

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK)  
Weiterbildendes Studium Hydrologie - Wasserwirtschaft  
5.Semester: Grundwasser

Kapitel 7  
Stofftransport im Grundwasser

von

Prof.Dr. H. Kobus  
Institut für Wasserbau  
Universität Stuttgart  
(Tel. 0711/685-4714)

und

Dr.-Ing. P. Geldner  
Beratender Ingenieur  
Karlsruhe  
(Tel. 0721/854593)

Stuttgart/Karlsruhe 1987

## 7 STOFFTRANSPORT IM GRUNDWASSER

Gliederung

7.1	EINLEITUNG	7- 2
7.2	KLASSIFIZIERUNG VON WASSERINHALTSSTOFFEN IM HINBLICK AUF IHREN TRANSPORT IM UNTERGRUND	7- 5
7.2.1	Physikalische Zustandsform	7- 5
7.2.2	Anlagerungs- und Abbauverhalten	7- 6
7.2.3	Strömungsrelevante Stoffeigenschaften	7- 7
7.2.4	Zuordnung von Wasserinhaltsstoffen	7- 8
7.3	BESCHREIBUNG DES STOFFTRANSPORTS IM GRUNDWASSER	7- 9
7.3.1	Quellen und Stoffeintrag	7- 9
7.3.2	Stofftransport in der ungesättigten Zone und im Grundwasser-Nahbereich	7-11
7.3.2.1	Lokale Variabilität des Untergrunds	7-11
7.3.2.2	Transport mischbarer Stoffe	7-12
7.3.2.3	Transport nicht mischbarer Stoffe	7-13
7.3.3	Großräumiger Stofftransport im Grundwasser	7-20
7.3.3.1	Transportmechanismen	7-20
7.3.3.2	Umwandlungsprozesse und Reaktionen	7-22
7.3.3.3	Konvektiver Transport	7-24
7.3.3.4	Diffusion und Dispersion	7-25
7.3.3.5	Adsorption	7-27
7.3.3.6	Abbauprozesse	7-28
7.4	BERECHNUNGSVERFAHREN FÜR DEN TRANSPORT IM GRUNDWASSER	7-29
7.4.1	Allgemeines	7-29
7.4.2	Tiefengemittelte Transportgleichung	7-30
7.4.3	Besonderheiten der hydrodynamisch aktiven Stoffe	7-33
7.4.4	Vorgehensweise bei der Abschätzung der Stoffausbreitung	7-35
7.5	ANALYTISCHE BERECHNUNGSVERFAHREN FÜR VEREINFACHTE KONFIGURATIONEN (PRINZIPFÄLLE)	7-36
7.5.1	Unfallsituation (momentaner, punktförmiger Stoffeintrag)	7-36
7.5.2	Kontinuierlicher punktförmiger Stoffeintrag	7-40
7.6	GRAPHISCHE VERFAHREN	7-46
7.7	NUMERISCHE VERFAHREN	7-54
7.8	ERFORDERLICHE INFORMATIONEN UND DATEN FÜR DIE BERECHNUNG DES STOFFTRANSPORTES	7-61
7.9	PARAMETERABSCHÄTZUNG	7-63
7.9.1	Systematik der Abschätzungsmethoden	7-63
7.9.2	Tracerversuche und "natürliche" Tracer	7-66
7.9.3	Beispiel einer Stofftransportberechnung im Modell	7-68
	Literaturverzeichnis	7-75

## 7. STOFFTRANSPORT IM GRUNDWASSER

### 7.1 EINLEITUNG

Grundwasser galt lange Zeit als Wasser von größter Reinheit. Aufgrund des "Selbstreinigungsvermögens" ging man generell davon aus, daß jegliche Grundwasserverunreinigung innerhalb kurzer Zeit und kurzer Fließwege eliminiert wird. Diese Ansicht hat sich angesichts der in den letzten Jahren bekannt gewordenen großräumigen Grundwasserverunreinigungen als falsch erwiesen. Die teilweise gravierenden Änderungen der Grundwasserbeschaffenheit durch anthropogene Belastungen geben Anlaß, sich mit den Fragen der Grundwasserqualität und Gesetzmäßigkeiten des Stofftransports im Grundwasser näher zu befassen.

Die Nutzung des Grundwassers ist in der BRD vorrangig der Trinkwasserversorgung vorbehalten. Die Zielvorstellung der Wasserversorgung ist es, Grundwasser möglichst naturbelassen und ohne Aufbereitung als Trinkwasser abzugeben. Hieraus resultiert die ungeschriebene Forderung, daß der Rohstoff Grundwasser die Qualitätsanforderungen an Trinkwasser erfüllen soll. Diese Forderung ist in vielen Bereichen zufolge anthropogener Belastungen nicht mehr erfüllt. Grundwasserbelastungen können vielerlei Ursachen haben, wie dies die Auflistung in Bild 7.1 deutlich macht.

Eine vorrangige Aufgabe der Grundwasserwirtschaft ist darin zu sehen, anthropogene Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität zu erfassen und zu beurteilen. Die Frage nach den Auswirkungen von Schadensfällen setzt das Verständnis des Transports von Schadstoffen im Untergrund voraus. Dies ist umso wichtiger, wenn wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Schadensbegrenzung oder Schadensanierung geplant werden.

Unter dem Begriff "Schadstoff" versteht man solche Substanzen, die durch ihr verstärktes Auftreten in der Umwelt eine humantoxikologische oder ökotoxikologische Gefährdung hervorrufen

können. Nach einer Klassifizierung der Europäischen Gemeinschaft (EG) sind derzeit etwa 1.500 Stoffgruppen als Schadstoffe klassifiziert, von denen ungefähr 500 in größeren Mengen (mehr als 100 t/a) in Europa hergestellt oder gebraucht werden. Im Hinblick auf den Gewässerschutz wurden für den Bereich der EG hieraus zunächst 21 Stoffe ausgewählt, die später um weitere 108 Stoffe ergänzt wurden.

Für die BRD wurde ein Katalog wassergefährdender Stoffe aufgestellt, der ständig fortgeschrieben wird. Nach festgelegten Bewertungsrichtlinien wurden bisher 207 Stoffe in drei Wassergefährdungsklassen (WGK) eingeteilt (siehe Kap. 8.1).

Da viele der als wassergefährdend anzusehenden Substanzen durch natürliche Prozesse aus dem Wasser entfernt werden, ist in der Trinkwasserversorgung nur eine sehr viel geringere Anzahl von unerwünschten oder schädlichen Stoffen für die regelmäßige Qualitätskontrolle festgelegt worden (Trinkwasserverordnung; EG-Trinkwasserrichtlinie).

Der Transport von Wasserinhaltsstoffen im Grundwasser wird von physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren beeinflusst. Primär wichtig für die Beschreibung des Transports im Grundwasser ist eine korrekte Beschreibung der Grundwasserströmung, welche die Wasserinhaltsstoffe mit sich führt. Hierbei kommen verschiedene Transportmechanismen zum Tragen. Es ist allerdings nicht angebracht, die hydraulischen Transportvorgänge losgelöst von den chemischen und biologischen Prozessen im Untergrund zu betrachten. Zwischen der Intensität des Strömungstransports einerseits und den chemischen und biologischen Prozessen im Untergrund andererseits bestehen Wechselbeziehungen, die bei der Erfassung der Transportvorgänge von vornherein berücksichtigt werden müssen.

Wegen seiner grundsätzlichen Bedeutung für die Probleme der Grundwasserverschmutzung sei ein hydraulischer Gesichtspunkt vorangestellt. Grundwasserleiter unterscheiden sich von Oberflächen-

Belastungsquellen:

- (1) Örtlich konzentrierte Versickerung von Schadstoffen (punktförmige Quelle) aus
  - Problematische Altablagerungen (unkontrollierte Kippen, Halden etc.),
  - Undichte Mülldeponien,
  - Senkgruben, Abschlämpteiche,
  - Industrieareale (unsachgemäße Lagerung und Handhabung wassergefährdender Stoffe),
  - Unfallorte beim Transport wassergefährdender Stoffe.
- (2) Linienförmige Versickerung von Stoffen durch
  - Infiltration aus Bächen und Flüssen,
  - Abwasserinfiltration aus undichten Kanalisationsleitungen,
  - Regenwasserversickerung an Straßen.
- (3) Großflächige, diffuse Stoffeinträge durch Versickerung mit dem Niederschlagswasser durch
  - Überdüngung landwirtschaftlich genutzter Flächen,
  - unsachgemäße Anwendung von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln,
  - Stoffeinträge aus der Atmosphäre mit dem Niederschlag.
- (4) Infiltration aus Seen und Speicherbecken.
- (5) Direkte Einleitung von Wärme (bzw. Wärmeentzug) durch Schluckbrunnen.

Bild 7.1: Ursachen anthropogener Belastungen des Grundwassers

Physikalische Zustandsform	<ul style="list-style-type: none"> <li>- gelöste Stoffe (mischbar)</li> <li>- suspendierte Stoffe (mischbar)</li> <li>- emulgierte Stoffe (nicht mischbar)</li> </ul>
Anlagerungs- und Abbauverhalten	<ul style="list-style-type: none"> <li>- konservative Stoffe</li> <li>- abbaubare Stoffe</li> <li>- perseverante Stoffe</li> <li>- persistente Stoffe</li> <li>- chemisch abbaubare Stoffe</li> <li>- biologisch abbaubare Stoffe</li> </ul>
Strömungsrelevante Stoffeigenschaften	<ul style="list-style-type: none"> <li>- hydrodynamisch neutrale, mischbare Stoffe (Tracer)</li> <li>- hydrodynamisch aktive Stoffe</li> <li>- nicht mischbare Stoffe (emulgierte Stoffe)</li> </ul>

Bild 7.2: Klassifizierung von Wasserinhaltsstoffen

gewässern (Flüsse, Seen) in erster Linie dadurch, daß sie sehr langsam durchflossen werden. Ein charakteristisches Zeitmaß für die Durchströmung ist die mittlere Verweilzeit, definiert als

$$\text{Mittlere Verweilzeit } T \equiv \frac{\text{Volumen des Gewässers}}{\text{Durchfluß}} \quad (7.1)$$

Diese Verweilzeit gibt größenordnungsmäßig an, wie lange es dauert, bis der Inhalt eines Gewässers einmal vollständig ausgetauscht wird. Typische Verweilzeiten für Grundwasserleiter liegen in der Größenordnung von Jahren, Jahrzehnten oder Jahrhunderten. Für Fließgewässer hingegen betragen die Verweilzeiten im allgemeinen wenige Tage.

Dementsprechend reagieren Grundwasserleiter auf jegliche Veränderung nur sehr langsam. Während sich eine plötzlich einsetzende Wasserverschmutzung in einem Fließgewässer schon nach Tagen im gesamten Gebiet bemerkbar macht, kann dies im Grundwasser viele Jahre dauern. Dies ist u.a. die Ursache dafür, daß Grundwasserverschmutzungen lange Zeit nicht in dem Umfang beobachtet wurden wie die Verschmutzung von Oberflächengewässern. Wesentlich ist jedoch die Tatsache, daß dieselben oder auch größere Reaktionszeiträume auch für jede Art von Reinigungsmaßnahmen gelten: Während ein Fluß bei umfassenden Sanierungsmaßnahmen in relativ kurzer Zeit in eine gewünschte Gewässergüte gebracht werden kann, kann es Jahrzehnte dauern, bis die Verschmutzung eines Grundwasserleiters rückgängig gemacht ist.

## 7.2 KLASSIFIZIERUNG VON WASSERINHALTSSTOFFEN IM HINBLICK AUF IHREN TRANSPORT IM UNTERGRUND

### 7.2.1 Physikalische Zustandsform

Wasserinhaltsstoffe können im Untergrund in unterschiedlicher physikalischer Zustandsform auftreten, und zwar als

- gelöste Stoffe (molekulardispers, iondispers oder kolloiddispers),
  - suspendierte Stoffe (grobdispers, zum Beispiel Trüb- und Schwebstoffe),
  - emulgierte Stoffe (im Wasser unlösliche Flüssigkeiten)
- Gelöste Stoffe sind an die Wasserteilchen gebunden und weisen keine Relativbewegung zum Wasser auf. Man muß unterscheiden zwischen Stoffen, welche die Dichte und die Zähigkeit des Wassers nicht oder nur unwesentlich verändern (hydrodynamisch neutrale Stoffe) und solchen, die diese Fluideigenschaften verändern, was wiederum Auswirkungen auf die Strömung hat.
- Suspendierte Stoffe liegen im Grundwasser in aller Regel in einer Form vor, bei der sie sich hydrodynamisch wie gelöste Stoffe verhalten. Das heißt, daß sie im strömenden Wasser in der Schwebe gehalten werden ("Schwebstoffe"), und daß ihre jeweilige Sinkgeschwindigkeit vernachlässigbar klein ist. Dies ist für sehr kleine Partikeldurchmesser oder sehr kleine Dichteunterschiede zwischen Feststoff und Wasser zutreffend. Bei entsprechend grobem bzw. schwerem Suspensionsmaterial kommt es zufolge der Schwerkraftwirkung in der Regel zu Ablagerungerscheinungen im Korngerüst.
- Emulgierte Stoffe weisen Eigenschaften auf, die eine Vermischung und Lösung im Grundwasser nicht zulassen. Der Transport solcher Stoffe im Grundwasser ist deshalb grundsätzlich anderer Natur als in den beiden vorgenannten Fällen. Es tritt eine Verdrängungsströmung mit einer Trennfläche zwischen Grundwasser und Emulsion auf, wobei den Prozessen an der Trennfläche besondere Beachtung gewidmet werden muß.

### 7.2.2 Anlagerungs- und Abbauverhalten

Auch bezüglich ihres Verhaltens im Untergrund kann man die Was-

serinhaltsstoffe in verschiedene Gruppen einteilen:

- Perseverante Stoffe sind solche, die weder chemischen oder biologischen Reaktionen ausgesetzt sind noch durch Absetzen, Ausfällen oder Adsorption dem Grundwasser entzogen werden. Dies sind im hydrodynamischen Sinne konservative Stoffe. Typische Vertreter dieser Gruppe sind zum Beispiel Chloride, Bor, Tritium, Ligninsulfonsäure.
- Persistente oder refraktäre Stoffe sind ebenfalls konservative Substanzen, die zwar nicht chemisch oder biologisch abgebaut werden, aber durch physiko-chemische Vorgänge am Korngerüst angelagert werden. Auf diese Weise werden sie dem Grundwasser entzogen, können aber bei veränderten Bedingungen auch remobilisiert und dem Grundwasser wieder zugeführt werden.
- Abbaubare Substanzen sind solche Wasserinhaltsstoffe, die durch chemische oder biologische Prozesse umgewandelt und abgebaut werden und auf diese Art und Weise aus dem Grundwasser eliminiert werden.

