

Modellbasierte Sickerwasserprognose für die Verwertung von Recycling-Baustoff in technischen Bauwerken

Christof Beyer · Wilfried Konrad · Hermann Rügner · Sebastian Bauer · Park Chan Hee · Rudolf Liedl · Peter Grathwohl

Eingang des Beitrages: 15. 1. 2007/Eingang des überarbeiteten Beitrages: 5. 3. 2007/Online veröffentlicht: 13. 4. 2007

Kurzfassung In dieser Studie wird die in der BBodSchV rechtlich etablierte Sickerwasserprognose in Bezug auf die Beurteilung der von Recycling-Baustoff-Verwertungen im Straßenbau ausgehenden Schadstoffeinträge ins Grundwasser weiterentwickelt. Anhand numerischer reaktiver Stofftransportsimulationen für drei praxisrelevante Verwertungsszenarien (Parkplatz, Lärmschutzwall, Straßendamm) sowie eine Auswahl regionaltypischer Unterbodeneinheiten Deutschlands werden zeitliche Konzentrationsverläufe verschiedener Stoffklassen an der Grundwasseroberfläche berechnet. Der Durchbruchzeitpunkt konservativer Tracer wird allein von den hydraulischen Eigenschaften der Unterböden gesteuert, für organische Schadstoffe sind vor allem deren K_{OC} -Werte und die C_{org} -Gehalte der Unterböden ausschlaggebend. Signifikante dispersive Konzentrationsverminderungen ergeben sich nur bei deutlicher Abnahme der Quellstärke vor dem Durchbruch der Konzentrationspeaks. Bei lang anhaltend hohen Quellkonzentrationen relativ zur Transportzeit bleiben die Konzentrationsdurchbrüche unvermindert. Biologischer Schadstoffabbau führt zu deutlich reduzierten Durchbruchkonzentrationen. Für die Szenarien

Lärmschutzwall und Straßendamm werden Kapillarsperreneffekte beobachtet, die zu einem teilweisen Umfließen der Schadstoffquelle führen. Bei Berücksichtigung des am Recyclingmaterial vorbeiströmenden Sickerwassers durch Konzentrationsmittelung über die gesamte Bauwerksbreite ergeben sich Konzentrationsminderungen um 30–40%.

Model based prognosis of contaminant leaching for reuse of demolition waste in construction projects

Abstract In this study, groundwater contamination from recycled demolition waste in road constructions is assessed using predictions of leachate concentrations. Numerical transport simulations are performed for three scenarios (a parking lot, a noise protection barrier, and road), and using a number of characteristic subsoils of Germany, to estimate the breakthrough of different contaminant classes at the groundwater table. Conservative tracer breakthrough times (BTT) primarily depend on subsoil hydraulic properties, for organic pollutants K_{OC} and subsoil OC are the controlling parameters. Significant concentration reductions from dispersion only occur when source concentrations decrease prior to contaminant breakthrough. If source concentrations remain high for long periods relative to peak BTT, concentration breakthrough is undamped. Accounting for biodegradation reduces breakthrough concentrations significantly. For the “noise protection barrier” and “road” scenarios, capillary barrier effects cause the seepage water to partially bypass the recycling material. Accounting for this bypass flow and spatial averaging across the constructions reduces concentrations by about 30–40%.

Dipl.-Geoökol. C. Beyer, Dr. W. Konrad, Dr. Park C.H., Dr. S. Bauer,
Prof. Dr. P. Grathwohl
Eberhard-Karls-Universität Tübingen
Zentrum für Angewandte Geowissenschaften (ZAG)
Sigwartstraße 10, 72076 Tübingen
E-Mail: christof.beyer@uni-tuebingen.de

Dr. H. Rügner
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ)
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

Prof. Dr. R. Liedl
TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft
01062 Dresden

Keywords ground water risk assessment · reuse · demolition waste · type-scenarios · road construction · modeling

Einleitung und Zielsetzung

In Deutschland fallen jährlich etwa 250 Mio. t mineralischer Abfälle an, die in erheblichem Umfang im Erd-, Straßen- und Verkehrsflächenbau verwertet werden. Recycling-Baustoffe und Rückstände aus der industriellen Produktion (z. B. Hochofenschlacken) oder aus der Abfallbehandlung (z. B. Hausmüllverbrennungsrückstände) finden unter anderem in Trag- und Frostschutzschichten beim Straßenbau, zum Bau von Lärmschutzwällen oder als Verfüllmaterial zunehmende Verwendung (Krass et al. 2004a, 2004b). Die Verwertung von Recycling-Baustoffen (RCB) in technischen Bauwerken wird in Deutschland in Übereinstimmung mit der diesbezüglichen Politik der Europäischen Union gegenüber einer Deponierung prinzipiell vorgezogen (KrW-/AbfG 1994). Aufgrund der häufig vorliegenden Belastung von RCB durch organische und anorganische Schadstoffe (z. B. PAK, Salze, Schwermetalle) muss bei der Verwertung in technischen Bauwerken jedoch berücksichtigt werden, dass Inhaltsstoffe durch das Sickerwasser ausgewaschen werden und das Grund- und Oberflächenwasser belasten können. Aus diesem Grund ist eine Bewertung von Verwertungsmaßnahmen hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen notwendig. Das Schadstoffaustragsverhalten technischer Bauwerke ist deshalb ein sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene aktuelles und intensiv bearbeitetes Forschungsgebiet. So führten Hjelmar et al. (2007) großskalige Feldstudien an einem Straßenabschnitt in Dänemark durch und beobachteten ein zeitliches Abklingen der Schadstoffquellstärke, welches bei der Umweltwirkungsprognose berücksichtigt werden sollte. Für einige Schadstoffe ergäben sich so weniger konservative Prognosen, die weniger restriktive Grenzwerte erlauben würden, ohne den Schutz des Grundwassers zu gefährden (Hjelmar et al. 2007). Die Autoren wiesen zudem das Auftreten von Kapillarsperren in Straßendämmen nach, die zu einem Umfließen des Verwertungsmaterials und somit zu reduzierten Wasserflüssen durch die Schadstoffquelle führten. Kapillarsperreneffekte wurden auch von Hansson et al. (2006) bei numerischen Simulationen der Wasserströmung in Straßendämmen beobachtet. Susset (2007) führte Freilandlysimeteruntersuchungen mit RCB über Löss- und geringsorptiven Sandbodenmonolithen durch und stellte einen Rückhalt von PAK über bisher 4 Jahre fest, wobei die Wasserdurchsatzraten übertragen auf Feldbedingungen mehreren Jahrzehnten entsprechen. Sulfatkonzentrationen an der Unterkante des RCB gingen im Beobachtungszeitraum kaum zurück und brachen in voller Höhe durch. Für Chlorid hingegen konnte eine dispersive Verdünnung der Maximalkonzentration beobachtet werden, da die „Lebensdauer“ der Chloridquelle deutlich kleiner als die Transportzeit durch die Lydimeter war. In umfangreichen Säulenexperimenten mit RCB über Böden unter feldnahen Bedingungen zeigten Stieber et al. (2006), dass organische

Kontaminanten wie PAK in der ungesättigten Zone effektiv durch mikrobiellen Abbau eliminierbar sind, sofern die dafür physiologisch notwendigen Milieubedingungen nicht durch das Sickerwasser nachteilig verändert werden.

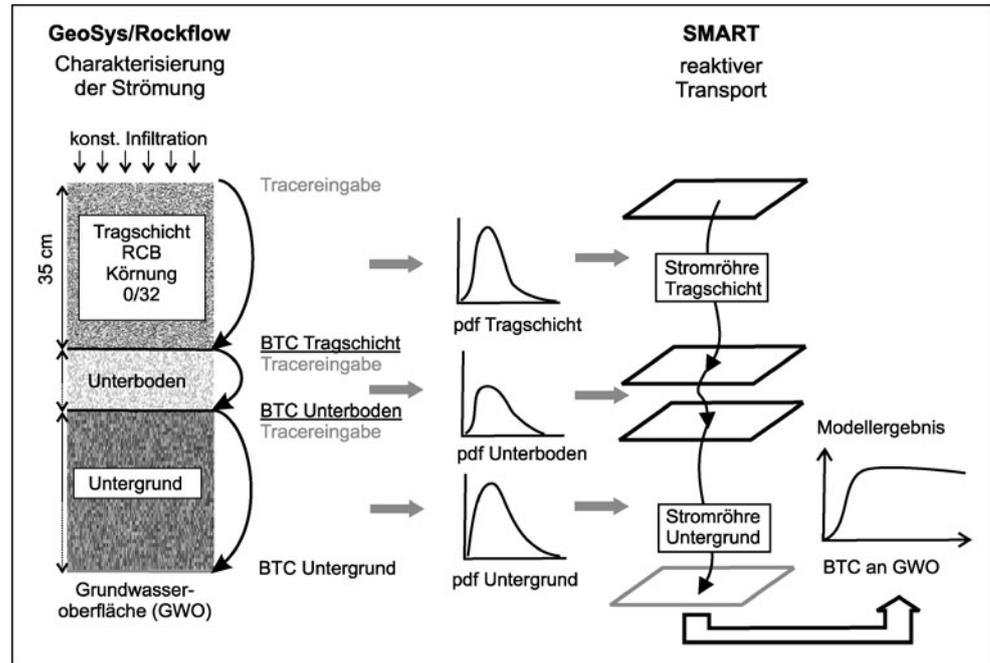
Die Vielzahl der zu berücksichtigenden hydraulischen, geochemischen und mikrobiologischen Prozesse sowie die Komplexität ihrer Interaktionen macht deutlich, dass die Anwendung von prozessbasierten Modellen bei der Bewertung von umweltoffen verwerteten Recyclingmaterialien große Vorteile bietet. Vor diesem Hintergrund untersucht diese Arbeit in Anlehnung an die Methodik der Sickerwasserprognose nach BBodSchV (1999) anhand numerischer reaktiver Stofftransportsimulationen, welche Schadstoffeinträge von im Straßenbau eingesetztem RCB über die ungesättigte Zone ins Grundwasser unter Berücksichtigung möglicher zeitabhängiger Festlegungs- und Abbauprozesse (Sorption, Intrapartikeldiffusion, Bioabbau) erfolgen können. Dazu wird hier erstmals eine Kopplung des Stromröhrenmodells SMART (Finkel 1998, Finkel et al. 1998) mit dem Finite-Elemente-Modell GeoSys/Rockflow (Kolditz & Bauer 2004, Kolditz et al. 2006) eingesetzt. Die Kombination verschiedener repräsentativer Verwertungsszenarien (Parkplatz, Lärmschutzwall, Straßendamm), RCB-typischer Schadstoffklassen und regionaltypischer Unterböden führt zu einem umfangreichen Satz von Typ-Szenarien-Simulationen, deren Ergebnisse es erlauben,

- den aus den Verwertungsszenarien zu erwartenden charakteristischen zeitlichen Verlauf der Schadstoffeinträge in Boden und Grundwasser darzustellen,
- die während des Transports für Schadstoffrückhalt und Konzentrationsminderung relevanten Prozesse zu identifizieren,
- Einflüsse der Unterbodeneigenschaften hinsichtlich des Filter- und Puffervermögens herauszustellen und
- das Potenzial der modellbasierten Sickerwasserprognose praxisnah zu demonstrieren.

