

3.2 Modelluntersuchungen zum Einfluß des kontaminierten Kohleflözes auf die Qualität des Grundwassers

G. CHRISTOPH, J. DERMIETZEL

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Straße 4, 06210 Halle (Saale)

Einführung

Wie durch vorangegangene Messungen [1-3] festgestellt wurde, stellt das kontaminierte Braunkohlenflöz in der Region Bitterfeld ein beträchtliches Schadstoffpotential für das Grundwasser dar. Um den Einfluß der adsorbierten Schadstoffkomponenten in der Kohle (aber auch anderer Effekte) auf die Grundwasserqualität prognostisch zu untersuchen, wurden deshalb hydrodynamische Modellrechnungen mit dem Grundwassersimulationsprogramm FEFLOW [4] durchgeführt.

Die erwarteten Aussagen sind insbesondere wichtig bei der Beantwortung der Frage, inwieweit der Betrieb von *in situ*-Sanierungsmaßnahmen im Quartär über eine Laufzeit von ca. 5 Jahren gesichert werden kann. Wesentlich ist dabei, mit welchen zeitlichen Änderungen der zugeführten Schadstoffkonzentrationen zu rechnen ist. Die zu berechnende Konzentrationsverteilung ist dabei das Ergebnis mehrerer gleichzeitig ablaufender Einzeleffekte (Advektion, Dispersion, Diffusion, Adsorption bzw. Desorption, chemische Reaktion) des Massentransports, die sich in ihrer Wirkung verstärken, aber auch kompensieren können.

Die vorliegende Modellierung betrachtet die bezüglich der Umweltproblematik ungünstigste hydrogeologische Situation. Grundlage der Modellannahmen sind experimentell abgesicherte Untersuchungen [1,2] über die gegenwärtige Konzentrationsverteilung, die Hydraulik vor Ort [5], allgemein übliche Annahmen über die Größenordnung von Transport-Materialdaten [4] und von Laboruntersuchungen zum Adsorptionsverhalten [1].

Ergebnisse der Voruntersuchungen

Das Modellgebiet im Raum Bitterfeld besteht weiträumig aus nur wenig gegeneinander geneigten fast horizontalen geologischen Schichten. Das Quartär, in dessen gespanntem Grundwasserleiter 110 (GWL 110) der Grundwasserspiegel in ca. 5 m Teufe liegt, reicht bis zu 22 m Teufe. Darunter befindet sich das 5 - 9 m mächtige relativ wasserundurchlässige Braunkohlenflöz. Von ca. 28 m bis 50 m Teufe sind die tertiären Bitterfelder Glimmersande zu finden, die den ebenfalls gespannten Grundwasserleiter 500

(GWL 500) bilden. In 50 m Teufe befindet sich der praktisch wasserundurchlässige Rupelton.

Im GWL 110 herrscht im ganzen Untersuchungsgebiet im wesentlichen eine horizontale Strömung nach SO vor. Der hydraulische Gradient beträgt ca. 0,03 % - 0,04 %. Es existiert eine gewisse Zonierung der K_f -Werte. Die abgeleitete teufengemittelte Abstandsgeschwindigkeit beträgt ca. 10 cm/d.

Im GWL 500 herrscht ebenfalls eine im wesentlichen horizontale Strömung nach SO vor. Der hydraulische Gradient beträgt ca. 0,1 %. Die K_f -Werte sind erheblich kleiner als im Quartär. Das hydraulische Potential liegt ca. 20 cm unter dem des Quartär, womit bei genügend großem K_f -Wert des Braunkohleflözes Wasserströmungen vom Quartär über die Kohle ins Tertiär einschließlich des damit verbundenen advektiven Stofftransports möglich sind.

Die hydraulischen Verhältnisse im Braunkohleflöz sind noch weitgehend ungeklärt, da die Einzelmessungen der K_f -Werte zu stark voneinander abweichen. Entsprechend dem Hauptanstrom aus NW sind bei primärem advektiven Transport nur Schadstoffanreicherungen westlich der Verbindungslinie der Standorte Saf Bit 14/97 und Saf Bit 2/96, die die Ostgrenze des Untersuchungsgebiets darstellt, von Interesse.

