

Ausgewählte Aspekte der Sickerwasserprognose – Aktivitäten der AG „Sickerwasser und Stofftransport“ der DWA

Prof. Dr. Bernd Lennartz; Institut für Landnutzung, Agrar- und
Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock

Zusammenfassung

Gesetzliche Regelungen mit Bezügen zum Boden, insbesondere das Bundes Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und nachgeschaltete Verordnungen sowie die EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL), erfordern die Abschätzung oder auch Prognose des Eintrages von Nähr- und Schadstoffen in Wasserressourcen. Von besonderer Bedeutung ist der Transportpfad durch die ungesättigte Bodenzone ins Grundwasser (Sickerwasserprognose). Die Vorgehensweise und die einzusetzenden Instrumente (Modelle) bei der Sickerwasserprognose sind grundsätzlich auch für Situationen anwendbar bei denen Böden nicht unmittelbar mit einbezogen sind (z.B. Abfall als Abdeckschicht für Deponien und Altlasten). Verschiedene Organisationen und Verbände haben seit Inkrafttreten der entsprechenden Bodenschutzgesetzgebung Arbeits- und Entscheidungshilfen zur Durchführung der Sickerwasserprognose erarbeitet. Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) hat eine Arbeitsgruppe ‚Sickerwasser und Stofftransport‘ mit dem Ziel initiiert, die wissenschaftlichen Grundlagen der relevanten Prozesse zusammenzustellen. Obwohl die Arbeiten nicht unmittelbar auf eine praktische Handlungsempfehlung ausgerichtet sind, konnten wichtige Erkenntnisse zusammengetragen werden, die für die Abschätzung des Schadstoffhaltens in porösen Medien im Ingenieuralltag von Bedeutung sind. Die Dokumentation erfolgt in einem DWA-Themenband ‚Materialien zur Sickerwasserprognose‘ (Sommer 2005).

Ausgangspunkt der Sickerwasserprognose ist der Prozess der Freisetzung von Schadstoffen aus kontaminierten Materialien (Quellstärke, Quellterm). Klassische Verfahren wie das S4-Verfahren (DIN 38414-4) oder der Ammonium-Nitrat-Extrakt (DIN 19730) sind nur bedingt geeignet, Freisetzungsraten von Stoffen zu quantifizieren. Je nach Stoffgruppe können neuere Verfahren, wie das Infinite-Sink-Verfahren helfen, das Mobilisierungspotenzial abzuschätzen.

Ausgehend von einer Schadstoffkonzentration in der Lösung können Transportraten und -distanzen bei gegebenen Randbedingungen berechnet werden, so dass Stofffrachten, die in tiefere Bodenschichten und ins Grundwasser gelangen, abzuschätzen sind. Es steht eine breite Palette an Berechnungs- und Modellansätzen unterschiedlicher Komplexität zur Verfügung. Je nachdem wie genau die Dynamik des Wasserflusses abgebildet werden soll, sind meteorologische Randbedingungen mit entsprechend hoher zeitlicher Auflösung zu berücksichtigen. Insbesondere in porösen Medien, die eine heterogene Struktur aufweisen, wie z. B. Altlasten, sind inhomogene Wasserfronten und ‚schnelle‘ Transportsituationen in die Überlegung einzubeziehen.

Im vorliegenden Beitrag wird exemplarisch für das im DWA-Themenheft zusammengestellte Material näher auf das Problem der Transportprognose eingegangen, wobei Erscheinungsformen des bevorzugten Stofftransports vorgestellt und konzeptualisiert werden. Es wird zwischen Transportsituationen bei Makroporen- bzw. Interaggregatfluss, bei denen die Gefahr einer Kontamination der Wasserressourcen im Untergrund

besonders hoch ist, und Transportverhältnissen bei Fingerflussszenarien unterschieden.

Als Diskussionsbeitrag wird ein zweistufiges Verfahren der Sickerwasserprognose vorgestellt. Hauptaugenmerk liegt dabei auf der bodenkundlichen Ansprache des Substrats am Standort, mit dem Ziel einer qualitativen Einschätzung des Gefahrenpotenzials bezüglich einer bevorzugten Stoffverlagerung und damit gegenüber einer Grundwasserkontamination. Ein einfacher Rechenweg ermöglicht die Quantifizierung der Aufenthaltszeit, Konzentration und Fracht von Schadstoffen in der ungesättigten Bodenzone bei bevorzugten Stoffverlagerungsverhältnissen.

1 Einleitung

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) bildet die gesetzliche Grundlage für die Untersuchung und Bewertung von Gefahren, die von schädlichen Bodenveränderungen in der wasserungesättigten Bodenzone ausgehen. In der Bundes-Bodenschutz-Verordnung (BBodSchV, 1999), ist die Beurteilung des Gefahrenpotenzials, das durch einen Schadstoff auf die Bereiche Boden/Bodenorganismen, Mensch und Grundwasser besteht, geregelt. Den Schwerpunkt der Bewertung des Wirkungspfads Boden-Grundwasser bildet die ‚Sickerwasserprognose‘. Mit ihrer Hilfe sollen die Gefahren für das Grundwasser abgeschätzt und beurteilt werden, die von bestehenden Altlasten und Verdachtsflächen, bzw. von kontaminierten Materialien, die auf Böden ausgebracht werden sollen, ausgehen können. Dazu gehört die Ermittlung bzw. Abschätzung der realen oder potentiellen Emission aus dem Bereich der ungesättigten Zone, auch Quellstärke genannt, und der Konzentrationen und Frachten im Sickerwasser am Übergang von der ungesättigten zur gesättigten Zone („Ort der rechtlichen Beurteilung“). Die Prüfwerte und Maßnahmenwerte der BBodSchV bilden die Bewertungskriterien am Ort der rechtlichen Beurteilung.

Vor dem Hintergrund der öffentlichen Fachdiskussion über das geeignete Vorgehen bei der Erstellung einer „Sickerwasserprognose“ gibt die DWA-Arbeitsgruppe „Sickerwasser und Stofftransport“ mit dem Themenband ‚Materialien zur Sickerwasserprognose‘ einen Überblick über den Stand des Wissens zu den wichtigsten steuernden Prozessen. Entsprechend der relevanten Teilprozesse und Ansätze zu deren Quantifizierung wurden insgesamt sechs Themen zur Bearbeitung definiert:

- Bestimmung der Quellstärke
- Schneller Stofftransport in Böden
- Biodegradation organischer Schadstoffe
- Sorption organischer Schadstoffe
- Stand der Modelltechnik
- Sickerwasserprognose aus Sicht der Praxis

Das zusammengestellte Material soll den Kollegen, die mit der hier angesprochenen Thematik befasst sind, als Arbeitsmaterial und als Basis für weiter führende Diskussionen dienen. Bei der Bearbeitung der einzelnen Abschnitte wurde besonders auf die Einbeziehung der Aspekte geachtet, die in der Wissenschaft zwar bekannt sind, die aber in der Praxis noch keinen Einzug gehalten haben oder kontrovers diskutiert werden. Vorhanden Ansätze zum Umgang mit der Sickerwasserprognose werden kritisch diskutiert und mögliche Schwachstellen aufgezeigt.

Ausgangspunkt der Sickerwasserprognose ist der Prozess der Freisetzung von Schadstoffen aus kontaminierten Materialien (Quellstärke, Quellterm). Klassische Verfahren wie das S4-Verfahren (DIN 38414-4) oder der Ammonium-Nitrat-Extrakt (DIN 19730) sind nur bedingt geeignet, Freisetzungsraten von Stoffen zu quantifizieren. Im Kapitel „Methoden zur Quellstärkeermittlung: Bewertung häufig verwendeter Methoden und konzeptionelle Probleme“ wird dies anhand ausgewählter Beispiele verdeutlicht. Je nach Stoffgruppe können neuere Verfahren, wie das Infinite-Sink-Verfahren, helfen, das standortspezifische Mobilisierungspotenzial abzuschätzen.