Modellkonzept

Die Berechnung der Schadstoffeinträge aus dem RCB über die ungesättigte Zone ins Grundwasser wird in dieser Studie erstmalig mithilfe einer Kopplung zwischen dem Finite-Elemente-Modell GeoSys/Rockflow und dem stochastischen Stromröhrenmodell SMART durchgeführt. Die Simulationenaufgabe wird hier in die zwei Teilprobleme *Hydraulik/Strömung* und *reaktiver Transport* zerlegt. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, um die Auswirkung der räumlich variablen Sickerwasserströmung in den Verwertungsszenarien auf den Schadstofftransport berücksichtigen sowie physikalisch realistische Schadstofffreisetzungsprozesse in der Quelle und die durch Intrapartikeldiffusion zeitabhängige Sorption beim Transport quantifizieren zu können.

Abb. 1 Veranschaulichung des Modellkonzepts anhand des Parkplatzszenarios: Simulation der Tracerdurchbruchskurven zur Ableitung von Laufzeitverteilungen (pdf) der einzelnen Modellschichten mit GeoSys/Rockflow; reaktive Transportsimulationen mit SMART (BTC = Durchbruchskurve); Kopplung beider Modelle durch die pdf.



Die Kopplung zwischen der Strömungssimulation mit GeoSys/Rockflow und der reaktiven Transportsimulation mit SMART erfolgt über Verteilungsfunktionen (pdf, „probability density function“) der Verweilzeiten des Sickerwassers, welche die Einflüsse der hydraulischen Heterogenität auf das Strömungsfeld beschreiben (vgl. Utermann et al. 1990, Bold 2004). Die pdf sind Modellergebnis der Strömungssimulation und werden von SMART als Modelleingabe benötigt, um in der reaktiven Transportsimulation Massendurchbruchskurven an einer unterstromigen Kontrollebene (hier die Grundwasseroberfläche) zu berechnen. Da das SMART-Konzept zwar Transportsimulationen in heterogen zusammengesetzten Materialien erlaubt (Lithokomponenten-Ansatz nach Kleineidam et al. 1999a), entlang der Stromröhre jedoch eine homogene Materialverteilung vorausgesetzt wird, muss für jede Material- bzw. Modellschicht der aus mehreren Baumaterialien und Unterbodenhorizonten bestehenden Typ-Szenarien eine separate SMART-Simulation gerechnet werden. Das Modell ist somit als eine Reihe von hintereinander geschalteten 1D-Stromröhren konzipiert (siehe Abb. 1). Die modellierte Massendurchbruchskurve an der unterstromigen Kontrollebene jeder Stromröhre repräsentiert jeweils die oberstromige zeitabhängige Konzentrationsrandbedingung der nachfolgenden Stromröhre bzw. im Fall der untersten Modellschicht den Schadstoffeintrag ins Grundwasser. Dementsprechend muss für jede Modellschicht eine eigene pdf abgeleitet werden. Aus Gründen der Modellvereinfachung werden die einzelnen pdf als unabhängig voneinander betrachtet (vgl. Vanderborght et al. 2007). Zur Ableitung der pdf wird in GeoSys/Rockflow für jede einzelne Materialschicht an der Schichtobergrenze ein

konservativer Tracer mit konstanter Konzentration C_0 in das Strömungsfeld eingegeben und dessen Durchbruch $C(t)$ an der Schichtuntergrenze zeitlich registriert (siehe Abb. 1). Die pdf der Modellschicht ergibt sich als Ableitung der Durchbruchskurve dC/dt aufgetragen über die Zeit t .

Die Kopplung beider Simulationsmodelle wurde als sogenannte *lose Kopplung* realisiert, d.h. die Quellcodes wurden nicht kombiniert, sondern kommunizieren über Batch-Aufrufe und automatisch generierte Eingabe-/Ausgabedateien während bzw. nach der Programmausführung. Diese Art der Einbindung hat im Hinblick auf die Anzahl der Simulationsläufe den Vorteil, dass pro Kombination aus Verwertungsmaßnahme und Unterbodentyp nur eine Simulation des Strömungsfeldes zur Bestimmung aller pdf notwendig ist und diese jeweils für die darauf folgenden Transportsimulationen der einzelnen Schadstoffklassen mit SMART verwendet werden können.

Numerische Simulation der Strömung und des reaktiven Transports

Die Simulation der ungesättigten Strömung mit GeoSys/Rockflow zur Ableitung der pdf erfolgt auf Grundlage der Richards-Gleichung, zu deren Lösung das Van-Genuchten-Mualem-Modell (van Genuchten 1980, Mualem 1976) verwendet wird (Du et al. 2005). Auf eine umfassende Ausführung der allgemein bekannten Modellgleichung wird hier und im Folgenden verzichtet, eine ausführliche Erläuterung der verwendeten mathematischen Modelle ist in Grathwohl et al. (2006) zu finden. Die Berechnung der Tracerbewegung im ungesättigten Strömungsfeld zur Ableitung der pdf er-

folgt auf Grundlage der Konvektions-Dispersionsgleichung. Die Beschreibung des reaktiven Transports mit SMART erfolgt dagegen wie oben beschrieben nicht entlang von Raumkoordinaten sondern in Abhängigkeit der Verweilzeit entlang einer Stromröhre (Finkel 1998). Die Rückhalteprozesse beim Transport werden durch das in SMART integrierte numerische Modell BESSY (Jäger & Liedl 2000) quantifiziert. Die Berücksichtigung der den Sorptionsprozess zeitlich limitierenden Intrapartikel-Porendiffusion ist insbesondere für Böden mit hohem Kies- oder Skelettanteil notwendig (Grathwohl 1998, Rügner et al. 1997, 1999). Die Sorptionskinetik wird unter Annahme von sphärischen Partikeln durch das 2. Ficksche Gesetz in Radialkoordinaten beschrieben:

$$[1] \quad \frac{\partial C_w}{\partial t} = D_a \left[\frac{\partial^2 C_w}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial C_w}{\partial r} \right]$$

r [m] bezeichnet den radialen Abstand vom Kornmittelpunkt, C_w [kg m⁻³] die Konzentration in der wässrigen Phase der Intrapartikelporen und D_a [cm² s⁻¹] den scheinbaren Diffusionskoeffizienten, der gegenüber der Diffusion in Wasser (D_{aq}) vermindert ist:

$$[2] \quad D_a = \frac{D_{aq} \varepsilon}{(\varepsilon + K_d \rho_k) \tau_f}$$

ε [–] bezeichnet die Intrapartikelporosität, τ_f [–] den Tortuositätsfaktor, K_d [m³ kg⁻¹] den Gleichgewichts-Verteilungskoeffizienten und ρ_k [kg m⁻³] die Partikeldichte gemäß $\rho_k = (1 - \varepsilon)\rho$ mit ρ [kg m⁻³] der Mineraldichte.

Die Verteilung der Schadstoffe zwischen dem in den Intrapartikelporen gelösten und dem sorbierten Anteil wird durch eine lineare Sorptionsisotherme beschrieben, für den Schadstoffabbau im mobilen Porenwasser wird eine Kinetik erster Ordnung angenommen. Somit ergibt sich unter stationären Fließbedingungen ein insgesamt lineares mathematisches Modell für die im Sickerwasser auftretenden Konzentrationen C und eine Proportionalität zwischen C und den anfänglich aus der Schadstoffquelle eluierenden Schadstoffkonzentrationen C_0 , bzw. den anfänglich sorbierten Stoffmengen.

Parametrisierung der Typ-Szenarien

Im Rahmen dieser Studie werden drei repräsentative Verwertungsszenarien betrachtet: *Parkplatz* (PP), *Lärmschutzwall* (LSW) und *Straßendamm* (SD). Das in diesen zum Einsatz kommende Verwertungsmaterial besteht aus granularem RCB. Als Schadstoffe werden vier Modellschadstoffe verwendet, die in ihren Eigenschaften für RCB typische Schadstoffe repräsentieren: *Naphthalin* (NAP) und *Phenanthren* (PHE) als schwach bzw. mäßig sorbierende organische Schadstoffe, ein stark sorbierender für das durch-

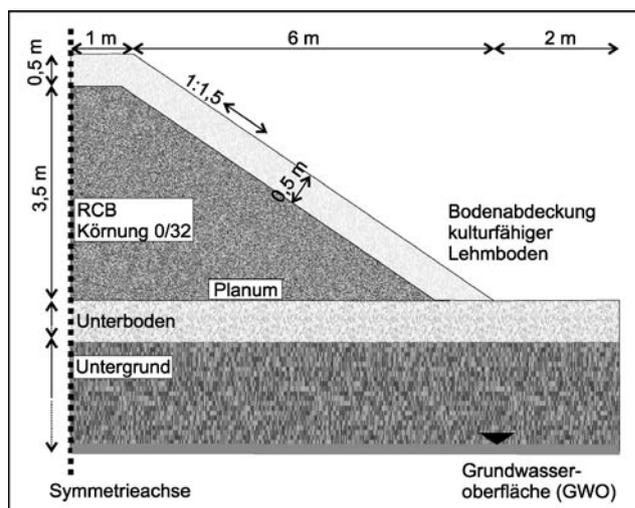


Abb. 2 Lärmschutzwall mit Wallkern aus Recycling-Baustoff (RCB).

schnittliche Verhalten der 15 EPA-PAK repräsentativer *Summenparameter* ($\Sigma 15$ EPA-PAK) sowie ein konservativer *Tracer* als Beispiel leicht löslicher Salze wie Chlorid. Für die Transportstrecken unterhalb der Quellterme werden sechs regionaltypische Unterbodeneinheiten Deutschlands berücksichtigt, um Charakteristika und Unterschiede hinsichtlich ihrer Filter- und Pufferkapazitäten herauszustellen. Die folgenden Abschnitte erläutern die Parametrisierung der Typ-Szenarien (für detailliertere Ausführungen siehe Grathwohl et al. 2006).

