2/96 28 m	1207	n.n.	4,1	738	4,90	7,0
SafBit 2/96 38 m	1245	n.n.	2,7	741	4,30	7,2
SafBit 2/96 59 m	1266	n.n.	2,7	748	4,30	7,0
SafBit 3/96	106	n.n.	0,46	605	0,14	6,8
SafBit 4/97	132	n.n.	1,34	586	0,31	6,9
SafBit 10/97	64	0,872	37,83	970	0,13	6,7
SafBit 11/97	239	n.n.	n.n.	924	0,38	6,7
SafBit 12/97	101	n.n.	1,05	600	0,21	7,1
SafBit 13/97	252	n.n.	1,04	554	0,50	6,9
SafBit 14/97	376	n.n.	n.n.	975	0,59	6,9

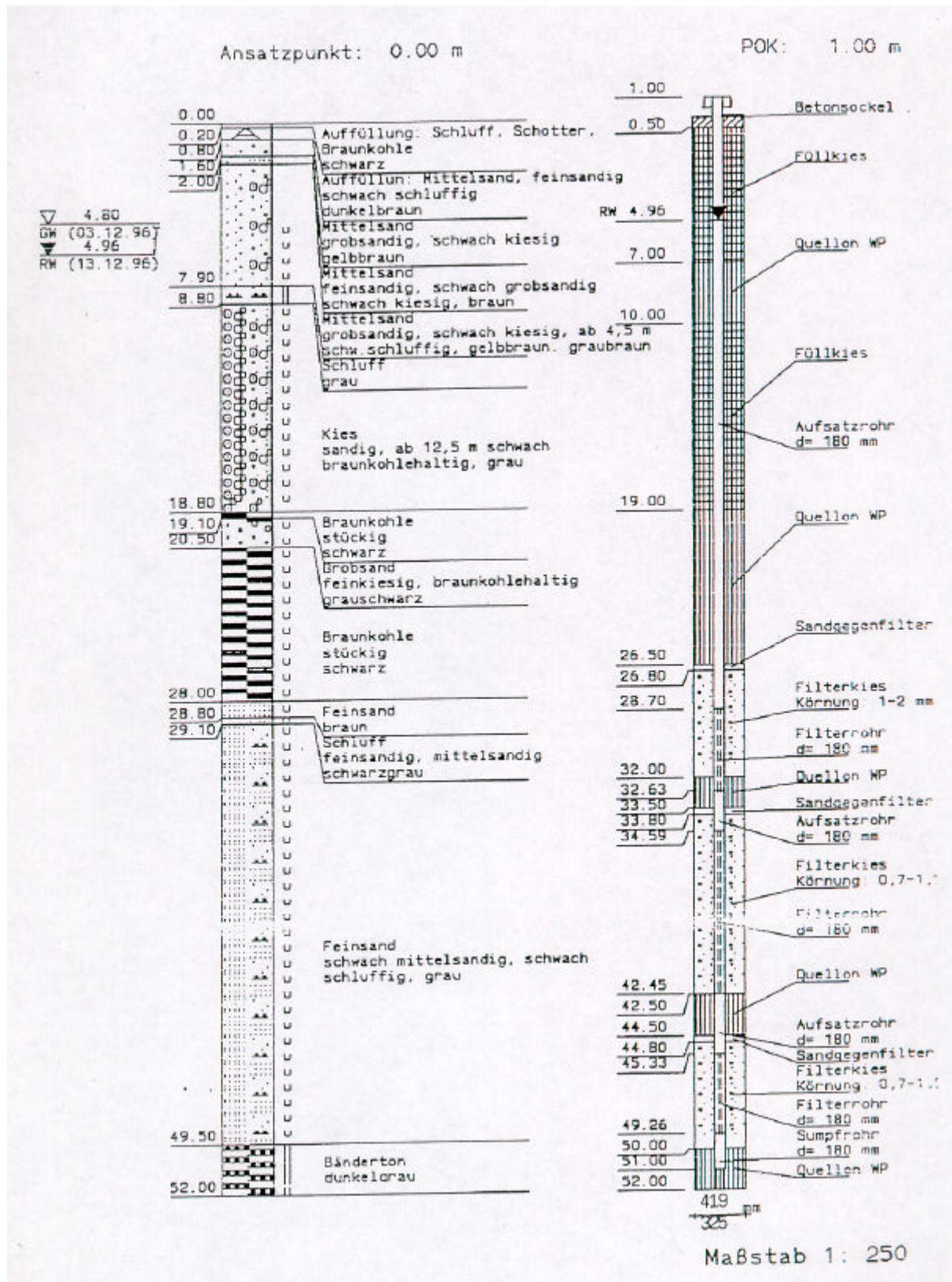
Anhang E: Metallionenkonzentrationen [mg/l] in den Grundwasserproben (n.n. - nicht nachweisbar)

Probe	Na	Al	B	Ba	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Ni	P	Zn
SafBit 1/96	80	0,60	0,82	0,10	275	0,63	90	33,5	0,83	n.n.	n.n.	0,03
SafBit 2/96 28 m	241	0,28	0,20	0,07	582	2,40	45	73,3	1,93	n.n.	n.n.	0,14
SafBit 2/96 38 m	253	0,32	0,21	0,08	603	2,86	47	70,0	2,10	n.n.	n.n.	0,10
SafBit 2/96 50 m	250	0,15	0,20	0,08	619	3,52	46	74,5	2,07	n.n.	n.n.	0,07
SafBit 3/97	68	n.n.	0,66	0,07	242	0,05	58	32,0	0,47	n.n.	n.n.	n.n.
SafBit 4/97		n.n.	0,72	0,07	222	0,02	58	30,8	0,36	n.n.	0,1	n.n.
SafBit 10/97	32	0,01	1,35	0,09	357	0,01	15	59,6	0,96	0,01	n.n.	0,01
SafBit 11/97	120	0,02	0,66	0,14	340	0,49	113	40,5	0,36	0,02	1,4	0,01
SafBit 12/97	67	n.n.	0,69	0,09	235	0,21	70	27,7	0,40	0,01	0,6	0,01
SafBit 13/97	158	0,45	0,25	0,07	230	0,28	43	27,0	0,88	0,02	2,2	0,03
SafBit 14/97	161	0,05	0,76	0,19	393	0,14	134	42,6	0,15	0,03	4,2	0,18