Ausgehend von einer Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung können Transportraten und -distanzen bei gegebenen Randbedingungen berechnet werden, so dass Stofffrachten, die in tiefere Bodenschichten und ins Grundwasser gelangen, abzuschätzen sind. Es steht eine breite Palette an Berechnungs- und Modellansätzen unterschiedlicher Komplexität zur Verfügung. Grundvoraussetzung für eine hinreichend genaue Prognose der Schadstoffkonzentration und der –fracht am Ort der rechtlichen Beurteilung, ist die richtige Einschätzung der Filter- und Pufferleistung der teilgesättigten Boden- und Substratzone. Insbesondere in porösen Medien, die eine heterogene Struktur aufweisen, wie z. B. Lehme und Tone, aber auch Abfälle, sind inhomogene Wasserfronten und ‚schnelle‘ Transportsituationen in die Überlegung einzubeziehen. Im Kapitel „Bedeutung des schnellen Stofftransports für die Sickerwasserprognose“ werden das Problem präferenzzieller Fliesssituationen thematisiert und praktische Vorschläge zu dessen Berücksichtigung bei der Sickerwasserprognose unterbreitet.

Im Kapitel „Bewertung der Biodegradation im Rahmen der Sickerwasserprognose“ werden Aspekte des biologischen Abbaus der nach BBodSchV geregelten Organika zusammengetragen. Besonderes Gewicht wird auf Boden- und Standortparameter gelegt, die zur Beurteilung der biologischen Aktivität des Bodens und des Ausmaßes anaerober Bedingungen benötigt werden. Es wird ein Schema vorgestellt, anhand dessen der Praktiker die Entscheidung treffen kann, ob biologischer Abbau am zu beurteilenden Standort relevant ist. Das Ausmaß des zu erwartenden Bioabbaus kann mit numerischen Modellen unter Verwendung der im umfangreichen Anhang zusammengestellten Abbauraten bzw. Halbwertszeiten abgeschätzt werden. Auf die Grenzen der häufig mit Labormethoden ermittelten Abbauraten und auf die Notwendigkeit von *in-situ*-Messungen wird hingewiesen.

Die Sorption organischer Schadstoffe ist zwar kein Eliminierungsmechanismus wie der biologische Abbau, kann aber einen relativ langfristigen Rückhalt von Schadstoffen aus dem Sickerwasser bewirken. Eine sehr grobe Abschätzung dieses Rückhalts ist auf der Basis des Sorptionskoeffizienten bzw. des daraus zu ermittelnden Retardationskoeffizienten möglich. Im Kapitel „Einfluss der Sorption auf den Transport organischer Schadstoffe“ wird auf die Probleme bei Annahme der Gültigkeit einfacher linearer Adsorptionsisothermen, der Vernachlässigung möglicher Konkurrenzadsorptionseffekte sowie die Nichtberücksichtigung geschwindigkeitsbestimmender Stoffübergangsprozesse (Annahme spontaner Gleichgewichtseinstellung) hingewiesen. Um hier zu einer größeren Sicherheit in der Transportprognose zu kommen, wäre es sinnvoll, systematische experimentelle Untersuchungen und modellgestützte Sensitivitätsanalysen für praxisrelevante Bedingungen durchzuführen.

Im Kapitel ‚Stand der Modelltechnik‘ werden die grundlegenden Gleichungen aller relevanten Teil-Prozesse zusammengefasst und Möglichkeiten ihrer modelltechnischen Umsetzung erläutert. In Form einer tabellarischen Darstellung werden ca. 40 Program-

me und deren jeweilige Leistungsmerkmale als eine erste Orientierungshilfe vorgestellt. Darüber hinaus werden Internet-Adressen als wichtigste Anlaufstellen für den Anwender genannt. Die präsentierten Modelle unterscheiden sich im Hinblick ihrer praktischen Einsetzbarkeit zum Teil sehr deutlich. Das Spektrum reicht von einfachen prozessbasierten Programmen bis zu hochkomplexen Modellpaketen, welche mehrere Rechenmodule verbinden.

Das Kapitel „Aspekte der Sickerwasserprognose aus Sicht der Praxis“ bietet einen praktischen Leitfaden zur Vorgehensweise bei der Sickerwasserprognose, wobei die Datenermittlung und die Abstimmung mit der Behörde zentrale Punkte bilden. Der Beitrag versteht sich als Ergänzung zu den zahlreichen Handlungsempfehlungen, die von verschiedenen Institutionen, insbesondere Länder-Behörden, zwischenzeitlich entwickelt wurden, und soll einige ausgewählte Aspekte der Sickerwasserprognose aus Sicht der Praxis beleuchten und so zu einem verbesserten Verständnis und damit zu einer einfachen, praktikablen und kostengünstigen Durchführung der Sickerwasserprognose beitragen. Dieser letzte Abschnitt des Themenbandes wendet sich damit an den Praktiker, Sachbearbeiter und Ingenieur.

Exemplarisch für die im DWA-Themenheft zusammengefassten relevanten Teil-Prozesse der Sickerwasserprognose wird im Folgenden ausführlich auf den schnellen Stofftransport in Böden eingegangen.

2 Die Bedeutung des schnellen Stofftransports für die Sickerwasserprognose

Grundvoraussetzung für eine hinreichend genaue Prognose der Schadstoffkonzentration und der -fracht am Ort der rechtlichen Beurteilung, ist die richtige Einschätzung der Filter- und Pufferleistung der teilgesättigten Boden- und Substratzone. Die Leistungsfähigkeit des Filter- und Puffersystems Boden wird maßgeblich durch die Intensität des Kontaktes zwischen dem stofflich belasteten Bodenwasser und der Bodenmatrix bestimmt. Wenn das infiltrierende Niederschlagswasser auf seiner Bodenpassage sich konzentriert entlang *bevorzugter Fließpfade* bewegt, die Bodenmatrix also weitestgehend nicht mit den gelösten Stoffkomponenten in Verbindung treten kann, erhöht sich die Gefahr des Stoffaustrags und damit einer Kontamination von Grund- und Oberflächenwasser. Dieses Problem der *bevorzugten Stoffverlagerung* bzw. des *schnellen Stofftransports* ist zwar in der Wissenschaft weitestgehend bekannt, hat aber bis dato keinerlei Berücksichtigung bei praktischen Maßnahmen, insbesondere bei der Umsetzung der Sickerwasserprognose gefunden (Grathwohl u. Susset, 2001).

Ziel des vorliegenden Beitrages ist es, die verschiedenen Erscheinungsformen des bevorzugten Stofftransports vorzustellen und entsprechende Konsequenzen für die Sickerwasserprognose abzuleiten und zu diskutieren. Es werden mögliche Berechnungsverfahren erläutert und eine Vorgehensweise zur Prognose von Schadstoffkonzentrationen und -frachten vorgeschlagen.

An dieser Stelle soll ausschließlich die Transportkomponente, also der Prozess, der wirksam ist, wenn der Stoff bereits in Lösung vorliegt, behandelt werden. Der Prozess der Freisetzung (Quellstärke), der ebenso einer intensiven wie innovativen Betrachtung zu unterziehen ist, wird an anderer Stelle ausführlich diskutiert (siehe Lang und Kaupenjohann, Kapitel 2 des DWA-Themenheftes).