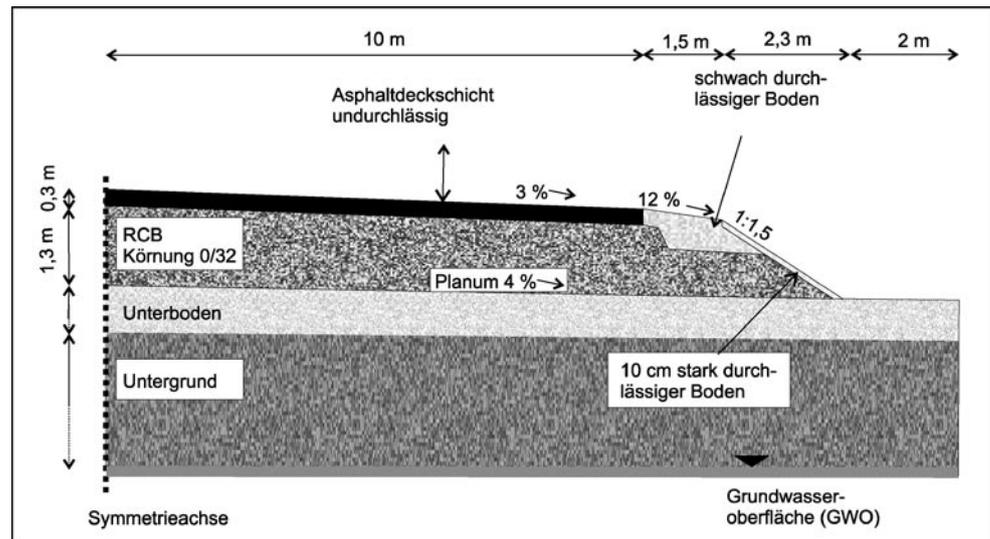
Verwertungsszenarien und -materialien

Das *PP-Szenario* wird als vertikales 1D-Modell betrachtet und orientiert sich am Querschnitt für Verkehrsflächen der Bauklasse VI mit Pflasterdecke und ungebundener Tragschicht auf einer Frostschutzschicht (FSS) nach FGSV (2001). Für Tragschicht und FSS, die im Modell als einheitliche Schicht von 0,35 m betrachtet werden, wird RCB mit einer Körnung der Sieblinie 0/32 (FGSV 2004) eingesetzt. Das Pflaster selbst wird nicht berücksichtigt, da die geforderte Versickerungsleistung von $2,7 \cdot 10^{-5}$ m s⁻¹ (FGSV 1998) deutlich über den hier angenommenen Infiltrationsraten liegt (s. u.). Abbildung 1 zeigt neben dem Modellkonzept auch den für die Modellierung vereinfachten PP-Aufbau.

Die Szenarien LSW und SD werden als 2D-Vertikalschnitte betrachtet, bei denen die Simulationen aus Symmetriegründen nur für jeweils eine Hälfte des Querschnitts durchgeführt wurden. Das *LSW-Modell* (Abb. 2) orientiert sich an einem von Mesters (1993) experimentell untersuchten LSW. Als Bodenabdeckung des Wallkerns aus RCB wird ein Lehm Boden verwendet.

Das *SD-Modell* (Abb. 3) orientiert sich am Regelquerschnitt RQ 26 für vierstreifige Autobahnen (FGSV 1996).

Abb. 3 Straßendamm mit Frostschutzschicht/Tragschicht aus Recycling-Baustoff (RCB).



Das Bankett wird nach FGSV (2005) als schwach durchlässiger Boden SÜ* ausgeführt (entspr. Bodenart Su3), die Bodenabdeckung der Böschung als stark durchlässiger Sand (entspr. Bodenart Ss). Die hydraulischen Eigenschaften der für Bankett und Böschung verwendeten Böden sind in Tabelle 1 aufgeführt. Unterhalb der Asphaltdeckschicht schließt sich eine ungebundene Tragschicht an, für die wie für den darunter liegenden Dammkern RCB der Sieblinie 0/32 angenommen wird.

Zu den ungesättigten hydraulischen Eigenschaften von Recyclingmaterialien im Straßenbau finden sich in der Literatur kaum experimentelle Angaben. Deshalb wurden die Van-Genuchten-Parameter für den RCB in den einzelnen Verwertungsszenarien mit einem Ansatz von Arya & Paris

(1981) bzw. Mishra et al. (1989) auf Grundlage des Korngrößenspektrums der 0/32-Sieblinie, der Lagerungsdichte $\rho_b = (V \cdot \rho_p)$ und der Porosität $\eta = (1 - \rho_b / \rho)$ abgeleitet. V [–] ist der Verdichtungsgrad und ρ_p die Proctordichte [g cm^{-3}] (siehe Tab. 1). Dieser Ansatz wurde für natürliche Böden entwickelt, sollte nach Hansson et al. (2006) jedoch auch für relativ grobkörnige Materialien wie Tragschichtschotter im Straßenbau geeignet sein. Für die gesättigte Leitfähigkeit K_s von Tragschichten wird ein Mindestwert von $5,4 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ gefordert (FGSV 1998). Aufgrund der großen Spannweite experimentell in Labor und in situ bestimmter Durchlässigkeiten (z. B. Wörner et al. 2001, Stoppka 2002, Kellermann 2003) wird dieser Wert hier in allen Verwertungsszenarien für den RCB angenommen. Abbildung 4 zeigt die θ - ψ - sowie

Tab. 1 Hydraulische Eigenschaften der Baumaterialien für Parkplatz, Lärmschutzwall und Straßendamm.

	Parkplatz		Lärmschutzwall		Straßendamm	
	RCB	RCB	Böschung [‡]	RCB	Bankett [†]	Böschung [†]
θ_s	0,27	0,31	0,43	0,25	0,36	0,37
θ_r	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,04
n	1,29	1,29	1,56	1,29	1,28	1,57
α [m^{-1}]	166	154	3,60	146	2,64	8,74
l	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
ρ [g cm^{-3}] [¶]	2,66	2,66	2,65	2,66	2,65	2,65
ρ_b [g cm^{-3}]	1,94	1,84	1,51	2,00	1,69	1,67
ρ_p [g cm^{-3}] [¶]	1,94	1,94	–	1,94	–	–
V [–] [§]	1	0,95	–	1,03	–	–
K_s [m s^{-1}]	$5,40 \cdot 10^{-5}$	$5,40 \cdot 10^{-5}$	$1,00 \cdot 10^{-6}$	$5,40 \cdot 10^{-5}$	$1,00 \cdot 10^{-6}$	$2,90 \cdot 10^{-6}$

[‡]: Carsell & Parish 1988; [†]: Hennings 2000;

[§]: FGSV 2002 (PP), 1997 (LSW), 2004 (SD); [¶]: Kellermann (2003)

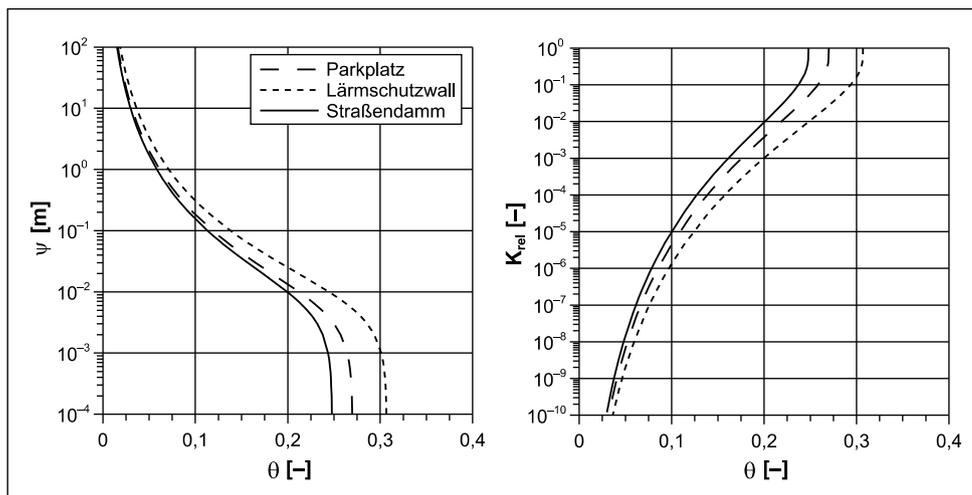
α , n , l : empirische Van-Genuchten-Parameter

θ_r , θ_s : residualer und gesättigter Wassergehalt

ρ , ρ_b , ρ_p : Mineral-, Lagerungs- und Proctordichte

V : Verdichtungsgrad; K_s : gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

Abb. 4 Wassergehalts-Saugspannungs- (links) sowie Wassergehalts-Leitfähigkeits-Beziehungen (rechts) für Recycling-Baustoff in den drei Verwertungsszenarien (ψ = Matrixpotenzial, K_{rel} = relative Leitfähigkeit, θ = Wassergehalt).



die θ - K -Beziehungen des RCB für PP, LSW und SD. Die Kurvenverläufe sind durchweg sehr ähnlich und durch sehr geringe Kapillarität gekennzeichnet, was zu einer schnellen Drainage der Tragschichten erforderlich ist.

Die K_d -Werte von NAP, PHE und $\Sigma 15$ EPA-PAK im RCB von 106, 496 bzw. 1.333 l kg⁻¹ sowie die Intrapartikelporosität $\varepsilon = 0,015$ wurden von Henzler (2004) experimentell bestimmt. D_{aq} für PHE und NAP wurde mit $7,86 \cdot 10^{-10}$ bzw. $9,15 \cdot 10^{-10}$ m² s⁻¹ nach Hayduk & Laudie (1974) abgeschätzt. Die heterogene Zusammensetzung des RCB aus verschiedenen Korngrößenfraktionen wurde durch den Lithokomponenten-Ansatz nach Kleinedam et al. (1999a) berücksichtigt. Wegen sehr langer Rechenzeiten wird der RCB durch zwei Korngrößenklassen modelliert (siehe auch Rügner et al. 2005), für die die kinetische Sorption jeweils separat berechnet wird. Auf die Fein- und Grobfraktion entfallen Anteile von 32,8% bzw. 67,2% mit „effektiven“ Kornradien von $a = 0,25$ mm bzw. $a = 8$ mm (Henzler 2004).