ANHANG F

Bohr- und Pegelprofile der Grundwassermeßstellen am
Modellstandort Bitterfeld



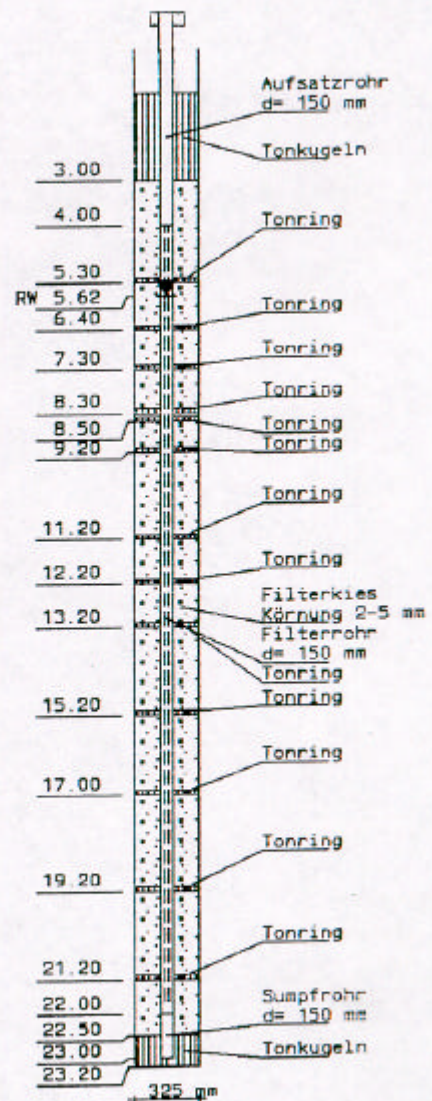
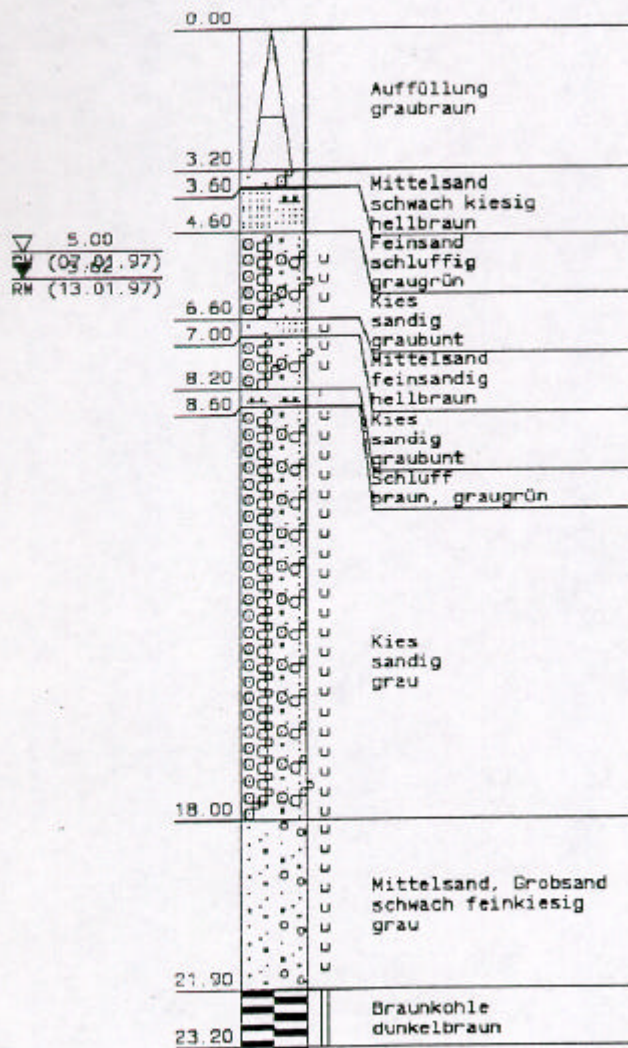


SafBit 3/97

BK 3

Ansatzpunkt: 0.00 m

Saf Bit 3/97



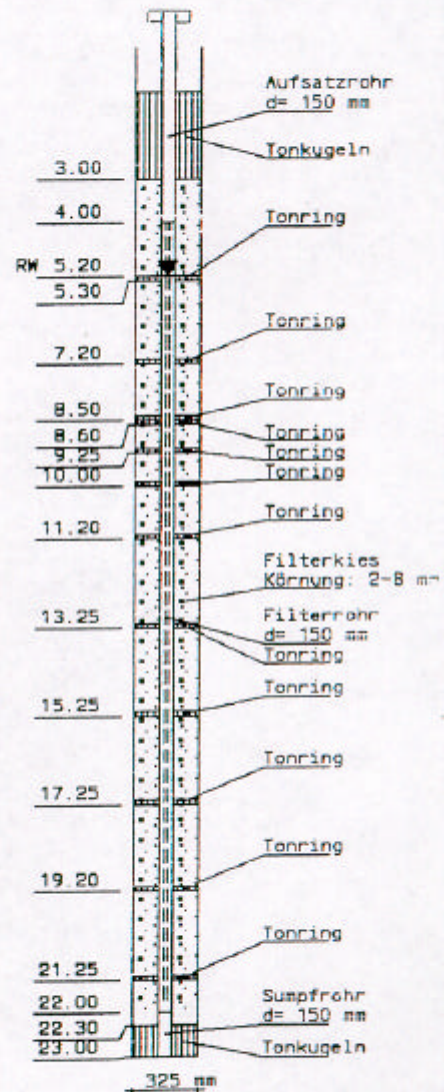
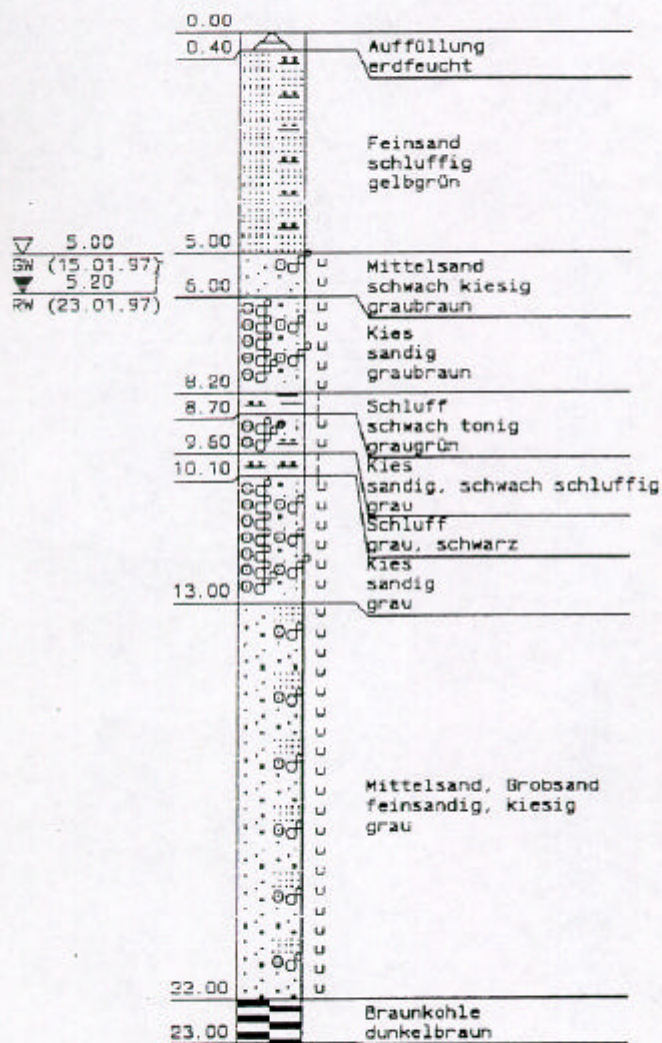
Höhe Tonring ca. 10 cm
Platzierung Elektroden siehe Anhang

