

E 1-10 Stofftransporte für die Barrierewirkung von Abdichtungsschichten

Stand: GDA 1997

Vorbemerkung

Mit der nachfolgenden Empfehlung werden die Empfehlungen E 6-1 und E 6-2 der GDA-Empfehlungen, 2. Auflage 1993 zusammengefasst und unter Berücksichtigung der neuen Literatur fortgeschrieben. Der Schwerpunkt der E 1-10 liegt dabei auf der Betrachtung der Barriere Wirkung von Abdichtungsschichten im Untergrund und bei Sicherungselementen.

1 Allgemeines

Strömungs- und Stofftransportvorgänge spielen eine entscheidende Rolle im Zusammenhang mit der geotechnischen Gestaltung von Deponien oder Sanierungsmaßnahmen an Altlasten. Ziel ist es, den möglichen Transport von Schadstoffen in die Umgebung, insbesondere den Stofftransport durch die Barrieren, zu minimieren. Ein wesentlicher Maßstab für die Sicherheit von Deponien bzw. die Wirksamkeit von Sanierungsmaßnahmen ist damit der räumliche und zeitliche Verlauf des zu erwartenden Transportes von Schadstoffen durch die Barrieren im Untergrund.

Der Stofftransport hängt entscheidend von folgenden, standortspezifischen Faktoren ab:

- Klima
- Geologie, Hydrogeologie, Geochemie des Standortes
- Art der Kontaminationsquelle
- Abdeckungs- und Abdichtungsmaßnahmen

Bild 1-10.1 zeigt einige der Prozesse, die zu berücksichtigen sind, wenn die Ausbreitung von Schadstoffen aus einer Deponie abgeschätzt werden soll. Grundsätzlich ähnliche Betrachtungen ergeben sich für Altlasten. Die Bestimmung der Infiltration erfordert eine Betrachtung der Wasserbilanz der Oberflächenabdichtungssysteme bzw. Abdeckungen. Die Mobilisierung von Schadstoffen resultiert aus einer Vielzahl von Prozessen wie Lösung, chemische und biologische Umsetzung etc., die wiederum selbst von der Infiltration abhängen. Der Transport von Schadstoffen durch das Abdichtungssystem wird durch die Konzentration im Sickerwasser, die anfallende Sickerwassermenge und die Eigenschaften des Abdichtungssystems bestimmt. Prozesse wie Adsorption, Dispersion und gegebenenfalls Abbau von Stoffen sind zu berücksichtigen.

In Abhängigkeit von den standortspezifischen Gegebenheiten kann für die Beschreibung des Transportes im Untergrund eine Betrachtung ungesättigter Verhältnisse oder von Dichteeffekten notwendig werden.

Alle genannten Prozesse weisen Besonderheiten auf, die, soll ihr Einfluss auf das Ausbreitungsverhalten von Schadstoffen bestimmt werden, eine Anwendung von Modellen erforderlich macht [1]:

- Es liegen nur punktuelle Messungen räumlich verteilter Daten vor (Durchlässigkeiten, Konzentrationen etc.), so dass eine Interpolation mit Modellen erforderlich wird.
- Relevante Größen können nicht direkt gemessen werden (Fließgeschwindigkeiten, Abflüsse, Dispersion, Evapotranspiration etc.) und müssen indirekt bestimmt werden.
- Strömungs- und Transportprozesse laufen häufig relativ langsam ab, wesentliche Veränderungen ergeben sich erst im Laufe von Jahrzehnten. Dies schränkt die Anwendbarkeit von experimentellen Methoden stark ein.
- Die Auswirkung einzelner Prozesse auf das Ausbreitungsverhalten ist häufig unklar, entsprechende Vermutungen können nur anhand von Modellen überprüft werden.

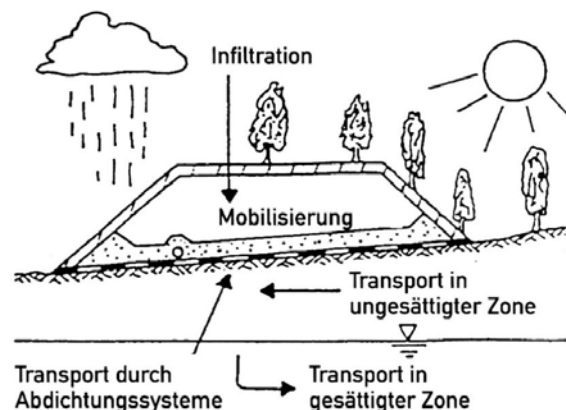


Bild 1-10.1: Für den Stofftransport aus einer Deponie relevante Prozesse

Ohne Modellvorstellungen bezüglich der Flüssigkeitsbewegungen (Strömungsmodelle) und des Transportes von im Wasser gelösten Stoffen (Transportmodelle) ist damit eine Antwort auf wichtige Problemstellungen im Zusammenhang mit Deponien und Altlasten gar nicht möglich. Im Rahmen dieser Empfehlung können nicht alle genannten Prozesse behandelt werden. Die Empfehlung beschränkt sich auf Angaben zur Modellierung von Strömungs- und Transportvorgängen wassergelöster Stoffe unter wassergesättigten Bedingungen. Anwendungsbereiche sind damit im Wesentlichen die Beschreibung des Stofftransportes durch mineralische Abdichtungsschichten im Untergrund.