Auswahl und Klassifizierung der Unterbodenprofile

Die Charakterisierung der Unterbodenprofile erfolgte auf Basis der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK1000, BGR 2006). Aus deren 672 Referenzprofilen wurden sechs Profile nach Flächenrepräsentanz und dem zu erwartenden charakteristischen Transportverhalten für die numerischen Simulationen des reaktiven Stofftransports ausgewählt (Braunerde und Podsol aus Sand, Fahlerde aus Geschiebelehm, Schwarzerde und Parabraunerde aus Löss, Pelosol aus verwittertem Mergel und Tonstein). Zur Vereinfachung der Simulationen wurde eine Reduktion der vertikalen Profildifferenzierung durch Zusammenfassung mehrerer Horizonte vorgenommen, soweit eine einheitliche Betrachtung nach bodenkundlichen und geologischen Aspekten möglich schien. Bei allen Profilen wurden somit Daten aus verschiedenen Horizonten

nach deren Mächtigkeit gewichtet gemittelt (Tab. 2). Als zu berechnende Profiltiefe wurde für die Böden die in der BÜK1000 (BGR 2006) beschriebene Profiltiefe ohne den Oberboden angesetzt, da dieser bei der Bebauung abgetragen wird. Die resultierenden Profiltiefen (Tab. 2) sind im Sinne von Mindesttiefen zu verstehen, da die in der Praxis relevanten Grundwasserflurabstände häufig deutlich größer sein dürften.

Zur Festlegung der K_s -Werte und Van-Genuchten-Parameter wurden Pedotransferfunktionen von Wösten et al. (1998) angewendet. Der Sättigungswassergehalt θ_s wurde für alle Bodenschichten der Porosität gleichgesetzt. K_s bezieht sich auf den Feinbodenanteil (< 2 mm) und wurde bei höheren Skelettgehalten um die Reduktion der Leitfähigkeit durch den Skelettanteil mit einem Verfahren von Brakensiek & Rawls (1994) korrigiert. Für die Simulation der Tracerversuche in GeoSys/Rockflow zur Ableitung der pdf wurden die Dispersivitäten mit $\alpha_L = 0,1$ m und $\alpha_T = 0,01$ m festgelegt.

Die K_d -Werte wurden aus dem Gehalt an organischem Kohlenstoff f_{oc} [-] ($= 0,01 C_{org}$; vgl. Tab. 2) und dem auf den C_{org} -Gehalt normierten Verteilungskoeffizienten K_{OC} [l kg⁻¹] durch $K_d = K_{OC} f_{oc}$ abgeschätzt. Für Horizonte, die nach BÜK1000 (BGR 2006) als „humusfrei“ ausgewiesen sind, wurde als konservative Annahme für den Feinboden ein minimaler C_{org} von 0,01% angenommen. Zur Abschätzung des K_{OC} wurde die auf der Wasserlöslichkeit S [mol l⁻¹] beruhende Korrelation von Seth et al. (1999) verwendet (für vergleichbare Ansätze siehe auch Allen-King et al. (2002)):

$$[3] \quad \log K_{OC} = -0,88 \log S + 0,07$$

S beträgt für PHE $3,46 \cdot 10^{-5}$, für NAP $8,74 \cdot 10^{-4}$ mol l⁻¹. Für $\Sigma 15$ EPA-PAK wurde S über ein mittleres Molgewicht von 202 g mol⁻¹ und einer effektiven Wasserlöslichkeit von 2,5 g l⁻¹ (Grathwohl 2004) mit $1,14 \cdot 10^{-5}$ mol l⁻¹ abgeschätzt. Für die verschiedenen Böden ergeben sich so K_d -Werte für

Tab. 2 Bodeneigenschaften der sechs betrachteten Unterböden aus der BÜK1000 (BGR 2006). Für vertikal aggregierte Horizonte wurden die Parameter über die Mächtigkeit der einzelnen Horizonte gewichtet gemittelt.

Bodentyp	Braunerde	Podsol	Fahlerde	Schwarzerde	Parabraunerde	Pelosol
Fläche [km ²]	1672	7237	6933	3455	14428	5614
Einteilung	Unterboden	Unterboden	Unterboden	Untergrund	Unterboden	Unterboden
von – bis [m]	0,00–1,70	0,00–1,70	0,00–0,90	0,90–1,70	0,00–1,70	0,00–1,75
Ton [%]	3,82	10,40	31,85	31,85	19,69	19,78
Schluff [%]	14,54	20,48	20,48	20,48	69,40	70,28
Sand [%]	57,41	63,21	38,68	38,68	8,44	8,43
Skelett [%]	24,24	5,91	9,00	9,00	2,47	1,50
C_{org} [%]	0,01 [‡]	0,21	0,01 [‡]	0,01 [‡]	0,88	0,01 [‡]
ρ_b [g cm ⁻³]	1,71	1,61	1,62	1,75	1,42	1,63
θ_s	0,29	0,36	0,35	0,34	0,45	0,38
θ_r [†]	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
n [†]	1,34	1,26	1,17	1,08	1,15	1,13
α [†] [m ⁻¹]	5,93	5,98	6,21	4,95	1,76	1,24
l [†]	1,77	-0,30	-0,66	-3,57	-1,91	-0,32
K_s [†] [m s ⁻¹]	$1,52 \cdot 10^{-6}$	$3,37 \cdot 10^{-6}$	$3,09 \cdot 10^{-6}$	$8,46 \cdot 10^{-7}$	$3,83 \cdot 10^{-6}$	$1,38 \cdot 10^{-6}$

[‡]: 0,00 nach BÜK1000; Annahme eines minimalen C_{org} -Gehaltes des Feinbodens von 0,01 %

[†]: abgeleitet nach Wösten et al. (1998); K_s korrigiert um Skelettanteil nach Brakensieck & Rawls (1994)

θ_r , θ_s : residualer und gesättigter Wassergehalt; ρ_b : Lagerungsdichte

α , n , l : empirische Van-Genuchten-Parameter; K_s : gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

NAP zwischen 0,06 und 5,10 l kg⁻¹, für PHE zwischen 0,99 und 87,2 l kg⁻¹ sowie für $\Sigma 15$ EPA-PAK zwischen 2,45 und 217 l kg⁻¹. Für die Skelettanteile wurden K_{oc} -Werte von 4,0 l kg⁻¹ (NAP), 5,2 l kg⁻¹ (PHE) und 5,7 l kg⁻¹ ($\Sigma 15$ EPA-PAK) angenommen (Rügner et al. 2005). Mit diesen vergleichsweise hohen Werten wird berücksichtigt, dass es sich beim C_{org} dieser Komponenten i. d. R. um gealtertes Material mit höherer Sorptionskapazität handelt (Kleineidam et al. 1999b). Der f_{oc} wurde mit 0,0005 angesetzt (Kleineidam et al. 1999b).

Die Sorptionskapazität und -kinetik für den Feinboden wird vor allem durch das partikuläre organische Material bestimmt. Es wurden folgende effektive Parameter zugrunde gelegt: $a = 11,7 \mu\text{m}$, $\varepsilon = 0,00175$, $\rho = 2,65 \text{ g cm}^{-3}$ und die Tortuosität $\tau_f = 1/\varepsilon$ (Grathwohl 1992, Rügner et al. 1999). Für die Grobfraction (> 2 mm) wurden $a = 1 \text{ cm}$ und $\varepsilon = 0,01$ angenommen (Rügner et al. 1999, Kleineidam et al. 1999a).

Die Transportsimulationen für NAP, PHE und $\Sigma 15$ EPA-PAK wurden jeweils mit und ohne Berücksichtigung von Bioabbau durchgeführt, wobei nur die in Lösung vorliegenden Anteile als abbaubar betrachtet wurden. Zur Beurteilung der langfristigen Filterwirkung des Bodens bedarf es repräsentativer Langzeit-Ratenkonstanten (Henzler et al. 2006), deren quantitative Abschätzung in der ungesättigten Zone jedoch durch die Komplexität der Wechselwirkungen zwischen schadstoffspezifischen Eigenschaften, klimatischen und geochemischen Randbedingungen (Grathwohl et al. 2003, Höhener et al. 2006) bisher kaum möglich ist. Aus

diesem Grund wurde ein relativ niedriger Wert von $1,15 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ (Halbwertszeit = 70 d) angenommen. Dies ist als konservative Abschätzung zu betrachten, da viele Schadstoffe in der ungesättigten Zone unter Feldbedingungen deutlich schneller abgebaut werden können (Maier & Grathwohl 2005, Rügner et al. 2005).

Abschätzung der Sickerwasserrate

Für eine langfristige Beurteilung der Schadstoffverlagerung ist es sinnvoll und zulässig von vereinfachten Fließverhältnissen auszugehen (Grathwohl & Susset 2001, Henzler et al. 2006). Aus diesem Grund wird eine stationäre ungesättigte Strömung angenommen. Die jährlichen mittleren Infiltrationsraten I [mm a⁻¹] der Verwertungsszenarien wurden als Mittelwerte für Deutschland abgeschätzt. Hierzu wurde das BAGLUVA-Verfahren (Glugla et al. 2003) angewendet. Als mittlerer korrigierter Niederschlag N_{jahr} wurde ein Wert von 859 mm a⁻¹ angenommen (BMU 2000). I ergibt sich als Differenz von N_{jahr} und der Jahressumme der Evapotranspiration ET . Diese wird als Funktion der maximalen ET und standortspezifischer Parameter bestimmt. Für den PP wurde I so mit 583 mm a⁻¹ abgeschätzt, was im oberen Bereich für sickerfähige Pflasterdecken liegt (Richter 2003). Die Annahme wird jedoch durch Freilandlysimeter-Untersuchungen von Flöter (2006) gestützt, in denen der Anteil von I am Niederschlag über 4 a im Mittel rund 80 % betrug. Für den LSW wurde I mit 313 mm a⁻¹ abgeschätzt. Für den SD ergibt sich die zu infiltrierende Wassermenge

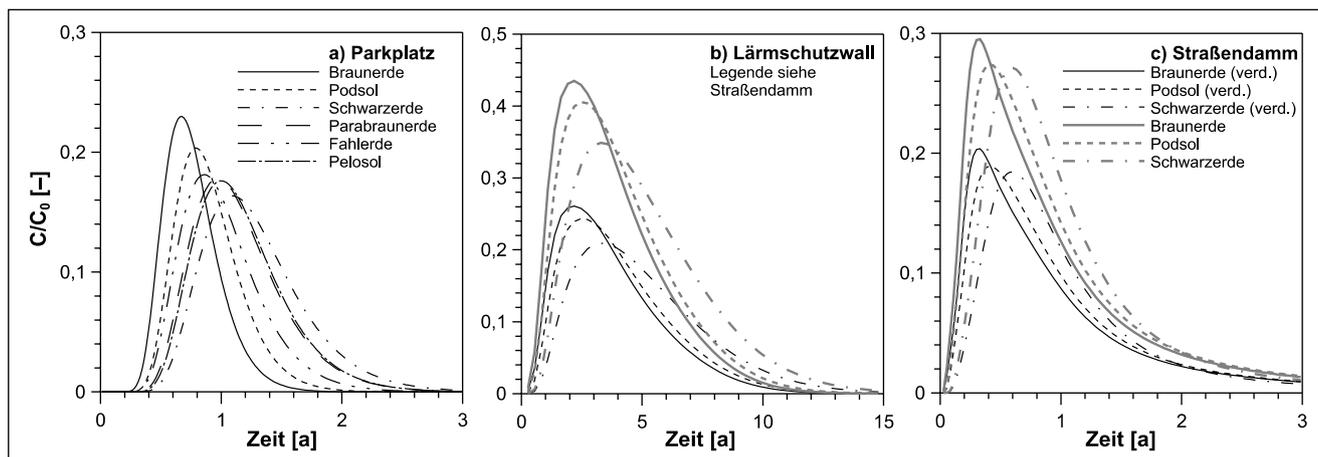


Abb. 5 Durchbruchkurven des Tracers an der Grundwasseroberfläche für a) Parkplatz-, b) Lärmschutzwall- und c) Straßendamm-Szenario. Gezeigt werden Durchbruchkurven für den Schadstofftransportpfad (b und c, graue dicke Kurven) bzw. auf das Gesamtbauwerk bezogene Durchbruchkurven unter Berücksichtigung der Verdünnung durch nicht belastetes Sickerwasser (b und c, schwarze dünne Kurven).