Im GWL 110 schwanken die Schadstoffkonzentrationen der Wasserproben von Meßstelle zu Meßstelle relativ stark. Als Maximalwerte wurden für chlorierte Kohlenwasserstoffe bisher festgestellt: trans-1,2-Dichlorethen 0,17 mg/l, cis-1,2-Dichlorethen 0,28 mg/l, Trichlorethen 0,46 mg/l, Benzen 0,18 mg/l, Chlorbenzen 28 mg/l, 1,4-Dichlorbenzen 1,0 mg/l, 1,2-Dichlorbenzen 0,18 mg/l.

Nur die Bohrung Saf Bit 2/96 führt im Untersuchungsgebiet bis in den GWL 500. Trotz der erwähnten Einwände sollen die dort ermittelten Maximalwerte erwähnt werden: trans-1,2-DCE 4,7 mg/l, cis-1,2-DCE 7,5 mg/l, Trichlorethen 10,9 mg/l, Benzen 0,22 mg/l, Chlorbenzen 0,16 mg/l.

Der Vergleich zeigt, daß die Konzentrationen der chlorierten Ethene im Tertiär höher sind als im Quartär, während die Verhältnisse der Chlorbenzene sich gerade entgegengesetzt verhalten. Analysen von teufenrichtigen Grundwasserproben, die mit Hilfe des Multilevel-Packersystems [6] gewonnen wurden, haben gezeigt, daß die Konzentrationen im Quartär in der Nähe der Schichtgrenze zur Kohle eine Schichtung aufweisen.

Ebenso gibt es im Kohleflöz Konzentrationsgradienten der chlorierten Kohlenwasserstoffe. Für die Aromaten und das Trichlorethen liegen die Peaks nahe der Schichtgrenze zum Quartär. Die Hauptpeaks der Dichlorethene sind im Innern des Kohleflözes zu finden. Folgende maximale Feststoffkonzentrationen wurden festgestellt (außer bei Saf Bit 2/96, 13/97, 14/97): trans-1,2-DCE 28,3 mg/kg, cis-1,2-DCE 82,8 mg/kg, Trichlorethen 153

mg/kg, Benzen 7,6 mg/kg, Chlorbenzen 74,4 mg/kg, 1,4-DCB 16,5 mg/kg, 1,2-DCB 13,6 mg/kg.

Modellszenario

Anhand der Voruntersuchungen wäre es denkbar, daß sich im Untersuchungsgebiet folgender Prozeß abgespielt hat. In der Vergangenheit sind aus den Schadstoffpools des westlich vom Untersuchungsgebiet gelegenen Chemiebetriebes höhere Konzentrationen chlorierter Kohlenwasserstoffe in die quartären und tertiären GWL gelangt und haben sich entsprechend der Grundwasserfließrichtung nach SO ausgebreitet. Wegen des möglichen vertikalen Flusses des Grundwassers in die Kohle und ins Tertiär sind diese Schadstoffe (oder Abbauprodukte, die sich während des Transports gebildet haben) in die Kohle eingedrungen. Die Schadstofffront der Stoffe mit kleineren Retardationsfaktoren (z.B. Dichlorethene) dringt schneller in die Kohle ein als die der Stoffe mit den größeren Retardationsfaktoren (Trichlorethene, Benzenderivate). Das äußert sich u.a. darin, daß die gefundenen Hauptpeaks entsprechend gegeneinander verschoben und weiter von der Kohlegrenze entfernte Peaks erheblich kleiner (Nebenpeaks) sind.

Die Ausbildung eines Peaks ist dabei entweder dadurch denkbar, daß ein bereits im GWL 110 in der Vergangenheit vorhandener Konzentrationspeak (ein besonderes Ereignis in der Vergangenheit) hauptsächlich advektiv in die Kohle transportiert wurde oder daß chemische Prozesse in Nähe der Kohleoberfläche die eingedrungene Schadstofffront bereits abgebaut haben.

Unabhängig davon, ob das hier diskutierte Szenario stimmt, ist es jedoch möglich, daß diese Vorgänge sich in Zukunft in umgekehrter Richtung abspielen: durch veränderte hydraulische Bedingungen, aber auch durch Diffusion oder Dispersion wandern die in der Kohle vorhandenen Schadstoffe wieder ins Quartär und stellen dort eine Grundwassergefährdung dar.

Die folgenden Modelluntersuchungen beschäftigen sich mit diesem Problem.