Die oben beschriebene Situation hat in den letzten Jahren dazu geführt, dass Strömungs- und Transportmodelle immer häufiger angewendet werden. Grundsätzlich lassen sich folgende Anwendungsmöglichkeiten unterscheiden:

- Im Rahmen der Erkundung (s. E 1-1, E 1-2 bis 1-5):
 - Gestaltung von Erkundungsprogrammen
 - Beschreibung der Grundwasserströmung
 - Identifikation von Kontaminationsquellen
- Im Rahmen des geotechnischen Entwurfs, der Herstellung, Qualitätskontrolle und Überwachung:
 - Abschätzung der Wirksamkeit hydraulischer Maßnahmen (Brunnen, Dichtwände, Abdeckungen und anderer Barriersysteme)
 - Auswahl und Vergleich von hydraulischen Maßnahmen, Abdichtungssystemen oder anderer Barriersysteme
 - Gestaltung und Optimierung von Qualitätssicherungs-Überwachungsprogrammen
 - Risikoabschätzungen (Standorte, Altlasten)
 - Stofftransportprognosen
- Im Rahmen der Erklärung zum Deponieverhalten und zum Ende der Nachsorgephase von Deponien werden Modellierungen bisher noch wenig angewendet.

2 Grenzen der Modellierung

Es stehen eine Vielzahl von Modellen und Verfahren zur Berechnung von Strömungs- und Transportvorgängen zur Verfügung. Die Modellierung der Strömung in porösen Medien gehört mittlerweile zum Stand der Technik. Die Modellierung von Klüftströmungen ist ebenfalls möglich, sie erfordert jedoch Daten aus der geologischen Erkundung, die eine Charakterisierung der Klüfte erlauben (siehe auch E 11-1). Auch die Beschreibung des Transportes von wassergelösten Stoffen durch mineralische Abdichtungsschichten und in porösen Medien wird für praktische Fälle erfolgreich angewendet. Entsprechende Beispiele finden sich in [2], [3] [4] und in E 11-2.

Die Modellierung des Verhaltens von Stoffen, die Abbau- und Austauschprozessen (Filtration, Adsorption, Lösung, Fällung, biologischer Abbau) unterworfen sind, ist eine schwierige Aufgabe. Modelle stehen zwar in ausreichender Zahl zur Verfügung und können fallspezifisch formuliert werden [5]. Mit jedem berücksichtigten Prozess wird es jedoch aufwendiger und schwieriger, die Modellparameter zu bestimmen und das Modell zu validieren, da die tatsächlichen Vorgänge nicht direkt beobachtet werden können.

Die Anwendung solcher Modelle für quantitative Prognosen beschränkt sich deshalb auf Fälle, für die die relevanten Prozesse bekannt sind und die Randbedingungen die Validierung des Modells mit vertretbarem Aufwand erlauben.

Für komplizierte Fälle (Kluftströmungen, Abbauprozesse) hilft die Modellierung, relevante Prozesse zu identifizieren und die relative Wirksamkeit von geplanten Sanierungsmaßnahmen abzuschätzen. Ein Beispiel findet sich in [4] für eine Deponie auf einem klüftigen Tongestein; untersucht wird der relative Einfluss der Matrixdiffusion und Adsorption auf den Stofftransport. Aufbauend auf die entsprechende Modellierung wird die Wirksamkeit verschiedener Sanierungsmaßnahmen überprüft.

Ein häufig einschränkender Faktor für die Möglichkeiten einer Modellierung ist die Art, Anzahl und Qualität von Daten, die für eine Kalibrierung und Validierung des Modells zur Verfügung stehen. Unterschiedliche Definitionen von Modellparametern, unterschiedliche Methoden zur Messung der Parameter und Methoden zur Interpretation der Versuchsergebnisse schränken die Möglichkeit der Verwendung von Literaturdaten stark ein. In Bild 1-10.2 sind die Möglichkeiten einer Modellierung im Zusammenhang mit den zur Verfügung stehenden Daten noch einmal schematisch zusammengefasst.

Strömungs- und Transportmodelle sind ein notwendiger Bestandteil bei der Planung und Überwachung von Deponien und Altlastsanierungen. Sie tragen entscheidend zum Verständnis der standortspezifischen Situation und der Wirksamkeit der Barriersysteme bei. Ihr Wert liegt dabei weniger in den berechneten Absolutwerten von Konzentrationen oder Fließraten etc. als in der Beschreibung der relativen Wirkung der Prozesse. Darüber hinaus sind alle Annahmen, die der Betrachtung zugrunde liegen, nachvollziehbar dokumentiert und können im Rahmen eines Mess- und Kontrollprogramms überprüft werden.

Der erhebliche Aufwand, mit dem im Rahmen der Erkundung von Standorten und der Überwachung von Deponien Daten gewonnen werden, rechtfertigt einen entsprechenden Aufwand in der Auswertung dieser Daten. Auf dieser Basis lassen sich Gefährdungsabschätzungen erstellen, Sanierungsmaßnahmen standortspezifisch besser bemessen sowie Überwachungs- und Erkundungsprogramme gezielter durchführen. Modellierungen tragen damit zur Kostenreduktion bei. Der Erfolg einer Modellierung im Sinne der betrachteten Fragestellung hängt von ihrer sorgfältigen Planung und der sachgerechten Anwendung entsprechender Modellsoftware ab. Hinweise hierzu finden sich im nächsten Abschnitt, der sich an dem in [4] beschriebenen Leitfaden zur Anwendung von Strömungs- und Stofftransportmodellen orientiert.