### 7.2.3 Strömungsrelevante Stoffeigenschaften

Aus hydromechanischer Sicht lassen sich folgende Gruppen von Wasserinhaltsstoffen unterscheiden :

- (1) Hydrodynamisch neutrale, mischbare Stoffe (Tracer). Hierzu gehören
  - alle gelösten oder suspendierten Wasserinhaltsstoffe bei sehr geringen Konzentrationen,
  - Stoffe bei beliebigen Konzentrationen, die keine merkliche Änderung der Dichte oder der Zähigkeit des Grundwassers verursachen. Die rechnerische Erfassung des Transports von Tracern ist erheblich einfacher als für andere Stoffgruppen. In der Regel können Grundwasserverunreinigungen mathe-



matisch als Tracertransportprobleme behandelt werden.

- (2) Hydrodynamisch aktive Stoffe. Hierzu zählen alle diejenigen Wasserinhaltsstoffe, die eine Dichte- oder Zähigkeitsänderung des Grundwassers bewirken und dadurch die Durchlässigkeit und das Strömungsfeld "aktiv" beeinflussen und verändern. Dichte- und/oder Zähigkeitsänderungen bewirken Änderungen der Durchlässigkeit  $k_f$ , und Dichteunterschiede verursachen zudem Auftriebseffekte. Beispiele hierfür sind hohe Feststoff- oder Salzkonzentrationen, oder auch Temperaturunterschiede bei Warm- oder Kaltwassereinleitungen. Die Wirkung der aktiven Wasserinhaltsstoffe kann drastische Abweichungen von der Tracerströmung verursachen. Eine realistische rechnerische Erfassung dieser Erscheinungen ist nur mit großem Aufwand möglich (zum Beispiel Mehlhorn, 1982).
- (3) Nicht mischbare Stoffe weisen in aller Regel gegenüber dem Grundwasser sowohl eine unterschiedliche Dichte  $\rho$  als auch eine unterschiedliche Zähigkeit  $\mu$  auf. Der Transport emulgierter Stoffe im Grundwasser wird durch eine Verdrängungsströmung charakterisiert.

#### 7.2.4 Zuordnung von Wasserinhaltsstoffen

Für die Beurteilung und Berechnung des Transports von Wasserinhaltsstoffen im Untergrund ist eine klare Zuordnung des Wasserinhaltsstoffes zu der in Bild 7.2 zusammengefaßten Klassifizierung eine wichtige Voraussetzung. Allerdings ist diese Zuordnung nicht immer von vornherein eindeutig und kann auch je nach Untersuchungsgebietsgröße und Betrachtungszeitraum unterschiedlich ausfallen. So kann beispielsweise ein sehr langsam reagierender Inhaltsstoff dann als "konservativ" behandelt werden, wenn die Aufenthaltszeit im Untersuchungsgebiet sehr viel kürzer ist als die erforderliche Zeit für die Abbaureaktion; hingegen muß in einer großräumigen und langfristigen Betrachtung diese Reaktion

mit berücksichtigt werden.

Ebenso fließend ist in vielen Fällen der Übergang vom "Tracer" zum "aktiven" Wasserinhaltsstoff. Streng genommen bewirkt jeder Fremdstoff eine Veränderung der Dichte und der Zähigkeit, die jedoch in den meisten praktischen Fällen so klein ist, daß sie vernachlässigt werden kann.

In erster Näherung wird bei der rechnerischen Erfassung der Ausbreitung mischbarer Substanzen zunächst vom einfachsten Fall eines konservativen, perseveranten Tracers ausgegangen, der genau wie ein Wasserpartikel transportiert wird. Die Berücksichtigung von Adsorptions- und Abbauprozessen erfolgt dann mit Hilfe der allgemeinen Transportgleichung (Abschnitt 7.4).

### 7.3 BESCHREIBUNG DES STOFFTRANSPORTS IM UNTERGRUND

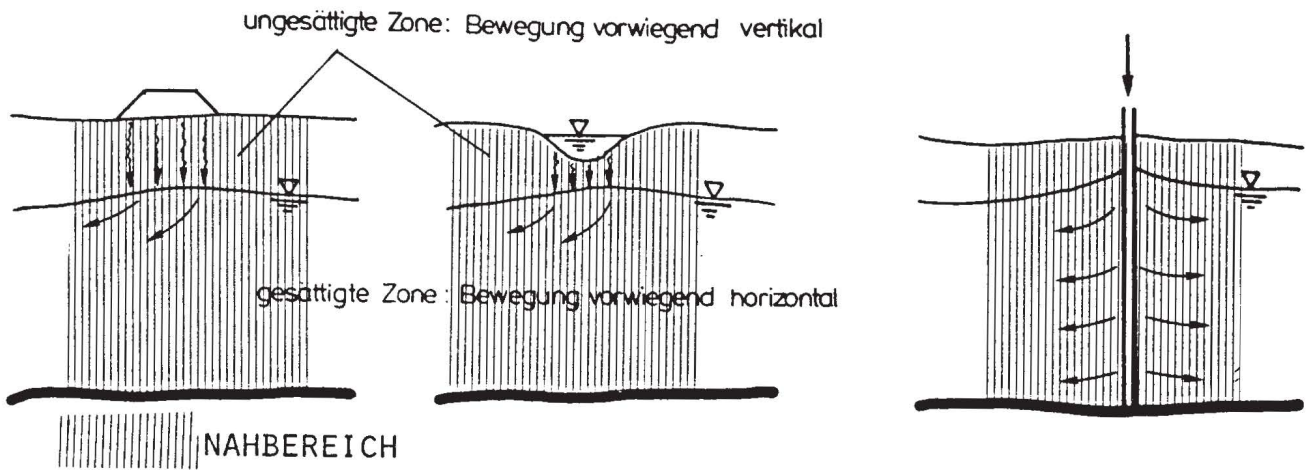
#### 7.3.1 Quellen und Stoffeintrag

Grundwasserleiter weisen oft eine relativ große Flächenausdehnung im Vergleich zu ihrer Mächtigkeit auf. Bei einer tiefengemittelten horizontal-ebenen Betrachtungsweise kann man daher punktförmige, linienförmige und flächige Quellen und Einleitungen von Wasserinhaltsstoffen in den Grundwasserbereich unterscheiden. Alle Verschmutzungsquellen, die Inhaltsstoffe örtlich konzentriert in das Grundwasser abgeben, sind als "punktförmig" anzusehen. Für eine großräumige Betrachtung stellt beispielsweise eine Altablagerung eine punktförmige Einleitung dar (Bild 7.3). Dagegen sind Flüsse und Kanäle in der Regel als linienförmige Einleitungen einzuordnen. Je nach hydrologischer Situation wird Wasser vom Oberflächengewässer in das Grundwasser eingespeist oder aus diesem exfiltriert. Flächige Einleitungen von Wasserinhaltsstoffen kommen dadurch zustande, daß mit dem Niederschlag Wasserinhaltsstoffe (zum Beispiel Düngemittel) auf dem Weg der Grundwasserneubildung in den Grundwasserbereich gelangen.

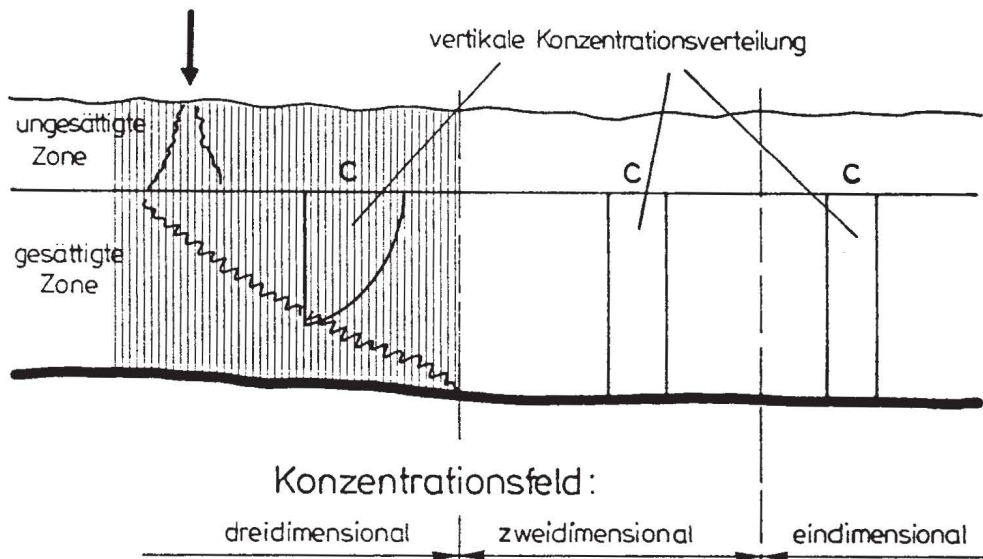
Altdeponierung

Sickergrube, Becken

Schluckbrunnen



Schnitt



Grundriß

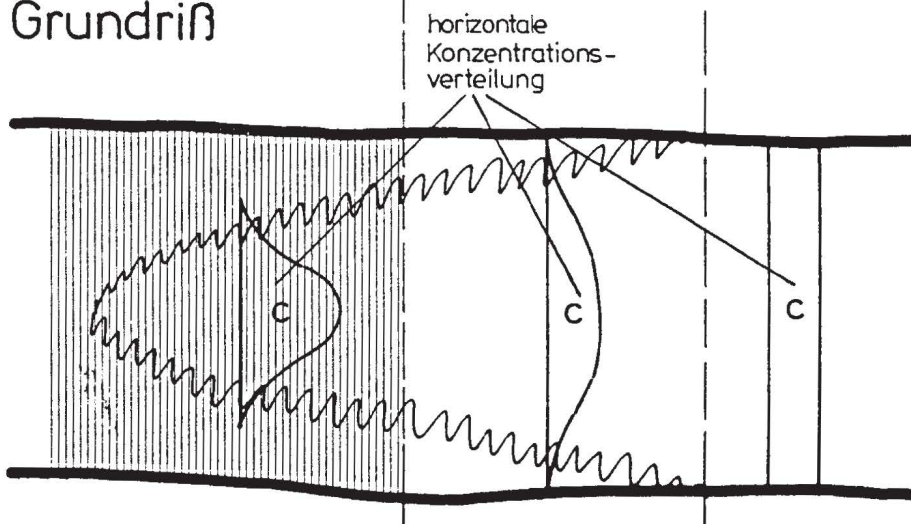


Bild 7.3: Punktförmige Verschmutzungsquellen

Auch der zeitliche Verlauf eines Stoffeintrags spielt eine wesentliche Rolle. So findet vielfach eine einmalige Zugabe einer endlichen Masse von Wasserinhaltsstoffen statt wie zum Beispiel bei Tankwagenunfällen, Rohrbrüchen etc. Andererseits treten kontinuierliche Einleitungen über lange Zeiträume auf, zum Beispiel bei unentdeckten Leckagen aus Behältern, Rohrleitungen oder Kanalisationen, bei Senkgruben, Schluckbrunnen für Kühlwasser oder auch Oberflächengewässern. Solche kontinuierliche Einleitungen können starken zeitlichen Schwankungen unterworfen sein, entweder durch betriebsbedingte Änderungen der Zufuhr oder aber infolge Änderungen der hydrologischen Bedingungen.

Beim Transport von Wasserinhaltsstoffen im Untergrund kann zwischen dem Nahbereich der Einleitung (ungesättigte Zone und lokaler Grundwasserbereich) und der vergleichsweise großräumigen (Fernbereich-)Grundwasserströmung unterschieden werden (Bild 7.3).

Der Transport von Wasserinhaltsstoffen von der Geländeoberfläche in den Untergrund erfolgt im allgemeinen zunächst durch die ungesättigte Bodenzone in vertikaler Richtung unter dem Einfluß der Schwerkraft. Im Grundwasser-Nahbereich erfolgt die Einmischung in das Grundwasser, wobei sich je nach Art der Wasserinhaltsstoffe und nach den hydrogeologischen Gegebenheiten eine mehr oder weniger starke vertikale Durchmischung im Grundwasserleiter einstellen kann. In der vorherrschenden Grundwasserströmung werden anschließend die Wasserinhaltsstoffe großräumig vorwiegend in horizontaler Richtung transportiert.

### 7.3.2 Stofftransport in der ungesättigten Zone und im Grundwasser-Nahbereich

#### 7.3.2.1 Lokale Variabilität des Untergrunds

Der Stofftransport an der Schadstoffquelle ist direkt von den örtlichen Gegebenheiten am Eintragsort abhängig. Die Bodenstruk-

tur und Untergrundbeschaffenheit zeigt eine große Variabilität, so daß die Annahme räumlich gemittelter Kennwerte nur selten zutreffende Aussagen liefert. Es ist im allgemeinen nicht möglich, im Nahbereich und insbesondere für die ungesättigte Zone allgemeingültige Prognoserechnungen für praktische Aufgaben anzustellen. Grund hierfür ist die komplizierte örtliche Bodenstruktur. So können beispielsweise Spalten, Klüfte, Wurzelgänge, Risse, kleinere Toneinlagerungen etc. niemals hinreichend erfaßt werden, obwohl sie für den Stofftransport entscheidende Bedeutung haben können. Bisherige Erfahrungen und Naturdaten legen es deshalb nahe, für die Beschreibung des Wasser- und Stofftransports in der ungesättigten Zone lediglich anzusetzen, daß die Strömungsrichtung vertikal ist und von der Oberfläche bis zum Grundwasserleiter eine mittlere Strömungszeit charakteristisch ist. Im Einzelnen sei hierzu auf Kapitel 6 verwiesen.

#### 7.3.2.2 Transport mischbarer Stoffe

Mischbare Wasserinhaltsstoffe werden von der Oberfläche durch versickerndes Wasser in den Untergrund transportiert. Nach Eindringen in den Untergrund werden Schadstoffe in der ungesättigten Zone teils zurückgehalten und teils in tiefere Schichten verlagert. Das wesentliche Transportvehikel ist der versickernde Anteil des Niederschlags, der zur Grundwasserneubildung führt. Die Strömung erfolgt vorwiegend vertikal unter dem Einfluß der Schwerkraft und unter der Wirkung von Kapillarkräften. Die Strömungsverhältnisse sind dort sehr kompliziert, da hier stets eine Mehrphasenströmung (Wasser-Luft) vorliegt. Die Transportwege sind in aller Regel kurz, nämlich in der Größenordnung des jeweiligen Flurabstands.