Modellierung

Die Modellierung des Massentransports einer Konzentration $C_i^{(l)}$ der Komponente i in der flüssigen Phase (l) als Funktion von Advektion, Diffusion, Absorption (Adsorption), chemischer Reaktion und Quellen erfolgt in der 3-D-Formulierung ($i, j = 1, 2, 3$) [4] durch Gl. (1)

$$R_i \frac{\partial C_i^{(l)}}{\partial t} + \varepsilon v_j \frac{\partial C_i^{(l)}}{\partial x_j} - \frac{\partial}{\partial x_j} \left(D_{ijk} \frac{\partial C_i^{(l)}}{\partial z_k} \right) + R_i \vartheta_i C_i^{(l)} = Q_i \quad (1)$$

mit

$R_i = \varepsilon + (1-\varepsilon) \kappa_i$	Retardationsfaktor,
ε	Porosität,
κ_i	Gleichgewichtsverteilungskoeffizient,
$D_{ijk} = \varepsilon(D_{di} + \beta_{Ti} v)\delta_{ii} + (\beta_{Li} + \beta_{Ti})\varepsilon v_j v_k / v $	Dispersionstensor,
D_{di}	Diffusionskoeffizient,
β_{Li}	longitudinale Dispersivität,
β_{Ti}	transversale Dispersivität,
ϑ_i	Abbaurrate,
Q_i	Quellterm.

Um Gl. (1) zu lösen, ist es zuvor notwendig, die Filtergeschwindigkeit v_j ($j = 1, 2, 3$) über die Feldgleichung für das hydraulische Potential und die Darcy-Gleichung zu berechnen. Das Hauptproblem bei der Lösung von Gl.(1) sind die unbekannt Randbedingungen für den Fluß und den Massentransport. Wenn man die vorliegende Situation analysiert, ist die zweidimensionale vertikal-ebene Modellierung ein geeignetes Modell, um Adsorptions- und Desorptionsprozesse in der Braunkohle sowie ihren Einfluß auf die Zusammensetzung des Wassers im Quartär zu studieren. Die Modellierung wurde mit dem Grundwasser-Simulations-Programm FEFLOW durchgeführt.

Geometrie

Im folgenden wird die vereinfachte Geometrie von Abb. 1 genutzt. Sie kann relativ schnell für Spezialstudien modifiziert werden, wenn mehr geologische Details bekannt sind. Die Modellebene ist die vertikale x-y-Ebene längs einer Stromlinie im (oberen) Quartär. Das Modellgebiet ist rechteckig mit den horizontalen Begrenzungen $0 \text{ m} \leq x \leq 30 \text{ m}$ und den vertikalen $-17 \text{ m} \leq z \leq 13 \text{ m}$.

Entsprechend der geologischen Situation in der Nähe der Bohrung Saf Bit 6/97 ist das Modellgebiet in 3 parallele wassergesättigte Schichten mit unterschiedlichen Materialdaten gegliedert

- Schicht 1: Quartärer Grundwasserleiter GWL 110, $0 \leq z < 13 \text{ m}$,
- Schicht 2: Braunkohle, $-6 \text{ m} \leq z \leq 0 \text{ m}$,
- Schicht 3: Tertiärer Grundwasserleiter GWL 500, $-17 \text{ m} < z \leq -6 \text{ m}$.

Für die Modellierung ist die schattierte Fläche von Abb. 1 in ein quadratisches Netz unterteilt worden. In der einfachsten Modellversion haben die finiten Elemente die Abmessung $0,5 \text{ m} \times 0,5 \text{ m}$.