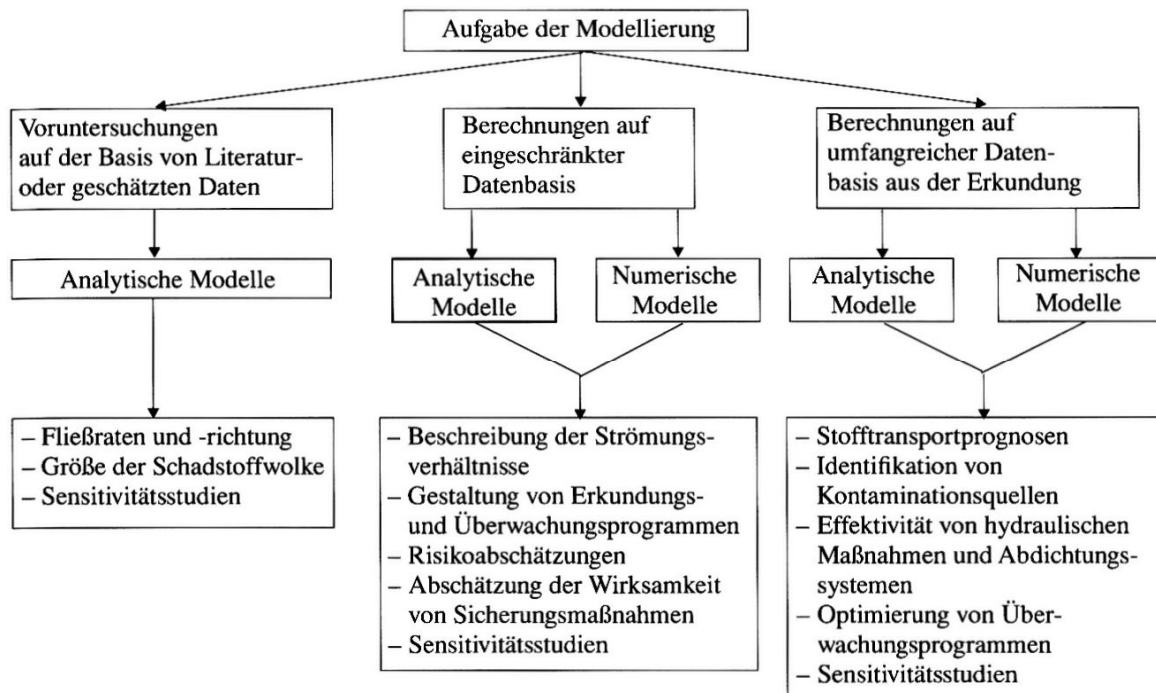


Bild 1-10.2: Zur Verfügung stehende Daten und Möglichkeiten von Modellierungen (in Anlehnung an [6])

3 Arbeitsschritte einer Modellierung

Die Vielzahl der Prozesse, die für den Transport von Schadstoffen eine Rolle spielen, fordert eine Vereinfachung des zu modellierenden Systems. Diese Vereinfachungen richten sich nach der Fragestellung und der geforderten Genauigkeit der Modellierung.

Die Erstellung erster Aussagen über den möglichen Schadensumfang oder das Verhalten einer Barriere kann mit Hilfe einfacher, insbesondere analytischer Modelle unter Verwendung von Literatur- bzw. geschätzten Daten erfolgen. Die Identifikation von Kontaminationsquellen oder der Vergleich der Wirksamkeit von Maßnahmen erfordert dagegen in der Regel die Verwendung eines numerischen Modells und umfangreiche Erkundungsdaten.

Grundlage für jede Modellierung ist deshalb eine genaue Definition ihrer Aufgabe. Diese ist sorgfältig mit den Beteiligten (Behörden, Gutachter, Modellierer) abzustimmen. Vor diesem Hintergrund sind die Anforderungen an die Modellierung zu formulieren. Dazu gehören die räumliche Abgrenzung des Gebietes, über das eine Aussage gemacht werden soll sowie die Festlegung der gewünschten Genauigkeit (Darstellung der zeitlichen Entwicklung als Tendenz, tatsächlicher Zustand an einem Stichtag etc.) der Modellierung.

Es folgt die Sammlung von zur Verfügung stehenden Daten. Die vorhandenen Daten, sowie Anforderungen an die Modellierung bestimmen die Auswahl des Strömungs-

und Transportmodells und die erzielbare Genauigkeit der Aussagen. Gegebenenfalls sind ergänzende Versuche zur Gewinnung von Daten notwendig, wenn die Anforderungen an die Modellierung erfüllt werden sollen.

Die Anwendung des Modells beinhaltet insbesondere die Kalibrierung und Validierung des Modells. Für Transportmodellierungen bedeutet dies den Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Konzentrationen und Ausbreitungen für mehrere Zeitpunkte. In Bild 1-10.3 sind die Arbeitsschritte der Modellierung noch einmal schematisch zusammengestellt.

4 Stofftransportmodell für wassergelöste Stoffe

Für den Transport wassergelöster Stoffe in porösen oder geklüfteten Medien sind grundsätzlich die folgenden Prozesse maßgebend:

Advektion

Transport wassergelöster Stoffe mit der mittleren Strömungsgeschwindigkeit des Porenwassers. Diese wird im Folgenden als Abstandsgeschwindigkeit bezeichnet. Sie ergibt sich aus der Division der Filtergeschwindigkeit aus dem *Darcy*-Gesetz durch die durchflusswirksame Porosität. Der advective Massenfluss ergibt sich als:

$$J_{adv} = n_f v_a c = v_f c = k_f i c$$

mit	J_{adv}	Advektiver Massenfluss [M/L ² t]
	n_f	durchflusswirksame Porosität [-]
	v_a	Abstandsgeschwindigkeit [L/t]
	v_f	Filtergeschwindigkeit [L/t]
	k_f	Durchlässigkeitskoeffizient [L/t]
	i	hydraulischer Gradient [-]
	c	Konzentration des gelösten Stoffes im Porenwasser [M/L ³]
		Einheiten: M Masse, L Länge, t Zeit

Dispersion

Räumliche Verteilung der gelösten Stoffe in Folge unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten in den Poren und der Umlenkung der Strömung durch das Korngerüst.