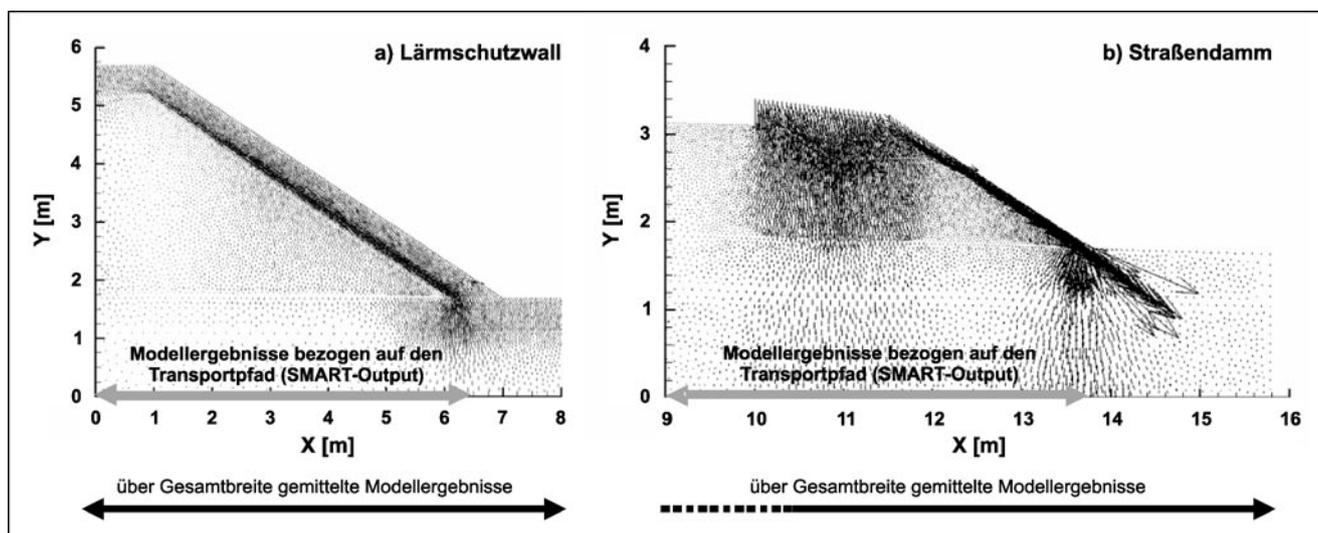


Abb. 6 Geschwindigkeitsvektoren der ungesättigten Strömung an allen Elementknoten im Lärmschutzwall (a) und in einem Ausschnitt des Straßendamms (b). Die Konzentration des Flusses in den Bodendeckschichten ist Resultat des Kapillarsperreneffektes, wird durch die feinere Netzdiskretisierung jedoch überzeichnet.

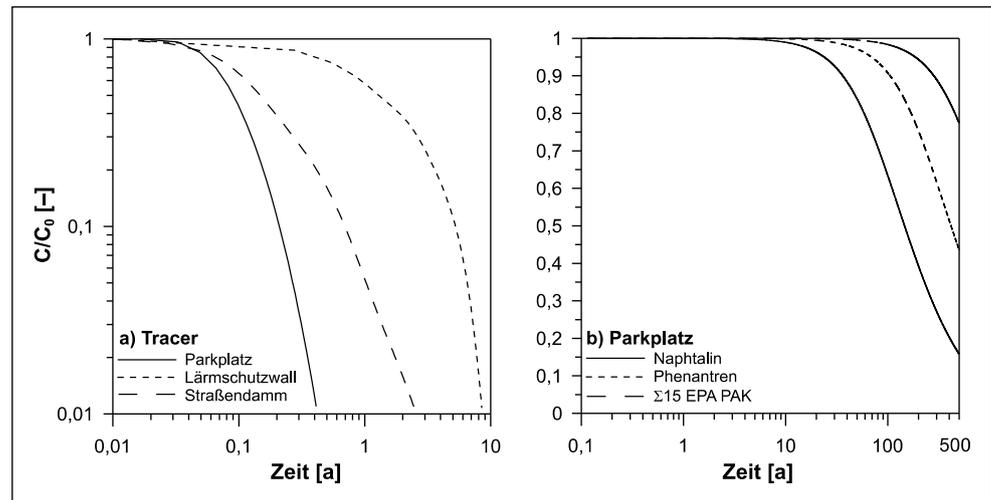
als Summe des Oberflächenabflusses der Asphaltdecke (Abflussbeiwert = 0,9; FGSV 2005) und des auf Bankett und Böschung fallenden Niederschlags abzüglich der *ET*. Für die räumliche Verteilung der Infiltration mussten vereinfachende Annahmen getroffen werden, da der SD-Querschnitt eine neue Bauweise nach FGSV (2005) darstellt, bei der der Straßenabfluss zu größeren Teilen über die Böschung infiltrieren soll, bisher jedoch keine experimentellen Daten dazu vorliegen. Aus diesem Grund wurde angenommen, dass die Versickerung gleichmäßig über Bankett und Böschung erfolgt. Auf den Querschnitt bezogen ergibt sich *I* mit 2.318 mm a⁻¹. Für den Böschungsfuß wurde wie für den LSW *I* = 313 mm a⁻¹ angenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Die im Folgenden vorgestellten zeitlichen Konzentrationsverläufe der Modellschubstoffe an der GWO stellen über den unteren Modellrand integrierte Durchbruchkurven dar. Dabei ist für das LSW- und SD-Szenario zwischen den mit SMART berechneten, auf den Transportpfad bezogenen (graue dicke Kurven, Abb. 5, 8, 9) und den über den gesamten Querschnitt gemittelten Konzentrationen (schwarze dünne Kurven, Abb. 5, 8, 9) zu unterscheiden (Abb. 6).

Die Tracer-Durchbruchkurven an der GWO für die drei Szenarien PP, LSW und SD sind in Abbildung 5a–c dargestellt. Für den PP erfolgt der Durchbruch des Tracers

Abb. 7 Zeitliche Entwicklung der aus der Schadstoffquelle eluierenden Konzentrationen an der Recycling-Baustoff-Unterkannte (RCB) für ausgewählte Schadstoff-Verwertungsszenario-Kombinationen: a) konservativer Tracer für Parkplatz-, Lärmschutzwall- und Straßendammsszenario; b) Naphthalin, Phenanthren und $\Sigma 15$ EPA-PAK für das Parkplatzszenario.



am frühesten bei Braunerde und Podsol, später bei Pelosol, Parabraunerde und Schwarzerde (Abb. 5 a), die eine geringere Porenwasserfließgeschwindigkeit als die Sandböden aufweisen. Dispersion führt zu Verminderungen der Durchbruchkonzentrationen auf C/C_0 zwischen 0,23 (Braunerde) und 0,16 (Schwarzerde). Die hier betrachteten Transportstrecken von bis zu 1,75 m ab der RCB-Unterkannte dürften i. d. R. kürzer als die in vielen Praxisfällen relevanten Grundwasserflurabstände sein, wodurch unter Umständen eine stärkere dispersive Konzentrationsreduktion möglich wäre.

Die über den unteren Modellrand integrierten Tracer-Durchbruchskurven für das LSW-Szenario (Abb. 5 b) zeigen im Vergleich zum PP ein stärkeres Tailing und über längere Zeiträume anhaltende hohe Konzentrationen C/C_0 . Aus Anschaulichkeitsgründen werden die Ergebnisse hier nur für Braunerde, Podsol und Schwarzerde vorgestellt. Das ausgeprägte Tailing resultiert aus der geringeren Infiltrationsrate sowie aus der Geometrie des LSW. Die Überdeckung des grobkörnigen RCB mit einem feinkörnigen Lehm führt an der Böschung zu einer Kapillarsperre, welche die Infiltration in den RCB vermindert und ein Umströmen des Wallkerns verursacht (Abb. 6 a).

Die Kapillarsperre bildet sich aus, da der RCB aufgrund geringer Kapillarität bereits bei geringen Saugspannungen einen Großteil des Porenwassers verliert (Abb. 4) und die hydraulische Leitfähigkeit gegenüber dem Lehm deutlich stärker abnimmt. Das Sickerwasser kann so entlang der geneigten Materialgrenze in dem nun besser wasserleitenden Lehmboden abfließen. Mit zunehmender Distanz von der Wallkrone erhöhen sich die Wasserflüsse im Lehm, sodass in Abhängigkeit der Druckverhältnisse zunehmend Wasser infiltrieren kann (Ross 1990). Die räumliche Variabilität der Sickerwasserströmung führt zu Bereichen mit stark reduzierten Fließgeschwindigkeiten und so zu einem

langsameren Auswaschen des Tracers aus dem RCB. Die Maximalkonzentrationen erreichen die GWO nach etwa 2 (Braunerde) bis 3,5 a (Schwarzerde) (Abb. 5 b). Im Vergleich zum PP kommt es zudem zu höheren Peakkonzentrationen C/C_0 für den Transportpfad (Braunerde: 0,43, Schwarzerde: 0,35), da zum Zeitpunkt des Peak-Durchbruchs an der GWO die Eluatkonzentrationen der Quelle noch deutlich höher als beim PP sind (Abb. 7 a) und so die dispersive Konzentrationsminderung weniger effektiv ist. Die länger anhaltenden hohen Eluatkonzentrationen resultieren aus den geringeren Sickerwassermengen, der Reduktion der Infiltration in den RCB durch Kapillarsperren und der größeren Mächtigkeit des RCB gegenüber dem PP. Auf das gesamte Bauwerk bzw. auf die gesamte infiltrierende Wassermenge bezogen reduzieren sich die Maximalkonzentrationen durch kleinräumige Mittelung jeweils um ca. 40%. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, dass die Ausprägung und Effektivität einer Kapillarsperre von einer Reihe von Randbedingungen abhängig ist. Aus diesem Grund sind die berechneten Verdünnungsfaktoren nur für die hier betrachteten Geometrien, Infiltrationsraten und Materialkombinationen quantitativ gültig.