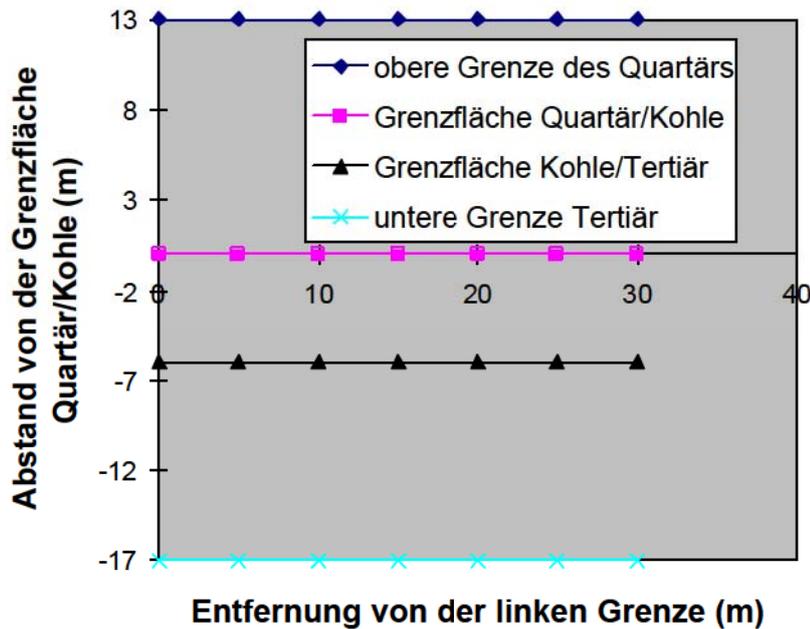


Abb. 1: Geometrie des Modellgebiets

Materialdaten, Rand- und Anfangsbedingungen

Da cis-DCE diejenige Schadstoffkomponente von den von uns vermessenen chemischen Verbindungen ist, die die beste Wasserlöslichkeit aufweist und außerdem nur schwach von der Kohle adsorbiert wird, repräsentiert das Verhalten von cis-DCE in der Kohle für die Verunreinigung des Grundwassers gewissermaßen den ungünstigsten Fall. Die verwendeten Materialdaten sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Materialdaten, die für die Modellrechnungen verwendet wurden.

Schicht	Fluß	Transport					
	hydraulische Leitfähigkeit K_f [10^{-4} m/s]	longitudinale Dispersivität β_L [m]	transversale Dispersivität β_T [m]	molekulare Diffusion D_0 [10^{-9} m ² /s]	Adsorption κ [-]	Reaktion λ [10^{-5} s ⁻¹]	Porosität ε [-]
Quartär	20,0	5	0,5	1	0	0	0,3
Braun- kohle	0,01	0,5	0,05	1	10,0	0	0,3
Tertiär	0,2	5	0,5	1	0	0	0,3

Gemäß den Meßwerten der Vorstudien wurden als Randbedingungen 1. Art für einen stationären Fluß in Südost-Richtung folgende Annahmen bzgl. des hydraulischen Potentials gemacht.

Quartär: linker Rand ($x = 0$) $h = 75,00$ m, rechter Rand ($x = 30$ m), $h = 74,99$ m,

Tertiär: linker Rand $h = 74,80$ m, rechter Rand $h = 74,79$ m.

Folgende Randbedingungen 1. Art für den Transport wurden verwendet.

Quartär: $C = 0,12$ mg/l am linken Rand ($x = 0$ m, $0,5$ m $\leq z \leq 13,0$ m),

$C = 7,0$ mg/l am rechten Rand ($x = 0$ m, -17 m $\leq z \leq -6,5$ m).

Ziel der Modellierung ist das Studium des instationären Transports einer zum gegenwärtigen Zeitpunkt vorgegebenen Konzentrationsverteilung in der Kohleschicht. Dabei ist insbesondere die Entwicklung der Konzentration nahe der Grenzschicht Quartär/Kohle interessant. Um den Einfluß der cis-DCE-Verteilung in der Kohle zu ermitteln, wurde eine Konzentrationsverteilung entsprechend den Messungen in Saf Bit 6/97 (berechnet aus den Feststoffkonzentrationen dividiert durch den Verteilungskoeffizient) mit folgenden Konzentrationen C (im Wasser) an den Knotenpunkten des Kohleflözes für alle x vorgegeben:

z [m]	0,0	-0,5	-1,0	-1,5	-2,0	-2,5	-3,0	-3,5	-4,0	-4,5	-5,0	-5,5	-6,0
C [mg/l]	0,6	1,4	2,2	2,6	3,8	8,0	8,6	8,6	6,4	5,5	6,6	6,6	7,0

Korrespondierend zu den Randbedingungen wurden als Anfangsbedingungen 0,12 mg/l im Quartär und 7,0 mg/l im Tertiär angenommen. Abb. 2 zeigt die Konzentrationsverteilung am Beginn der zu untersuchenden Desorption der Kohleschicht.