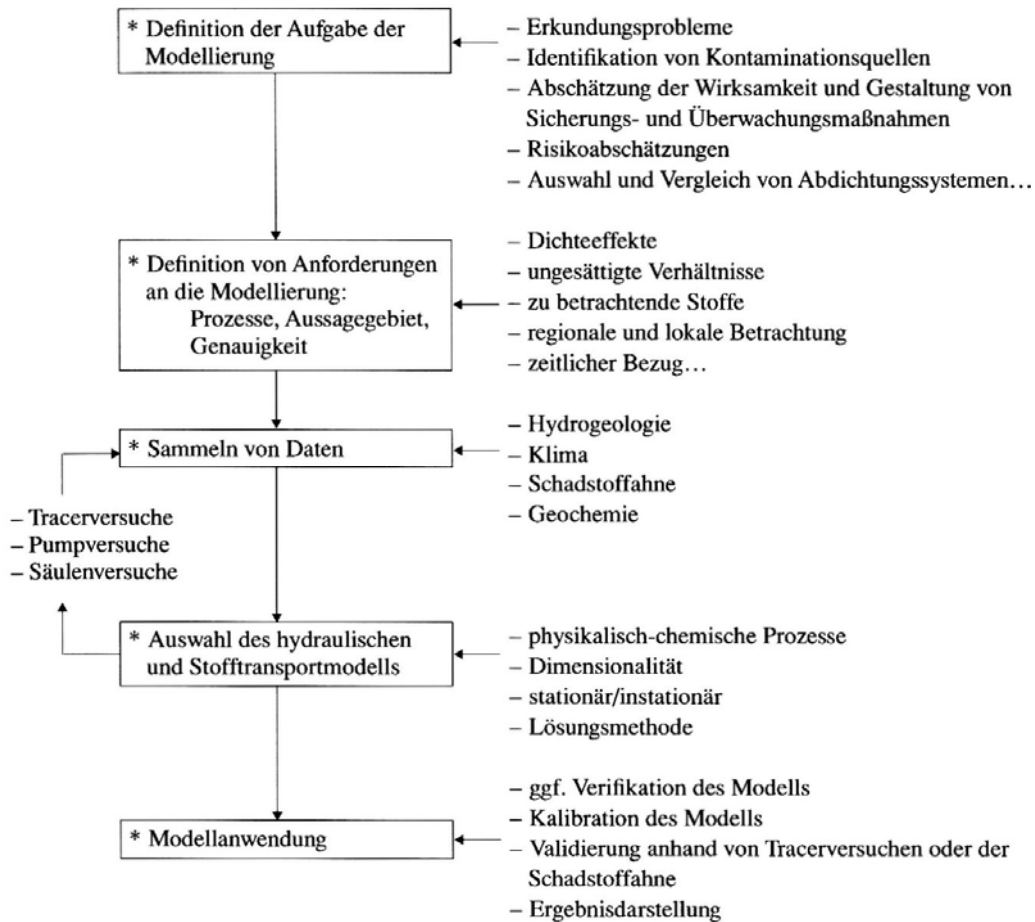


Bild 1-10.3: Arbeitsschritte einer Stofftransportmodellierung

Über größere Entfernungen spielen auch makroskopische Inhomogenitäten eine Rolle. Man unterscheidet zwischen der longitudinalen und transversalen Dispersion, wobei erstere immer größer ist als letztere. Der dispersive Massenfluss ergibt sich als [1]:

$$J_{dis} = -n_f \left(D_L \frac{\partial c}{\partial x} \right) + n_f \left(D_T \frac{\partial c}{\partial y} \right)$$

mit J_{dis} Dispersiver Massenfluss [M/L²t]

D_L longitudinale Dispersion [L²/t]

D_T transversale Dispersion [L²/t]

$\partial c / \partial x$ Konzentrationsgradient in x-Richtung (Fließrichtung)

$\partial c / \partial y$ Konzentrationsgradient in y-Richtung (senkrecht zur Fließrichtung)

Diffusion

Räumliche Verteilung der gelösten Stoffe durch die Brown'sche Molekularbewegung. Sie erfolgt von Orten höherer Konzentration zu Orten niedrigerer Konzentration. Der diffusive Massenfluss ergibt sich als:

$$J_{diff} = -nD_e \frac{\partial c}{\partial x}$$

mit J_{diff} Diffusiver Massenfluss [M/L²t]
 D_e Effektiver Diffusionskoeffizient [L²/t]
 n Porosität [-]

Der effektive Diffusionskoeffizient berücksichtigt dabei die gegenüber der Diffusion in freier Lösung behindernden Einflüsse im porösen Medium.

Hydrodynamische Dispersion

Da die molekulare Diffusion und die mechanische Dispersion in ihrer Wirkung häufig nicht unterschieden werden können und sie sich darüber hinaus mathematisch auf die gleiche Weise darstellen lassen, werden die Prozesse für eine Modellierung zusammengefasst und als hydrodynamische Dispersion bezeichnet. Der Massenfluss durch hydrodynamische Dispersion ergibt sich als:

$$J_{hdis} = n_f D_x \frac{\partial c}{\partial yx} + n_f D_y \frac{\partial c}{\partial y}$$

mit J_{hdis} Massenfluss durch hydrodynamische Dispersion [M/L²t]
 x Koordinate in Fließrichtung
 y Koordinate senkrecht zu Fließrichtung
 $D_x = D_L + n/n_f D_e$ [L²/t]
 $D_y = D, + n/n_f D_e$ [L²/t]

Matrixdiffusion

In geklüftetem Gestein bewegt sich das Wasser mit hohen Geschwindigkeiten innerhalb der Klüfte. Ist die Gesteinsmatrix relativ undurchlässig und wassergesättigt, so findet ein diffusiver Transport der gelösten Stoffe aus den Klüften in die Gesteinsmatrix statt. Dadurch kann die Ausbreitung von Schadstoffen erheblich langsamer erfolgen als gemäß der hohen Strömungsgeschwindigkeiten in den Klüften zu erwarten wäre. Von besonderer Bedeutung ist dieser Prozess zum Beispiel in geklüfteten Tonsteinen [7]. Es existieren verschiedene Ansätze zur Beschreibung dieses Prozesses im Zusammenhang mit Klufftströmungen. In diesem Zusammenhang sei auf *Winke* [8] bzw. *Kolditz* [9] und insbesondere auf E 11-1 verwiesen. Auf eine nähere Beschreibung wird im Rahmen von E 1-10 verzichtet.