2.1 Grundlagen

Der klassische Ansatz zum Stofftransport setzt sich aus einer konvektiven und einer diffusiv-dispersiven Komponente als wirksame Mechanismen zusammen. Zur Abschätzung des konvektiven Anteils des Stofftransports (J_{con} , [$\text{M L}^{-2} \text{T}^{-1}$]) sind die Flussrate q [L T^{-1}] bzw. die Porenwassergeschwindigkeit $v = q/\theta$ [L T^{-1}] mit θ [$\text{L}^3 \text{L}^{-3}$] dem volumetrischen Bodenwassergehalt und die Stoffkonzentration in der Lösungsphase c_F [M L^{-3}] zu bestimmen:

$$J_K = q \cdot c_F \quad [1]$$

Stoffvermischungsprozesse durch Diffusion und Dispersion werden zusammengefasst und entsprechend dem 1. Fickschen Gesetz formuliert. Der diffusiv-dispersive Stofffluss J_D [$\text{M L}^{-2} \text{T}^{-1}$] ist also eine Funktion des Konzentrationsunterschieds über eine gegebene Fließstreckendifferenz dz [L].

$$J_D = -D(\theta, v) \, dc_F/dz \quad [2]$$

mit D dem hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten [$\text{L}^2 \text{T}^{-1}$], der von dem Wassergehalt des Bodens und der Porenwassergeschwindigkeit abhängt. Die Diffusion trägt nur bei sehr geringen Fließgeschwindigkeiten maßgeblich zur Stoffvermischung bei, kann aber z.B. bei bindigen und schlecht wasserdurchlässigen Substraten von Bedeutung sein. Der Einfluss der Dispersion, also Stoffvermischung aufgrund von Fließgeschwindigkeitsdifferenzen auf mikroskopischer Ebene, kann anhand der vertikalen Dispersivität α [L] (in Fließrichtung, longitudinal), einer empirischen ermittelten Bodeneigenschaft, quantifiziert werden.

$$D_P = \alpha \cdot v \quad [3]$$

mit D_P dem hydromechanischen Dispersionskoeffizienten.

Die Dispersivität der ungesättigten Boden- und Substratzone hängt von Textur- und Struktureigenschaften und dem Grad der Wassersättigung ab (Perfect et al. 2002).

Ist die Porenwassergeschwindigkeit bekannt, lässt sich eine erste Einschätzung der Aufenthaltszeit eines nicht-reaktiven Stoffes, also einer Verbindung, die keinerlei Wechselwirkung mit der Bodenmatrix eingeht, im Bodenprofil vornehmen:

$$tk_{\text{res}} = z/v \quad [4]$$

mit tk_{res} [T] der Aufenthaltszeit eines nicht-reaktiven auch als konservativ bezeichneten Stoffes, z [L] der Transportstrecke, in der Regel also dem Grundwasserflurabstand, bzw. der Distanz zwischen dem Ort der Verunreinigung und dem Ort der rechtlichen Beurteilung. Bei dieser Methode werden grob vereinfachend ein über Zeit und Raum konstanter Wassergehalt und eine konstante Flussrate angenommen (stationäre Fließverhältnisse). Unter Freilandverhältnissen liegen stets instationäre Fließverhältnisse also wechselnde Wassergehalte und Fließraten über die Zeit vor, sodass Gleichung [4] nur für eine erste Einschätzung des Transportproblems zum Einsatz kommen kann.

Um der Dispersion in einfacher Form Rechnung zu tragen kann [4] erweitert werden:

$$tk_{\text{res}} = (z - \alpha)/v \quad [4a]$$

Die Dispersivität, α ($\alpha = D/v$), ist eine Bodeneigenschaft, die für praktische Zwecke aus der Fließstrecke geschätzt werden kann:

$$\alpha = z \cdot 0.1 \quad [5]$$

Für die überwiegende Mehrheit der Praxisfälle, in denen eine Prognose erforderlich wird, kann mit dem Vorliegen eines *reaktiven* Schadstoffes gerechnet werden. Es muss dann für die Abschätzung der Aufenthaltszeit des Stoffes in der ungesättigten Bodenzone die Affinität der Stoffkomponente zur Bodenmatrix ermittelt werden. Üblicherweise werden diese Adsorptionsverhältnisse in Gleichgewichts-Versuchen, so genannten Batch-Experimenten untersucht. In Abhängigkeit von der chemischen Natur der Stoffklasse (anorganisch/organisch) und der Zusammensetzung des anstehenden Bodens (Gehalt an mineralischen und organischen Austauschsubstanzen) besteht auch die Möglichkeit anhand der Löslichkeit des Stoffes und Literaturinformationen (lineare) Sorptionskoeffizienten (K_D [$L^{-3} M^{-1}$]) abzuschätzen. So ist für organische Verbindung bekannt, dass deren Retardierung in Böden eine Funktion des Gehaltes an organischem Kohlenstoff ist. Dieser Zusammenhang kann für die Abschätzung von Sorptionskoeffizienten genutzt werden (Worch und Thiele-Bruhn, Kapitel 5). Die Sorptionskoeffizienten sind Grundlage für die Berechnung des dimensionslosen Retardationsfaktors (R), der seinerseits als Parameter die Aufenthaltszeit reaktiver Stoffkomponenten im Bodenprofil modifiziert:

$$R = 1 + K_D \cdot \rho / \theta \quad [6]$$

$$\text{und } tr_{\text{res}} = R \cdot (z - \alpha) / v \quad \text{bzw. } tr_{\text{res}} = R \cdot tk_{\text{res}} \quad [7]$$

mit tr_{res} der Aufenthaltszeit eines reaktiven Stoffes in der ungesättigten Bodenzone und ρ [$M L^{-3}$] der Trockenrohdichte des Bodens.

Die Konzentrationsentwicklung eines Stoffes über die Zeit in einer bestimmten Bodentiefe unterhalb der Kontaminationsquelle kann aus der Summe der Einzelflüsse ([1] + [2]) unter Berücksichtigung des Massenerhalts (Kontinuität) berechnet werden.

[8]

$$R \frac{\partial \theta c}{\partial t} = D \theta \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - q \frac{\partial c}{\partial z} + S$$

mit S der Netto-Summe aller möglichen Stoffquellen und -senken. S beinhaltet z.B. den Abbau von (organischen) Stoffen.

Die Konvektions-Dispersions-Gleichung [8] ist komplex, da S, R, c, θ und q Funktionen von Bodentiefe und Zeit sind; D ist zudem eine Funktion von θ und v. Sie ist daher nur mit computergestützten numerischen Methoden lösbar, es sei denn, es wird eine über Raum und Zeit konstante Flussrate und ein entsprechender Wassergehalt vorausgesetzt, dann sind analytische Lösungen der Gleichung möglich (Van Genuchten und Wierenga, 1976).

Für die soweit präsentierten Gleichungen gilt stets die Prämisse, dass der gesamte Wassergehalt des Bodens homogen und am Transport beteiligt ist. Schnelle Stofftransportphänomene, die auf physikalischen Fließungleichgewichten im Boden beruhen, werden in den klassischen Ansätzen nicht berücksichtigt. Ein Fließungleichgewicht liegt dann vor, wenn die tatsächliche Fließgeschwindigkeit des Bodenwassers in den Poren (Porenwassergeschwindigkeit v) höher ist, als anhand des gemessenen Boden-

wassergehaltes θ und der Flussrate q zu erwarten wäre. Dieses Phänomen lässt sich dadurch erklären, dass sich das Bodenwasser nicht gleichmäßig bewegt, sondern sich in Fraktionen unterschiedlicher Mobilität aufgliedert. Ein verbreiteter Ansatz zur Beschreibung der in vielen Feld- und Laboruntersuchungen beobachteten bevorzugten Transportverhältnisse ist die Separierung in zwei Komponenten, wobei eine Fraktion als immobil und eine als mobil betrachtet wird.