Maßstab 1: 150

BK 4

Saf Bit 4/97

Ansatzpunkt: 0.00 m



Höhe Tonring ca. 10 cm

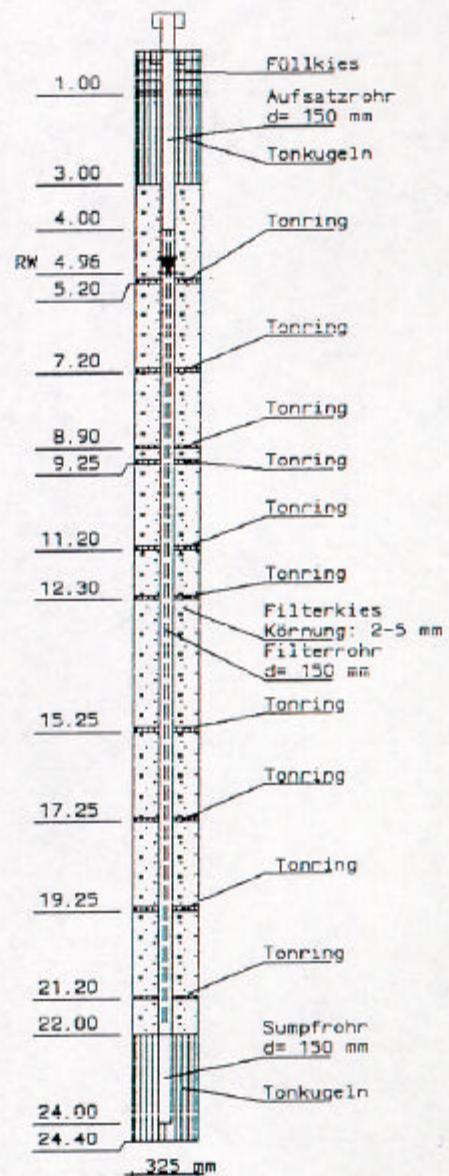
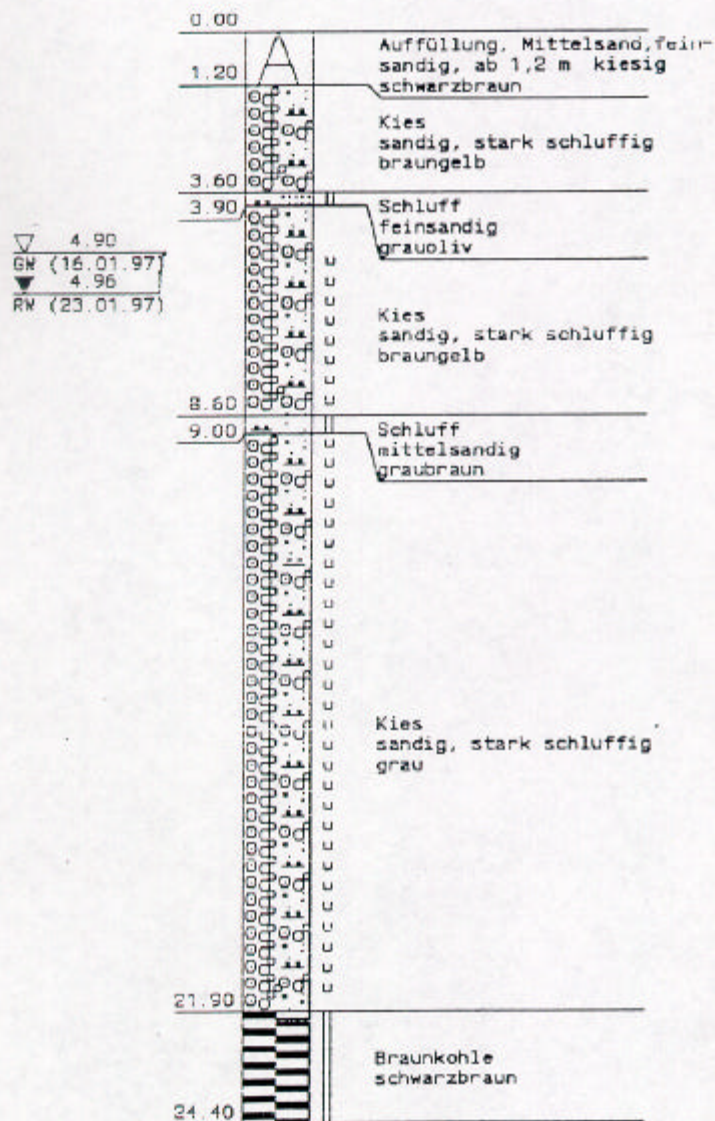
Maßstab 1 : 150

