6 UNTERSUCHUNGEN ZUR WECHSELWIRKUNG BRAUNKOHLE/ GRUNDWASSER

J. DERMIETZEL, 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 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.

$$RCl + OH^- \rightarrow ROH + Cl^-$$

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

$$RCl + H_2O \rightarrow ROH + HCl$$

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 Schadstoffsenke 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-Cl2benz)	$C_6H_4Cl_2$
1.2-Dichlorbenzen	(1.2-Cl2benz)	$C_6H_4Cl_2$

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 Probenteller 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 Meßgläßchen 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 Variationskoeffzient als Bestimmtheitsmaß sind in den Diagrammen dargestellt. Der Anstieg der Geraden ist gleich dem Kalibrierfaktor in Einheiten des FID-Flächenintegrals pro Konzentrationseinheit (FE/(µg/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.

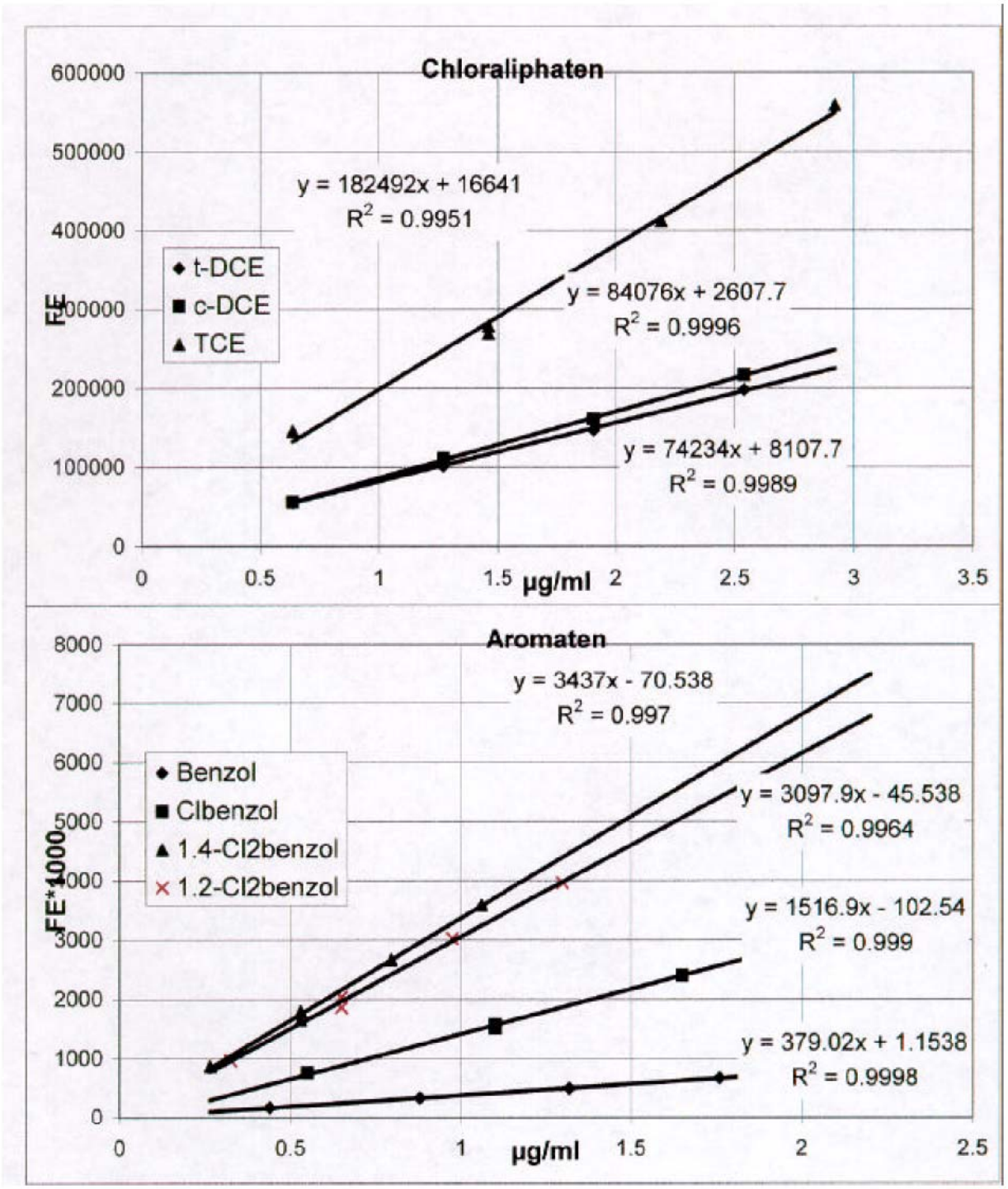

Abb. 1: Kalibrierung mit Wasser

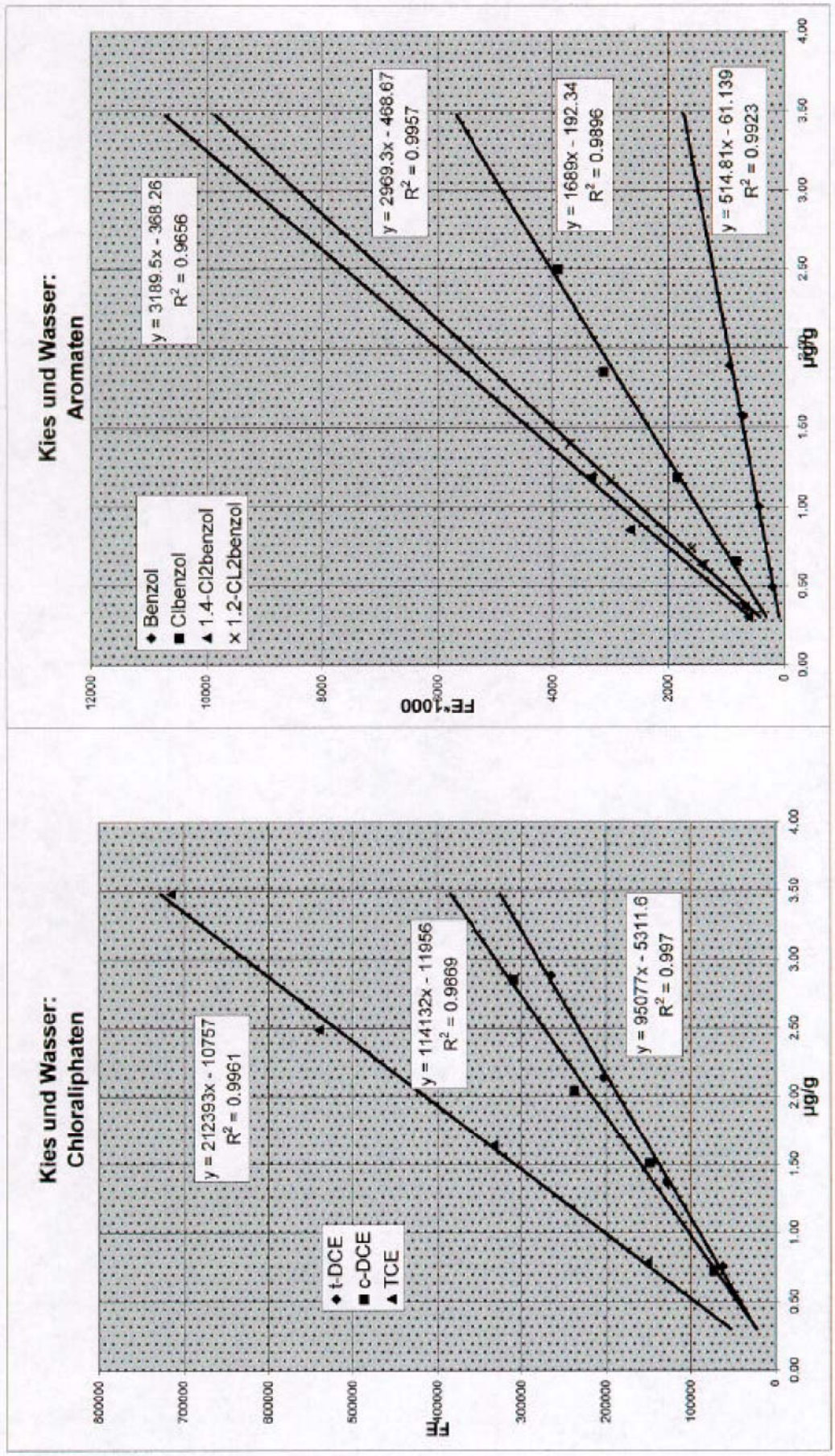

Abb. 2: Kalibrierung mit unbelastetem Kies aus Bohrung SAFBIT 4/97: 12-13m

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

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

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 Vf folgende Beziehung gilt:

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

$$\text{mit } A = \frac{c_{30} v_3}{K_{21} v_{20}} \quad \text{und} \quad B = \frac{v_1 + K_{31} v_3}{K_{21} v_{20}}$$

wobei c_{30} = Anfangskonzentration in der Kohle (gesucht)
v_3 = Kohlevolumen (Dichte ≈ 1 g/cm^3)
v_{20} = Anfangsvolumen Wasser
v_1 = Gasvolumen

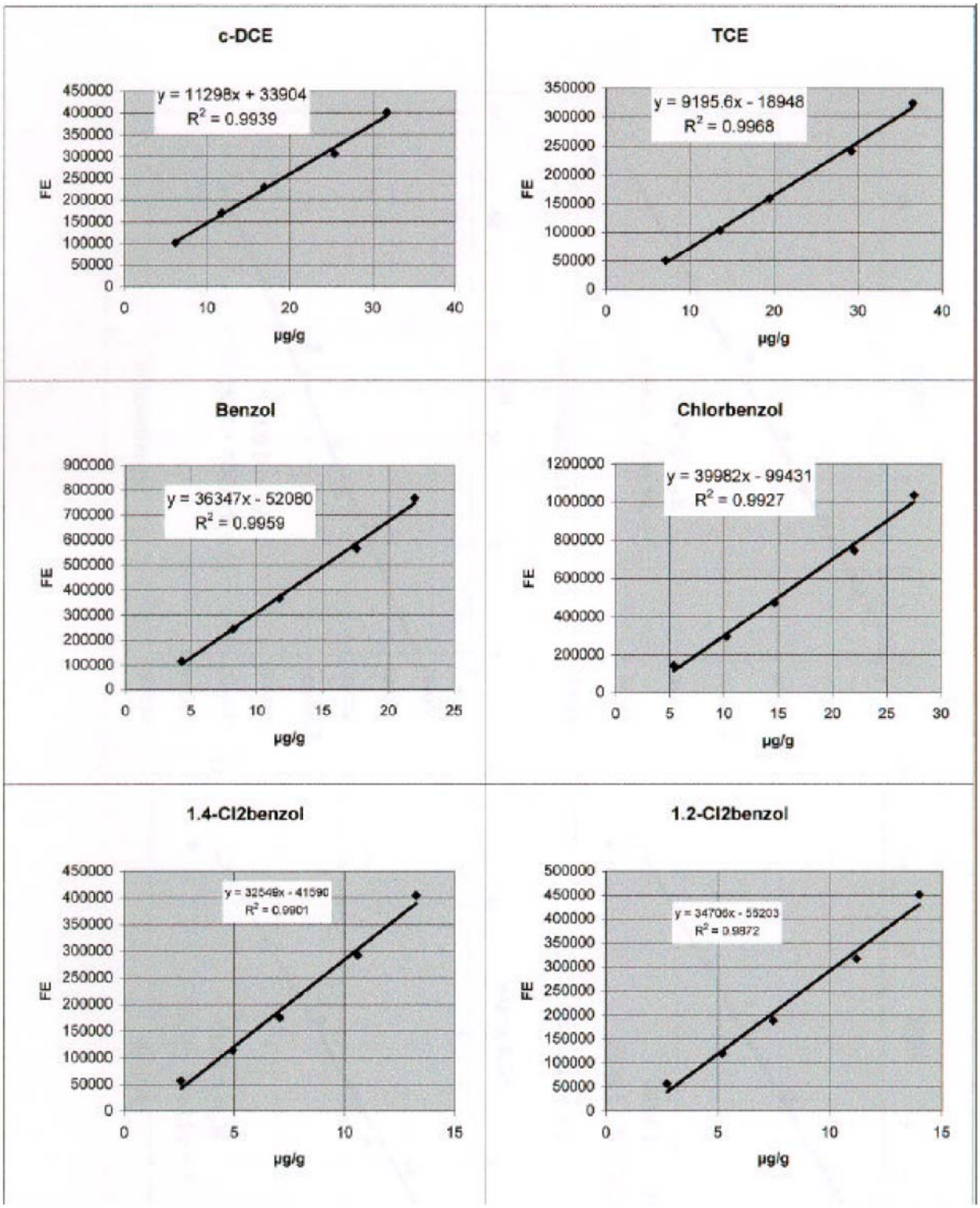

Abb. 3: Kalibrierung mit unbelasteter Kohle

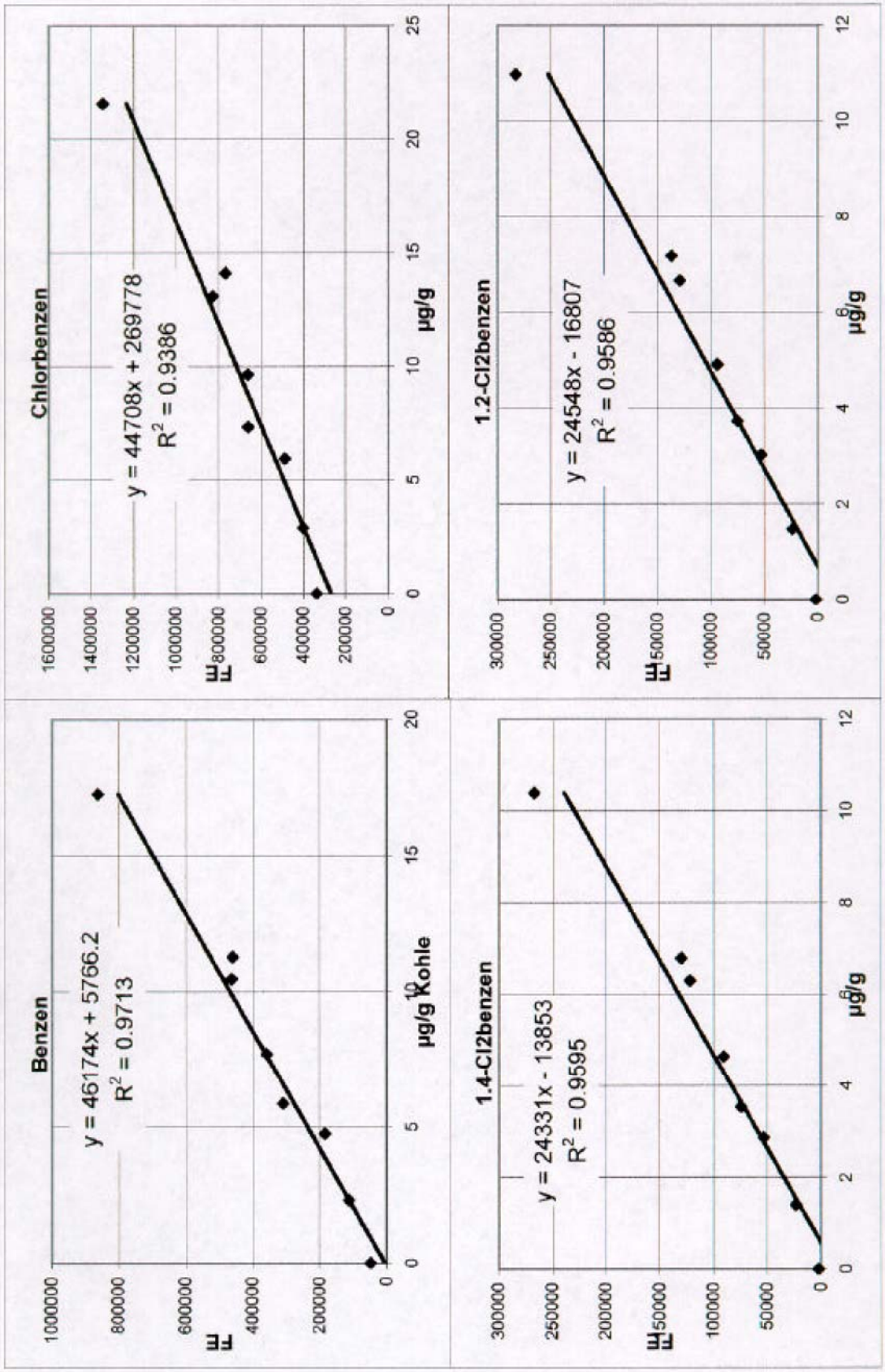

Abb. 4: Kalibrierung mit belasteter Kohle aus Bohrung SafBit 13/97 durch Aufstockung