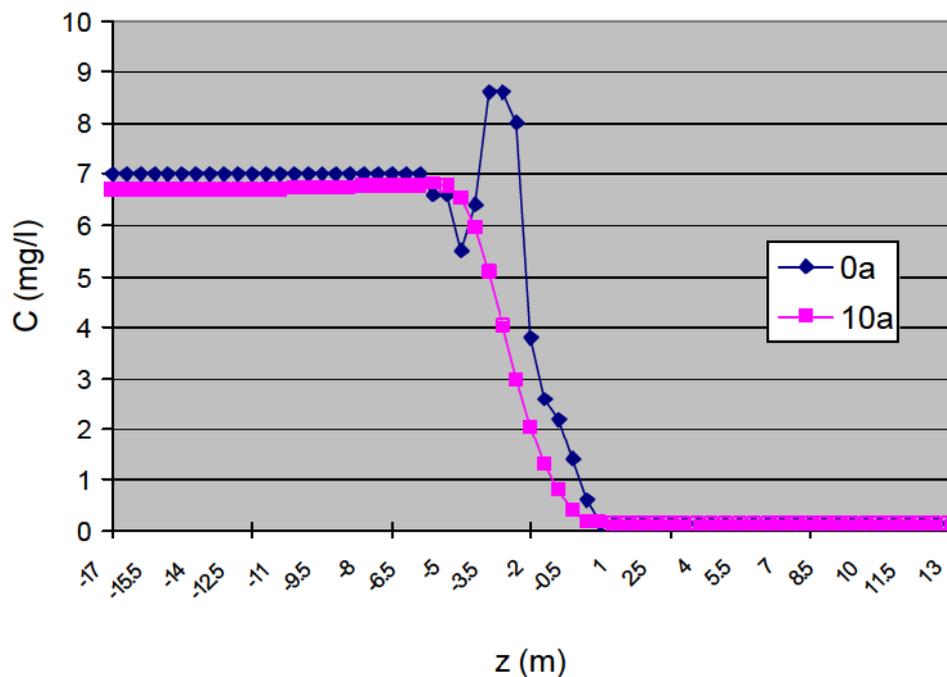


Abb. 2: Anfangskonzentration von c-DCE im vollständigen Modellbereich und Konzentrationsverteilung nach 3650d (10a) im Vertikalschnitt $x = 25$ m

Ergebnisse der Modellierung

Als ein Ergebnis der Berechnung mit den diskutierten Eingangsparametern ist in Abb. 2 die Konzentrationsverteilung am Ort $x = 25$ m 10 Jahre (3650 d) nach Beginn der Desorption dargestellt. Der Konzentrationspeak in der Kohle hat sich danach durch vertikale Advektion in größere Tiefen verlagert, weil das hydraulische Potential im Tertiär niedriger ist.

Infolge Diffusion kann (trotz des Flusses vom Quartär durch die Kohle ins Tertiär) das Quartär durch die Schadstoffe der Kohle verunreinigt werden. In Abb. 3 ist die Konzentration in der Zone über der Grenzfläche Kohle/Quartär ($z \geq 0$) für verschiedene vertikale Schnitte nach 10 Jahren dargestellt. Es ist zu sehen, daß die Konzentrationsverteilung im Quartär im wesentlichen durch die starke Advektion im Quartär in Ostrichtung (wachsendes x) und Diffusion aus der Kohle begründet ist. Die Bereiche nahe der Grenzfläche ($z = 0$) haben die höchsten Konzentrationen. Einige Meter über der Grenzfläche ist die Konzentration praktisch durch die Desorption unbeeinflusst.