Für die Grundwasserbeschaffenheit sind die Stoffumsetzungen in der Bodenzone und im ungesättigten Bereich durch chemische und biologische Umwandlungsprozesse von großer Bedeutung (siehe Kapitel 6).

Eine erste Größenordnung für typische Sickergeschwindigkeiten in

der ungesättigten Zone gibt Bild 7.4. Die standortspezifischen tatsächlichen Sickergeschwindigkeiten können hiervon jedoch drastisch abweichen.

Bei der Beurteilung von Schadensfällen wird häufig davon ausgegangen, daß die Versickerungszeit bis zum Erreichen des Grundwasserspiegels vernachlässigbar klein ist: dies ist bei Abschätzungen der Ausbreitung einer Schadstofffront eine Annahme auf der sicheren Seite.

Nach Erreichen des Grundwasserspiegels werden die Wasserinhaltsstoffe einerseits oberflächlich abtransportiert, andererseits je nach örtlichen Gegebenheiten (geologische Schichten, Inhomogenitäten, bevorzugte örtliche Strömungsrichtung, Grundwasserneubildung, etc.) mehr oder weniger rasch auch in tiefere Schichten eingetragen und vertikal vermischt.

#### 7.3.2.3 Transport nicht mischbarer Stoffe

Die wichtigsten nicht mischbaren Stoffgruppen im Grundwasser sind

- Mineralöle,
- CKW (chlorierte Kohlenwasserstoffe).

Beide Stoffgruppen zeigen im Nahbereich ein ähnliches Migrationsverhalten. Der wichtigste Unterschied resultiert aus der Tatsache, daß Mineralöle stets spezifisch leichter sind als Wasser, während CKW stets spezifisch schwerer sind.

#### (1) Die Ausbreitung als flüssige Phase

Bei der Versickerung von Wasser und einer nicht mischbaren Flüssigkeit fließen beide als getrennte Strähnen mit scharfer Grenzfläche nebeneinander her. Da beim gemeinsamen Fließen für jede Flüssigkeit nur ein Teil des Poren- oder Kluftraums und damit des Durchflußquerschnitts zur Verfügung steht, führt der Mehrphasenfluß zu einer Verminderung der Fließgeschwindigkeit, die jede Phase hätte, wenn sie allein im Poren- oder Kluftraum fließen würde.

Bodenart	Infiltrationsgeschwindigkeit in mm/h
Sande	20
Sandige und schluffige Boden	10 bis 20
Lehm	5 bis 10
Tonige Böden	1 bis 5
Tonige Böden mit Natriumverbindungen	1

Bild 7.4: Typische Infiltrationsgeschwindigkeiten von Wasser in der ungesättigten Zone nach A.H. Blair

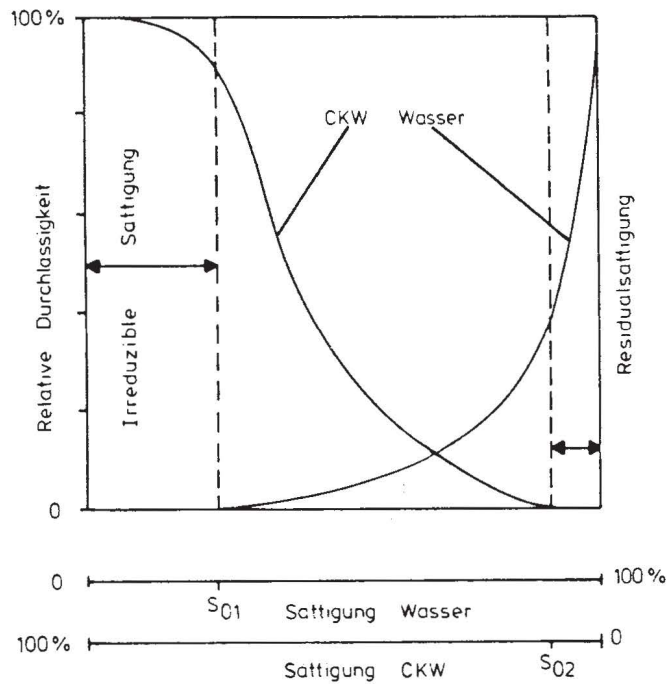


Bild 7.5: Relative Durchlässigkeit für CKW und Wasser als Funktion der Sättigung des Porenraums ( theoretische Herleitung, aus CKW Leitfaden )

Richtwerte für die Restsättigung für CKW  
(aus CKW-Leitfaden, 1983)

Hydraulische Leitfähigkeit $k_f$ in m/s	Residualsättigung ungesättigte Zone in $l/m^3$	Residualsättigung gesättigte Zone in $l/m^3$
$1 \cdot 10^{-2}$	3	5
$1 \cdot 10^{-3}$	12	20
$1 \cdot 10^{-4}$	30	50

Richtwerte für die Restsättigung für Mineralöle  
(aus Schwille, 1971)

Hydraulische Leitfähigkeit $k_f$ in m/s	Restsättigung nach 30 d in $l/m^3$
$1 \cdot 10^{-2}$	5
$1 \cdot 10^{-2} - 1 \cdot 10^{-3}$	8
$1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-4}$	15
$1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-5}$	25
$1 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-6}$	40

Bild 7.6: Residualsättigungswerte für CKW und Mineralöl

Das Prinzip der simultanen Bewegung nicht mischbarer Flüssigkeiten zeigt das aus der Erdölgewinnungstechnik bekannte Diagramm der relativen Durchlässigkeit für eine benetzende und eine nicht benetzende Flüssigkeit. Dies ist in Bild 7.5 schematisiert für CKW und Wasser dargestellt. Wasser ist die benetzende, CKW die nicht benetzende Flüssigkeit. Die relative Durchlässigkeit weist eine ausgeprägte Abhängigkeit vom Verhältnis der Sättigung der beiden Flüssigkeiten (bezogen auf den gesamten effektiven Porenraum) auf. Ein gleichzeitiges Fließen beider Flüssigkeiten ist nur möglich, wenn die Wassersättigung größer als die irreduzible Sättigung  $s_{01}$  und die CKW-Sättigung größer als die sogenannte Residualsättigung  $s_{02}$  ist.

Fällt die CKW-Sättigung unter den Wert von  $s_{02}$  zurück, dann hört das Fließen der nicht benetzenden Flüssigkeit auf. Sie befindet sich im Zustand der Residual- oder Restsättigung zuletzt in Form von im Porenraum isolierter Kügelchen. Unter normalen Druckverhältnissen sind die CKW im Zustand der Restsättigung nicht mehr mobilisierbar.

Aus Bild 7.5 läßt sich ableiten, daß irreduzibles Wasser kaum Einfluß auf das Fließen der CKW ausübt, während die Gegenwart von residualem CKW das Fließen des Wassers deutlich hemmt.

Der Effekt der Residualsättigung ist der eigentliche Grund, weshalb sich eine bestimmte Menge einer mit Wasser nicht mischbaren Flüssigkeit in einem porösen oder engklüftigen Medium als flüssige Phase nur bis zu einer bestimmten Distanz ausbreiten bzw. nur ein bestimmtes Volumen des Mediums einnehmen kann. Eine nicht mischbare Flüssigkeit kann im Zustand der Restsättigung nicht durch Wasser verdrängt, also fortgespült werden. Sie kann nur nach Maßgabe ihrer relativ geringen Löslichkeit vom durchfließenden Sickerwasser oder Grundwasser aufgenommen oder weitertransportiert werden. Typische Residualsättigungswerte für CKW und für Mineralöl sind in Bild 7.6 angegeben.



Ob eine versickernde nicht mischbare Flüssigkeit die Grundwasser Oberfläche erreicht oder nicht, hängt ganz entscheidend von der Gesamtmasse, der Ausdehnung der Versickerung und dem Rückhaltevermögen des porösen Mediums in der ungesättigten Zone ab. Der Sammelbegriff Rückhaltevermögen umfaßt sowohl die Residualsättigung als auch Ansammlungen von Flüssigkeit auf undurchlässigen oder gering durchlässigen Zwischenlagen oder in "hängenden" Kapillarsäumen. Das Rückhaltevermögen eines natürlichen Bodens ist daher in der Regel höher als die Summe der aus Residualsättigungswerten der einzelnen Lagen errechneten Mengen.

Die Heterogenität der ungesättigten Zone (zum Beispiel Wechsel verschieden durchlässiger Lagen, Lamellierung, Schrägschichten, Schluff- und Tonlinsen und der Grad der Wassersättigung der einzelnen Lagen) bewirken eine laterale Komponente des Versickerungsvorgangs, wie dies schematisch in Bild 7.7 dargestellt ist. Die Heterogenität kann also eine wesentliche Verringerung der Eindringtiefe im Vergleich zu einem völlig homogenen Medium bewirken, zumal unterschiedliche Schichten unterschiedliches Rückhaltevermögen aufweisen. Während der Versickerung neigen nicht mischbare Flüssigkeiten dazu, an der Infiltrationsfront "Finger" zu bilden, von denen sich einige ziemlich rasch zu "Wurzeln" entwickeln können, die als bevorzugte Transportwege dienen.

Die Bilder 7.7 und 7.8 stellen schematisch das Eindringen von Mineralöl und von CKW in den Untergrund dar. Während in Bild 7.7 das Verhältnis von versickerter Gesamtmasse und Rückhaltevermögen des Untergrunds klein genug ist, daß der "Phasenkörper" (im Gegensatz zur Lösungs- und Gaszone) auf die ungesättigte Zone begrenzt bleibt, ist dieses Verhältnis in Bild 7.8 entsprechend größer. Wenn das Rückhaltevermögen der ungesättigten Zone überschritten wird, dann erreicht die Flüssigkeit die Grundwasser Oberfläche, (das heißt die Obergrenze des gesättigten Kapillarraums). Dort wird der Fließvorgang gehemmt, da das Grundwasser verdrängt werden muß. Für die weitere Ausbreitung in Phase zeigen sich nun entscheidende Unterschiede zwischen Mineralöl und CKW.

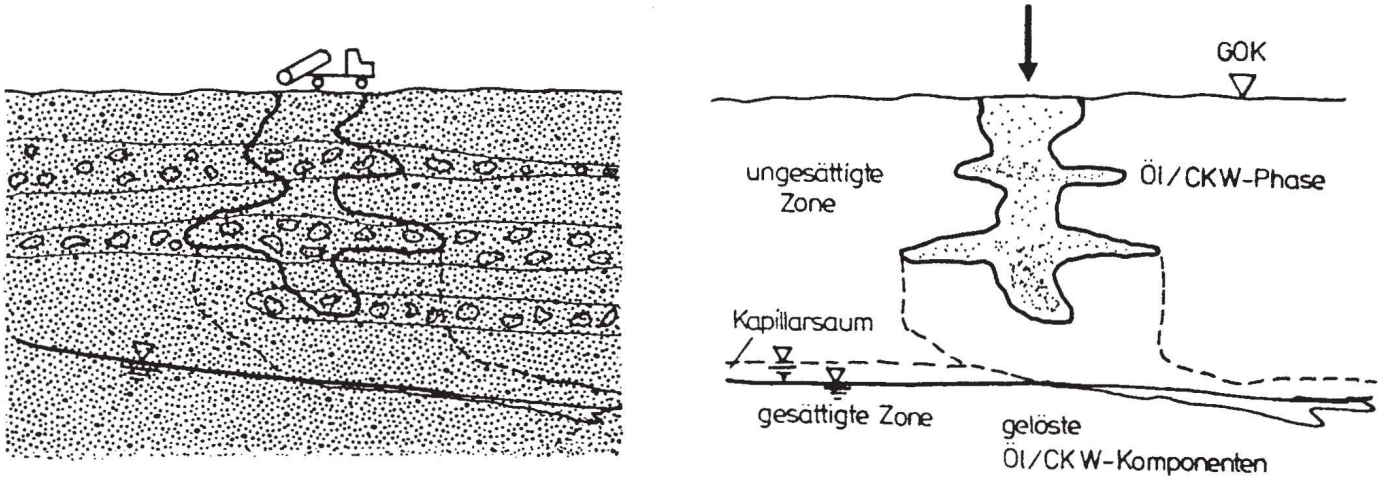
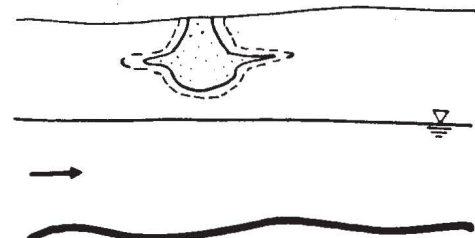
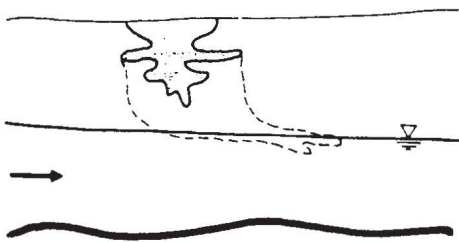
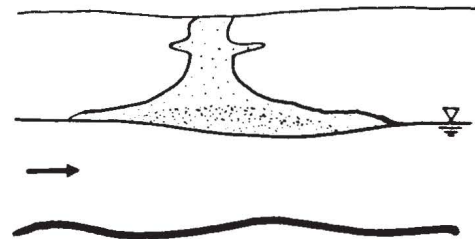
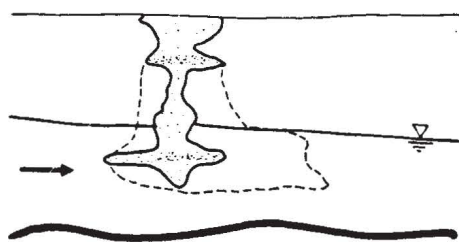


Bild 7.7: Ausbreitung nicht mischbarer Stoffe in der ungesättigten Zone ( nach Matthes et al,1985 )

Versickerung (Anfangsstadium)



Ausbreitung (Zwischenstadium)



Ausbreitung (Endstadium)

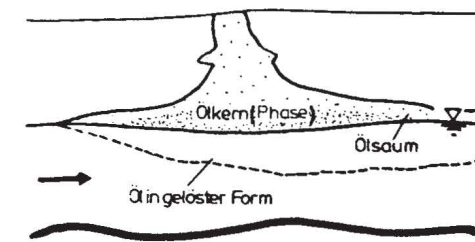
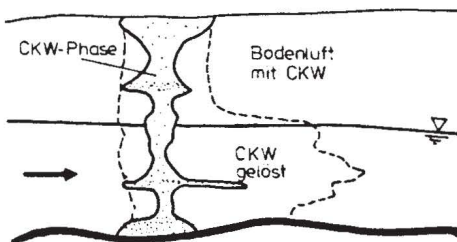


Bild 7.8: Die Ausbreitung von Mineralöl und CKW als flüssige Phase ( Nahbereich )

Mineralöle sind stets spezifisch leichter als Wasser. Sie dringen deshalb in Phase nicht in den Grundwasserkörper ein, sondern breiten sich an dessen Oberfläche entlang des Kapillarsaumes aus (Bild 7.8). Dies erfolgt solange, bis sich ein nicht weiter mobiler Phasenkörper ausgebildet hat.