Adsorption

Physikalische oder chemische Bindung der gelösten Stoffe an die Oberfläche des Gesteins. Häufig kann die Masse der an die Oberfläche gebundenen Stoffe, bezogen auf die beteiligte Masse Feststoff als Funktion der Konzentration der gelösten Stoffe angegeben werden. Für pulverisierte Proben wird diese Funktion anhand von Schütteltests bestimmt und als Adsorptionsisotherme bezeichnet. Das Adsorptionsverhalten des strukturierten Bodens weicht in der Regel von dem durch die Adsorptionsisothermen beschriebenen Verhalten ab. Unabhängig davon läßt sich das Adsorptionsverhalten formal auf die gleiche Weise beschreiben. Die entsprechenden Funktionen werden im Folgenden zur Unterscheidung als Adsorptionscharakteristika bezeichnet. Die pro Volumen adsorbierte Schadstoffmasse ergibt sich als:

$$M_{ads} = \Delta V (1 - n) \rho_s S_{(c)}$$

mit ΔV betrachtetes Volumen [L^3]
 ρ_s Korndichte [M/L^3]
 $S_{(c)}$ Sorbierte Masse pro Masse Feststoff
als Funktion der Konzentration der
Lösung [-]
- Adsorptionscharakteristik

Für den Fall einer linearen Adsorptionscharakteristik erhält man:

$$M_{ads} = \Delta V (1 - n) \rho_s K_d c \quad \text{mit } K_d \text{ Adsorptionskoeffizient } [L^3/M]$$

Chemische und biochemische Reaktionen

Abbau von Stoffen durch chemische und biochemische Reaktionen. Einfache Beschreibungen gehen von der Proportionalität der Abbaurate und der Konzentration aus (Abbau erster Ordnung):

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\lambda c \quad \text{mit } \lambda \text{ Abbaukonstante für den betrachteten Stoff [-]}$$

Für die quantitative Beschreibung des Stofftransportes wird eine Massenbilanz über ein Elementarvolumen erstellt, wobei die oben aufgeführten Prozesse berücksichtigt werden. Aus der Massenbilanz ergibt sich die Stofftransportgleichung als partielle Differentialgleichung. Für ein wassergesättigtes, poröses Medium ergibt sich für den zweidimensionalen Fall:

$$n \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(n_f D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(n_f D_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) - \left(\frac{\partial}{\partial x} (n_f \bar{v}_x c) + \frac{\partial}{\partial y} (n_f v_y c) \right) - \rho_s \frac{\partial S}{\partial t} - n \lambda c \quad (1)$$

Für den Fall einer linearen Adsorptionscharakteristik ergibt sich der Adsorptions-therm als:

$$\rho_s k_d \frac{\partial c}{\partial t}$$

mit	c	Konzentration [M/L ³]
	n	Porosität [-]
	t	Zeit [t]
	n_f	Durchflusswirksame Porosität [-]
	D_x, D_y	hydrodynamische Dispersionskoeffizienten [L ² /t]
	v_x, v_y	Abstandsgeschwindigkeiten in x-und y-Richtung [L/t]
	ρ_s	Korndichte [M/L ³]
	S	Adsorptionscharakteristik [-]
	λ	Abbaukonstante [-]

Für einfache Fälle lässt sich die Stofftransportgleichung analytisch lösen. Dies bedeutet, dass sich die Konzentrationsverteilung als Funktion des Ortes und der Zeit explizit angeben lässt. Voraussetzung für die Anwendung sind jedoch einfache Strömungsverhältnisse, Homogenitätsannahmen und einfache Randbedingungen [1]. Beispiele für solche Situationen sind der Transport von Schadstoffen (Konvektion/Dispersion/Adsorption/Abbau) durch homogene Schichten für einen konstanten Schadstoffeintrag oder ein Säulenexperiment mit konstanten Randbedingungen. Zusammenstellungen entsprechender Lösungen finden sich z. B. in [10] und [4]. Analytische Lösungen sind vor allem dann verwendbar, wenn nur wenige Informationen über die vorliegenden Verhältnisse vorhanden sind und aus diesem Grund eine Verwendung genauerer Modelle nicht sinnvoll ist. Auch für Parameterstudien können sie verwendet werden. Eine wichtige Funktion ist die Validierung von Berechnungen mit Hilfe komplexer numerischer Modelle.

Einige grundsätzliche Aussagen lassen sich bezüglich des relativen Einflusses von Diffusion, Dispersion und Advektion auf den Stofftransport treffen. Für Filtergeschwindigkeiten, wie sie für verdichtete Tone typisch sind ($5 \cdot 10^{-10}$ m/s) können sowohl Diffusion als auch Advektion eine wichtige Rolle spielen. Für verdichtete Tone ist der Einfluss der Dispersion im Vergleich zur Diffusion klein. Für Filtergeschwindigkeiten unterhalb von 10^{-10} m/s dominiert der Einfluss der Diffusion gegenüber der Advektion.

In sandigen oder kiesigen Aquiferen dominiert der Einfluss der Advektion gegenüber der Diffusion und die Dispersion kann den Einfluss der Diffusion überwiegen. In Bild 1-10.4 ist der relative Einfluss der Stofftransportprozesse in Abhängigkeit von der Filtergeschwindigkeit exemplarisch für eine Abdichtungsschicht dargestellt.