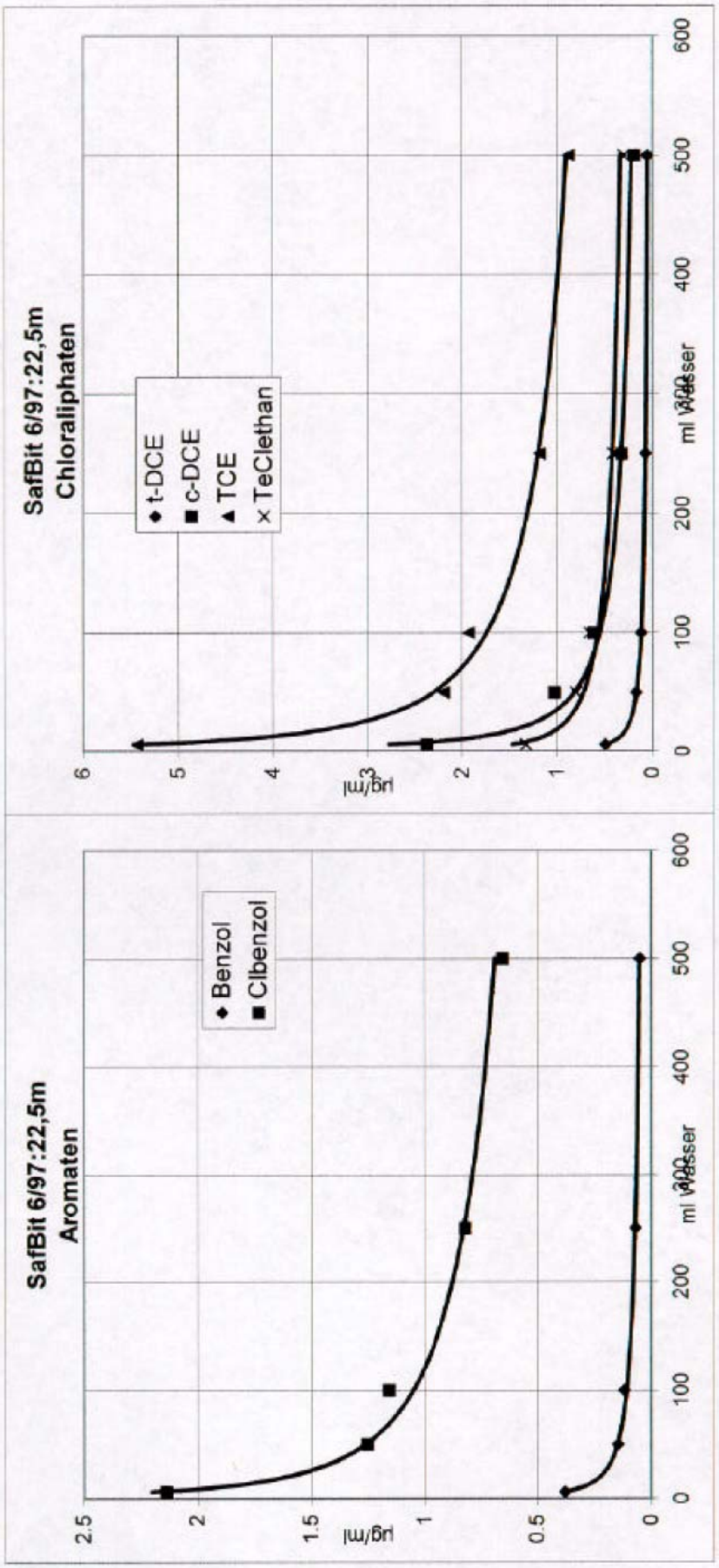

Abb. 5: Desorption von Kohleinhaltsstoffen mit steigendem Verdünnungsgrad

Beim Auftragen von 1/c gegen Vf 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 Verteilungkoeffizienten Kohle/Wasser K_{32} berechnet.

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

Kohle orig.	Wasser	trans-1,2-Dichlorethen		cis-1,2-Dichlorethen		Trichlorethen	
g	ml	Konzen-tration	Verteilung Ko/Wa	Konzen-tration	Verteilung Ko/Wa	Konzen-tration	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	Konzen-tration	Verteilung Ko/Wa	Konzen-tration	Verteilung Ko/Wa	Konzen-tration	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.