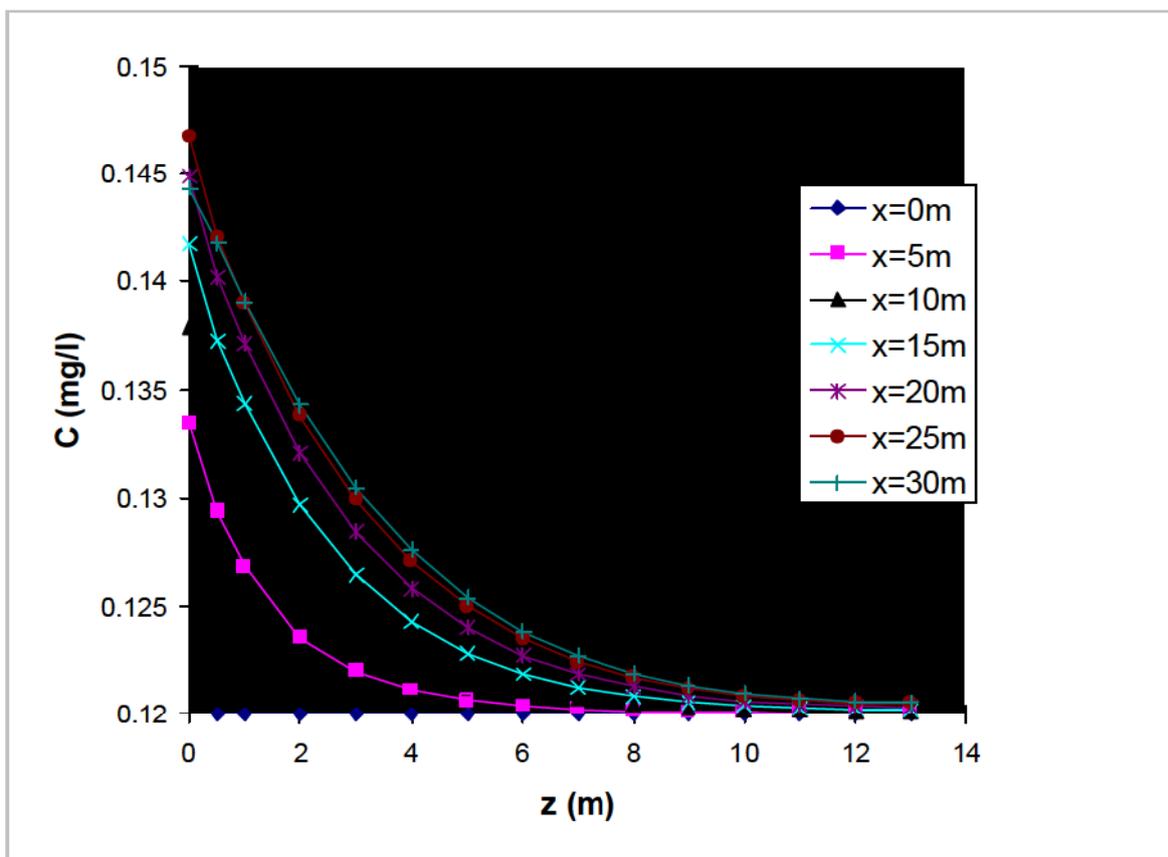


Abb. 3: Vertikale Konzentrationsverteilung von c-DCE oberhalb der Grenzfläche Kohle/Quartär ($z = 0$ m) nach 3650 d in verschiedenen Vertikalschnitten zwischen $x = 0$ m und $x = 30$ m

Die Entwicklung der Verunreinigung im Verlauf von 10 Jahren in verschiedenen Teufen bei $x = 25$ m ist in Abbildung 4 halblogarithmisch dargestellt. Die höchsten Konzentrationen

werden in den kohlenen Schichten bei $x = 25$ m ca. 2 Monate nach Beginn der Desorption verzeichnet. Bei den oberen Schichten stellt sich das Maximum geringfügig später ein. Die 2 Monate entsprechen der Zeit, die benötigt wird, damit sich infolge der angenommenen hydraulischen Situation (Wasserfluß im Quartär im wesentlichen in Ostrichtung) die auf der linken Begrenzung ($x = 0$ m) angenommene Randbedingung für die Konzentration bei $x = 25$ m bemerkbar macht. Nach dieser Zeit wird die vorübergehend durch die Diffusion aus der Kohle angestiegene Konzentration im Quartär durch Zumischung mit dem schwach kontaminierten Wasser des linken Randes wieder abgebaut. Der Maximalwert der Konzentrationen im Quartär oberhalb von $z = 0,5$ m beträgt im Verlauf von 10 Jahren nach Beginn der Desorption $0,39$ mg/l.