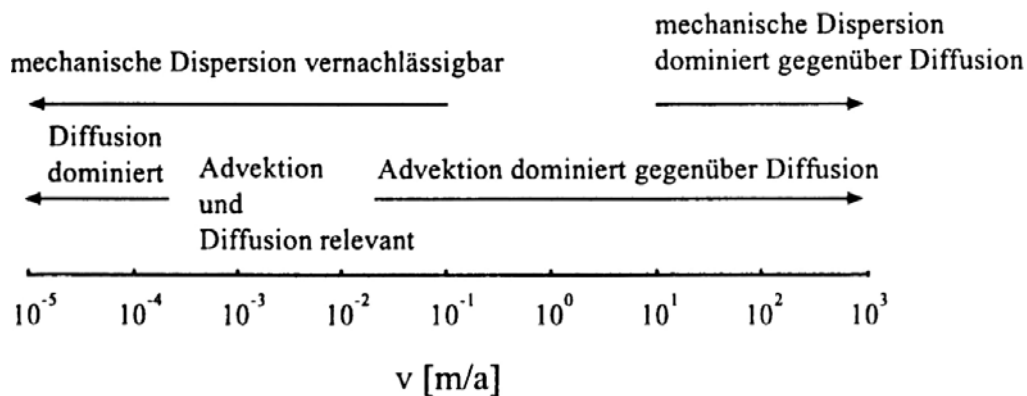


Bild 1-10.4: Relativer Einfluss der Transportprozesse für eine 1,2 m dicke Abdichtungsschicht [2]

5 Bestimmung der Parameter und Koeffizienten

5.1 Transportparameter

Für praktische Fälle müssen die Parameter der Gleichungen in Feld- bzw. Laborversuchen bestimmt werden. In Laborversuchen sind dabei das Originalmaterial und nach Möglichkeit eine Prüfflüssigkeit zu verwenden, die in ihrer Zusammensetzung möglichst genau der zu untersuchenden Schadstofflösung entspricht. Werden im Rahmen von Voruntersuchungen Literaturdaten benutzt, so sind die Randbedingungen und Techniken, die für die Bestimmung dieser Parameter verwendet wurden, auf Übertragbarkeit auf den zu untersuchenden Fall zu überprüfen. Darüber hinaus ist zu prüfen, ob die genaue Definition der angegebenen Parameter mit der des verwendeten Modells übereinstimmt.

5.2 Abstandsgeschwindigkeiten

Die Lösung der Stofftransportgleichung setzt die Kenntnis der Strömung voraus. In Grundwasserleitern kann von der Gültigkeit des *Darcy*-Gesetzes ausgegangen werden. Auf dieser Grundlage lassen sich Durchlässigkeiten bzw. Transmissivitäten aus Pumpversuchen bestimmen. Mit Hilfe eines Strömungsmodells lassen sich daraus ähnliche Verteilungen der Filtergeschwindigkeiten berechnen. Die Abstandsgeschwindigkeit ergibt sich dann durch Division mit der durchflusswirksamen Porosität, die sich durch Tracerversuche bestimmen lässt.

Auch für verdichtete Tone kann von der Gültigkeit des *Darcy*-Gesetzes ausgegangen werden. Die Strömungsverhältnisse ergeben sich in Abhängigkeit der spezifischen Randbedingungen. Durchflusswirksame Porositäten müssen nur dann bestimmt werden, wenn die mechanische Dispersion für die gegebenen Verhältnisse eine Rolle spielt. Ansonsten genügt die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f gemäß E3-1. Für eine 3- oder mehrlagig eingebaute mineralische Abdichtungsschicht, die auf der nassen Seite der Proctorkurve verdichtet wurde, kann der

im Labor bestimmte Durchlässigkeitsbeiwert als repräsentativ für die Feldverhältnisse angesehen werden.

5.3 Hydrodynamische Dispersionskoeffizienten

Dispersionskoeffizienten lassen sich in Laborversuchen oder durch Rückrechnung anhand von Tracerexperimenten im Feld bzw. anhand von beobachteten Schadstofffahnen bestimmen.

Laborversuche werden in der Regel anhand von Bodensäulen vorgenommen, die unter kontrollierten Bedingungen mit Schadstofflösungen beaufschlagt werden. Entsprechende Zusammenstellungen von Versuchsanordnungen bzw. Auswertverfahren finden sich in [2], [11] und [12]. Dispersionskoeffizienten werden durch den Vergleich gemessener Konzentrationsverläufe mit berechneten Verläufen bestimmt. Gleichzeitig lassen sich die Verteilungskoeffizienten ermitteln.

Auf die gleiche Weise lassen sich Dispersionskoeffizienten aus Tracerversuchen bzw. beobachtete Schadstofffahnen bestimmen. Sie bieten die beste Möglichkeit, Dispersionskoeffizienten für Transportmodellierungen im Untergrund zu berechnen. Dies setzt voraus, dass die Abstandsgeschwindigkeiten abschätzbar sind.

Bei der Gestaltung der Versuche ist darauf zu achten, dass der Dispersionskoeffizient eine Funktion der Konzentration, Temperatur und Zusammensetzung der Prüf-flüssigkeit sein kann. Werden organische Stoffe untersucht, so sind Wechselwirkungen zwischen Teilen der Versuchsanordnung und den gelösten Stoffen zu berücksichtigen.