Bis heute haben im Bereich der praktischen Anwendung Transportungleichgewichte keinerlei Berücksichtigung gefunden. Hierfür sind vor allem zwei Gründe zu nennen. Zum einen sind die Simulationsmodelle, die explizit Transportungleichgewichten Rechnung tragen, z.B. in Form des vorgestellten mobil/immobil Konzeptes, vergleichsweise komplex. Die prozessbasierte Abbildung mehrmodaler Fließ- und Transportszenarien lässt sich nur mit entsprechend komplexen Gleichungsansätzen und damit nur mit einer erhöhten Anzahl von Parametern erreichen. Da diese Parameter aber a priori kaum bzw. nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand abzuleiten sind, ist der Nutzen genannter Modellansätze in der Praxis in Frage gestellt.

Zum anderen besteht immer noch die Annahme, dass Transportungleichgewichte Ausnahmesituationen sind. Nach allen Informationen, die heute vorliegen, können wir sagen, dass Transportungleichgewichte und der schnelle Stofftransport nicht nur vielmehr die Regel als die Ausnahme sind, sondern, dass in Böden unter Wasserteilsättigung praktisch *immer* ein beschleunigter Transport vorliegt.

2.2 Konzeptualisierung von Transportungleichgewichten

Es lassen sich zwei Grundtypen von Transportungleichgewichten unterscheiden, die dem Erscheinungsbild des 'Fingerflusses' bzw. des 'Makroporenflusses' zugeordnet werden können (Abb. 1). Die beiden Fließszenarien haben ganz unterschiedliche Auswirkungen auf den Stofftransport, die im Folgenden näher erläutert werden sollen.

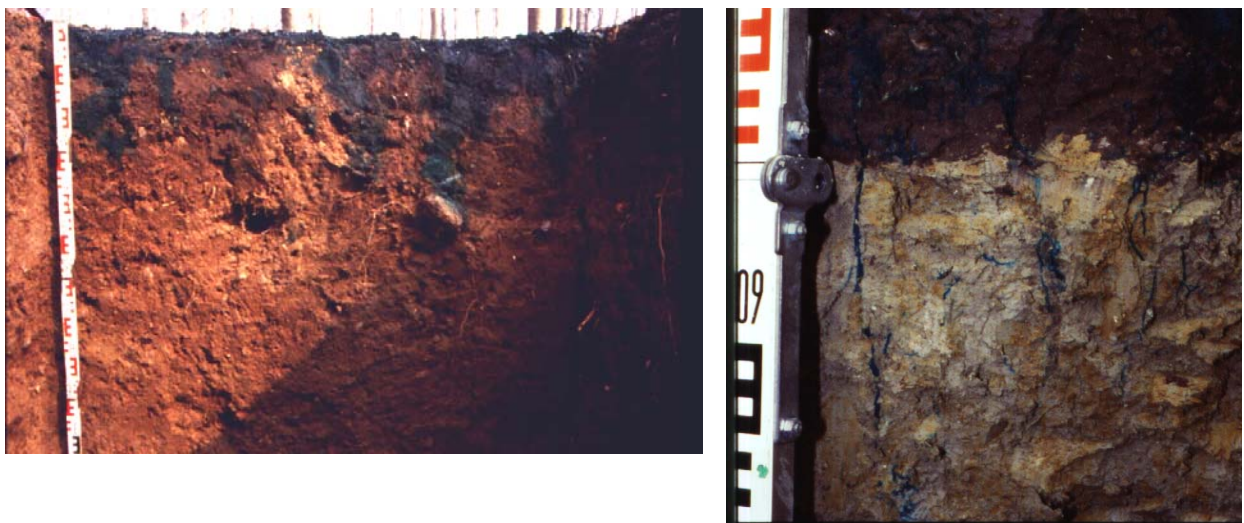


Abbildung 1. Visualisierung von Fließfeldern mittels Färbetechnik. Links, Ausbildung von Fließfingern bei schwach bis wenig aggregierten Substraten (lehmiger Sand). Rechts, Makroporenfluss in dual-porösen Böden mit starker Aggregation (toniger Lehm).

2.2.1 Fingerfluss und das mobil/immobil Konzept

Die Ausbildung von Fliessfingern (Fingering) wurde häufig in sandigen Substraten (Einkornstruktur) beobachtet (Liu et al., 1994). Als Ursache sind Instabilitäten der Befeuchtungsfront anzunehmen, die sich aufgrund von Hydrophobizitätsdifferenzen im Substrat manifestieren (Ritsema und Dekker, 1998; Hangen et al., 1999). Inwieweit im Boden angereicherte organische Schadstoffe diese räumlichen Befeuchtungsunterschiede mit verursachen ist unbekannt. Die Fliessfinger können mehrere Dezimeter Durchmesser aufweisen. Auch der Trichterfluss (Funneling) scheint auf gut durchlässige Substrate beschränkt. Die Konzentration der Fliessfront wird durch abrupte Änderung in der Körnung, hervorgerufen z.B. durch Tonlinsen und Steine, verursacht (Stagnitti et al., 1995). Diese Strukturelemente, die die Diskontinuität der bodenhydraulischen Eigenschaften bewirken, leiten den Wasserfluss trichterförmig ab. Die Strukturelemente verhalten sich wie Kapillarsperren, bei denen der vertikale Wasserfluss eingeschränkt wird und das Wasser sich lateral entlang der eingebetteten Grenzflächen bewegt.

Einmal etablierte Fliessfinger bleiben häufig über mehrere Infiltrationszyklen bestehen, obwohl die Wassergehaltsdifferenzen zwischen leitendem Fliessfinger und nicht transportierendem Zwischenfingerbereich nur wenige Volumenprozent betragen (Lennartz und Kamra, 1998). Unterschiedliche Niederschlags- und Infiltrationsintensitäten verändern vermutlich die Ausdehnung der Fliessfinger. Experimentelle Untersuchungen belegten, dass die Fliessfinger in Einkornsubstraten zwischen 60 und 90% des Bodenwassergehaltes einnehmen (Lennartz und Meyer-Windel, 1995).

Gelöste Stoffe, die nicht adsorbiert werden, werden bei einem Fliessfingerszenario schneller durch das Bodenprofil transportiert, als anhand des gemessenen Wassergehaltes und der Flussrate vermutet. Bezogen auf eine Transportdistanz, z. z.B. zwischen Ort der Kontamination und Grundwasseroberfläche, bedeutet das, dass der Stoff das Grundwasser erreicht, bevor das Bodenwasser des Profils einmal ausgetauscht wurde.

Eine entsprechende Transportsituation wurde bereits in den sechziger Jahren in Form des mobil/immobil Transportmodells konzeptualisiert (Coats and Smith, 1964). In dem Modellansatz wird zwischen zwei Fliessregionen, einer mobilen (Fliessfinger, θ_m) und einer immobilen (Zwischenfingerbereich, θ_{im}) unterschieden. Die entwickelte Theorie basiert auf der Annahme, dass der immobile Wasseranteil nur über Diffusion dem Stoff zur Verfügung steht. Der konvektive Stofftransport ist auf die mobile Region beschränkt. Die ‚wahre‘ oder effektive Porenwassergeschwindigkeit v_{eff} ergibt sich aus dem ‚wahren‘, nämlich dem Wassergehalt, der tatsächlich am (konvektiven) Transport des Stoffes beteiligt ist (mobile Wasserfraktion, θ_m). Dieser ist in aller Regel kleiner als der messtechnisch zu ermittelnde Gesamtwassergehalt einer Probe.

$$v_{eff} = q/\theta_m$$

[9]

Die stagnierenden Wasserregionen können je nach Bodensubstrat unterschiedlich gut an die Transportzone angebunden sein. Bei ausgesprochen gleichmäßiger Körnung können die immobilen Wasserbereiche weitestgehend isoliert vorliegen, sodass der diffusive Stofftransfer in diese Regionen hinein stark eingeschränkt ist (Lennartz und Meyer-Windel, 1995, Abb. 2).