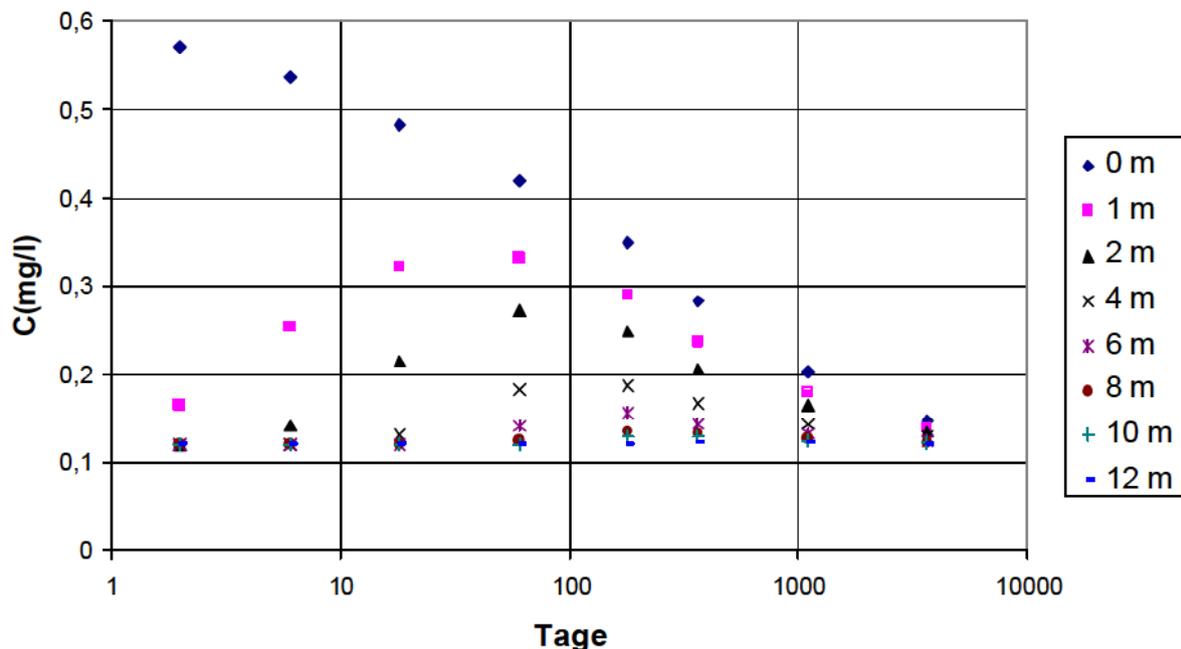


Abb. 4: Durchbruchkurven von DCE in verschiedenen Schichten des Quartär im Schnitt $x = 25$ m

Im Hinblick auf mögliche Sanierungsmaßnahmen besteht die Aufgabe darin, abzuschätzen, welche Situationen zu einer weiteren Vergrößerung der Konzentration im Quartär führen können. Je nach Parameterkombination und geometrischer Modifikation ist an den verschiedenen Orten des Quartär mit Konzentrationsdurchbruchkurven analog Abb. 4 zu rechnen, von denen jeweils die Maximalhöhen von besonderem Interesse sind. Anhand veränderter realistischer Parameter und anderer Modifikationen gegenüber dem diskutierten Grundmodell wurden diese Einflüsse durch Modellrechnung abgeschätzt.

Im folgenden wird diskutiert, welchen Einfluß jeweils ein Einflußfaktor auf die Berechnung der Konzentration gegenüber dem Grundmodell im Quartärbereich $0 \leq z \leq 13$ m ausübt.

1. Die Verringerung der vertikalen Translationsgeschwindigkeit durch die Kohle auf $v = 0$ bewirkt kurzfristig in den unteren Quartärschichten eine geringe Konzentrationserhöhung ($C_{\text{Max}} = 0,4 \text{ mg/l}$ nach ca. 30 d).
2. Die gleichzeitige Erhöhung des Diffusionskoeffizienten in der Kohle um das 100-fache führt zu einer weiteren Konzentrationserhöhung ($C_{\text{Max}} = 0,69 \text{ mg/l}$ nach ca. 10 a).
3. Die vollständige Umkehr der vertikalen Strömungsrichtung in der Kohle (d.h. Fluß vom Tertiär durch die Kohle ins Quartär) bewirkt die stärkste Konzentrationserhöhung ($C_{\text{Max}} = 1,37 \text{ mg/l}$ nach ca. 10 a).
4. Die Verringerung des horizontalen Flusses im Quartär auf $v = 0$ verhindert auch einen Transport infolge Dispersion. Die rein diffusiven Vorgänge in der Kohle und im Quartär führen gegenüber dem Grundmodell innerhalb von 5 a langfristig nur zu sehr geringen Konzentrationserhöhungen in den unteren Quartärschichten (das Maximum des Grundmodells wird nicht erreicht)
5. Die denkbaren Abbaureaktionen von TCE zu DCE in der Kohle und im Quartär führen zu keinen wesentlichen Konzentrationserhöhungen im Quartär, da die gemessenen TCE-Konzentrationen maximal in der Größenordnung der DCE-Konzentrationen liegen.