SafBit 5/97

BK 5

Ansatzpunkt: 0.00 m

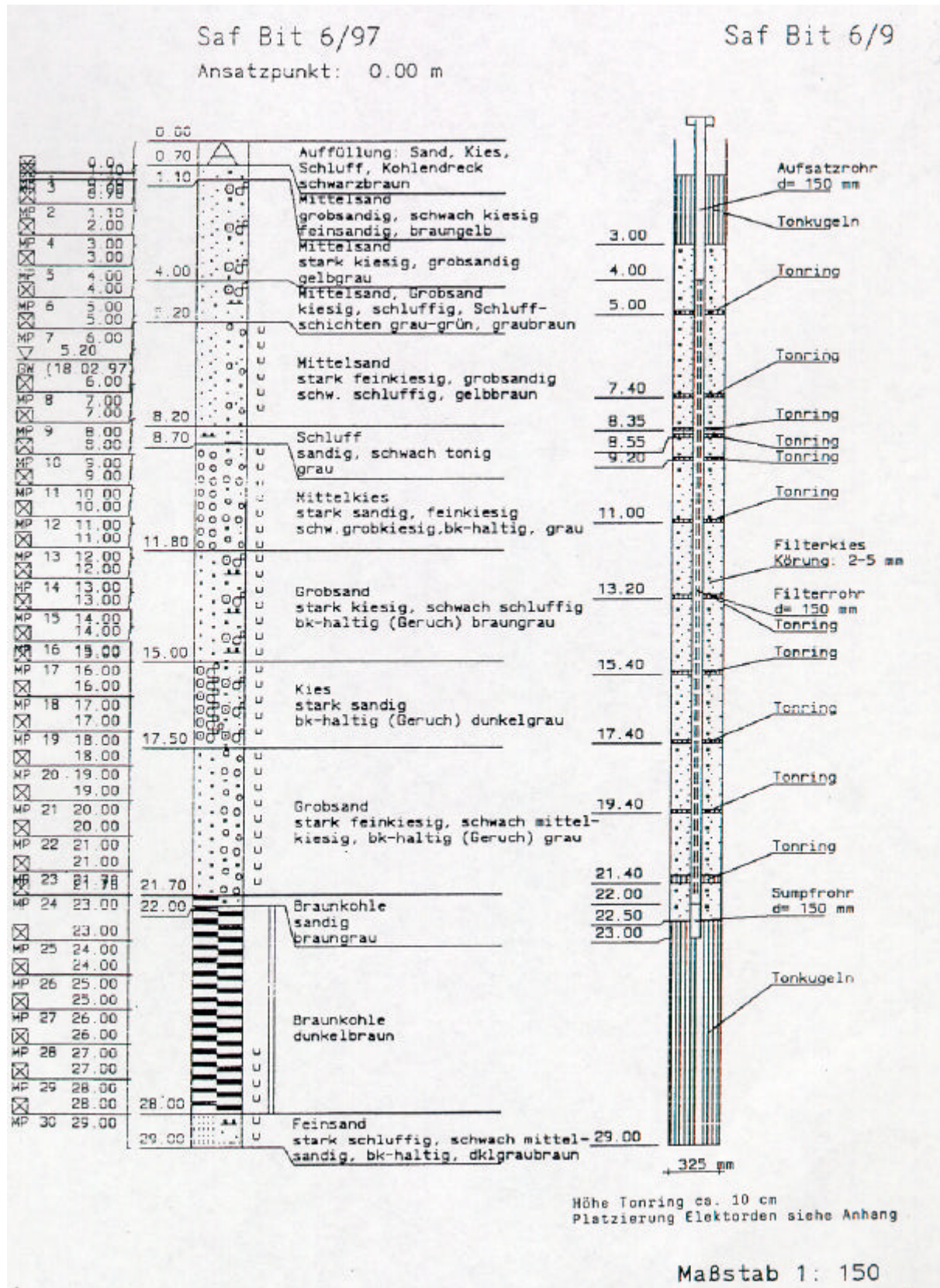
Saf Bit 5/97

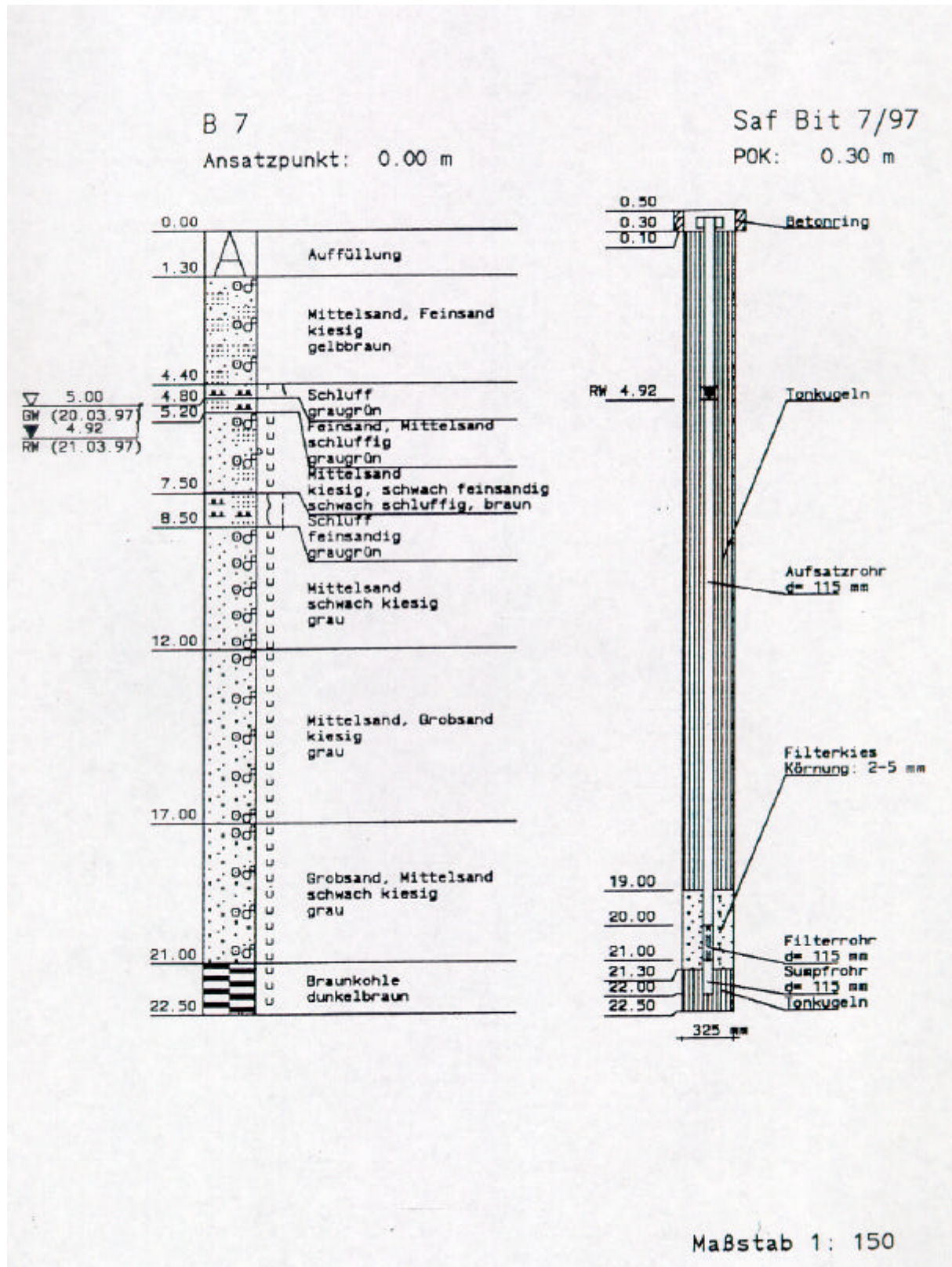


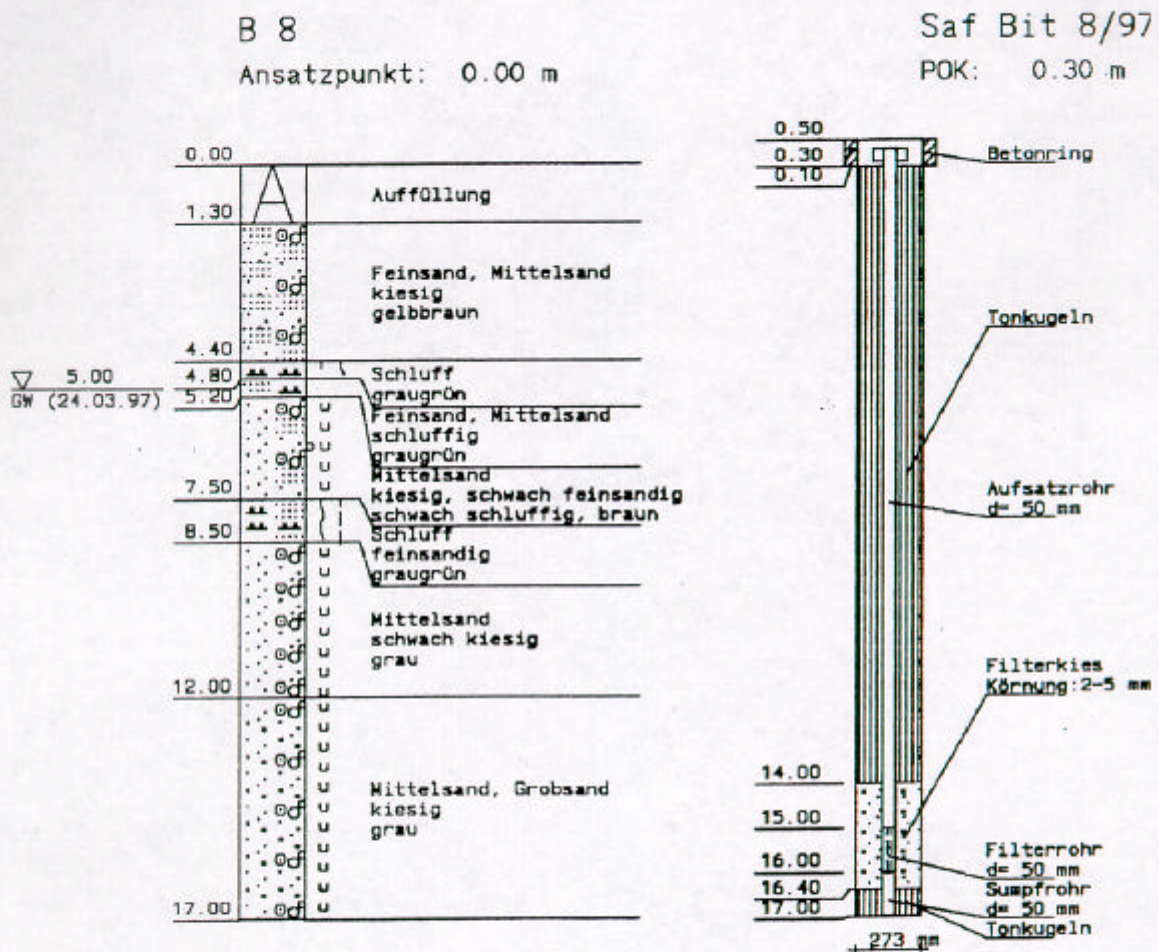
Höhe Tonring ca. 10 cm
Platzierung Elektorden siehe Anhang