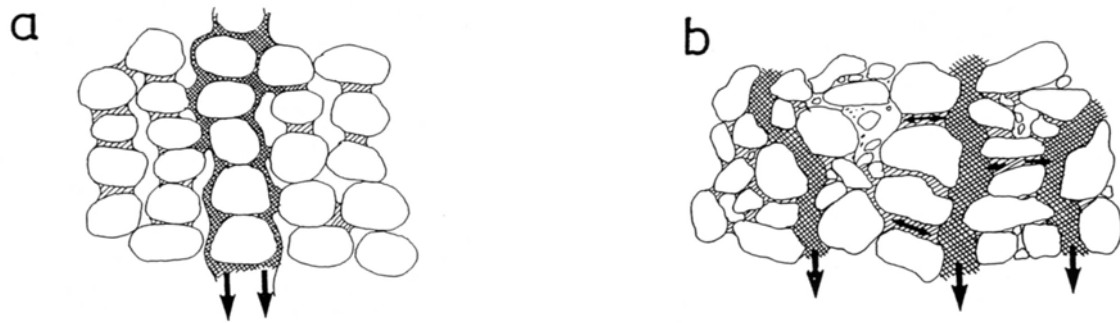


Abbildung 2. Mobile und immobile Wasserregionen in wasserteilgesättigten Böden. Die immobilen Wasseranteile können isoliert (a) oder an die konvektive Transportzone (mobiler Wasseranteil) angebunden (b) sein.

Das Mobil/Immobil-Modell wurde erfolgreich für reaktive Stoffe weiter entwickelt (Van Genuchten und Wierenga, 1976). Für Fließfingerszenarien konnte beobachtet werden, dass reaktive Stoffe entsprechend ihrer Sorptivität in dem ungesättigten Profil zurück gehalten werden und entsprechend zeitlich verzögert gegenüber nicht-reaktiven Stoffen ins Grundwasser eingetragen werden. Die Gefahr einer Grundwasserkontamination mit reaktiven Komponenten ist also bei einer Separierung des Bodenwassers in mobile und immobile Wasserbereiche nicht deutlich höher, als bei Annahme homogener Bodenwasserverhältnisse. Allerdings kann die Beprobung an Standorten mit mobil/immobilen Fließverhältnissen zu erheblichen Fehleinschätzungen führen, wie anhand von Abbildung 3 illustriert wird. Je nachdem ob an Position A, B oder C beprobt wird, wird eine unterschiedliche Einschätzung der im Profil vorhandenen Stoffmenge erfolgen. Dieser Umstand weist eindringlich auf die Bedeutung der multiplen Beprobung kontaminierter Standorte hin.

Wichtigste Erkenntnis zur Einschätzung der Bedeutung des Fingerflusses für die Sickerwasserprognose ist die Tatsache, dass reaktive Stoffkomponenten erwartungsgemäß retardiert werden. In Laborversuchen unabhängig bestimmte Sorptionskoeffizienten bleiben bei Fingerflussszenarien aussagekräftige Größen.

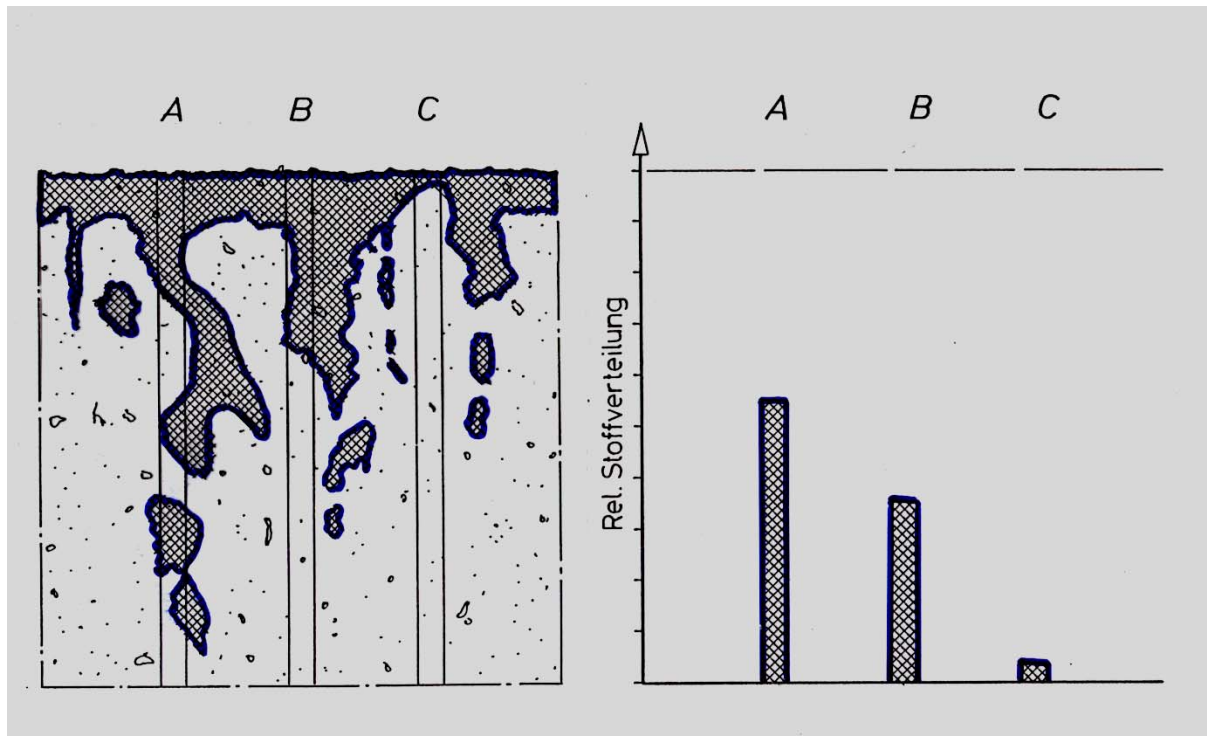


Abbildung 3. Relative Stoffverteilung im Bodenprofil bei der Ausbildung von Fließfingern (Fingering). Diese Manifestation der bevorzugten Stoffverlagerung wird in erster Linie in sandigen Substraten beobachtet und kann mit dem Mobil/immobil-Modellansatz befriedigend abgebildet werden. Die heterogene Stoffverlagerung kann nur durch eine entsprechend multiple Beprobung am Standort charakterisiert werden.