Auch für das SD-Szenario ist ein Kapillarsperreneffekt zu beobachten (Abb. 6 b). Während sich im Bankettbereich eine relativ gleichförmige Verteilung der Sickerwasserströmung zeigt, strömt in der Bodenabdeckung der Böschung ein Teil des Sickerwassers am RCB vorbei und infiltriert konzentriert am Böschungsfuß. Bei kleinräumiger Mittelung der Durchbruchkonzentrationen ergibt sich eine Verdünnung um ca. 31%. Die Durchbruchskurven des Tracers (Abb. 5 c) zeigen ein steileres Ansteigen als beim LSW und fallen innerhalb von fünf Jahren auch deutlich schneller ab. Die maximalen Durchbruchkonzentrationen C/C_0 liegen im kleinräumigen Mittel zwischen 0,20 (Braunerde) und 0,18 (Schwarzerde).

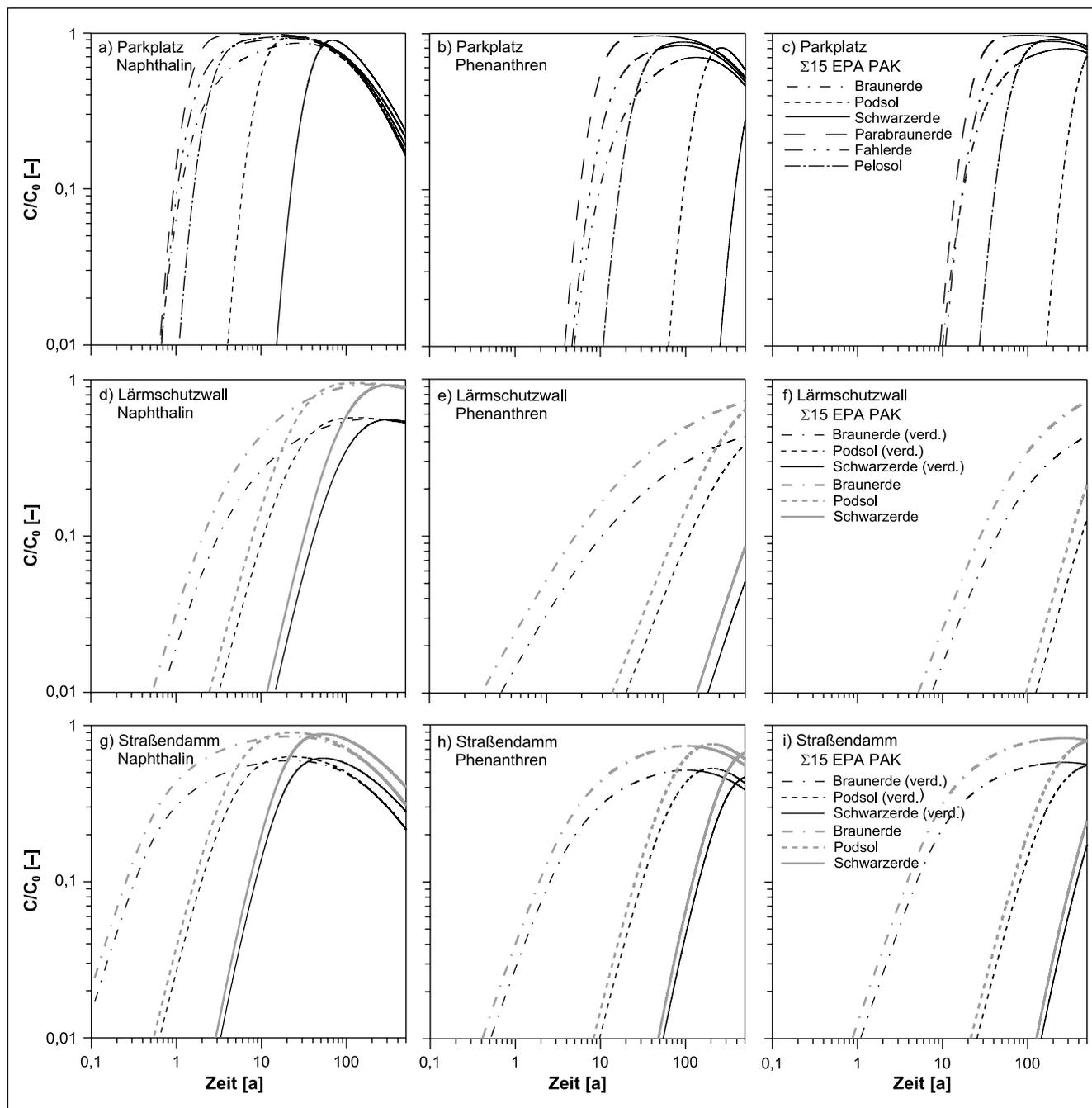


Abb. 8 Durchbruchkurven der sorbierbaren Stoffe Naphthalin (schwach sorptiv, links) und Phenanthren (mäßig gut sorptiv, Mitte) und des Summenparameters $\Sigma 15$ EPA-PAK (stark sorptiv, rechts) für die drei Szenarien Parkplatz (a–c), Lärmschutzwall (d–f) und Straßendamm (g–i). Gezeigt werden für Lärmschutzwall und Straßendamm jeweils Durchbruchkurven für den Schadstofftransportpfad (graue dicke Kurven) bzw. auf das Gesamtbauwerk bezogene Durchbruchkurven unter Berücksichtigung der Verdünnung durch nicht belastetes Sickerwasser (schwarze dünne Kurven).

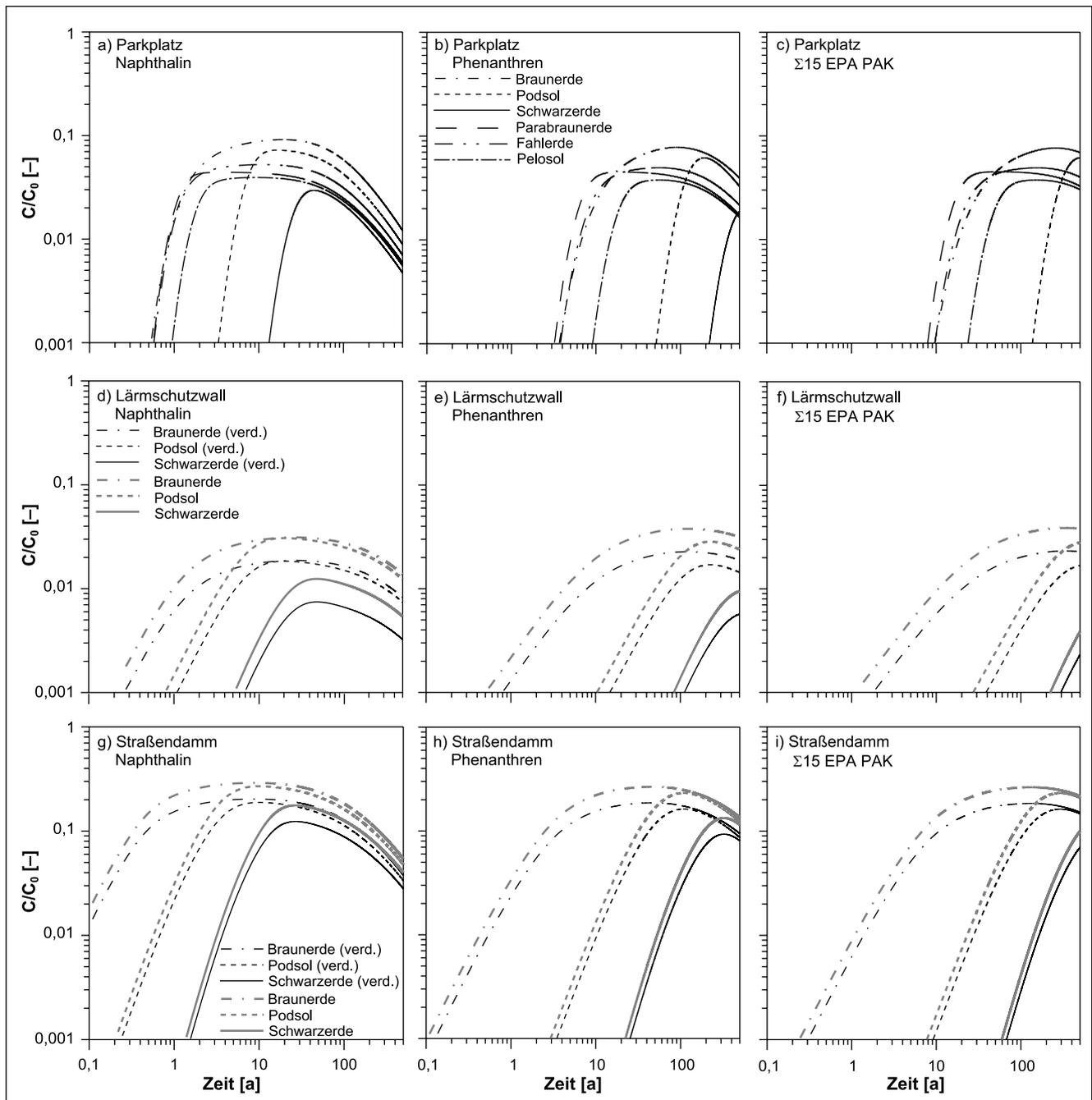


Abb. 9 Durchbruchkurven der sorbierbaren Stoffe Naphthalin (schwach sorptiv, links) und Phenanthren (mäßig gut sorptiv, Mitte) und des Summenparameters $\Sigma 15$ EPA-PAK (stark sorptiv, rechts) unter Berücksichtigung des biologischen Abbaus für die drei Szenarien Parkplatz (a–c), Lärmschutzwall (d–f) und Straßendamm (g–i). Gezeigt werden für Lärmschutzwall und Straßendamm jeweils Durchbruchkurven für den Schadstofftransportpfad (graue dicke Kurven) bzw. auf das Gesamtbauwerk bezogene Durchbruchkurven unter Berücksichtigung der Verdünnung durch nicht belastetes Sickerwasser (schwarze dünne Kurven).