Dominiert die Dispersion den Prozess der hydrodynamischen Dispersion, so lässt sich der Dispersionskoeffizient näherungsweise wie folgt abschätzen:

$$\begin{aligned} D_x = D_L = \alpha_L v_a & \quad \text{mit } \alpha_L \text{ longitudinale Dispersivität [L]} \\ D_y = D_T = \alpha_T v_a & \quad \alpha_T \text{ transversale Dispersivität [L]} \end{aligned}$$

Die Dispersivitäten sind abhängig von der Größe des betrachteten Gebietes. Bild 1-10.5 zeigt diesen Zusammenhang auf der Basis experimenteller Daten für die longitudinale Dispersivität α_L . Geht man davon aus, daß die Daten die vorhandene Erfahrung mit gemessenen Dispersivitäten widerspiegeln, so lässt sich als obere Grenze für eine grobe Abschätzung der longitudinalen Dispersivität

$$\alpha_L = \frac{x^5}{300} \quad \text{für } x \leq 10 \text{ m}$$

$$\alpha_L \approx 300 \quad \text{für } x > 10 \text{ m}$$

und als untere Grenze

$$\alpha_L = \frac{x}{100} \quad \text{für } x \leq 1000 \text{ m}$$

$$\alpha_L \approx 10 \quad \text{für } x > 1000 \text{ m}$$

angeben, wobei x die Länge des betrachteten Gebietes in Fließrichtung kennzeichnet.

In der Regel ist die transversale Dispersivität kleiner als die longitudinale. In [1] werden Feldstudien zitiert, die Verhältnisse α_T/α_L zwischen 0,01 und 0,3 ergeben haben. In Sanden und Kiesen beträgt das Verhältnis häufig 0,1.

Die Größenordnung von Diffusionskoeffizienten kann anhand des Diffusionskoeffizienten im freien Wasser und dem Impedanzfaktor abgeschätzt werden:

$$D_e = \gamma_i D_m \quad \text{mit } \gamma \quad \text{Impedanzfaktor [-]} \\ D_m \quad \text{Diffusionskoeffizient im freien Wasser [L}^2/\text{t]}$$

Der Impedanzfaktor beschreibt dabei die Wirkung aller die Diffusion im Boden gegenüber der Diffusion im Wasser behindernden Faktoren. In Tabelle 1-10.1 sind einige Impedanzfaktoren für unterschiedliche Materialien zusammengestellt.

Der Diffusionskoeffizient im freien Wasser ist abhängig von der Molekülgröße, der Temperatur und der Viskosität des Wassers. Es existieren verschiedene Verfahren, um diese Werte abzuschätzen. In Tabelle 1-10.2 sind einige Diffusionskoeffizienten für anorganische Ionen in freier Lösung zusammengestellt.

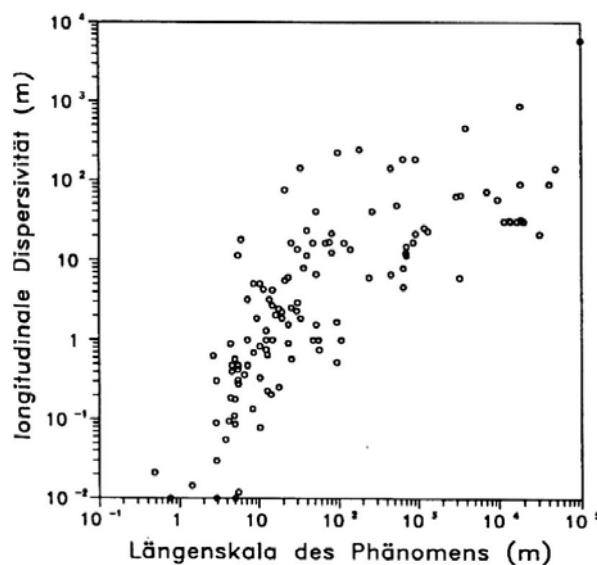


Bild 1-10.5: Skalenabhängigkeit der longitudinalen Dispersivität [1]

Tabelle 1-10.1: Impedanzfaktoren für verschiedene Materialien [4]

Impedanzfaktor	Material	Quelle
$0,02 < \gamma < 0,6$	Technisch unbehandelte Tone	[13]
$0,01 < \gamma < 0,5$	Konservative Stoffe im unbehandelten Gestein	[14]
$0,3 < \gamma < 0,5$	Lockergestein	[15]
$\gamma < 0,1$	Verdichtete Tone	[15]
$0,002 < \gamma < 0,03$	Spezielle Dichtwandmassen für Deponieabdichtung	[15]

Gemäß der *Stokes-Einstein*-Gleichung ist der Diffusionskoeffizient proportional zum Quotienten aus Temperatur und Viskosität des Wassers. Entsprechende temperaturabhängige Korrekturfaktoren sind in Tabelle 1-10.2 angegeben.

Tabelle 1-10.2: Diffusionskoeffizienten in „freier Lösung“ [16]

Kationen	$D_m (25^\circ\text{C})$ $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$	Anionen	$D_m (25^\circ\text{C})$ $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$
H^+	93,1	OH^-	$52,7 \cdot 10$
Li^+	10,3	Cl^-	20,3
Na^+	13,3	Br^-	20,8
K^+	19,6	HS^-	17,3
NH_4^+	19,8	NO_2^-	19,1
		NO_3^-	19,0
		HCO_3^-	11,8
Mg^{2+}	7,05	SO_4^{2-}	10,70
Ca^{2+}	7,93	CO_3^{2-}	9,55
Mn^{2+}	6,88	PO_4^{3-}	6,12
Fe^{2+}	7,19	CrO_4^{2-}	11,20
Cu^{2+}	7,33	H_2AsO_4^-	9,05
Zn^{2+}	7,15	AsO_2^-	11,0
Cd^{2+}	7,17		
Pb^{2+}	9,45		
Korrekturfaktoren $D_T = D_m \cdot K_T$			
$K_{25^\circ\text{C}} = 1; K_{20^\circ\text{C}} = 0,874; K_{15^\circ\text{C}} = 0,756; K_{10^\circ\text{C}} = 0,647; K_{5^\circ\text{C}} = 0,547$			

5.4 Adsorptionscharakteristiken

Adsorptionscharakteristiken lassen sich anhand von Säulenversuchen mit den gleichen Versuchen wie für die hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten bestimmen.