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. Die Kontaminationsgefahr wird größer

- je größer die aufwärts gerichtete vertikale Geschwindigkeit durch das Kohleflöz ist,
- je geringer der Adsorptionskoeffizient ist,
- je näher das Konzentrationsmaximum des Sediments an der Quartärgrenze liegt,
- je höher das Konzentrationsmaximum im Sediment ist,
- je größer die Diffusionskoeffizienten in der flüssigen Phase sind und
- je größer die Dispersivitäten sind.

Sollte die Umkehr der Vertikalgeschwindigkeit des Wassers durch das Kohleflöz infolge hydrogeologischer Änderungen in der Umgebung (z.B. Flutung des Tagebaurestloches Goitzsche) tatsächlich eintreten, so steigen im Quartär vor allem die Konzentrationen der bisher dort schwach vertretenen Chlorethene, während die Chlorbenzene, die bereits jetzt im Quartär stark vertreten sind, sich nur unwesentlich ändern werden. Die Ergebnisse der Modellrechnungen lassen sich dahingehend zusammenfassen, daß trotz des in der Kohle gespeicherten erheblichen Schadstoffpotentials eine wesentlich schlechtere Qualität des Grundwassers im Quartär als Ergebnis der Wechselwirkung mit dem Kohleflöz nicht zu erwarten ist.

Literatur

- [1] DERMETZEL, J. & CHRISTOPH, G. (1997): Untersuchungen zur Wechselwirkung Braunkohle/Grundwasser.- In: WEIß, H., TEUTSCH, G. & DAUS, B. (Hrsg.): Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA) - Bericht zur Machbarkeitsstudie für den Modellstandort Bitterfeld, UFZ-Bericht 27/1997, ISSN 0948-9452, Januar 1998, Leipzig, 99.
- [2] POPP, P. & MÖDER, M. (1997): Organische Analytik.- In: WEIß, H., TEUTSCH, G. & DAUS, B. (Hrsg.): Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA) - Bericht zur Machbarkeitsstudie für den Modellstandort Bitterfeld, UFZ-Bericht 27/1997, ISSN 0948-9452, Januar 1998, Leipzig, 73.
- [3] DERMETZEL, J., CHRISTOPH, G. AND KRAUß, G. (1998): The impact of a contaminated lignite seam on groundwater quality in the Bitterfeld region.- in: Groundwater Quality, Remediation and Protection, IAHS publication no. 250, 0 - 62
- [4] DIERSCH, H.-J. (1998): FEFLOW, Reference Manual, Wasy-GmbH, Berlin.
- [5] RUSKE, R., HÜBNER, J., BÖHME, O. & FALKE, P. (1997): Ergebnisse der geologisch-hydrogeologisch-geotechnischen Standorterkundung.- in: WEIß, H., TEUTSCH, G. & DAUS, B. (Hrsg.): Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA) - Bericht zur Machbarkeitsstudie für den Modellstandort Bitterfeld, UFZ-Bericht 27/1997, ISSN 0948-9452, Januar 1998, Leipzig, 99.
- [6] PTAK, T., TEUTSCH, G. AND KÜRNER, W. (1998): Ausbau von Grundwassermeßstellen für Multilevel-Grundwasserprobenahme und Flowmetermessungen.- In: WEIß, H., TEUTSCH, G. & DAUS, B. (Hrsg.): Sanierungsforschung in regional kontaminierten Aquiferen (SAFIRA) - Bericht zur Machbarkeitsstudie für den Modellstandort Bitterfeld, UFZ-Bericht 27/1997, ISSN 0948-9452, Januar 1998, Leipzig, 34-40



2. Statusbericht

Modellstandort, Mobile Testeinheit, Pilotanlage

Holger Weiß¹⁾, Birgit Daus¹⁾, Georg Teutsch²⁾

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

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