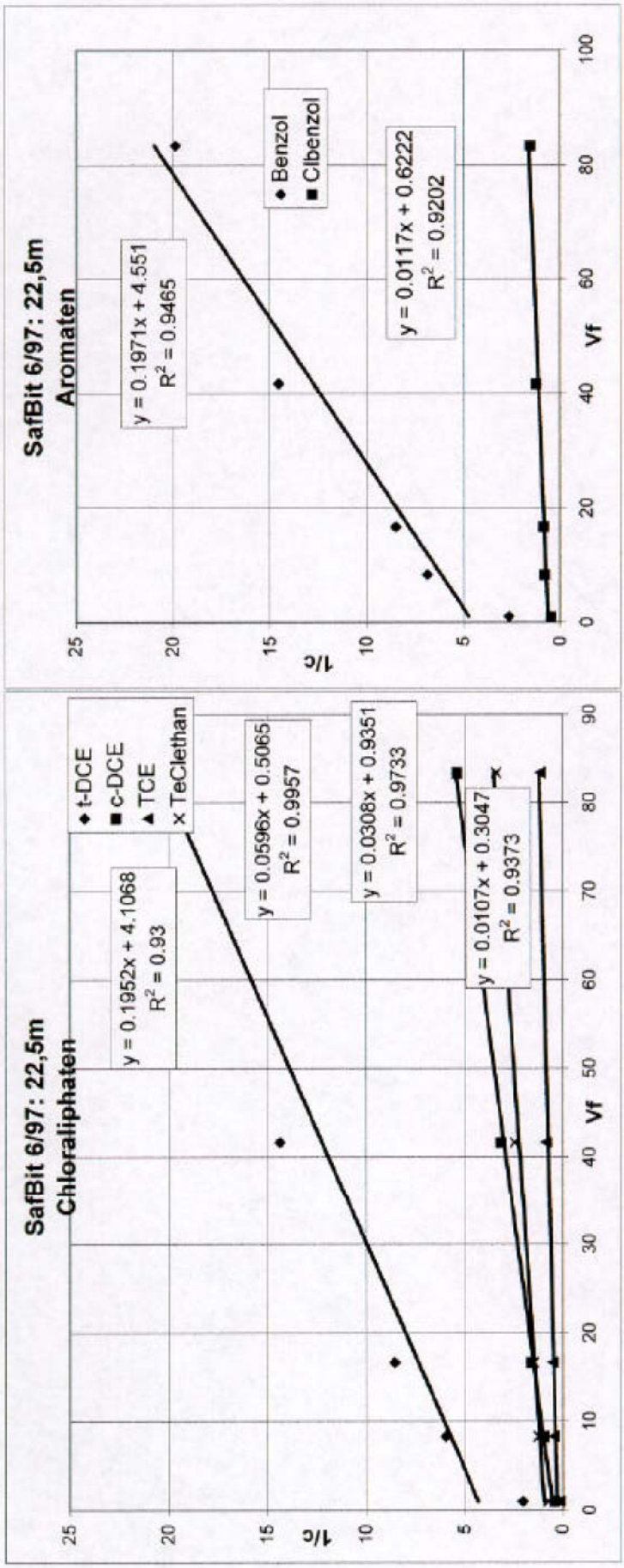

Abb. 6: Desorption von Kohleinhaltsstoffen mit steigendem Verdünnungsgrad

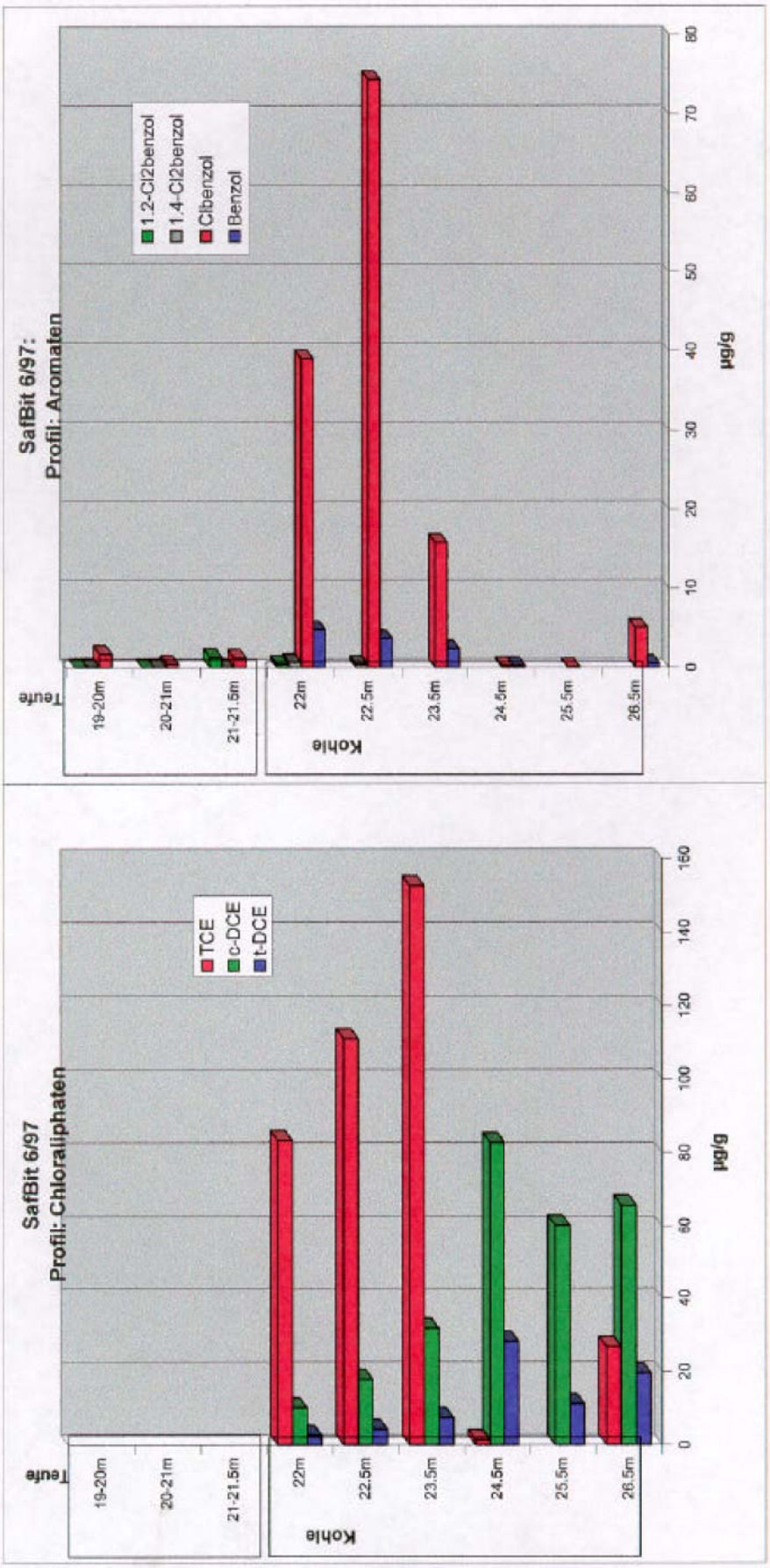

Abb. 7: Schadstoffprofil der Kohle von SafBit 6/97

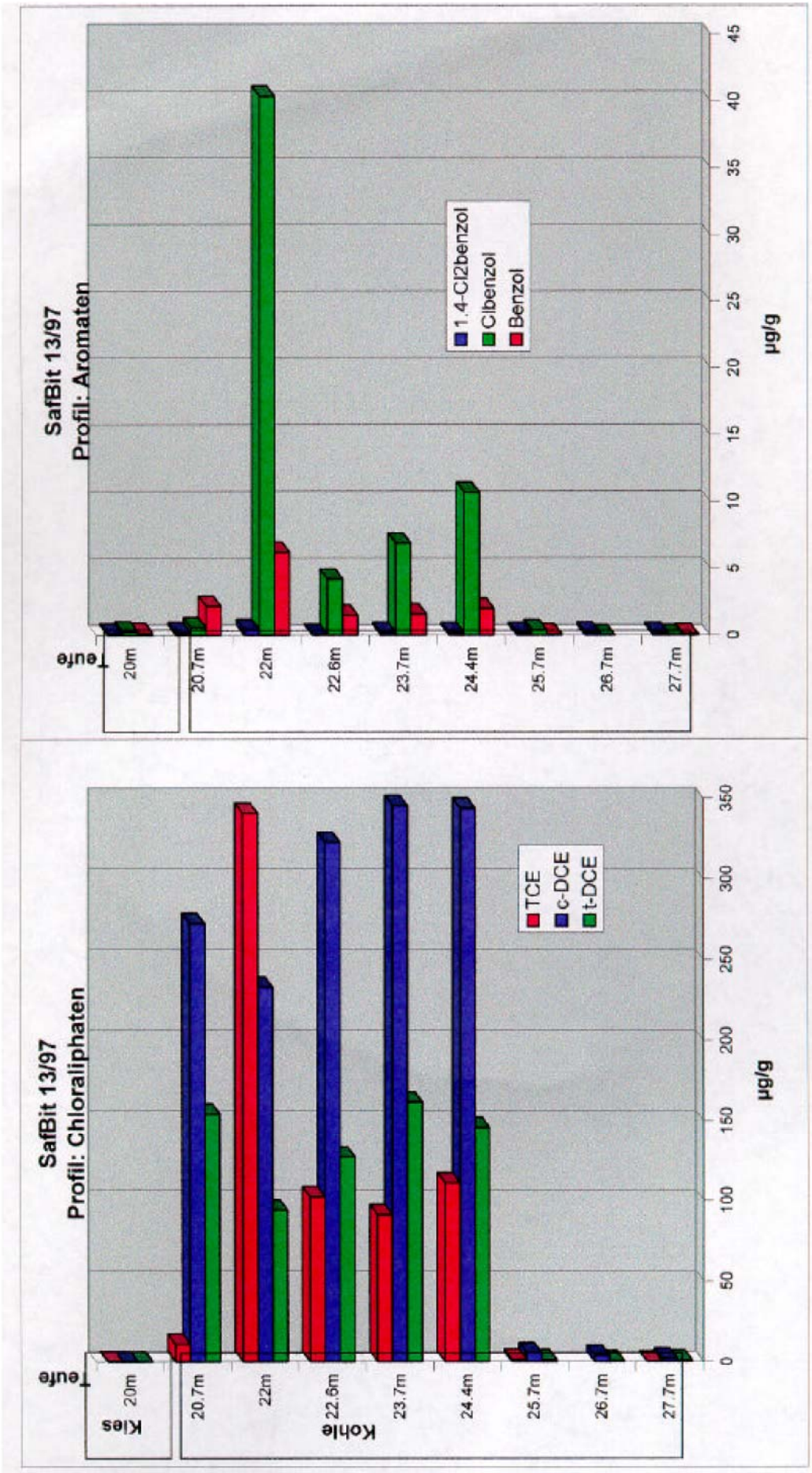

Abb. 8: Schadstoffprofil der Kohle von SafBit 13/97