2.2.2 Makroporenfluss und präferenzieller Stofftransport

Während bei Sandböden Einzelkornstruktur vorliegt, ist bei Böden, deren Textur von Schluff und Ton dominiert wird, von einer Aggregatstruktur auszugehen. Neben der Korngrößenzusammensetzung hat die Aggregatstruktur wesentlichen Einfluss auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Böden. Durch die Bildung von Aggregaten z.B. durch Quellungs- und Schrumpfungsprozesse, aber auch durch biologische Aktivität (Pflanzenwurzeln, Regenwürmer), entstehen zwei unterschiedliche Porensysteme, der *Interaggregat-* (Poren zwischen Aggregaten) und der *Intraaggregatraum* (Porensystem der Matrix). In der Regel ist das Porensystem der Matrix feinporiger als das des Aggregatzwischenraums bzw. das der biogenen (Makro-)Poren. Die unterschiedliche Porosität der beiden Porensysteme (dual-poröses Medium), ermöglicht bei entsprechenden Wasserverhältnissen die Ausbildung singulärer Leitbahnen, die eine direkte Verbindung, einen Kurzschluss, zwischen Ursprung (z.B. Schadstoffquelle im Oberboden) und Endpunkt (im ungünstigsten Fall die Grundwasseroberfläche) bilden (Johnson et al., 1996; Lennartz et al., 1997a). Diese Erscheinungsform eines Fließungleichgewichts wird im Allgemeinen als Makroporenfluss und in dieser Arbeit in Abgrenzung zum bevorzugten Stofftransport bei Fingerfluss auch als *präferenzielle Transportsituation* bezeichnet.

Gemessen am Gesamtwassergehalt des Bodens nimmt der Wassergehalt der präferenziellen Leitbahnen, θ_{pref} , bei Fließsituationen wie sie z.B. in Abbildung 1 dargestellt sind, nur etwa 10% ein. Verglichen mit Berechnung, die von einer homogenen Wasserfront für die Bestimmung der Transportgeschwindigkeit ausgehen, wird ein Stoff also

etwa zehn mal schneller transportiert. Die Gefahr einer Grundwasserkontamination an Standorten, die zu ausgeprägtem Makroporenfluss neigen, ist daher besonders hoch. Die Situation wird noch dadurch verschärft, dass reaktive Stoffe bei präferenziellen Fließverhältnissen scheinbar ebenso schnell transportiert werden, wie sogenannte konservative Stoffe, also Verbindungen, die keinerlei Wechselwirkungen mit der Bodenmatrix eingehen (Abb. 4, Lennartz et al., 1997b). Hierbei ist die Adsorption zumindest für Anteile der im System vorliegenden Stoffe unwirksam. Obwohl der Zeitpunkt des ersten Auftretens der Chemikalie unter präferenziellen Fließverhältnissen unabhängig von der Reaktivität des Stoffes zu sein scheint, bleibt die Stofffracht als Integral der Austrags- oder Durchbruchkurve offensichtlich eine Funktion der Affinität des Stoffes zur Bodenmatrix (Abb. 4). Also auch unter präferenziellen Fließverhältnissen ist das Sorptionsverhalten von Stoffen ein wichtiges Charakteristikum und ist in jedem Fall zu quantifizieren.

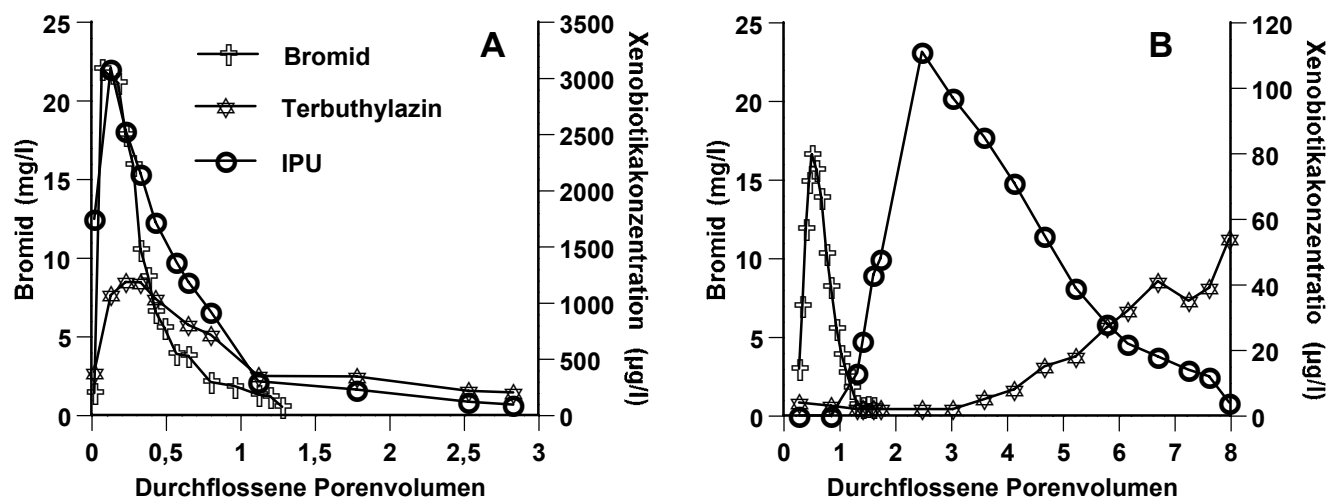


Abbildung 4. Durchbruchverhalten nicht-reaktiver und reaktiver Stoffe bei A präferenziellen (Makroporenfluss) und bei B Transportverhältnissen mit immobilen Wasser (Fingerfluss). Die sorptiven, organischen Verbindungen Terbutylazin und Isoproturon (IPU) werden simultan mit dem konservativen Stoff Bromid verlagert, die Stofffracht (Fläche unter der Kurve) ist aber unterschiedlich (A). Auch bei Fließverhältnissen mit immobilen Wasser (B) erscheint das Konzentrationsmaximum des nicht-reaktiven Stoffs bevor das Porenvolumen einmal ausgetauscht wurde, aber die reaktiven Komponenten werden entsprechend ihrer Sorptivität chromatographisch abgetrennt und mit deutlich geringeren Stofffrachten aus dem System ausgetragen.

In der Praxis bedeuten präferenzielle Transportverhältnisse, dass Stoffe unabhängig von ihrer chemischen Natur, einmal in Lösung, in kurzer Zeit über große Distanzen transportiert werden können; zum einen, weil Stoffanteile aufgrund eines fehlenden Kontaktes zur Bodenmatrix nicht retardiert werden, zum anderen, weil der Fließquerschnitt bzw. der aktiv am Transport beteiligte volumetrische Wassergehalt häufig auf bis zu 10% des bestimmbareren Wasseranteils reduziert ist. Für die Einschätzung des Gefährdungspotenzials das von Makroporenflusssituationen ausgeht, ist die Kontinuität der singulären Fließpfade bzw. die Transportdistanz zwischen Ort der Kontamination und Grundwasseroberfläche ein wichtiger Einflussfaktor. Bei großen Transportdistanzen von

5 m und mehr und den damit in der Regel einhergehenden Texturänderungen im Profil ist davon auszugehen, dass präferenzielle Leitbahnen unterbrochen sind und Stoffe sich an Textur- und Strukturgrenzen lateral im Profil ausbreiten.

Die Abbildung präferenzieller Fliessverhältnisse kann mit so genannten Dual-Porositätsansätzen, wie etwa von Gerke und Van Genuchten (1993) vorgeschlagen, erfolgen. Dabei werden zwei oder mehrere konvektive Transportzonen sowie lateraler Stoffaustausch zwischen den Regionen angenommen. Für jede Transportzone sind Parameteransätze für die Grundgleichungen (Richards-, Konvektion-Dispersions-Gleichung) bereitzustellen. Eine experimentelle Bemessung der verschiedenen Transportzonen, die in der Regel unmittelbar benachbart vorliegen, mit dem Ziel der Parameterableitung ist außerordentlich schwierig, und ist zurzeit Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen (Köhne et al., 2002; Gerke und Köhne, 2002). Ein Einsatz dieser Modellansätze im Rahmen des Bewertungsprozesses von Standorten in der Praxis wird auf Ausnahmefälle beschränkt bleiben.