Die spezifisch schwereren Kohlenwasserstoffe dringen wegen ihrer höheren Dichte in die gesättigte Zone ein. Beim weiteren Absinken ist die lateral wirkende Komponente der Grundwasserströmung im Vergleich zur Schwerkraftwirkung meist nicht von entscheidender Bedeutung. Die Residualsättigung ist in der gesättigten Zone in der Regel deutlich höher als in der ungesättigten Zone. Nach den bisherigen Erfahrungen darf man in der gesättigten Zone mit etwa dem eineinhalbfachen Wert der ungesättigten Zone rechnen. Wird das Rückhaltevermögen der gesättigten Zone überschritten, dann sinkt die überschüssige Flüssigkeit bis zur Sohle des Grundwasserleiters ab und breitet sich dort als CKW-Pfütze oder Lache aus, wobei hier eine erheblich höhere Sättigung erreicht werden kann, als es der Residualsättigung entspräche. Bei geneigter Sohle kann das CKW entlang dem Sohlgefälle horizontal verfrachtet werden.

(2) Die Ausbreitung in wässriger Lösung

Die im Untergrund fixierten Phasenkörper sind nach Erreichen des Endstadiums der Ausbreitung der flüssigen Phase (also im Zustand der Restsättigung) für das Sickerwasser und das Grundwasser keineswegs undurchlässig. Die Fließgeschwindigkeit des Wassers wird zwar durch die Restsättigung geringfügig reduziert, die Körper bleiben aber für das Wasser passierbar. Die tröpfchenförmige Verteilung der Flüssigkeit in Phase schafft eine sehr große Kontaktfläche, durch die Diffusion in das Wasser stattfinden kann. Bei den meist sehr langsamen Fließgeschwindigkeiten wird das durchströmende Wasser schon nach kurzem Fließweg von wenigen Metern eine weitgehend gesättigte Lösung erreichen.

Man kann also davon ausgehen, daß sich unmittelbar unterhalb des Phasenkörpers im Sickerbereich und im Unterstrom des Körpers im Grundwasserbereich eine Fahne mit gelösten Stoffen ("Lösungszone") bildet, deren anfängliche Konzentration der Löslichkeit bzw. der Sättigungskonzentration des betreffenden Stoffes bzw. Stoffgemisches entspricht. Die Dichte der wässrigen Lösungen ist gegenüber der des Grundwassers meist nur sehr geringfügig erniedrigt (Mineralöle) bzw. erhöht (CKW), so daß keine nennenswerten Dichteeffekte auftreten (hydrodynamisch neutrales Verhalten). Die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers in den einzelnen Lagen bestimmen zunächst die Form der Lösungszone (siehe Bild 7.8).

### (3) Die Ausbreitung als Gasphase

Je nach Flüchtigkeit (Volatilität) der Mineralöle oder CKW erfolgt ein Verdunsten dieser Stoffe auch in der ungesättigten Zone, soweit diese eine nicht zu geringe Durchlässigkeit aufweist. Um den Phasenkörper herum bildet sich eine Hülle von gasförmigen Komponenten mit nach außen abnehmender Konzentration. Der ursprüngliche Phasenkörper löst sich so allmählich in einen Gaskörper auf, der seine ursprüngliche Begrenzung immer mehr verliert. Je nach relativer Dichte der Dämpfe tendieren diese zum Absinken und Ausbreiten über dem Kapillarsaum oder zum Aufsteigen zur Erdoberfläche. Auf diese Weise wird ein Teil der Kontamination im Laufe der Zeit dem Untergrund wieder entzogen. Andererseits bietet die Gaszone mit ihrer großen Ausdehnung im Vergleich zum Phasenkörper auch eine große Kontaktmöglichkeit zwischen Haft- und Sickerwasser und der Gasphase und vergrößert damit entsprechend die Fläche des Kontaminationsherdes. Bei CKW ist die unterirdische Verdunstung wohl der Hauptgrund, weshalb bei Aufschlußbohrungen im Bereich des CKW-Körpers bei länger zurückliegenden Unfällen häufig keine CKW als Phase mehr angetroffen werden.

Das Ausgasen sowohl der in Phase als auch der in Lösung befindlichen CKW kann bei der Bewertung von Schadensfällen

durch Bodenluftmessungen erfaßt und genutzt werden (Neumayer, 1984)

- zur Abgrenzung direkt belasteten Bodens,
- zur Erkundung der Schadstoffausbreitung im Grundwasserleiter und
- zur Suche des Schadstoffherds bzw. der Schadstoffursache.

### 7.3.3 Großräumiger Stofftransport im Grundwasser

#### 7.3.3.1 Transportmechanismen

Der Transport gelöster oder suspendierter Stoffe im Grundwasserleiter wird bestimmt durch die Transportmechanismen

- Konvektion (7.3.3.3)
- Diffusion und Dispersion (7.3.3.4)

und als Folge physikalischer, chemischer und biologischer Umwandlungsprozesse und Reaktionen durch

- Adsorptions- und Desorptionserscheinungen (7.3.3.5)
- Abbauprozesse (7.3.3.6)

Eine schematische Darstellung der Wirkung aller am Transport beteiligten Prozesse ist in Bild 7.9 für den Fall eines in einer konstanten Grundströmung transportierten Schadstoffpakets gegeben.

Die Transportanteile "Adsorption" und "Abbau" stellen hierbei summarische Größen dar, die jeweils eine Reihe verschiedener physikalischer, chemischer oder biologischer Prozesse charakterisieren können, die in Abschnitt 7.3.3.2 aufgezählt sind. Hierbei ist zu unterscheiden:

- bei Adsorptions- und Desorptionserscheinungen bleibt das Massenerhaltungsgesetz erfüllt, wenn die am Korngerüst angelagerte (und damit dem Grundwasser momentan entzogene) Stoffmasse mit berücksichtigt wird. Es handelt sich hier um konservative Stoffe und heterogene Reaktionen (das heißt Reaktionen zwischen Grundwasser und Kornmatrix).
- als Abbauprozesse werden alle Vorgänge klassifiziert, die eine Umwandlung oder Elimination von Stoffmasse im Lauf der Zeit bewirken und damit die Massenbilanz des betrachteten Stoffes insgesamt verändern (unter Berücksichtigung des Grundwassers und der Kornmatrix).

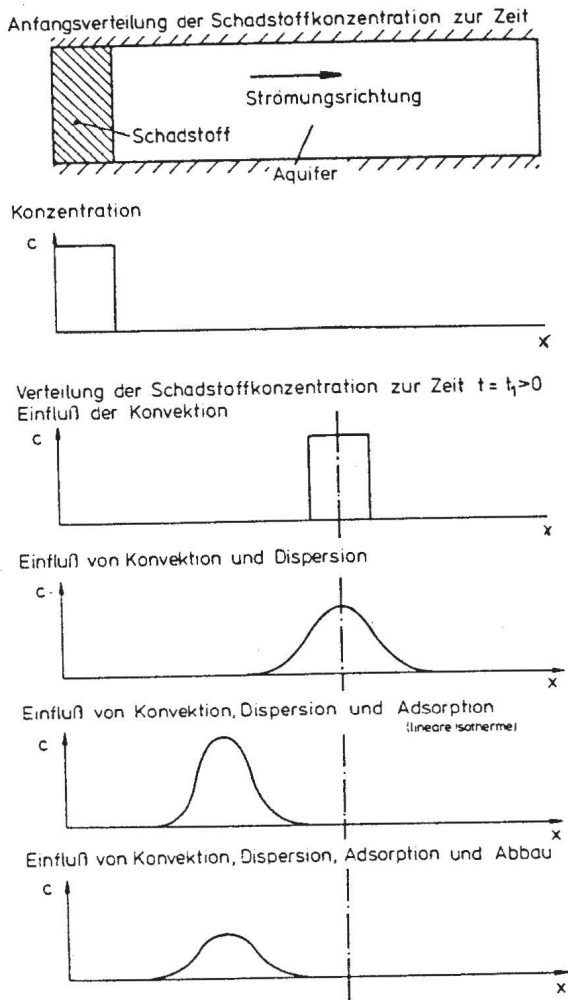
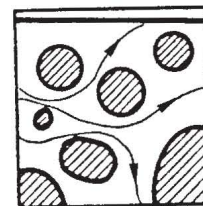
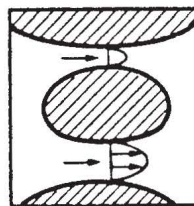


Bild 7.9: Wirkungsweise der am Stofftransport beteiligten Prozesse

Ursachen

Unterschiedliche Porengröße  
Geschwindigkeitsprofil  
innerhalb einer Pore

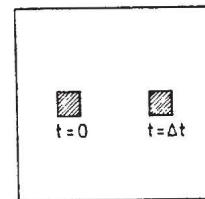
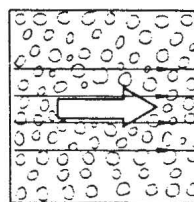
Umströmung des  
Korngerüsts



Wirkungsweise

Mittlere Abstands-  
geschwindigkeit und  
mittlere Bahnlinien

Konvektiver Transport  
eines idealen Tracers



Tatsächliche Bahnlinien

Tatsächlicher Transport  
eines idealen Tracers

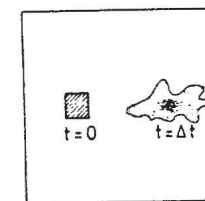
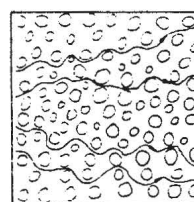


Bild 7.10: Schematische Darstellung der Ursachen und Wirkungsweise der korngerüstbedingten Dispersion

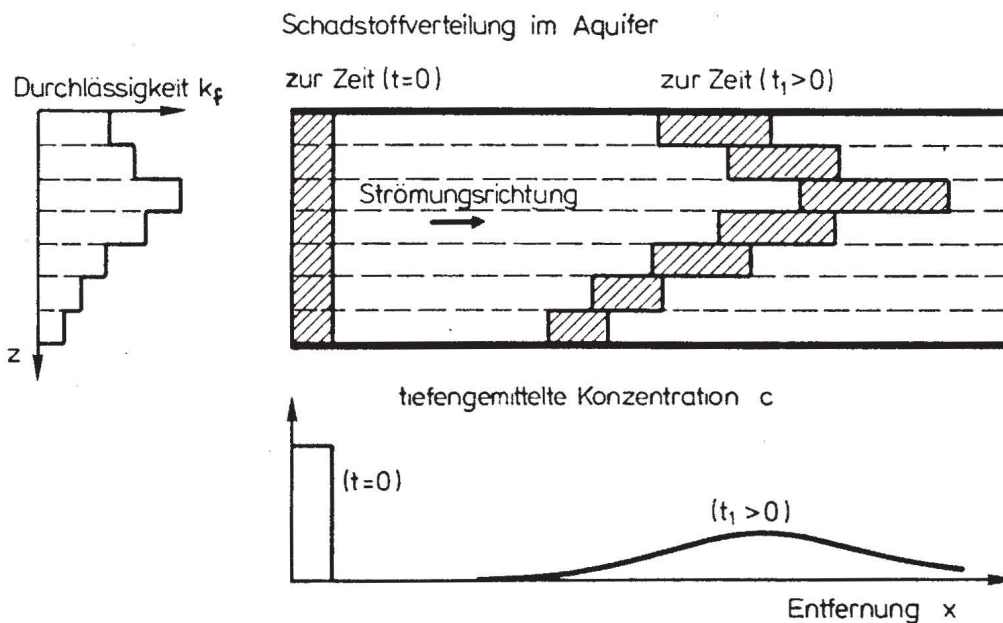


Bild 7.11: Schematische Darstellung der Wirkungsweise der Makrodispersion im geologisch geschichteten Aquifer

### 7.3.3.2 Umwandlungsprozesse und Reaktionen

Das Verhalten von Wasserinhaltsstoffen im Untergrund wird wesentlich mitbestimmt von den geochemischen Gegebenheiten des Grundwassers und der Kornmatrix (siehe Kapitel 2). Die wichtigsten geochemischen Parameter sind:

- Der pH-Wert des Grundwassers, der durch Säure-Basen-Reaktionen bestimmt wird und einen entscheidenden Einfluß auf viele chemische und biologische Prozesse hat. Er hängt ab von der Beschaffenheit des Grundwasserleiters, insbesondere von den auftretenden Formen des gelösten anorganischen Kohlenstoffs. Wenn sich pH-Verschiebungen im Grundwasser ergeben, dann ändert sich auch die Löslichkeit und das Adsorptionsverhalten vieler Stoffe (niedrige pH-Werte führen im allgemeinen zu größerer Mobilität, hohe Werte zu stärkerer Fixierung).
- Das Redoxpotential (Eh) hat ebenfalls erheblichen Einfluß auf die chemischen und biologischen Prozesse. Man unterscheidet die oxidierende Zone (hohe Eh-Werte), die neutrale Zone (Eisen-Mangan-Zone) und die reduzierende Zone (Sulfid-Zone).

Einer Zusammenfassung von Dorgarten 1985 folgend, lassen sich die wesentlichen Prozesse wie folgt charakterisieren:

#### (1) Physikalische Prozesse:

##### (1.1) Filtration:

Durch seine poröse Struktur wirkt der Boden gegenüber im Grundwasser transportierten Stoffen wie ein Filter. Die Stoffpartikel werden in Abhängigkeit von Partikelgröße und Bodenstruktur im Korngerüst zurückgehalten (geometrische Effekte sowie Diffusionseffekte in Totwasserzonen). Die Folgen starker Filtration sind Verringerungen der Porosität und der Durchlässigkeit. Dies kann im Extremfall - beispielsweise an der Sohle permanent infiltrierender Gewässer - bis zur Selbstdichtung führen.

Filtereffekte können in erster Näherung durch ein Abbaugesetz erster Ordnung charakterisiert werden (siehe 7.3.3.6).

##### (1.2) Radioaktiver Zerfall:

Radioaktive Stoffe, wie sie natürlich im Untergrund vorkommen oder auch als Tracer für Verweilzeitmessungen eingesetzt werden, unterliegen stets einem irreversiblen Abbau nach einem Reaktionsgesetz erster Ordnung (siehe Abschnitt 7.3.3.6).