Schüttelversuche an pulverisierten Proben (Batchtests) erfassen die theoretisch maximal mögliche Adsorptionsmenge für einzelne Substanzen. Die in Batchtests ermittelten Adsorptionsdaten sind jedoch nicht für die Bestimmung der Adsorptionscharakteristik von Böden verwendbar, da der Einfluss der Bodenstruktur nicht berücksichtigt wird. Sie liefern jedoch als Ergänzung zu Säulenversuchen wichtige Informationen. Ein Beispiel ist die Bestimmung des Konzentrationsbereiches, in dem die Annahme einer linearen Adsorptionscharakteristik sinnvoll ist. Darüber hinaus kann das Adsorptionsverhalten unterschiedlicher Stoffe miteinander verglichen werden.

Für den Fall, dass die Adsorptionscharakteristik eine lineare Funktion der Konzentration ist und die Reaktionen zwischen Lösung und Feststoff schnell und reversibel ablaufen, genügt für deren Beschreibung die Bestimmung des Verteilungsoder Adsorptionskoeffizienten. Für gelöste, unpolare organische Stoffe kann der Adsorptionskoeffizient anhand von empirischen Formeln abgeschätzt werden [17]. Literaturdaten sind häufig nicht verwendbar, da detaillierte Angaben zu den Randbedingungen fehlen, unter denen die Adsorptionskoeffizienten bestimmt wurden und so eine Überprüfung der Übertragbarkeit nicht möglich ist. Eine umfangreiche Zusammenstellung gemessener Adsorptionskoeffizienten findet sich in [2].

5.5 Abbaukoeffizienten

Der Abbau organischer Schadstoffe ist ein äußerst komplizierter Prozess. Es ist bis heute nur schwer möglich, Abbauprozesse unter Umweltbedingungen quantitativ vorherzusagen. Voraussetzungen sind in jedem Fall umfangreiche standortspezifische Untersuchungen. Aus diesem Grund wird im Rahmen dieser Empfehlung auf eine nähere Beschreibung verzichtet.

Literatur zu E 1-10:

- [1] KINZELBACH, W., RAUCH, R.: Grundwassermodellierung. Eine Einführung mit Übungen. Stuttgart: Gebrüder Bornträger, 1995.
- [2] ROWE, K. R., QUIGLEY, R. M., BOOKER, J. R.: Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities. London: E & FN Spon, 1995.
- [3] FRICK, U.: The Grimsel Radionuclide Migration Experiment – A Contribution to Raising Confidence in the Validity of Solute Transport Models Used in Performance Assessments. GEOVAL Paper 1994.
- [4] LEGE, T., KOLDITZ, O., ZIELKE, W.: Strömungs- und Transportmodellierung. In: Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten, Band 2, Bundesanstalt für Geowissenschaften, Berlin: Springer, 1996.
- [5] LUCKNER, L., SCHESTAKOW, W. M.: Migration Processes in The Soil and Groundwater Zone. Mich.: Lewis, 1991.
- [6] BATU, V., KING, R. C. F.: The Application of Mathematical Modeling Tools for Remedial Investigations and Feasibility Studies. In: Usman & Acar (eds.): Environmental Geotechnology 1992. Rotterdam: Balkema, S. 57-63.
- [7] DÖRHÖFER, G., MAIER, J.: Umfang und Bedeutung geowissenschaftlicher Untersuchungen am Standort der Altlast Münnehagen. In: Dörhöfer, G., Thein, J., Wiggering, H. (Hrsg.) Altlast Soriderabfalldeponie Münnehagen. Umweltgeologie heute 4, 1994. Berlin: Verlag Ernst & Sohn, S. 7-16.
- [8] WITTKKE, W.: Felsmechanik - Grundlagen für wirtschaftliches Bauen im Fels. Berlin: Springer, 1984.
- [9] KOLDITZ, O.: Stoff- und Wärmetransport im Kluftgestein. Habilitationsschrift, Institut für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen. Universität Hannover, 1995.

-
- [10] KINZELBACH, W.: Numerische Methoden zur Modellierung des Transportes von Schadstoffen im Grundwasser. 2. Aufl. München: Verlag R. Oldenbourg, 1992.
- [11] YOUNG, R. N., MOHAMED, A. M. O., WARKETIN, B. R: Principles of Contaminant Transport in Soils. Development in Geotechnical Engineering, 73. Amsterdam: Eisevier, 1992.
- [12] SHACKELFORD, C. D.: Critical Concepts for Column Testing. ASCE Journal of Geotechnical Engineering, Issu Oct. 1994.
- [13] DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR ERD- UND GRUNDBAU E. V. (HRSG.): Empfehlungen des Arbeitskreises „Geotechnik der Deponien und Altlasten“ - GDA. Berlin: Verlag Ernst & Sohn, 1993.
- [14] FETTER, C. W.: Applied Hydrology. 2nd Ed. Carmel (CA): Verlag Merril, 1988.
- [15] WIENBERG, FÖRSTNER: Transport von Schadstoffen durch mineralische Dichtwände. In: Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Müller-Kirchenbauer, Institut für Grundbau und Bodenmechanik der Universität Hannover, 1994.
- [16] LERMAN, A.: Geochemical Processes - Water and Sediment Environments. New York: Verlag Wiley Interscience, 1979.
- [17] SCHWARZENBACH, R. P, WESTALL, J.: Transport of Nonpolar Organic Compounds from Surface Water to Groundwater. Environ. Sei. Technol. 15 (1981), No. 11: 1360-1367.