Abbildung 8 zeigt die Durchbruchkurven für NAP, PHE und $\Sigma 15$ EPA-PAK jedoch ohne Abbau. Für das PP-Szenario zeigt sich in Abbildung 8 a–c deutlich der Effekt der vom C_{org} des Unterbodens abhängigen Sorption. Während für die C_{org} -armen Böden NAP bereits nach kurzer Zeit durchbricht, wird es beim mäßig C_{org} -haltigen Podsol leicht, bei der C_{org} -reichen Schwarzerde stärker retardiert (Abb. 8 a). Für PHE und $\Sigma 15$ EPA-PAK (Abb. 8 b und c) zeigen auch die C_{org} -armen Böden eine deutliche Retardation. Der flachere Verlauf der Durchbruchkurven für Braunerde im oberen Konzentrationsbereich deutet zudem auf einen Einfluss der langsamen Sorptionskinetik des Skelettanteils hin. Für alle Böden bis auf die Schwarzerde wird innerhalb der Simulationszeit der Durchbruch der PHE-Peaks mit C/C_0 zwischen 0,70 und 0,96 und eine anschließende Konzentrationsabnahme aufgrund der zeitlichen Abnahme der Quellstärke (Abb. 7 b) beobachtet. Für die Schwarzerde steigt C/C_0 nach 500 a noch deutlich an.

Abbildung 8 d–f zeigt die NAP-, PHE- und $\Sigma 15$ EPA-PAK-Durchbruchkurven des LSW-Szenarios. Ein deutlicher Unterschied zum PP ist das längere Anhalten hoher Konzentrationen, welches aus den im Durchschnitt niedrigeren Strömungsgeschwindigkeiten resultiert. Für NAP werden unter Berücksichtigung der Verdünnung durch am RCB vorbeiströmendes Sickerwasser Maximaldurchbrüche von $C/C_0 = 0,56$ erreicht (Abb. 8 d). Für PHE und $\Sigma 15$ EPA-PAK zeigen sich bei allen betrachteten Böden nach 500 a noch deutlich ansteigende Konzentrationen (Abb. 8 e und f).

Im Vergleich dazu zeigen sich für das SD-Szenario aufgrund der stark erhöhten Infiltrationsraten steilere Durchbruchkurven und somit ein früheres Erreichen der Konzentrationspeaks (Abb. 8 g–i). NAP zeigt seine Maximaldurchbrüche bei der Braunerde bereits nach 19 a ($C/C_0 = 0,59$), bei der Schwarzerde nach 46 a ($C/C_0 = 0,60$).

Ohne Abbau erfolgt langfristig der Eintrag der gesamten Schadstoffmasse des RCB ins Grundwasser. Wird Abbau bei der Simulation mit berücksichtigt (Abb. 9 a–i), ist die Massenreduktion bei gegebener Abbauratenkonstante nur von der Verweilzeit der Substanzen im Bodenwasser abhängig. Retardation hat keinen Einfluss auf die abgebaute Masse, da Mikroorganismen i. d. R. nur zum Abbau in Lösung vorliegender Schadstoffe fähig sind. So zeigen Abbildung 9 a–c für den PP, dass der Abbau bei der Parabraunerde trotz früherer Durchbruchzeiten effektiver ist, als z. B. bei der Braunerde oder dem Podsol. Dies liegt an der geringeren Abstandsgeschwindigkeit $v_a = q/\theta$ (= Transportgeschwindigkeit des Tracers) bzw. dem höheren Wassergehalt der feinkörnigen gegenüber den sandigen Böden bei vorgegebener Infiltrationsrate (= Darcyfluss q), woraus sich eine längere effektive Aufenthaltszeit der Substanzen im Bodenwasser des Profils ergibt. Insgesamt ist bei der angenommenen Halbwertzeit von 70 d eine Reduktion der Durch-

bruchkonzentrationen für den PP um einen Faktor von bis zu 30 möglich.

Aufgrund der langsameren Strömungsgeschwindigkeiten ist beim LSW die durchschnittliche Verweilzeit der gelösten Schadstoffe im Boden höher als beim PP. Dies führt zu einer stärkeren Konzentrationsreduktion bei Abbau (Minderungsfaktoren zwischen 25 und 150; Abbildung 9 d–f). Umgekehrt zeigen sich beim SD aufgrund höherer Strömungsgeschwindigkeiten deutlich geringere Aufenthaltszeiten, sodass sich trotz des Abbaus nur geringe Minderungsfaktoren zwischen 2,5 und 5 ergeben (Abb. 9 g–i).

Schlussfolgerungen

Die in dieser Studie durchgeführten umfangreichen Typ-Szenarien-Simulationen ergänzen die im BMBF-Verbundprojekt „Sickerwasserprognose“ erarbeiteten wissenschaftlichen Grundlagen und methodischen Instrumentarien durch die Anwendung auf praxisrelevante Fallbeispiele. Aus den dabei gewonnenen Ergebnissen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Dispersive Konzentrationsminderung ist nur bedingt wirksam. Eine nennenswerte Abschwächung der Durchbruchkonzentrationen ist nur für Fälle möglich, in denen das Abklingen der Quellkonzentrationen deutlich vor dem Durchbruch des Schadstoffpeaks an der GWO erfolgt. Bei länger anhaltenden Quellstärken (z. B. für Salze wie Sulfat) ist dagegen mit weitgehend unvermindertem Konzentrationsdurchbruch zu rechnen.
- Für stärker sorbierende Schadstoffe (PHE, $\Sigma 15$ EPA-PAK) zeigt sich schon bei geringem C_{org} der Unterböden eine Retardation der Peak-Durchbruchzeitpunkte um viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte. Mit signifikanten Stoffeinträgen (in Abhängigkeit der Quellstärke) ins Grundwasser ist so bei „natürlichen“ Grundwasserneubildungsverhältnissen erst nach sehr langen Zeiträumen zu rechnen.
- Auch bei relativ niedrigen Ratenkonstanten ist eine deutliche Reduktion der Konzentrationen organischer Schadstoffe durch mikrobiellen Abbau möglich. Bezüglich der Effektivität des Abbaus ergeben sich jedoch erhebliche Unterschiede zwischen den drei betrachteten Verwertungsszenarien, die aus den unterschiedlichen Strömungs- bzw. Transportgeschwindigkeiten resultieren.
- Die Stoffverlagerung in den in zwei Raumdimensionen betrachteten Szenarien Lärmschutzwahl und Straßendamm zeigt darüber hinaus einen ausgeprägten Einfluss der räumlich variablen Sickerwassermenge. Bereiche hoher Strömungsgeschwindigkeit führen zu früheren Ankunftszeiten der Schadstoffe im Grundwasser. Transportprognosen unter Vernachlässigung dieser Effekte können deshalb zu einer Unterschätzung der Schadstoffverlagerung führen und sind nicht konservativ.

- Die Strömungsbilanzen für Lärmschutzwahl und Straßendamm legen nahe, dass mit geeigneten Bauwerksgeometrien und Materialien eine Reduktionen der Infiltration in das Verwertungsmaterial und des Austrags von Schadstoffen ins Grundwasser durch das Ausnutzen von Kapillarsperreneffekten zu erzielen ist. Der hier vorgestellte Modellansatz schafft grundsätzlich die Möglichkeit, das Design von Verwertungsszenarien ohne großen Mehraufwand in der Umsetzung durch numerische Simulationen in Richtung einer möglichst geringen Umweltbelastung bei hoher Verwertungsquote optimieren zu können.

Danksagung Die Untersuchungen wurden im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunkts „Sickerwasserprognose“ (Projektnummer 02WP0517) durchgeführt. Dem BMBF sei für die Förderung gedankt. Des Weiteren danken wir Herrn Dr. Utermann und Herrn Dr. Duijnsveld (BGR, Hannover), Herrn Dr. Susset und Herrn Dr. Leuchs (LANUV, Recklinghausen), Herrn Dr. Henzler (UFZ, Leipzig) und Frau Dr. Kocher (BaST, Bergisch Gladbach) für ausführliche und hilfreiche Diskussionen sowie Frau Dr. Kouznetsova und Herrn Duran für Hilfe bei der Durchführung der Simulationen.

Literatur

- Allen-King, R.M., Grathwohl, P., Ball, W.P.: New modelling paradigms for the sorption of hydrophobic organic chemicals to heterogeneous carbonaceous matter in soils, sediments and rocks.- *Adv. Wat. Res.* **25**, 985–1016 (2002)
- Arya, L.M., Paris, J.F.: A physicoempirical model to predict soil moisture characteristics from particle-size distribution and bulk density data.- *Soil Sci. Soc. Am. J.* **45**, 1023–1030 (1981)
- BBodSchV: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16. Juli 1999. Bundesgesetzblatt Jahrgang 1999, Teil I Nr.36, 1554–1682 (1999)
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe): Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000 N2.3). Auszugskarten Acker, Grünland, Wald; Digit. Archiv FISBo BGR; Hannover und Berlin (2006)
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Hydrologischer Atlas von Deutschland, 3. Lieferung 2003; Berlin (2000)
- Bold, S.: Processed-based prediction of long-term risk of groundwater pollution by organic non-volatile contaminants. Dissertation, Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA) **C72**.- 76 S.; Tübingen (2004)
- Brakensiek, D.L., Rawls, W.J.: Soil containing rock fragments: Effects on infiltration.- *Catena* **23**(1–2), 99–110 (1994)
- Carsell, R.F., Parish, R.S.: Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics.- *Water Resour. Res.* **24**(5), 755–769 (1988)
- Du, Y., Wang, W., Kolditz, O.: Richards Flow Modelling. 5. Workshop “Porous Media” Proceedings CD, 2. Ausgabe, Center for Applied Geosciences, University of Tübingen (2005)
- FGSV: RAS-Q 96, Richtlinien für die Anlage von Straßen – Teil: Querschnitte.- 62 S.; Köln (1996)
- FGSV: ZTV E-StB 94, Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Erdarbeiten im Straßenbau.- 108 S.; Köln (1997)
- FGSV: Merkblatt für wasserdurchlässige Befestigung von Verkehrsflächen.- 36 S.; Köln (1998)
- FGSV: RStO 01, Richtlinien für die Standardisierung des Oberbaues von Verkehrsflächen.- 52 S.; Köln (2001)
- FGSV: ZTV T-StB 95, Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für Tragschichten im Straßenbau. Ausgabe 1955/ Fassung 2002.- 126 S.; Köln (2002)
- FGSV: ZTV SoB-StB 04, Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für den Bau von Schichten ohne Bindemittel im Straßenbau.- 48 S.; Köln (2004)
- FGSV: RAS-EW, Richtlinien für die Anlage von Straßen – Teil: Entwässerung.- 82 S.; Köln (2005)
- Finkel, M.: Quantitative Beschreibung des Transports von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und Tensiden in porösen Medien.- Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA) **C47**.- 98 S.; Tübingen (1998)
- Finkel, M., Liedl, R., Teutsch, G.: Modelling surfactant-enhanced remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons.- *J. Environ. Modelling & Software* **14**, 203–211 (1998)
- Flöter, O.: Wasserhaushalt gepflasterter Straßen und Gehwege. Lysimeterversuche an drei Aufbauten unter praxisnahen Bedingungen unter Hamburger Klima. Dissertation.- *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* **58**.- 329 S.; Hamburg (2006)
- Glugla, G., Jankiewicz, P., Rachimow, C., Lojek, K., Richter, K., Fürtig, G., Krahe, P.: Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses.- *BfG-Bericht* **1342**.- 106 S. (2003)
- Grathwohl, P.: Diffusion controlled desorption of organic contaminants in various soils and rocks.- In: Kharaka, K.Y., Maest, A.S. (Hrsg.): *Water rock Interaction – Proceedings of the Utah Conference*, 283–286 (1992)
- Grathwohl, P.: *Diffusion in Natural Porous Media: Contaminant Transport, Sorption/Desorption and Dissolution Kinetics*.- 224 S.; Kluwer Academic Publishers, Boston (1998)
- Grathwohl, P.: Gutachten zur Beschreibung von fachlichen Eckpunkten für die Festlegung von Zuordnungswerten der Einbauklasse 1.1 (Z 1.1) für organische Schadstoffe in mineralischen Abfällen.- Umweltbundesamt (Hrsg.): *Texte 37/2004*. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 36301047, UBA-FB 000721.- 71 S.; Berlin (2004)
- Grathwohl, P., Susset, B.: Sickerwasserprognose – Grundlagen, Möglichkeiten, Grenzen, Modelle.- In: *Belastung von Böden und Gewässern, Gemeinschaftstagung ATV-DVWK, 28./29.5.2001; Hannover* (2001)
- Grathwohl, P., Liedl, R., Beyer, C., Konrad, W.: Übertragung der Ergebnisse des BMBF – Förderschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ auf repräsentative Fallbeispiele. Abschlussbericht des Teilprojekts 1a des Forschungsvorhabens „Entwicklung und Validierung eines Modells zur Abschätzung der Stoffkonzentration am Beurteilungsort“ im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ (Förderkennzeichen 02WP0517) (2006)
- Grathwohl, P., Halm, D., Bonilla, A., Broholm, M., Burganos, V., Christophersen, M., Comans, R., Gaganis, P., Gorostiza, I., Höhener, P., Kjeldsen, P., van der Sloot, H.: *Guideline for Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites.- Final Report EU-Project EVK1-CT-1999-00029* (2003)
- Hansson, K., Lundin, L.C., Simunek, J.: Modeling water flow patterns in flexible pavements.- *Transportation Research Record* **1936**, 133–141 (2006)
- Hayduk, W., Laudie, H.: Prediction of diffusion coefficients for nonelectrolytes in dilute aqueous solutions.- *AIChE Journal* **20**(3), 611–615 (1974)
- Hennings, V.: Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden.- In: *Geologisches Jahrbuch/Sonderheft Reihe G, Band 1, 2. Auflage*.- 232 S. (2000)