## (2) Chemische Prozesse:

### (2.1) Adsorption und Desorption:

Unter Adsorption versteht man die physiko-chemische Anlagerung von gelösten oder ungelösten Wasserinhaltsstoffen an der Oberfläche des Korngerüsts. Die Adsorption ist in der Regel durch ein hohes Maß an Reversibilität charakterisiert, das heißt, die adsorbierten Substanzen können relativ leicht wieder durch Gleichgewichtsverschiebungen desorbiert werden. Das Ausmaß der Adsorption hängt stark von der spezifischen Oberfläche des durchströmten Bodens ab. Während in Kies- und Sandböden wenig Adsorption erfolgt, sind in Tonböden und organischen Böden hohe Adsorptionsraten möglich.

Zur rechnerischen Erfassung der Adsorption müssen im allgemeinen Fall kinetische Beziehungen für den Stoffaustausch zwischen Grundwasser und Kornmatrix angesetzt werden (siehe Kapitel 2). Im Grundwasser läuft jedoch der Adsorptionsvorgang meist sehr schnell ab im Vergleich zum Strömungstransport, so daß hier in aller Regel die Adsorption (unter Voraussetzung reversiblen Verhaltens) als Gleichgewichtsreaktion (mit vernachlässigbar kleiner Reaktionszeit) dargestellt werden kann (siehe Abschnitt 7.3.3.5).

### (2.2) Ionenaustausch:

Der Ionenaustausch ist ebenfalls eine Oberflächenreaktion, bei der jeweils ein Stoff durch einen anderen ersetzt wird, so daß stets mindestens zwei Stoffe gleichzeitig betrachtet werden müssen. Für Ionen, die nur in geringen Konzentrationen vorkommen, können Austauschreaktionen für den Gleichgewichtszustand durch einen entsprechenden Adsorptionsansatz beschrieben werden (siehe Abschnitt 7.3.3.5).

### (2.3) Lösung und Fällung:

Durch chemische Gleichgewichtsverschiebungen im Untergrund können feste Substanzen, insbesondere Salze, durch das Grundwasser gelöst werden oder gelöste Stoffe bei Übersättigung zur Ausfällung kommen (siehe Kapitel 2).

### (2.4) Hydrolyse:

Hierunter fallen Stoffumsetzungen, die auf die Reaktion mit elektrolytisch dissoziierten Anionen und Kationen des Wasser-



moleküls zurückzuführen sind.

### (3) Biologische Prozesse

Im Boden leben zahlreiche Mikroorganismen, deren Tätigkeit im wesentlichen von pH-Wert, Redoxpotential, Temperatur und Nahrungsangebot abhängig ist. Darüberhinaus kann die Aktivität der Biomasse durch chemische Einflüsse, zum Beispiel das Auftreten toxischer Substanzen, erheblich beeinträchtigt werden.

Unter aeroben Bedingungen, das heißt bei ausreichendem Sauerstoffangebot, können organische Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelverbindungen durch Mikroorganismen zu den anorganischen Endprodukten Kohlendioxid, Nitrat, Sulfat und Wasser abgebaut werden. Steht für den Abbau der organischen Substanz nicht ausreichend freier, im Wasser gelöster Sauerstoff zur Verfügung, so werden von den Mikroorganismen andere Sauerstoffquellen (Nitrate, Sulfate) als Oxidationsmittel genutzt.

Auch zahlreiche anorganische Verbindungen können im Boden durch Organistentätigkeit umgewandelt werden. Dabei muß zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen unterschieden werden. Während unter aeroben Bedingungen die Wasserinhaltsstoffe oxidiert werden, erfolgt unter anaeroben Bedingungen eine Reduktion.

Biologische Abbauprozesse im Untergrund sind im allgemeinen durch ein Gleichgewicht zwischen Wachstums- und Sterberate der Mikroorganismen gekennzeichnet, das durch ein Abbaugesetz erster Ordnung beschrieben wird. Dieser Ansatz ist für die meisten biologischen Prozesse nach einer für das Wachstum der Biomasse erforderlichen Anfangszeit anwendbar.

#### 7.3.3.3 Konvektiver Transport

Als konvektiver Transport wird die Verfrachtung von Schadstoffen

in Richtung und mit der Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  der Grundwasserströmung bezeichnet. Sowohl Fließrichtung als auch Fließgeschwindigkeit an einem Punkt des Aquifers sind dabei als Mittelwerte über ein repräsentatives Volumen um den betreffenden Punkt zu verstehen. Bei regionaler Betrachtung des Stofftransports werden Geschwindigkeiten im allgemeinen auch über die Tiefe des Aquifers gemittelt (siehe Kapitel 3).

Wenn das Strömungsfeld (Filtergeschwindigkeit  $v_f$ ) an jedem Punkt nach Größe und Richtung bekannt ist und Angaben zur durchflußwirksamen Porosität  $n_f$  vorliegen, dann kann die Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$  berechnet und hiermit der konvektive Strömungstransport nach der "Laufzeitenmethode" berechnet werden. Auf diese Weise erhält man eine dispersionsfreie Näherungslösung für den Transport, die bei der ersten Abschätzung von Stoffausbreitungen im Grundwasser von großem praktischen Nutzen ist (siehe Abschnitt 7.4).

#### 7.3.3.4 Diffusion und Dispersion

Der mittleren (konvektiven) Bewegung des Schadstoffs sind innerhalb des Mittelungsvolumens Schwankungen nach Richtung und Betrag der Geschwindigkeit überlagert, die zu einer Vermischung und Aufweitung von Schadstoffverteilungen führen. Ursachen hierfür sind (in der Reihenfolge zunehmenden Einflusses):

- Molekulare Diffusion: diese wird durch Molekularbewegung bei Konzentrationsgradienten verursacht. Sie trägt zur Vermischung von Schadstoffen nur dann merklich bei, wenn die Strömungsgeschwindigkeit extrem klein ist.
- Korngerüstbedingte Dispersion (siehe Bild 7.10): Vermischung zufolge Unterschieden in der Porengröße und der örtlichen Geschwindigkeit sowie zufolge der gewundenen Strombahnen wegen der Umlenkung der Strömung durch das feste Korngerüst.
- Makrodispersion (siehe Bild 7.11): Verstärkte Vermischung zufolge Variation der Durchlässigkeiten im Grundwasserleiter,

geologischer Schichtungen oder makroskopischer Inhomogenitäten wie Tonablagerungen, etc.

Diffusions- und Dispersionseffekte werden durch einen Ansatz folgender Form beschrieben:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = (D_m + D_i^*) \frac{\partial^2 c}{\partial s_i^2} \equiv D_i \frac{\partial^2 c}{\partial s_i^2} \quad \text{mit} \quad D_{L,T} \equiv D_m + D_{L,T}^*$$

Hierbei wird nach longitudinaler Dispersion  $D_L$  (Vermischung in Fließrichtung) und transversaler Dispersion  $D_T$  (Vermischung senkrecht zur Fließrichtung) unterschieden. Der Diffusionskoeffizient sowie die Dispersionskoeffizienten  $D_{L,T}$  haben jeweils die Dimension ( $\text{m}^2/\text{s}$ ).

Der molekulare Diffusionskoeffizient  $D_m$  ist stoffspezifisch; für Kochsalz im Wasser beträgt er  $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ . Bei Abstandsgeschwindigkeiten  $v_a$  in der Größenordnung von Dezimetern pro Tag und darüber wird der molekulare Diffusionseffekt überdeckt vom Effekt der Dispersion, der mit zunehmender Geschwindigkeit und zunehmender Ausbreitungslänge stark anwächst.

Unter Ausklammerung extrem kleiner Geschwindigkeiten können deshalb die Dispersionskoeffizienten ausgedrückt werden als Produkt einer aquiferabhängigen Dispersivität  $\alpha$  und dem Betrag der Abstandsgeschwindigkeit  $v_a$ :

$$D_L = \alpha_L v_a \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad \quad D_T = \alpha_T v_a \quad (\text{m}^2/\text{s}) \quad (7.3)$$

Die Dispersivität  $\alpha_L$  in Strömungsrichtung und  $\alpha_T$  in transversaler Richtung sind Kenngrößen des Untergrundes und haben die Dimension (m). Die Dispersivität wächst mit abnehmender Porosität, wachsender Korngröße, abnehmendem Rundungsgrad und wachsendem Ungleichförmigkeitsgrad des lockeren Gesteins (Klotz, 1973). In Laborversuchen mit unterschiedlichen körnigen Medien wurden longitudinale Dispersivitäten zwischen 0,01 cm und 2 cm gefunden. Longitudinale Dispersivitäten aus Feldversuchen mit Tracern liegen um einige Zehnerpotenzen höher (siehe Bild 7.12). Dies liegt nicht nur am größeren Ungleichförmigkeitsgrad natürlicher Böden, sondern

Medium	Dispersivität $\alpha_L$
Sand	einige cm bis einige dm
Kies	einige dm bis 1 m
Grobkies	einige m
Kluftgestein	2 m bis 100 m

Bild 7.12: Longitudinale Dispersivität aus Feldversuchen mit Tracern ( Lenda und Zuber, 1970 )

auch an dem zunehmendem Einfluß der Makrodispersion. Mit wachsender Größe der Tracerwolke können immer größere Inhomogenitäten zu der Aufweitung beitragen. Wegen dieser Skalenabhängigkeit der Makrodispersion können keine allgemein gültigen Zahlenwerte oder Formeln für die longitudinalen Dispersivitäten des großräumigen Schadstofftransports angegeben werden. In der Literatur sind Werte zwischen 0,1 m und einigen 100 m für Porengrundwasserleiter zu finden.

Die transversale Dispersivität ist generell eine bis zwei Zehnerpotenzen kleiner als die longitudinale. Für Laborversuche wird ein Verhältnis  $\alpha_T/\alpha_L = 0,1$  angegeben; aus Feldstudien sind Werte zwischen 0,01 und 0,3 bekannt.

#### 7.3.3.5 Adsorption

Viele Wasserinhaltsstoffe erfahren eine Adsorption an der Kornmatrix. Erfolgt diese rasch im Vergleich zum Zeitmaßstab der Konvektion, so kann von einem Gleichgewicht zwischen gelöster und

adsorbierter Konzentration ausgegangen werden. Die Beziehung zwischen beiden bei konstanter Temperatur wird Adsorptionsisotherme genannt:

$$c_a = f(c) \quad (7.4)$$

wobei  $c_a$  (mg/kg) die adsorbierte Konzentration an der Kornmatrix und  $c$  (mg/m<sup>3</sup>) die im Wasser gelöste Konzentration darstellt.

Die Adsorption bewirkt eine Verzögerung des Transports von Wasserinhaltsstoffen. Je nach Form der Isotherme werden unterschiedliche Konzentrationen unterschiedlich stark verzögert. Ist die Adsorptionsisotherme eine lineare Funktion

$$c_a = k_D c \quad \text{mit } k_D \text{ (m}^3 \text{ Wasser/kg Matrix) = const.} \quad (7.5)$$

so wird der Transportvorgang gleichmäßig um einen konstanten Faktor zeitverzögert. Das Adsorptionsverhalten vieler Substanzen läßt sich durch eine solche lineare Isotherme hinreichend beschreiben, so beispielsweise auch die Gruppe der CKW.

Neben der linearen Adsorption finden häufig auch die nichtlinearen Ansätze nach Freundlich und nach Langmuir Anwendung (zur Bedeutung der einzelnen Parameter siehe Kap.2).

Freundlich:  $c_a = kc^n \quad (7.6)$

Langmuir:  $c_a = kc/(\mu + c) \quad c_a = c_{a,0} \frac{kc}{1+kc} \quad (7.7)$

Die hier angegebenen Beziehungen setzen voraus, daß der Adsorptionsvorgang stets schnell erfolgt im Verhältnis zum Transportvorgang. Diese Voraussetzung ist im Grundwasserleiter in der Regel gegeben. Bei langsamer Adsorption muß auf die entsprechenden kinetischen Beziehungen zurückgegriffen werden (Kapitel 2).

#### 7.3.3.6 Abbauprozesse

Während bei Konvektion, Diffusion-Dispersion und Adsorption die

Schadstoffmasse unverändert bleibt, verändern Abbauprozesse die Stoffbilanz. Abbaureaktionen lassen sich in der einfachsten Form als Reaktionen erster Ordnung beschreiben, bei der die Abbaurrate direkt proportional zur vorhandenen Konzentration  $c$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) ist:

$$\left(\frac{dc}{dt}\right)_{\text{Abbau}} = -\lambda c \quad (7.8)$$

Hierbei ist  $t$  (s) die Abbauzeit und  $\lambda$  ( $\text{s}^{-1}$ ) die Abbaukonstante. Diese Größe hängt mit der Halbwertszeit  $T_{1/2}$ , also der Zeitspanne, in der die Schadstoffmasse auf die Hälfte der Anfangsmasse reduziert wird, über folgende Gleichung zusammen:

$$T_{1/2} = \ln 2 / \lambda \quad (7.9)$$

Abbauprozesse im Untergrund durch physikalische, chemische oder mikrobiologische Prozesse sind vielfältiger Natur, wie dies in Abschnitt 7.3.3.2 dargestellt wurde.

## 7.4 BERECHNUNGSVERFAHREN FÜR DEN TRANSPORT IM GRUNDWASSER

### 7.4.1 Allgemeines

Voraussetzung für die rechnerische Erfassung des Stofftransports im Grundwasser ist:

- Kenntnis der relevanten Stoffeigenschaften zur Einordnung und Klassifizierung nach ihren Transporteigenschaften;
- Kenntnis des Grundwasser-Strömungsfeldes als Trägermedium (siehe Kapitel 3);
- Kenntnis der Stoffquelle nach Zeit und Ort (Schadenshergang, Schadenszeitpunkt, Schadstoffmenge).

Für die Berechnung sind generell drei Bereiche zu unterscheiden:

- (1) Der überwiegend vertikale Transport in der ungesättigten Zone. Hierbei geht es um
  - die Ermittlung der im ungesättigten Bereich

zurückgehaltenen Schadstoffmasse, sowie

- den zeitlichen Verlauf der Versickerung, insbesondere den Zeitpunkt des Eindringens in den Grundwasserbereich.

Die Grundlagen hierfür werden in Kapitel 6 behandelt.

- (2) Der Nahbereich des Verschmutzungsherdes im Grundwasserleiter, in dem eine vertikale Durchmischung stattfindet. Die Prozesse im Nahbereich sind stoffspezifisch stark unterschiedlich und entziehen sich im allgemeinen einer Berechnung. Deshalb wird häufig als Näherung eine sofortige vollständige Durchmischung angenommen.
- (3) Der großräumige, überwiegend horizontale Transport durch die Grundwasserströmung. Mit diesem Bereich befassen sich die nachfolgenden Ausführungen.