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.

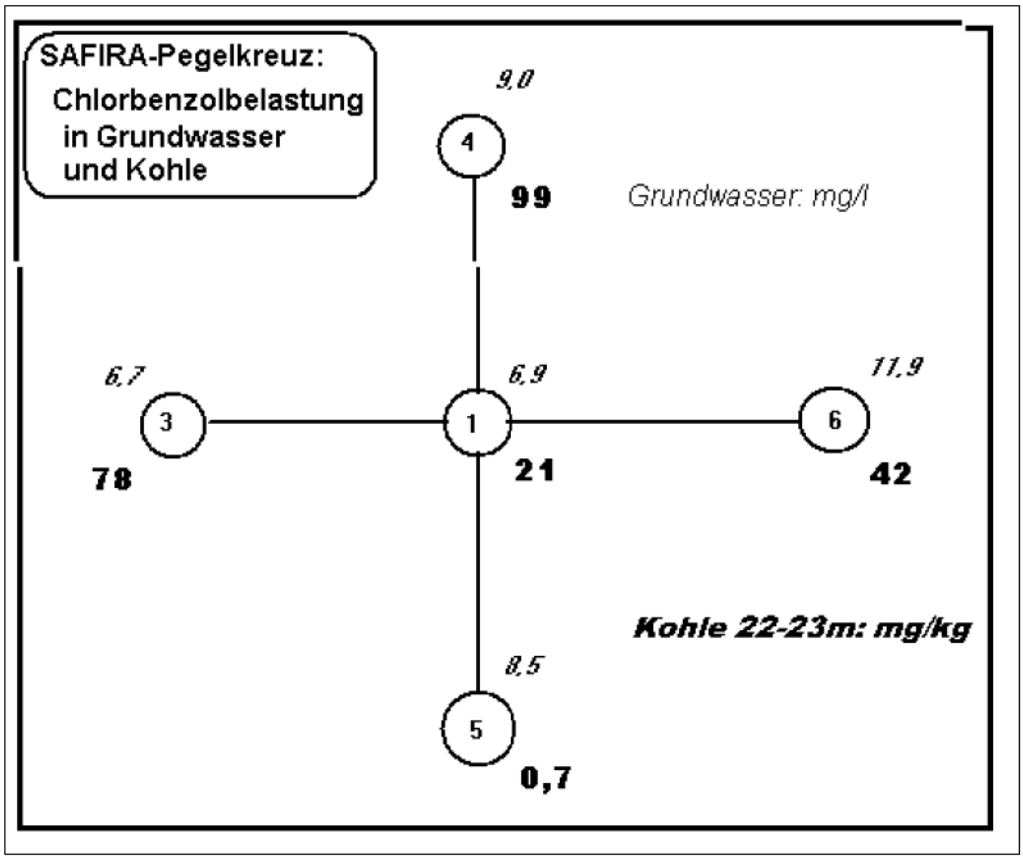

Abb. 9: SAFIRA-Pegelkreuz Chlorbenzenbelastung von Grundwasser und Kohle

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 Schadstoffsenke, 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

UFZ-Bericht 27/1997

Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA)

Bericht zur Machbarkeitsstudie für den Modellstandort Bitterfeld

Holger Weiß[1)], Georg Teutsch[2)], Birgit Daus[1)] (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

ISSN 0948-9452