Maßstab 1: 150

SafBit 6/97





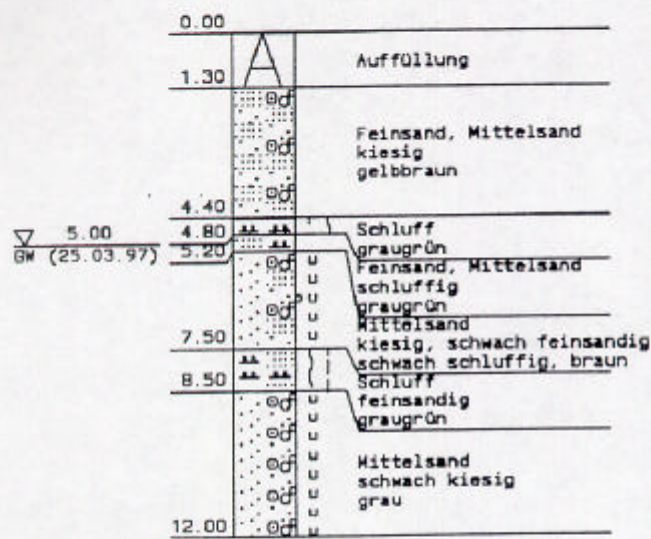


Maßstab 1: 150

SafBit 9/97

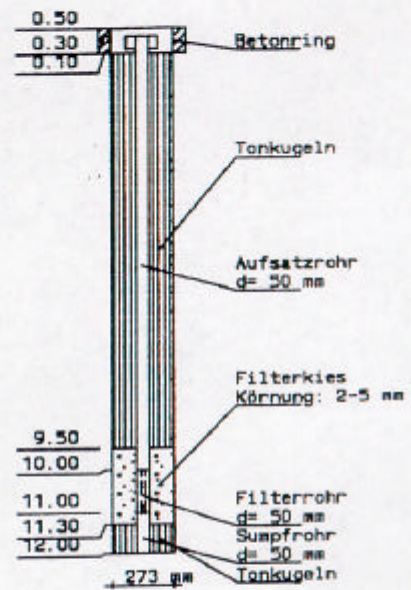
B 9

Ansatzpunkt: 0.00 m



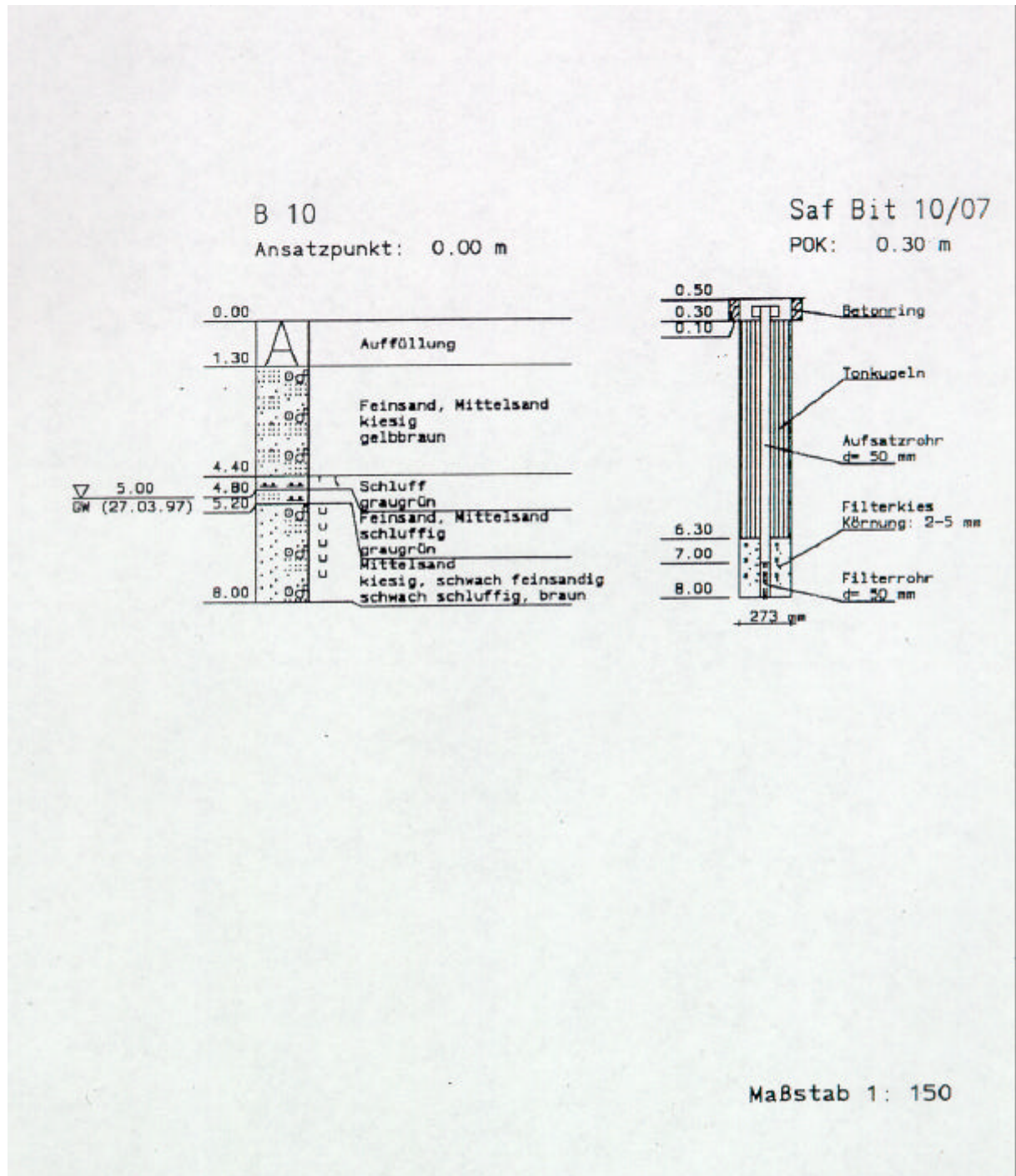