- Henzler, R.: Quantifizierung und Modellierung der PAK-Elution aus verfestigten und unverfestigten Abfallmaterialien. Dissertation.- Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten (TGA) **C76**.- 118 S.; Tübingen (2004)
- Henzler, R., Rügner, H., Grathwohl, P.: Bewertung der Filter- und Pufferfunktion von Unterböden für organische Schadstoffe. *Bodenschutz* **1**, 8–14 (2006)
- Hjelmar, O., Holm J., Crillesen, K.: Utilisation of MSWI bottom ash as sub-base in road construction: First results from a large-scale test site.- *J. Hazard. Mater.* **139**(3), 471–480 (2007)
- Höhener, P., Dakhel, N., Christophersen, M., Broholm, M., Kjeldsen, P.: Biodegradation of hydrocarbons vapors: Comparison of laboratory studies and field investigations in the vadose zone at the emplaced fuel source experiment, Airbase Værløse, Denmark.- *J. Contam. Hydrol.* **88**(3–4), 337–358 (2006)
- Jäger, R., Liedl, R.: Prognose der Sorptionskinetik organischer Schadstoffe in heterogenem Aquifermaterial. *Grundwasser* **5**(2), 57–66 (2000)
- Kellermann, C.: Zur Bewertung des Infiltrationsverhaltens von Tragschichten ohne Bindemittel. Dissertation.- Schriftenreihe des Lehrstuhls für Verkehrswegebau der Ruhr-Universität Bochum **19**.- 165 S.; Bochum (2003)
- Kleineidam, S., Rügner, H., Grathwohl, P.: Impact of grain scale heterogeneity on slow sorption kinetics.- *Environ. Tox. Chem.* **18**(8), 1673–1678 (1999a)
- Kleineidam, S., Rügner, H., Ligouis, B., Grathwohl, P.: Organic matter facies and equilibrium sorption of phenanthrene.- *Environ. Sci. Tech.* **33**(10), 1637–1644 (1999b)
- Kolditz, O., Bauer, S.: A process-oriented approach to computing multifield problems in porous media.- *J. Hydroinf.* **6**(3), 225–244 (2004)
- Kolditz, O., Xie, M., Kalbacher, T., Bauer, S., Wang, W., McDermott, C., Chen, C., Beyer, C., Gronewold, J., Kemmler, D., Legeida, D., Walsh, R., Du, Y., Park, C.H.: *GeoSys/Rockflow* version 4.3.21 – Theory and users manual, Center for Applied Geoscience, University of Tübingen (2006)
- Krass, K., Brüggemann, M., Görener, E.: Anfall, Aufbereitung und Verwertung von Recycling-Baustoffen und industriellen Nebenprodukten im Wirtschaftsjahr 2001 – Teil 1; Recycling-Baustoffe.- *Straße + Autobahn* **4**, 193–202 (2004a)
- Krass, K., Brüggemann, M., Görener, E.: Anfall, Aufbereitung und Verwertung von Recycling-Baustoffen und industriellen Nebenprodukten im Wirtschaftsjahr 2001 – Teil 2; Industrielle Nebenprodukte.- *Straße + Autobahn* **5**, 275–281 (2004b)
- KrW/AbfG: Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW/AbfG).- *BGBI. I* 1994, 2705 (1994)
- Maier, U., Grathwohl, P.: Natural Attenuation in the unsaturated zone and shallow groundwater: coupled modeling of vapor phase diffusion, biogeochemical processes and transport across the capillary fringe.- In: Nützmann, G., Viotti, P., Aagard, P.: *Reactive transport in soil and groundwater*: 141–155; Springer, Berlin (2005)
- Mesters, K.: Abschätzung der Mobilisierbarkeit von leichtlöslichen Salzen aus Müllverbrennungssasche am Beispiel eines Lärmschutzwalles.- Dissertation, Schriftenreihe des Lehrstuhls für Verkehrswegebau der Ruhr-Universität Bochum, **5**.- 170 S.; Bochum (1993)
- Mishra, S., Parker, J.C., Singhal, N.: Estimation of soil hydraulic properties and their uncertainty from particle size distribution data.- *J. Hydrol.* **108**, 1–18 (1989)
- Mualem, Y.: A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media.- *Water Resour. Res.* **12**, 513–522 (1976)
- Richter, T.: Regenwasserversickerung durch Pflasterdecken. Zement-Merkblatt Straßenbau S15 <http://www.vdz-online.de/fileadmin/gruppen/vdz/3LiteraturRecherche/Zementmerkblaetter/S15.pdf> (2003)
- Ross, B.: The diversion capacity of capillary barriers.- *Water Resour. Res.* **26**(10), 2625–2629 (1990)
- Rügner, H., Henzler, R., Grathwohl, P.: Beurteilung der Empfindlichkeit der Filter- und Pufferfunktion von Böden (i. B. Unterböden) nach Maßstäben des vorsorgenden Bodenschutzes für organische Schadstoffe – Abschlussbericht. Projekt: „LABO 2003 B 2.03“ (Programm: „Wasser und Boden“ 2002 der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2005)
- Rügner, H., Kleineidam, S., Grathwohl, P.: Sorptions- und Transportverhalten organischer Schadstoffe in heterogenen Materialien am Beispiel des Phenanthrens.- *Grundwasser* **2**(3), 133–138 (1997)
- Rügner, H., Kleineidam, S., Grathwohl, P.: Long-term sorption kinetics of phenanthrene in aquifer materials.- *Environ. Sci. Tech.* **33**(10), 1645–1651 (1999)
- Seth, R., Mackay, D., Muncke, J.: Estimating of organic carbon partition coefficient and its variability for hydrophobic chemicals.- *Environ. Sci. Technol.* **33**(14), 2390–2394 (1999)
- Stieber, M., Krafnitzer, S., dos Santos Coutinho, C., Tiehm, A.: Untersuchung der Bedeutung des mikrobiellen Abbaus für den Transport persistenter organischer Schadstoffe in der ungesättigten Zone. Abschlussbericht des Teilprojekts 3 des Forschungsvorhabens „Entwicklung und Validierung eines Modells zur Abschätzung der Stoffkonzentration am Beurteilungsort“ im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunkts „Sickerwasserprognose“ (Förderkennzeichen 02WP0515) (2006)
- Stopпка, B.: Prognose des Salzaustrags aus Straßenbaustoffen in der Sickerzone.- Dissertation, Schriftenreihe des Lehrstuhls für Verkehrswegebau der Ruhr-Universität Bochum, Heft 16.- 232 S.; Bochum (2002)
- Susset, B.: Materialien zur Sickerwasserprognose.- In: Förstner, U., Grathwohl, P.: *Ingenieurgeochemie, Technische Geochemie – Konzepte und Praxis*. Textbeitrag und Folien im CD-Anhang der 2. neu bearbeiteten Auflage.- 471 S.; Springer, Berlin (2007)
- Utermann, J., Kladiwko, E.J., Jury, W.A.: Evaluation pesticide migration in tile drained soils with a transfer function model.- *J. Environ. Quality* **19**, 707–714 (1990)
- Vanderborght, J., Vereecken, H.: One-dimensional modeling of transport in soils with depth-dependent dispersion, sorption and decay.- *Vadose Zone J.* **6**, 140–148 (2007)
- van Genuchten, M.T.: A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils.- *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44**, 892–898 (1980)
- Wörner, T., Löcherer, L., Westiner, E.: Untersuchung über das Verhalten von Recycling-Baustoffen in Tragschichten ohne Bindemittel unter längerer Verkehrsbeanspruchung. Beitrag zum Statusseminar Verbundvorhaben „Reststoffverwertung im Straßenbau“, TV 4, FKZ 147 10 43 0, Bochum (2001)
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C.: Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation models and in land use planning. – Final Report on the European Union Funded project. DLO-Staring Centre, Report 156, Wageningen/The Netherlands (1998)