#### 7.4.2 Tiefengemittelte Transportgleichung

Die weitaus überwiegende Anzahl von Schadstoffen im Grundwasser läßt sich der Gruppe der hydrodynamisch neutralen, mischbaren Substanzen zuordnen. Der Transport solcher Stoffe läßt sich durch eine tiefengemittelte Transportgleichung quantitativ beschreiben. Diese wird aus der Massenbilanz über ein Kontrollvolumen gewonnen. Für die tiefengemittelte Betrachtung ist dieses Kontrollvolumen ein Quader von der Höhe der Mächtigkeit des Aquifers und den horizontalen Abmessungen  $\Delta x$ ,  $\Delta y$  (Bild 7.13)

Die Massenbilanz für den gelösten Schadstoff verlangt, daß über das Zeitintervall  $\Delta t$  im Kontrollvolumen folgende Gleichung gilt:

$$\begin{aligned}
 & \text{Zunahme der gelösten Schadstoffmasse} \\
 & = \text{Nettoeintrag durch Konvektion} \\
 & + \text{Nettoeintrag durch Diffusion und Dispersion} \\
 & + \text{Eintrag aus Schadstoffquellen} \\
 & - \text{Entnahme durch Brunnen} \\
 & - \text{Verluste durch Abbaureaktionen} \\
 & - \text{Adsorption an der Kornmatrix.}
 \end{aligned}
 \quad \left. \vphantom{\begin{aligned} & \text{Zunahme der gelösten Schadstoffmasse} \\ & = \text{Nettoeintrag durch Konvektion} \\ & + \text{Nettoeintrag durch Diffusion und Dispersion} \\ & + \text{Eintrag aus Schadstoffquellen} \\ & - \text{Entnahme durch Brunnen} \\ & - \text{Verluste durch Abbaureaktionen} \\ & - \text{Adsorption an der Kornmatrix.} \end{aligned}} \right\} (7.10)$$

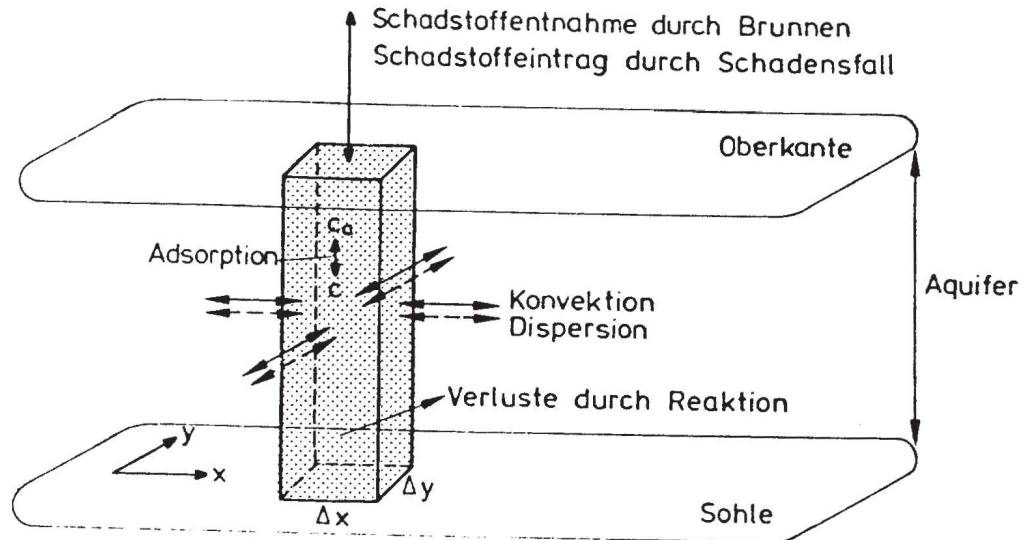


Bild 7.13: Stoffbilanz an einem Kontrollvolumen

Hieraus wird durch Grenzübergang ( $\Delta x \rightarrow 0, \Delta y \rightarrow 0, \Delta t \rightarrow 0$ ) die Transportgleichung gewonnen, die sich als partielle Differentialgleichung 2. Ordnung darstellt. Die vollständige Transportgleichung ist in natürlichen Koordinaten in Bild 7.14 wiedergegeben. Hierbei wird die Grundwasserströmung, die über die Abstandsgeschwindigkeit in die Transportgleichung eingeht, als bekannt vorausgesetzt. Das Zusammenwirken der einzelnen Terme (Transportmechanismen) ist in Bild 7.9 am Beispiel eines eindimensionalen Grundwasserleiters in anschaulicher Weise dargestellt.

Über die Kenntnis der hydrologischen und geologischen Größen, die zur Berechnung des Strömungsfeldes erforderlich sind hinaus muß zur Lösung der Transportgleichung zusätzlich bekannt sein:

- Die Verteilung der Schadstoffkonzentration  $c$  zum Anfangszeitpunkt;
- Ort und Intensität von Schadstoffquellen;
- Effektive Porosität
- Longitudinale und transversale Dispersivität



## TRANSPORTGLEICHUNG IN NATÜRLICHEN KOORDINATEN

(LINEARE ADSORPTIONSISOTHERME )

$$\underbrace{-\frac{v_a}{R} \frac{\partial c}{\partial s}}_{\text{Konvektion}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial s} \left( \frac{D_L}{R} \frac{\partial c}{\partial s} \right)}_{\text{Dispersion in Strömungsrichtung}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial n} \left( \frac{D_T}{R} \frac{\partial c}{\partial n} \right)}_{\text{Dispersion quer zur Strömungsrichtung}} + \underbrace{\sum W}_{\text{Quellen und Senken}} = \underbrace{\frac{\partial c}{\partial t}}_{\text{zeitliche Konzentrationsänderung}}$$

Konvektion      Dispersion in Strömungsrichtung      Dispersion quer zur Strömungsrichtung      Quellen und Senken      zeitliche Konzentrationsänderung

$D_L$  [m<sup>2</sup>/s] = longitudinaler Dispersionskoeffizient

$D_T$  [m<sup>2</sup>/s] = transversaler Dispersionskoeffizient

$v_a$  [m/s] = Abstandsgeschwindigkeit

$c$  [kg/m<sup>3</sup>] = Konzentration

$R$  [-] = Verzögerungsfaktor infolge linearer Adsorption:

$$c_a = k \cdot c \quad R = 1 + \varrho \frac{1-n}{n} k$$

mit

$c_a$  [kg/kg] = adsorbierte Stoffkonzentration auf der Kornmatrix

$k$  [m<sup>3</sup>/kg] = Adsorptionskoeffizient

$\varrho$  [kg/m<sup>3</sup>] = Dichte der trockenen Kornmatrix

Das Adsorptionsverhalten von Wasserinhaltsstoffen ist stoffabhängig. Es sind deshalb neben der linearen Adsorption weitere Adsorptionsisotherme gebräuchlich. Die lineare Adsorption bewirkt einen Transport mit einer verzögerten Geschwindigkeit.

$\sum W$  [kg/m<sup>3</sup>s] = Senken- und Quellenglied; Änderung der Konzentration durch Abbauprozesse

Beim Übergang von natürlichen zu kartesischen Koordinaten ist auf den Tensorcharakter der Dispersionskoeffizienten zu achten.

- Adsorptions- und Abbaueigenschaften des Schadstoffes.

#### 7.4.3 Besonderheiten der hydrodynamisch aktiven Stoffe

Wenn die Stoffeigenschaften Dichte  $\rho$  und Zähigkeit  $\mu$  beziehungsweise  $\nu$  des schadstoffbeladenen Wassers spürbare Unterschiede zum unbelasteten Grundwasser aufweisen, dann treten zwei Effekte in Erscheinung:

- (1) Die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters ändert sich mit der kinematischen Zähigkeit gemäß folgender Beziehung:

$$k_f = \frac{\rho}{\eta} k_o = \frac{\rho}{\nu} k_o \quad (7.11)$$

Damit wird bei gleichen Druckhöhen-Randbedingungen die jeweilige Strömungsgeschwindigkeit je nach Schadstoffkonzentration erhöht bzw. erniedrigt.

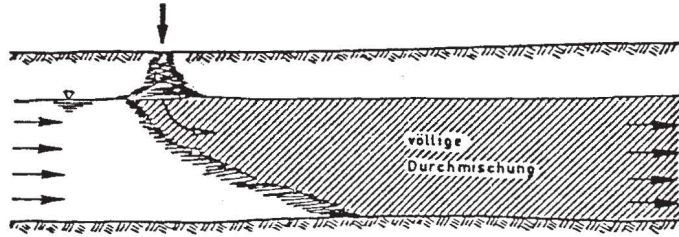
- (2) Nennenswerte Dichteunterschiede (in Oberflächengewässern über 2 ‰, im Grundwasser dürfte die Grenze vermutlich höher liegen) führen zu Auftriebseffekten. Aufgrund der Schwerkraft weist das spezifisch leichtere Medium stets die Tendenz zum "Aufschwimmen" und zur Einschichtung oberhalb des spezifisch schwereren Mediums auf. Beispiele hierfür sind in Bild 7.15 dargestellt.

Typische Problemfälle mit hydrodynamisch aktiven Stoffen betreffen:

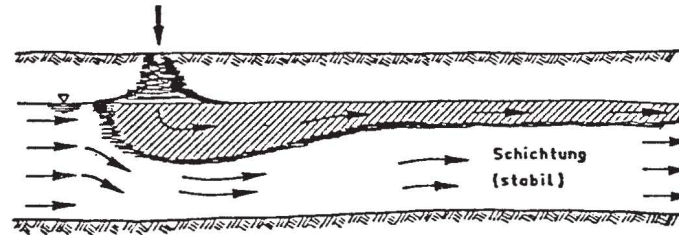
- Salz-Süßwasserintrusionen im Küstenbereich,
- Kontaminationsherde mit hoher Schadstoffkonzentration,
- Transport und Ausbreitung anthropogener Wärmeeinleitungen (industrielle Kühlwassereinleitungen, unter Umständen auch grundwasserbetriebene Wärmepumpen etc.).

Die in Bild 7.14 dargestellte Transportgleichung kann auf diese Fälle nicht angewendet werden, weil sie die oben genannten Effekte nicht erfaßt. Stattdessen müssen hier die Strömungs- und die Transportgleichung als gekoppeltes System gelöst werden (siehe

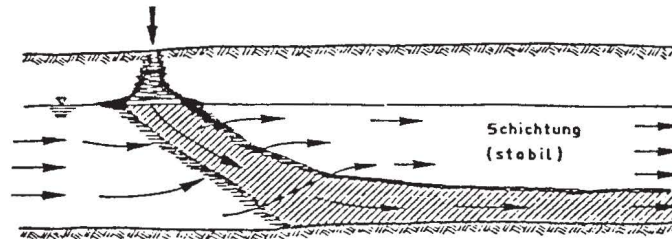
PUNKTFÖRMIGE EINLEITUNG EINER NEUTRALEN SUBSTANZ :



SPEZIFISCH LEICHTERE SUBSTANZ :



SPEZIFISCH SCHWERERE SUBSTANZ :



Ausbreitungsschema stark salzhaltiger Kaliabwässer nach der Versickerung aus Speicherbecken am Oberrhein ( Absinken und horizontales Einschichten der Salzsole )

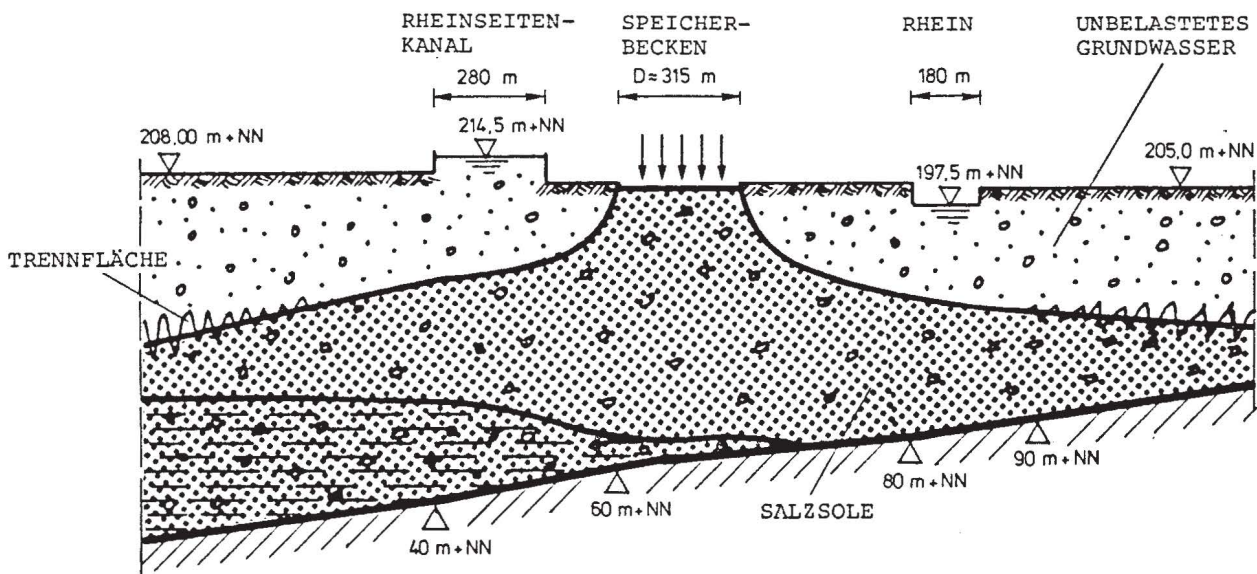


Bild 7.15: Schichtungseffekte bei Dichteunterschieden ( nach Kobus, 1979 )

zum Beispiel Mehlhorn, 1982).