2.3 Sickerwasserprognose

Die Sickerwasserprognose als Maßnahme zum Schutz des Grundwassers vor Stoffeinträgen im Rahmen administrativer Entscheidungsprozesse sollte entsprechend dem heutigen Erkenntnisstand auch Transportungleichgewichte berücksichtigen, insbesondere wenn geringe Grundwasserflurabstände vorliegen. Die Herausforderung besteht in der Quantifizierung der Effekte einer bevorzugten Stoffverlagerung auf die zu erwartende Gesamtstofffracht und den Zeitpunkt des Stoffeintritts in das Grundwasser. Komplexe Wissenschaftsmodelle scheiden aufgrund der äußerst schwierigen unabhängigen Parametrisierung als ungeeignet für den Ingenieuralltag aus.

Als Diskussionsbeitrag wird ein zweistufiges Vorgehen zur Beurteilung der Situation am Standort vorgeschlagen. Der erste Schritt umfasst die Ansprache des anstehenden Bodens und eine erste Einschätzung der zu erwartenden Verweilzeit des betrachtenden Stoffes in der ungesättigten Bodenzone. Der zweite Schritt ist die eigentliche Prognose mittels eines prozessbasierten Modellansatzes.

2.3.1 Erste Stufe

Schritt 1, die Ansprache des Bodens bzw. des wasserteilgesättigten Profils, muss die Entscheidungsgrundlage liefern, ob gemäß der o.a. Definition mit einem Fliessfingerszenario oder mit Makroporenfluss am Standort zu rechnen ist. Dies ist das Kernstück der Prognose in Hinsicht auf Fliessungleichgewichte, wobei der Makroporenfluss als besonders kritisch einzustufen ist, da er den Kurzschluss zwischen dem Ort der Kontamination (Quellfunktion) und der Grundwasseroberfläche bei entsprechenden Wasserhältnissen zulässt. Die Bodenansprache nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA4, AG-Boden, 1994) liefert die Bodenart und auch die Gefügeform, sie stellt aber nicht die Neigung des Standortes, Stoffe präferenziell zu verlagern, dar. Hier besteht Entwicklungsbedarf (Schwarz und Kaupenjohann, 2001; ATV/DVWK 2001). Bei strukturierten Substraten kann allerdings generell präferenzieller Stofftransport nicht ausgeschlossen werden, aber es bedarf einer präzisen Charakterisierung, um die wirklich gefährdeten Standorte herausfiltern zu können. So wäre eine Beurteilung in Abhängigkeit von Textur- und Strukturansprache mit den Klassifikationen ‚nicht gefährdet‘, ‚gefährdet‘ und ‚besonders gefährdet‘ denkbar. Sollten Grundwasseruntersuchungen positive Schadstoffbefunde liefern, kann dies ein Hinweis auf präferenzielle Transportverhältnis-

se am Standort und einer direkten Verbindung zwischen Schadstoffquelle und Grundwasser Oberfläche sein.

Aus pragmatischen Gründen wird die Einschätzung von präferenziellen Transportsituationen zunächst nur qualitative Auswirkungen auf die Sickerwasserprognose haben. Nur in Einzelfällen wird eine Quantifizierung auf Grundlage komplexer Modellansätze zu fordern sein. Für eine erste Einschätzung der Aufenthaltszeit gemäß Gleichung [4a] und [7], die mit einem nach Zeit und Raum gemittelten Wassergehalt arbeiten, könnte allerdings durch Anpassung des Wassergehaltes, Transportungleichgewichten Rechnung getragen werden. Die Berücksichtigung immobiler Wasserbereiche ist durch Reduktion auf 75% des durchschnittlichen Wassergehaltes zu erreichen. Werden präferenzielle Transportverhältnisse angenommen, sollte der Wassergehalt auf 10-25% des durchschnittlichen Wertes reduziert werden, um einen entsprechenden Effekt zu erzielen:

$$t_{res} = R \cdot (z - \alpha) / v_{eff} \quad [10]$$

mit $v_{eff} = q / \theta_m$ mit $\theta_m = \theta \cdot 0,75$ für Fingerfluss und $v_{eff} = q / \theta_{pref}$ mit $\theta_{pref} = \theta \cdot 0,1$ für Makroporenfluss.

Für die Ableitung des Retardationsfaktors (Gleichung [6]) ist es nicht sinnvoll, mit dem angepassten Wassergehalt ($\theta \cdot 0,75$, bzw. $\theta \cdot 0,1$) zu arbeiten, weil R dadurch größer werden würde und die Effekte, die durch den effektiven Wassergehalt erzeugt werden, wieder aufgehoben werden.

Die Ableitung einer durchschnittlichen Flussrate q während der Sickerwasserperiode kann in erster Annäherung anhand durchschnittlicher Niederschlags- und Verdunstungswerte des Standortes abgeschätzt werden. Bei den meisten Landesämtern (Geologie / Agrar / Umwelt) liegen Informationen zu Grundwasserneubildungsraten und Klima vor. Als Wert für ein über Raum und Zeit gemittelten Wassergehalt bietet sich die Feldkapazität an, die nach Ansprache des Bodens nach KA4 vorliegt.

Stufe 1 der Analyse und Prognose liefert eine qualitative Einschätzung des Standortes und darüber hinaus eine Zeitangabe über die geschätzte Verweildauer des betrachteten Stoffes in der wasserteilgesättigten Zone unter Berücksichtigung von Fließungleichgewichten. Es fehlen Konzentrations- und Frachtangaben, deren Abgleich mit Prüf- und Maßnahmewerten Entscheidungssicherheit liefern soll.

2.3.2 Zweite Stufe

Ziel des zweiten Prognoseschritts ist die prozessbasierte eindimensionale Modellierung des Konzentrationsverlaufs am Ort der rechtlichen Beurteilung. Wie bereits ausgeführt, wird es dabei kaum möglich sein, bevorzugte Transportverhältnisse entsprechend der o.a. Definition im Rahmen einer Sickerwasserprognose explizit abzubilden. Allerdings ist es möglich, mit einfachen Ansätzen und effektiven Parametern, insbesondere den für den Transport effektiven Wassergehalten, sinnvolle Konzentrationsentwicklungen zu prognostizieren. Für die eigentliche Prognose der Konzentrationsentwicklung wird die analytische Lösung der Konvektions-Dispersions-Gleichung [8] als adäquates Instrument vorgeschlagen. In verschiedenen kommerziell erhältlichen Softwarepaketen (z.B. STANMOD, Simunek et al., 1999), die über eine dem heutigen Stand entsprechende Benutzeroberfläche verfügen, ist die analytische Lösung implementiert.

Wie im ersten Schritt der Prognose soll auch im zweiten auf durchschnittliche Flussraten und Wassergehalte bei der Berechnung der Stoffkonzentration am Ort der rechtli-

chen Beurteilung zurückgegriffen werden; es werden also stationäre Fließverhältnisse angenommen. Zur Erfassung der Dynamik des Bodenwasserhaushalts (z.B. über die Richards-Gleichung) müsste eine umfangreiche Datenbasis zur Verfügung gestellt werden (Bodenwasserretentionsfunktion, hydraulische Leitfähigkeitsfunktion), die in der Regel nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand zu beschaffen ist. Zum Teil könnten die erforderlichen Bodenkennfunktionen auch geschätzt werden, wodurch bei der Prognose der Stoffkonzentration und –fracht aufgrund der Unsicherheit der Schätzung aber nur eine Scheingenaugigkeit erreicht werden würden. Dabei ist auch zu bedenken, dass keine zeitlich hoch aufgelöste Prognose erforderlich sein wird. Im Allgemeinen wird der Bemessungszeitraum mehrere Jahre oder Jahrzehnte umfassen.