Saf Bit 9/97

POK: 0.30 m

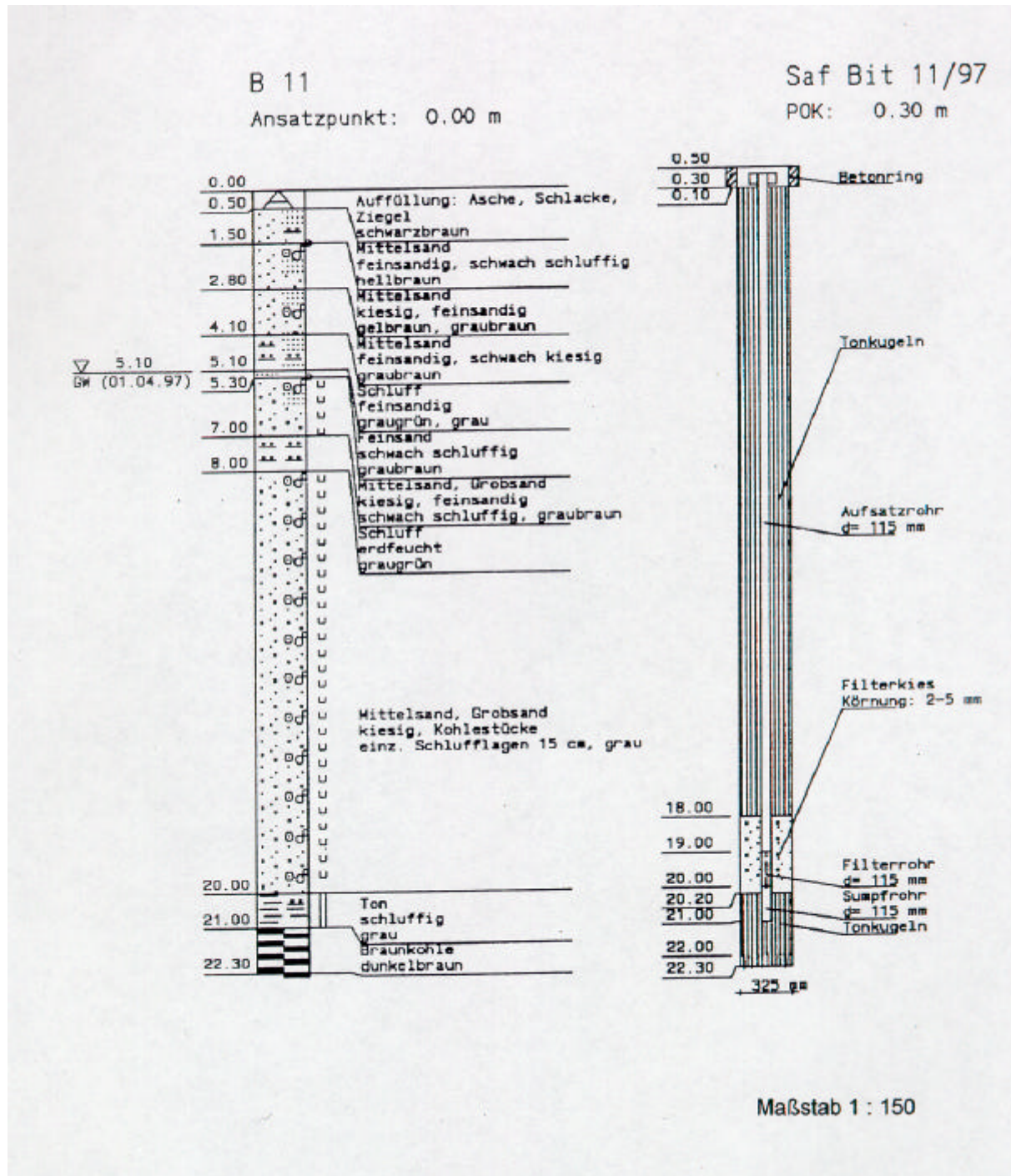


Maßstab 1: 150

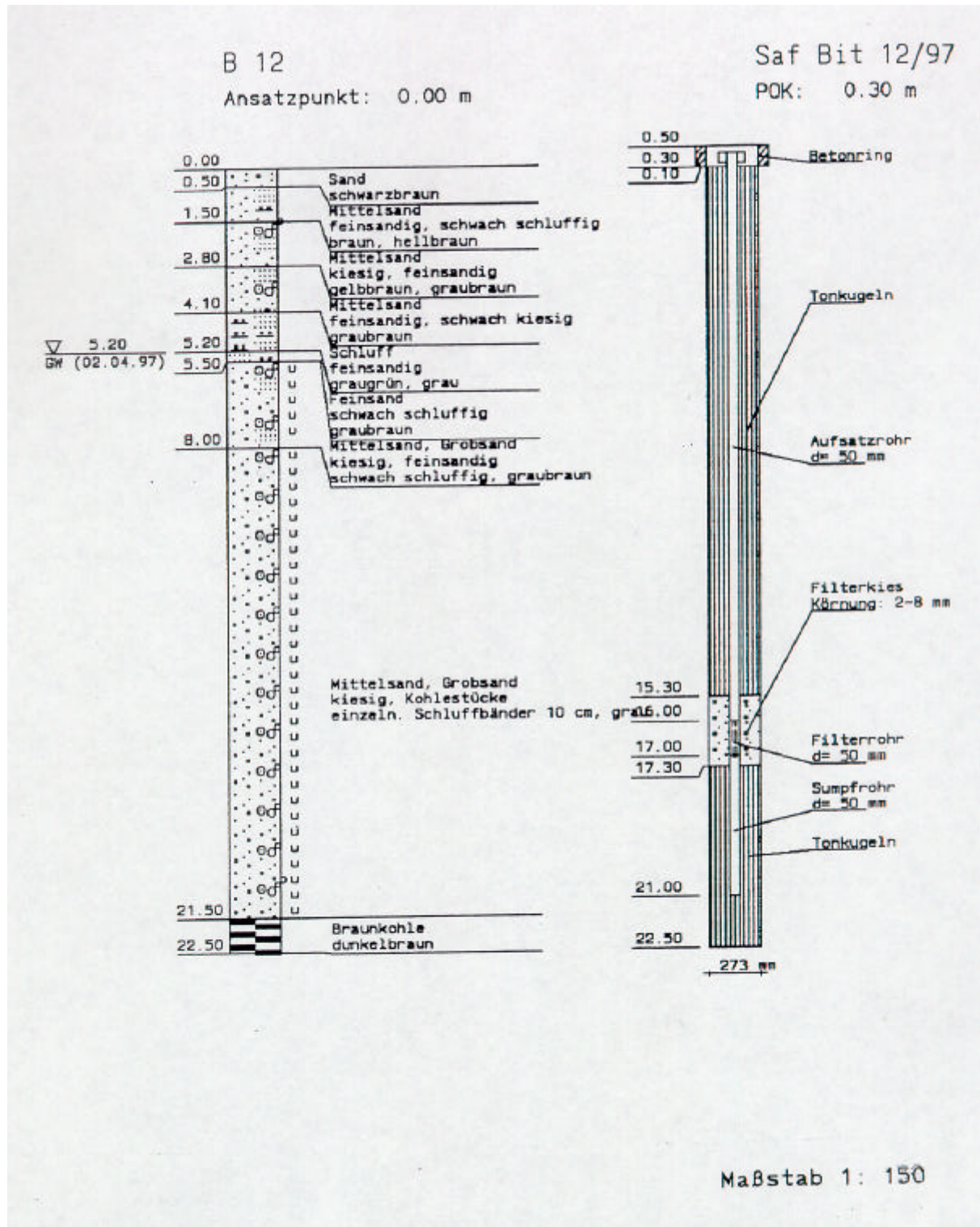
SafBit 10/97



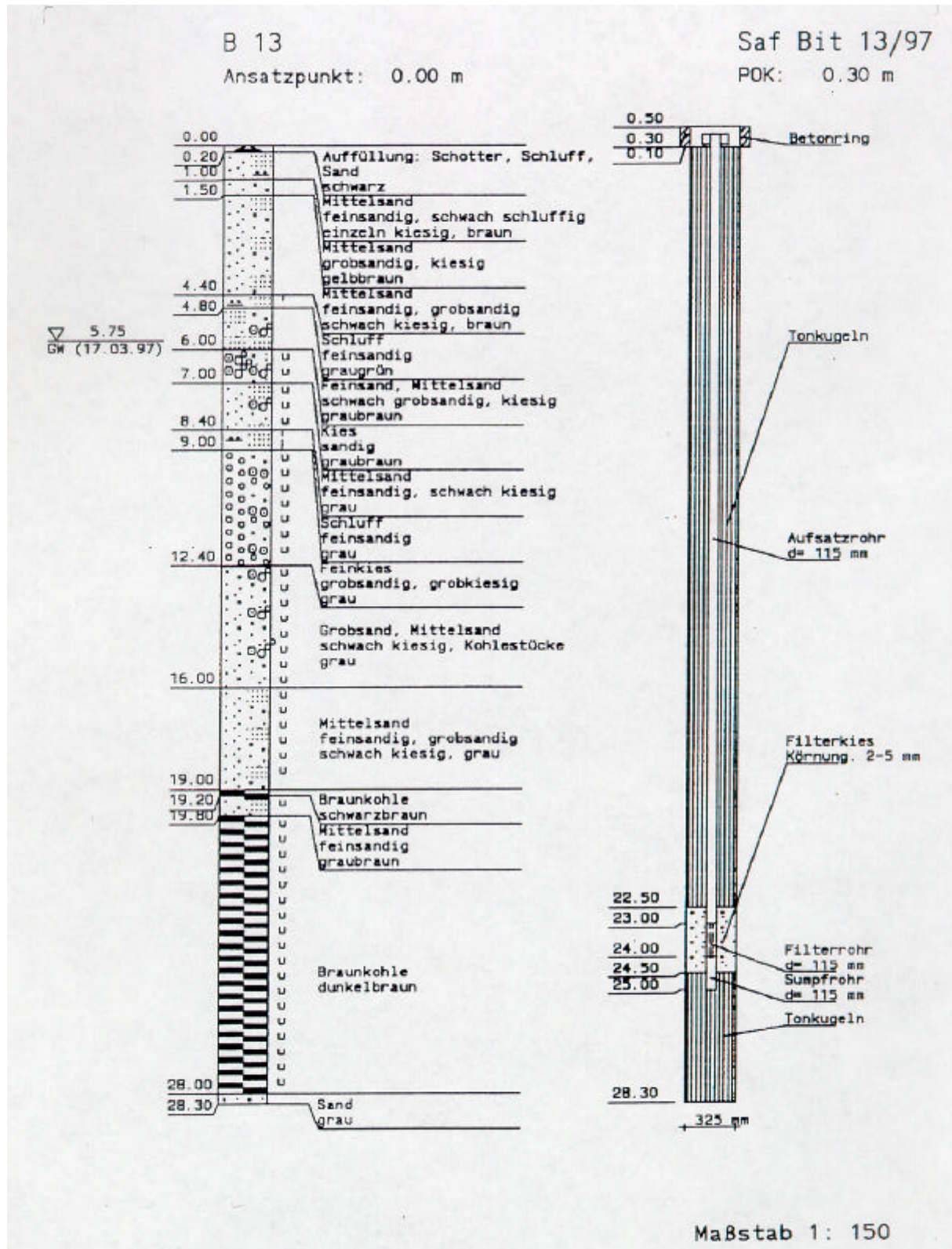