#### 7.4.4 Vorgehensweise bei der Abschätzung der Stoffausbreitung

Die Frage, wie sich eine gegebene Grundwasserkontamination im Laufe der Zeit ausbreiten wird, kann schrittweise mit zunehmender Verfeinerung und zunehmendem Aufwand wie folgt angegangen werden:

- (1) Berechnung des Strömungsfeldes (siehe Kapitel 3). Hier interessiert primär das langfristig gemittelte Strömungsfeld (Jahresmittel) und weniger die saisonalen Schwankungen infolge der hydrologischen Randbedingungen. Zu beachten ist, daß das Zu- oder Abschalten von Wasserwerksbrunnen oder anderen Entnahmen das Strömungsfeld drastisch verändern kann.
- (2) Dispersionsfreie Näherungsrechnung zur Ermittlung des Transports eines Wasserpakets. Bei ausschließlicher Berücksichtigung des konvektiven Transports kann hierzu die "Laufzeitenmethode" herangezogen werden (siehe Kapitel 3), um stationäre Strömungsfelder analytisch, graphisch oder numerisch auszuwerten.
- (3) Abschätzung des Transports des Wasserinhaltsstoffs mit Hilfe der verfügbaren einfachen analytischen Berechnungsverfahren. Hierzu müssen die Transporteigenschaften des Stoffs bekannt sein oder geschätzt werden sowie die tatsächliche Strömungskonfiguration durch eine eindimensionale Strömung charakterisiert werden (siehe Abschnitt 7.5).
- (4) Abschätzung des Transports im zweidimensionalen Strömungsfeld bei stationären Verhältnissen mittels graphischer Verfahren (siehe Abschnitt 7.6).
- (5) Numerische Berechnung des Stofftransports in einem tiefen-gemittelten horizontal-ebenen Modell zur Lösung der Transportgleichung (siehe Abschnitt 7.7). Da großräumige Trans-

portprozesse große Zeiträume beanspruchen, ist hierbei in der Regel das Zugrundelegen einer stationären Strömung (langfristiges Mittel) ausreichend.

- (6) Bei Zu- oder Abschalten von Brunnen zur Wassergewinnung oder zur Grundwassersanierung stellt sich ein neues Strömungsfeld ein. Deshalb können solche Maßnahmen nicht mit Hilfe der stationären analytischen oder graphischen Verfahren beurteilt werden. Hier sind numerische Modelle notwendig.

## 7.5 ANALYTISCHE BERECHNUNGSVERFAHREN FÜR VEREINFACHTE KONFIGURATIONEN (PRINZIPFÄLLE)

### 7.5.1 Unfallsituation (momentaner, punktförmiger Stoffeintrag)

Falls die Grundwasserströmung durch eine Parallelströmung konstanter Geschwindigkeit angenähert werden kann, stehen für einfache Einleitungsbedingungen geschlossene Lösungen der Transportgleichung zur Verfügung. Solche Lösungen sind nützlich, um erste Abschätzungen über die Dispersionkoeffizienten sowie Anfangszeit, Ort und Stärke des Schadstoffeintrags zu erhalten. Diese Größen sind im allgemeinen zunächst unbekannt. Die Lösungen berücksichtigen lineare Adsorption sowie Abbau nach einer Reaktion erster Ordnung. Die x-Achse wird in Richtung der Strömung gelegt. Für den Fall eines momentanen Schadstoffeintrags (Dauer des Eintrags klein gegenüber Ausbreitungszeit) erhält man die in Bild 7.16 dargestellte Lösung. Dort sind Linien gleicher Konzentration für einen Beispielfall dargestellt. Das Konzentrationsmaximum der Schadstoffverteilung bewegt sich mit der Geschwindigkeit  $v_a/R$  stromab. Die Verteilung flacht dabei infolge Längs- und Querdispersion ab.

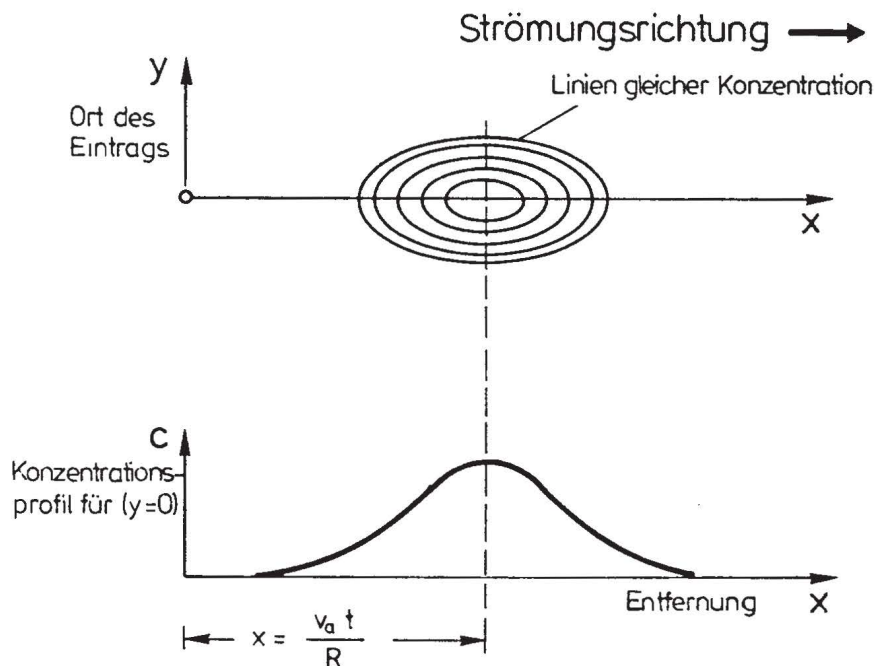
Aus der in Bild 7.16 dargestellten Lösung läßt sich auch eine Lösung für einen momentanen Stoffeintrag aus einer linienförmigen Schadstoffquelle herleiten. Eine solche Situation wäre beispiels-

MOMENTANER STOFFEINTRAG IN PARALLELE STRÖMUNG ZUR  
ZEIT (  $T = 0$  ) AM ORT (  $X = 0$  ,  $Y = 0$  )

ANALYTISCHE LÖSUNG :

$$c(x, y, t) = \frac{\Delta M}{4\pi n_f m v_a \sqrt{\alpha_L \alpha_T t}} \exp \left[ -\frac{\left(x - \frac{v_a}{R} t\right)^2}{4\alpha_L \frac{v_a}{R} t} - \frac{y^2}{4\alpha_T \frac{v_a}{R} t} \right] \exp(-\lambda t)$$

KONZENTRATIONSVERTEILUNG ZUR ZEIT T :



BEDEUTUNG DER SYMBOLE :

$c$	= Konzentration in $g/m^3$
$\Delta M$	= momentan eingetragene Schadstoffmasse in $g$
$x, y$	= Längs- und Querkoordinate in $m$
$t$	= Zeit in $d$
$m$	= Mächtigkeit des Aquifers in $m$
$n_f$	= durchflußwirksame Porosität (effektive-)
$\alpha_L, \alpha_T$	= Längs- und Querdispersion in $m$
$v_a$	= Abstandsgeschwindigkeit der Strömung in $m/d$
$R$	= Verzögerungsfaktor aufgrund von Adsorption
$\lambda$	= Abbaurate

Bild 7.16: Momentaner punktförmiger Stoffeintrag

weise an einem infiltrierenden Fluß mit einer unfallbedingten Schadstoffbelastung gegeben. Bei dieser Strömungskonfiguration findet ein lateraler Austausch nicht statt und der Ausbreitungsvorgang spielt sich ausschließlich in x-Richtung eindimensional ab. Hierfür reduziert sich die Gleichung zur Berechnung der Konzentrationsverteilung auf folgende Beziehung (mit  $B =$  Zugabebreite):

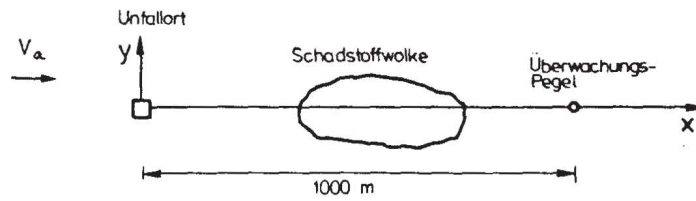
$$c(x,t) = \frac{\Delta M / B}{2m n_f R \sqrt{\pi \alpha_L v_0 t / R}} \exp \left[ -\frac{(x - v_0 t / R)^2}{4 \alpha_L v_0 t / R} \right] \exp(-\lambda t) \quad (7.12)$$

Die Anwendung der in Bild 7.16 dargestellten analytischen Lösung soll das nachfolgende Zahlenbeispiel verdeutlichen:

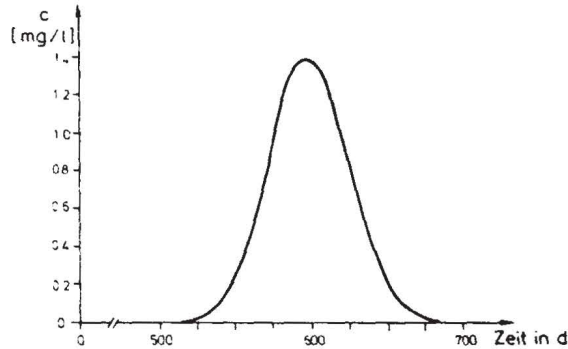
Infolge eines Unfalls an einem Chemikalienbehälter sind 35 kg eines Schadstoffes ausgelaufen und in den Untergrund versickert. 1000 m vom Unfallort entfernt befindet sich ein Grundwasserpegel, der zur Überwachung der Grundwasserqualität benutzt wird. Die Verbindungslinie zwischen dem Unfallort und dem Pegel verläuft in Fließrichtung des Grundwassers (siehe Bild 7.17). Die zulässige Konzentration des Schadstoffs im Grundwasser beträgt 0,2 mg/l. Unter der Voraussetzung, daß der Schadstofftransport unter dem Einfluß von Konvektion, Dispersion und linearer Adsorption stattfindet, soll berechnet werden:

- (1) Nach welcher Zeit wird am Überwachungspegel die zulässige Konzentration überschritten?
- (2) Wie lang dauert es, bis die Konzentration am Überwachungspegel wieder unter den zulässigen Grenzwert absinkt?
- (3) Wo befindet sich die maximale Konzentration nach 1, 2, 3 Jahren und wie groß ist sie?
- (4) Wie groß sind die unter (3) ermittelten Konzentrationen wenn der Schadstoff im Untergrund abgebaut wird und eine Zerfallskonstante von ( $\lambda = 9,5 \cdot 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ ) aufweist? (Dieser Wert entspricht einer Halbwertszeit von zwei Jahren).

SITUATION :

KONZENTRATIONSVORLAUF  
AM ÜBERWACHUNGSPEGEL :

KENN DATEN :



$m = 15 \text{ m}$   
 $n_f = 0.20$   
 $\alpha_L = 1.0 \text{ m}$   
 $\alpha_T = 0.3 \text{ m}$   
 $v_a = 2.0 \text{ m/d}$   
 $R = 1.2$

Bild 7.17: Zahlenbeispiel für eine Unfallsituation

Lösung:

Die Schadstoffkonzentration am Überwachungspegel ergibt sich aus der Gleichung in Bild 7.16, wenn darin ( $y = 0$ ) (der Pegel liegt auf der x-Achse) und ( $\lambda = 0$ ) (es findet kein Abbau des Schadstoffes statt) eingesetzt wird:

$$c = \frac{\Delta M}{4\pi n_f m v_a \sqrt{\alpha_L \alpha_T} t} \exp \left[ -\frac{(x - v_a t / R)^2}{4\alpha_L v_a t / R} \right] \quad (7.13)$$

Mit Hilfe dieser Formel kann man den zeitlichen Verlauf der Konzentration punktweise berechnen. Für  $t = 600 \text{ d}$  beispielsweise ist nach Gl. (7.12):

$$c = \frac{35 \times 10^6}{4 \times 3,14 \times 0,2 \times 15 \times 2 \frac{\text{m}}{\text{d}} \sqrt{1 \times 0,3} \times 600} \exp \left[ -\frac{\left(1000 - \frac{2}{1,2} \times 600\right)^2}{4 \times 1 \times \frac{2}{1,2} \times 600} \right] =$$

$$= 1413 \text{ mg/m}^3 = 1,413 \text{ mg/l}$$

Aus dem in dieser Weise berechneten zeitlichen Verlauf der Konzentration (siehe Bild 7.17) geht hervor, daß sich der Unfall am Überwachungspegel durch Überschreiten des Grenzwertes erst nach 550 d ( $\approx 18,5$  Monate) für eine Dauer von 100 d ( $\approx 3,5$  Monate)



bemerkbar macht.

Die Lage der maximalen Konzentration ergibt sich aus der Bedingung, daß der Wert der Funktion exp in Gleichung (7.12) gleich Eins ist. Das ist der Fall, wenn:

$$x(c_{\max}) = \frac{v_a}{R} t$$

Das heißt, daß der maximale Konzentrationswert wandert mit der Geschwindigkeit ( $v_a/R$ ). Er ergibt sich aus Gleichung (7.13), wenn anstelle der Funktion exp der Wert Eins eingesetzt wird. Lage und Wert der maximalen Konzentration nach 1, 2, 3 Jahren sind in nachfolgender Tabelle angegeben.

Zeit	365 d	730 d	1095 d
Lage der maximalen Konzentration	608,3 m	1216,7 m	1825,0 m
maximale Konzentration ohne Abbau	2,32 mg/l	1,16 mg/l	0,77 mg/l
maximale Konzentration mit Abbau	1,64 mg/l	0,58 mg/l	0,27 mg/l

Für den Fall, daß der Schadstoff im Untergrund abgebaut wird, ergibt sich die maximale Konzentration aus der Beziehung:

$$c_{\max} = \frac{\Delta M}{4\pi n_e m v_a \sqrt{\alpha_L \alpha_T} t} \exp(-\lambda t)$$

Die Konzentrationswerte unter Berücksichtigung des Abbaus unterscheiden sich demnach lediglich um einen multiplikativen Faktor von den konservativen Werten (siehe Tabelle).

### 7.5.2 Kontinuierlicher punktförmiger Stoffeintrag

Kontinuierliche punktförmige Stoffeinträge entstehen beispiels-

weise durch ein Leck in einer Abwasserleitung oder ein unentdecktes Behälter- oder Leitungsleck in einem Industrieareal. Wird hierfür angenommen, daß die punktförmige Schadstoffstelle permanent und mit konstanter Rate Schadstoff abgibt, dann kann die zeitliche Entwicklung des Konzentrationsfeldes nach der in Bild 7.18 angegebenen analytischen Lösung berechnet werden. Diese Situation ist auch näherungsweise zutreffend beispielsweise für CKW-Kontaminationen mit CKW in Phase am Kontaminationsherd, an dem die Grundwasserströmung über lange Zeiträume CKW in Lösung aufnimmt. Das komplementäre Gauß'sche Fehlerintegral  $\text{erfc}$  ist in Bild 7.19 tabelliert. Bis auf die Quellstärke  $M$  der Schadstoffquelle ( $\text{mg/d}$ ) sind alle Symbole wie im Fall des momentanen Eintrags definiert. Die Formel gilt nicht in unmittelbarer Umgebung des Schadensherds. Sie kann angewandt werden für Punkte mit  $R > 2\alpha_L$ .