Ausgehend von einer über Raum und Zeit gemittelten Flussrate bzw. Porenwassergeschwindigkeit, die die effektiven Wassergehalte berücksichtigt (Gleichung [10]), kann die Berechnung der Konzentrationsentwicklung und der Stofffracht unter Berücksichtigung bevorzugter Fließverhältnisse erfolgen. D wird zu D_p reduziert und nach [3] und [5] geschätzt. Bei organischen Stoffen sollte dem Chemikalienabbau z.B. mit einem Ansatz erster Ordnung Rechnung getragen werden.

Voraussetzung für die Berechnung ist allerdings, dass die von der Bodenverunreinigung ausgehende Stofffreisetzung bekannt ist und zwar sowohl bezüglich der im System vorhandenen Gesamtstoffmenge zu Beginn der Berechnung, als auch hinsichtlich der am Ort der Verunreinigung sich dauerhaft einstellenden Stoffkonzentration, also der Ausgangskonzentration, $C(0)$. Wenn keine Freisetzungs-Untersuchungen erfolgt sind, kann in erster Annäherung, bei Annahme eines unbegrenzten Schadstoffvorrates, $C(0)$ geschätzt werden.

$$C(0) = c_s / (K_D + (\theta + \varphi \cdot H)/\rho) \quad [11]$$

mit c_s [$M M^{-1}$] der Schadstoffkonzentration im kontaminierten Substrat, φ [$L^3 L^{-3}$] dem luftegefüllten Anteil des Porenraumes ($PV = \varphi + \theta$) und H der dimensionslosen Henry Konstante. und ρ ist der respektive Wassergehalt und die Lagerungsdichte des kontaminierten Materials.

Bei der Ableitung der erforderlichen Modellparameter sollte Wert auf die Standorteigenschaften gelegt werden. Dazu gehören die Einbeziehung langjähriger meteorologischer Datenreihen (Niederschlagskorrektur, Verdunstungsberechnung) und die bodenphysikalischen Kennwerte für die Bemessung einer durchschnittlichen Flussrate und des Bodenwassergehaltes.

Die Quantifizierung der Senkenterme (Sorption / Abbau) kann zur Erhöhung der Genauigkeit für die Sorptionskomponente experimentell, Sinnvollerweise in Perkolationsanlagen, erfolgen. Dabei ist zu prüfen, inwieweit die Ratenabhängigkeit der Adsorptionsreaktion eine Rolle spielt. Abbau- und Volatilitätsangaben können zur Reduktion des Aufwandes der Literatur entnommen werden.

2.4 Schlussfolgerung

Das hier vorgestellte zweistufige Verfahren zur Abschätzung der Aufenthaltszeit bzw. der Konzentration von Schad- und Fremdstoffen in der ungesättigten Boden- und Substratzone trägt dem vielfach dokumentierten Phänomen von physikalischen Ungleichgewichtsverhältnissen Rechnung. Kernpunkt bildet die Einschätzung der Neigung eines Standortes zum Makroporenfluss, der als Ursache für eine präferenzielle Stoffverlage-

rung angesehen wird. Aus den Merkmalen Textur, Struktur und Wasserhaushaltsgrößen, die bei Feldansprachen routinemäßig erfasst werden, ist ein Risikopotenzialtableau abzuleiten, das eine Klassifizierung des anstehenden Bodens in verschiedene Gefährdungsstufen erlaubt. Damit wird die differenzierte Sickerwasserprognose an die Standortkartierung und die Expertise eines Bodenkundlers geknüpft sein. Das vorgeschlagene Verfahren erlaubt die Ableitung konkreter Zahlenwerte und zwar für Aufenthaltszeit, Konzentration und Fracht von Schadstoffen in Böden am Ort der rechtlichen Beurteilung. Im Gegensatz zur reinen verbal-argumentativen Prognose können so verstärkt objektive Grundlagen in den Entscheidungsprozess einfließen.

Literatur

- AG-Boden, 1994. Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und die Geologischen Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland.
- Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999, BGBl. I, S. 15554.
- Eberle, S.H. 1999. Fachliche Erläuterungen zur BMBF Bekanntmachung über die Förderung von F+E Vorhaben zum Thema: Sickerwasserprognose.
- Gerke H. and J. M. Köhne, 2002. Estimating hydraulic properties of soil aggregate skins from sorptivity and water retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2002 66: 26-36.
- Gerke, H.H., and M.Th. van Genuchten, 1993. A dual porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resour. Res.* 29: 305-319.
- Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BbodSchG) vom 17.03.1998, BGBl. I S. 502.
- Grathwohl, P. 2000. Gefahrenbeurteilung ‚Grundwasser‘ bei kontaminierten Böden/Materialien/Altlasten: Methoden zur Sickerwasserprognose. Boden- und Altlastensymposium, Berlin-Schöneberg.
- Grathwohl, P., B. Susset, 2001. Sickerwasserprognose für organische Schadstoffe: Grundlagen und Stand der Forschung. *Altlasten Spektrum* 6, 285-293.
- Hangen, E., H. H. Gerke, W. Schaaf und R. F. Hüttl, 1999. Präferenzierter Fluss in einem aufgefrosteten kohlehaltigen Kippenboden. Identifizierung von Fließwegen, Hydrophobie und Heterogenität. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 91: 169-172.
- Johnson, A. C., A. H. Haria, C. L. Bhardwaj, R. J. Williams und A. Walker, 1996. Preferential flow pathways and their capacity to transport isoproturon in a structured clay soil. *Pesticide Science* 48: 225-237.
- Köhne, J.M., H. H. Gerke, and S. Köhne, 2002. Effective diffusion coefficients of soil aggregates with surface skins. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2002 66: 1430-1438.
- Lennartz, B. and S. Meyer-Windel, 1995. The role of immobile water in unsaturated substrates. *Hydrogéologie*, 4: 75-83.
- Lennartz, B., S.K. Kamra, S. Meyer-Windel, 1997a. Field scale variability of solute transport parameters and related soil properties. *Hydrology and Earth System Sciences*, 4:801-811.
- Lennartz, B., W. Wichtmann, K. Weber und P. Widmoser, 1997b. Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Dränung. *Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 330: 39-62.
- Lennartz, B., and S. Kamra, 1998. Temporal variability of solute transport under vadose zone conditions. *Hydrological Processes*, 12:1939-1949.

- Liu, Y., T.S. Steenhuis, and J.-Y. Parlange, 1994. Formation and persistence of fingered flow field in coarse grained soils under different moisture content. *J. Hydrol.* 159: 187-195).
- Perfect, E., M. C. Sukop, and G. R. Haszler, 2002. Prediction of dispersivity for undisturbed soil columns from water retention parameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 696-701.
- Ritsema, C. J. und L. W. Dekker, 1998. Three-dimensional patterns of moisture, water repellency, bromide and pH in a sandy soil. *J. Contam. Hydrol.* **31**: 295-313.
- Schwarz, A., M. Kaupenjohann, 2001. Vorhersagbarkeit des Stofftransportes in Böden unter Berücksichtigung des schnellen Flusses (preferential flow). *KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48 (1): 48-53.
- Simunek, J., M. Th. Van Genuchten, M. Sejna, N. Toride und F. J. Leij, 1999. STANMOD Version 2, Studio of analytical models for solving the convective-dispersion-equation. US Salinity Laboratory USDA, ARS, Riverside CA, USA.
- Stagnitti, F., J.-Y. Parlange, T. S. Steenhuis, J. Boll, B. Pivetz und D. A. Barry, 1995. Transport of moisture and solutes in the unsaturated zone by preferential flow. *Environmental Hydrology*. V. P. Singh, Kluwer Academic Publishers: 193-224.
- Van Genuchten, M.Th., P.J. Wierenga, 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media I. Analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40: 473-480.