SafBit 11/97



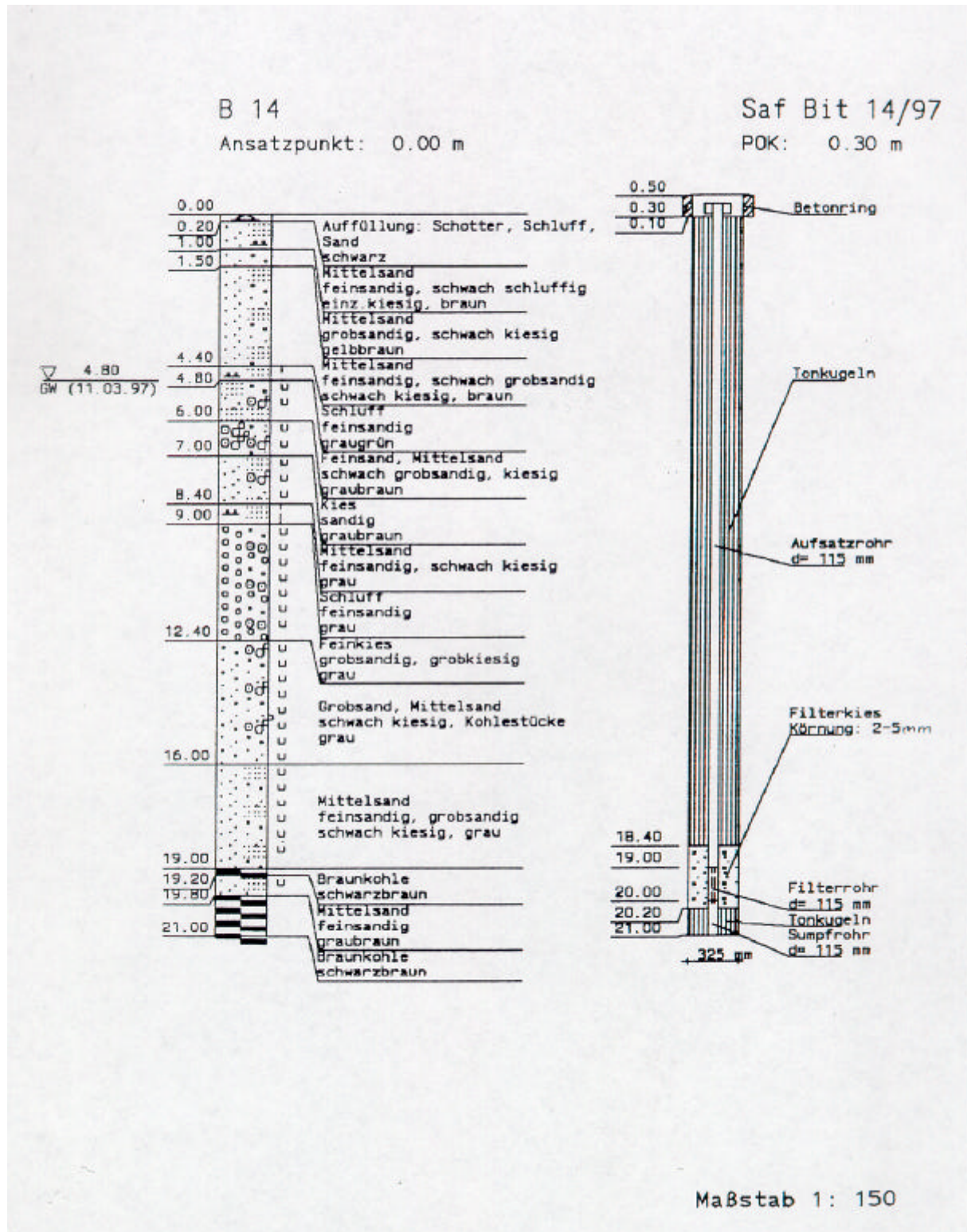
SafBit 12/97



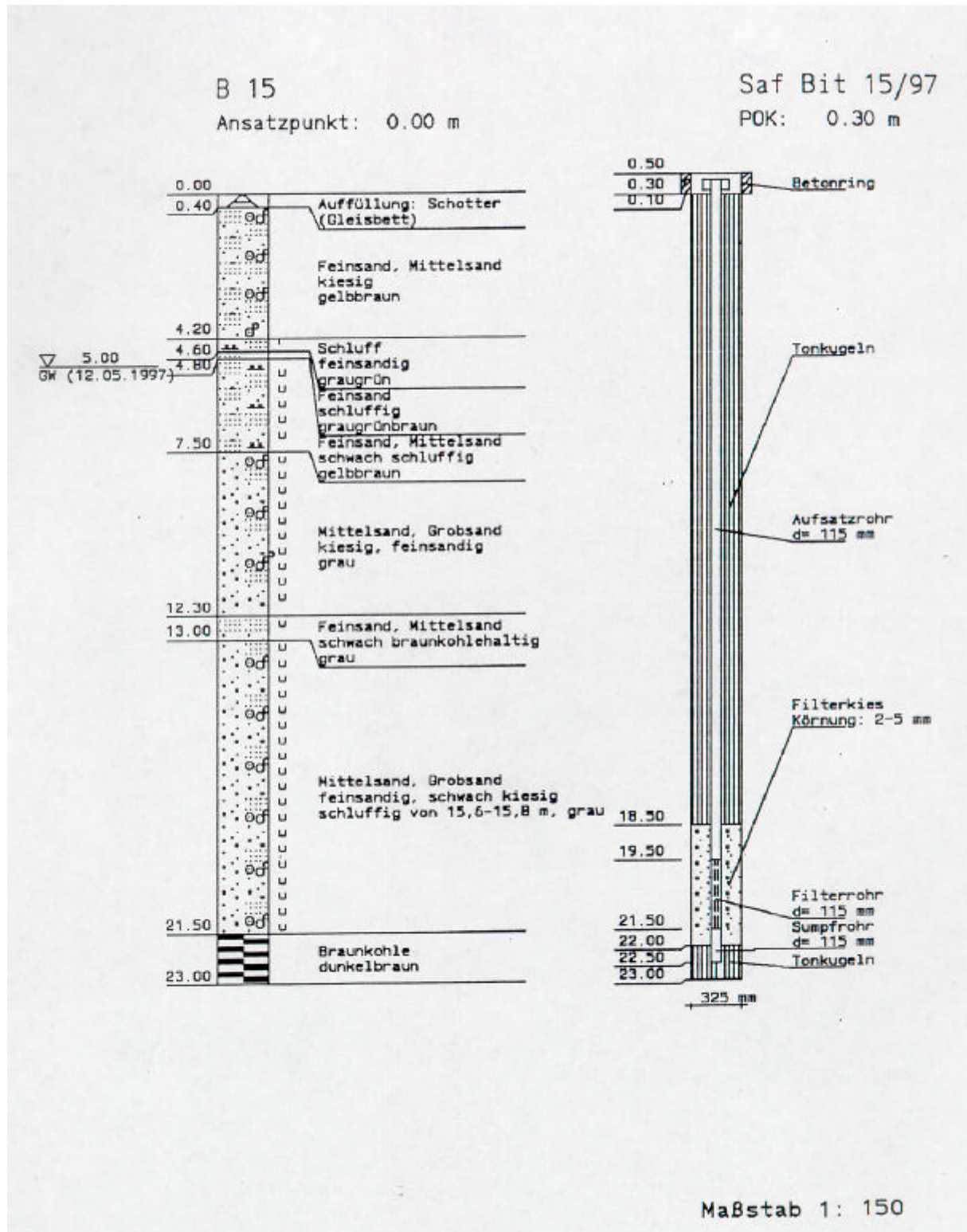
SafBit 13/97



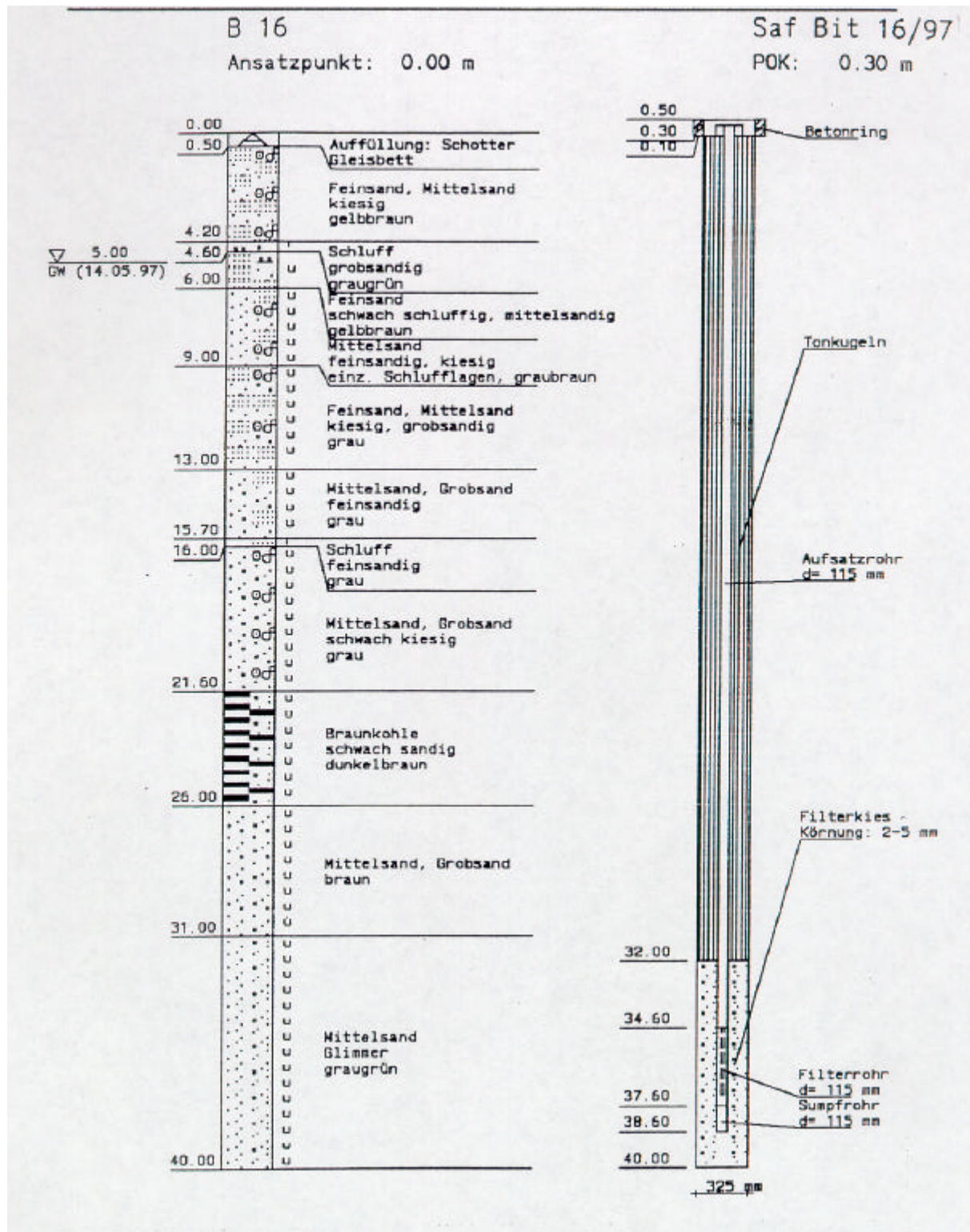
SafBit 14/97



SafBit 15/97



SafBit 16/97



UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-halle GmbH

PB Industrie- und Bergbaufolgelandschaften

Permoserstraße 15

D-04318 Leipzig

Telfon: 0341/235 2127

Telefax: 0341/235 2126