Die Linien gleicher Konzentration sind für einen Beispielfall in Bild 7.18 dargestellt.

Ein kontinuierlicher linienförmiger Stoffeintrag kann entstehen beispielsweise durch permanente Versickerung aus einem Gewässer oder durch zahlreiche Leckagen entlang einer Abwasserleitung. Für diesen Fall (ohne laterale Ausbreitung) vereinfacht sich die Lösung für das Konzentrationsfeld in Abhängigkeit von der Einleitungskonzentration  $c_0$  wie folgt:

$$c = \frac{\dot{M}}{2Bm v_a n_f R} \text{erfc} \left( \frac{x - \frac{v_a}{R} t}{2\sqrt{\alpha_L \frac{v_a}{R} t}} \right) \quad (7.14)$$

Die Anwendung der Beziehung in Bild 7.18 wird durch nachfolgendes Zahlenbeispiel verdeutlicht:

Es wird die gleiche Situation wie im vorhergehenden Beispiel (Abschnitt 7.5.1) betrachtet. Dabei wird angenommen, daß durch ein Leck am Chemikalienbehälter ständig Schadstoff ausläuft und versickert. Die Rate des Schadstoffeintrags beträgt  $2 \text{ kg/d}$ .

1. Ist die Konzentration des Schadstoffes nachweisbar, wenn die erste Probenentnahme zur Kontrolle der Grundwasserqualität ein Jahr nach dem Beginn des Schadstoffeintrags erfolgt?

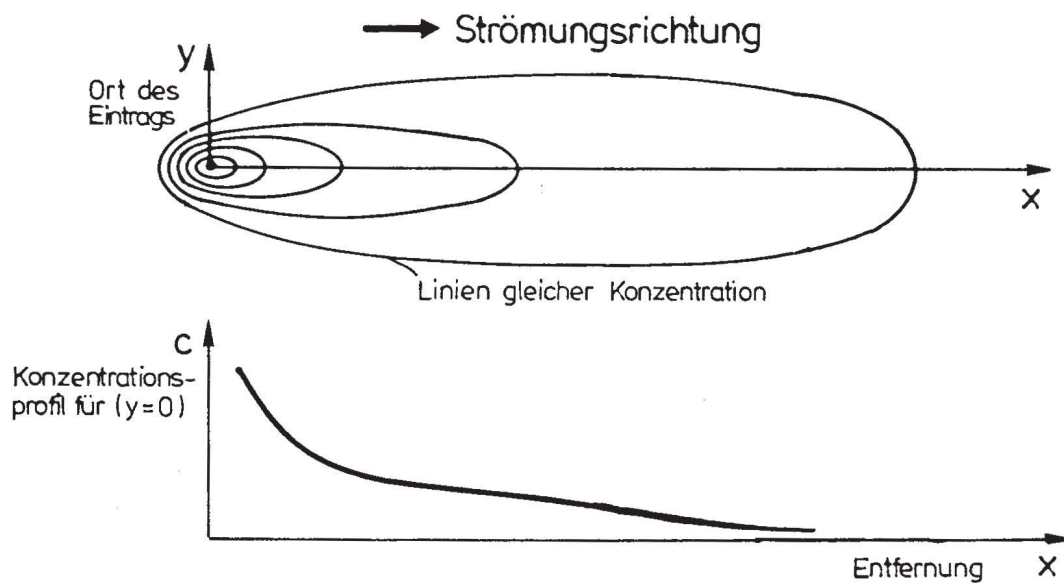
PERMANENTER STOFFEINTRAG IN PARALLELE STRÖMUNG ZUR  
ZEIT (  $T = 0$  ) AM ORT (  $X = 0$  ,  $Y = 0$  )

ANALYTISCHE LÖSUNG :

$$c(x, y, t) = \frac{\dot{M}}{4 v_a m n_f \sqrt{\pi \alpha_T \gamma}} \exp\left(\frac{x - r\gamma}{2\alpha_T}\right) \frac{1}{\sqrt{r}} \operatorname{erfc}\left(\frac{r - \frac{v_a}{R} t \gamma}{2\sqrt{\alpha_L \frac{v_a}{R} t}}\right)$$

$$r = \sqrt{x^2 + y^2 \frac{\alpha_L}{\alpha_T}} ; \quad \gamma = \sqrt{1 + 4\alpha_L \lambda R / v_a}$$

KONZENTRATIONSVERTEILUNG ZUR ZEIT T :



BEDEUTUNG DER SYMBOLE :

$c$	= Konzentration in $g/m^3$
$\dot{M}$	= Rate des Schadstoffeintrags in $g/d$
$x, y$	= Längs- und Querkoordinate in $m$
$t$	= Zeit in $d$
$m$	= Mächtigkeit des Aquifers in $m$
$n_f$	= durchflußwirksame Porosität (effektive-)
$\alpha_L, \alpha_T$	= Längs- und Querdispersion in $m$
$v_a$	= Abstandsgeschwindigkeit der Strömung in $m/d$
$R$	= Verzögerungsfaktor aufgrund von Adsorption
$\lambda$	= Abbaurate

Bild 7.18: Kontinuierlicher punktförmiger Stoffeintrag

$$\operatorname{erf} x = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-t^2} dt$$

$$\operatorname{erfc} x = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^{\infty} e^{-t^2} dt = 1 - \operatorname{erf} x$$

$$\operatorname{erf}(-x) = -\operatorname{erf} x$$

$x$	$\operatorname{erf} x$	$x$	$\operatorname{erf} x$	$x$	$\operatorname{erf} x$	$x$	$\operatorname{erf} x$
0.00	0.00000 00000	0.50	0.52049 98778	1.00	0.84270 07929	1.50	0.96610 51465
0.01	0.01128 34156	0.51	0.52924 36198	1.01	0.84681 04962	1.51	0.96727 67481
0.02	0.02256 45747	0.52	0.53789 86305	1.02	0.85083 80177	1.52	0.96841 34969
0.03	0.03384 12223	0.53	0.54646 40969	1.03	0.85478 42115	1.53	0.96951 62091
0.04	0.04511 11061	0.54	0.55493 92505	1.04	0.85864 99465	1.54	0.97058 56899
0.05	0.05637 19778	0.55	0.56332 33663	1.05	0.86243 61061	1.55	0.97162 27333
0.06	0.06762 15944	0.56	0.57161 57638	1.06	0.86614 35866	1.56	0.97262 81220
0.07	0.07885 77198	0.57	0.57981 58062	1.07	0.86977 32972	1.57	0.97360 26275
0.08	0.09007 81258	0.58	0.58792 29004	1.08	0.87332 61584	1.58	0.97454 70093
0.09	0.10128 05939	0.59	0.59593 64972	1.09	0.87680 31019	1.59	0.97546 20158
0.10	0.11246 29160	0.60	0.60385 60908	1.10	0.88020 50696	1.60	0.97634 83833
0.11	0.12362 28962	0.61	0.61168 12189	1.11	0.88353 30124	1.61	0.97720 68366
0.12	0.13475 8518	0.62	0.61941 14619	1.12	0.88678 78902	1.62	0.97803 80884
0.13	0.14586 71148	0.63	0.62704 64433	1.13	0.88997 06704	1.63	0.97884 28397
0.14	0.15694 70331	0.64	0.63458 58291	1.14	0.89308 23276	1.64	0.97962 17795
0.15	0.16799 59714	0.65	0.64202 93274	1.15	0.89612 38429	1.65	0.98037 55850
0.16	0.17901 18132	0.66	0.64937 66880	1.16	0.89909 62029	1.66	0.98110 49213
0.17	0.18999 24612	0.67	0.65662 77023	1.17	0.90200 03990	1.67	0.98181 04416
0.18	0.20093 58390	0.68	0.66378 22027	1.18	0.90483 74269	1.68	0.98249 27870
0.19	0.21183 98922	0.69	0.67084 00622	1.19	0.90760 82860	1.69	0.98315 25869
0.20	0.22270 25892	0.70	0.67780 11938	1.20	0.91031 39782	1.70	0.98379 04586
0.21	0.23352 19230	0.71	0.68466 55502	1.21	0.91295 55080	1.71	0.98440 70075
0.22	0.24429 59116	0.72	0.69143 31231	1.22	0.91553 38810	1.72	0.98500 28274
0.23	0.25502 25996	0.73	0.69810 39429	1.23	0.91805 01041	1.73	0.98557 84998
0.24	0.26570 00590	0.74	0.70467 80779	1.24	0.92050 51843	1.74	0.98613 45950
0.25	0.27632 63902	0.75	0.71115 56337	1.25	0.92290 01283	1.75	0.98667 16712
0.26	0.28689 97232	0.76	0.71753 67528	1.26	0.92523 59418	1.76	0.98719 02752
0.27	0.29741 82185	0.77	0.72382 16140	1.27	0.92751 36293	1.77	0.98769 09422
0.28	0.30788 00680	0.78	0.73001 04313	1.28	0.92973 41930	1.78	0.98817 41959
0.29	0.31828 34959	0.79	0.73610 34538	1.29	0.93189 86327	1.79	0.98864 05487
0.30	0.32862 67595	0.80	0.74210 09647	1.30	0.93400 79449	1.80	0.98909 05016
0.31	0.33890 81503	0.81	0.74800 32806	1.31	0.93606 31228	1.81	0.98952 45446
0.32	0.34912 59948	0.82	0.75381 07509	1.32	0.93806 51551	1.82	0.98994 31565
0.33	0.35927 86550	0.83	0.75952 37569	1.33	0.94001 50262	1.83	0.99034 68051
0.34	0.36936 45293	0.84	0.76514 27115	1.34	0.94191 37153	1.84	0.99073 59476
0.35	0.37938 20536	0.85	0.77066 80576	1.35	0.94376 21961	1.85	0.99111 10301
0.36	0.38932 97011	0.86	0.77610 02683	1.36	0.94556 14366	1.86	0.99147 24883
0.37	0.39920 59840	0.87	0.78143 98455	1.37	0.94731 23980	1.87	0.99182 07476
0.38	0.40900 94534	0.88	0.78668 73192	1.38	0.94901 60353	1.88	0.99215 62228
0.39	0.41873 87001	0.89	0.79184 32468	1.39	0.95067 32958	1.89	0.99247 93184
0.40	0.42839 23550	0.90	0.79690 82124	1.40	0.95228 51198	1.90	0.99279 04292
0.41	0.43796 90902	0.91	0.80188 28258	1.41	0.95385 24394	1.91	0.99308 99398
0.42	0.44746 76.34	0.92	0.80676 77215	1.42	0.95537 61786	1.92	0.99337 82251
0.43	0.45688 66945	0.93	0.81156 35586	1.43	0.95685 72531	1.93	0.99365 56502
0.44	0.46622 51153	0.94	0.81627 10190	1.44	0.95829 65696	1.94	0.99392 25709
0.45	0.47548 17198	0.95	0.82089 08073	1.45	0.95969 50256	1.95	0.99417 93336
0.46	0.48465 53900	0.96	0.82542 36496	1.46	0.96105 35095	1.96	0.99442 62755
0.47	0.49374 50509	0.97	0.82987 02930	1.47	0.96237 28999	1.97	0.99466 37246
0.48	0.50274 96707	0.98	0.83423 15043	1.48	0.96365 40654	1.98	0.99489 20004
0.49	0.51166 82612	0.99	0.83850 80696	1.49	0.96489 78648	1.99	0.99511 14132
0.50	0.52049 98778	1.00	0.84270 07929	1.50	0.96610 51465	2.00	0.99532 22650

Bild 7.19: Die Errorfunktionen  $\operatorname{erf}(x)$  und  $\operatorname{erfc}(x)$

2. Wie hoch ist die Schadstoffkonzentration am Überwachungspegel 1, 1,5 und 2 Jahre nach Beginn des Schadstoffeintrags?
3. Wie hoch kann die Schadstoffkonzentration am Überwachungspegel (nach sehr langer Zeit) maximal ansteigen, wenn der Schadstoff im Untergrund abgebaut wird und eine Zerfallskonstante von ( $\lambda = 9,5 \cdot 10^{-4} \text{ d}^{-1}$ ) aufweist?

Lösung:

Die Schadstoffkonzentration ergibt sich in diesem Fall aus der Gleichung in Bild 7.18, wenn dort ( $y = 0$ ) und ( $\lambda = 0$ ) eingesetzt wird:

$$c_{\max} = \frac{\dot{M}}{4 v_0 m n_f \sqrt{\pi \alpha_T}} \frac{1}{\sqrt{x}} \operatorname{erfc} \left( \frac{x - \frac{v_0}{R} t}{2 \sqrt{\alpha_L \frac{v_0}{R} t}} \right) \quad (7.15)$$

Aus dieser Beziehung ergibt sich für  $x = 1000 \text{ m}$  und  $t = 1 \text{ Jahr} = 365 \text{ d}$ :

$$c = \frac{2 \times 10^6}{4 \times 2 \times 15 \times 0,2 \sqrt{3,14 \times 0,3}} \frac{1}{\sqrt{1000}} \operatorname{erfc} \frac{1000 - \frac{2}{1,2} \cdot 365}{2 \sqrt{1 \times \frac{2}{1,2} \cdot 365}} \approx 0$$

das heißt nach einem Jahr ist die Schadstoffwolke am Überwachungspegel noch nicht angekommen. Für  $t = 1,5 \text{ Jahre} = 540 \text{ d}$  ergibt sich:

$$c = 0,052 \text{ mg/l}$$

das heißt die Schadstoffkonzentration liegt noch unterhalb des zulässigen Grenzwerts von  $0,2 \text{ mg/l}$ . Für  $t = 2 \text{ Jahre} = 730 \text{ d}$  ergibt sich:

$$c = 5,43 \text{ mg/l}$$

Die Zeit  $t$ , in der die Konzentration ihren stationären Endwert am Überwachungspegel erreicht, kann bestimmt werden, wenn man das Argument der Funktion  $\operatorname{erfc}$  gleich  $(-2)$  setzt. Daraus ergibt sich in diesem Fall:

$$t = 680 \text{ d}$$

Der stationäre Endwert der Konzentration ist der schon für  $t = 2$

Jahre berechnete, nämlich  $c = 5,43 \text{ mg/l}$ .

Für den Fall, daß der Schadstoff im Untergrund abgebaut wird, ergibt sich der stationäre Endwert der Konzentration (der auch hier nach 680 d erreicht wird) aus der Beziehung (Bild 7.18). Er beträgt

$$c_{\max} = 3,07 \text{ mg/l}$$

## 7.6 GRAPHISCHE VERFAHREN

Lang bevor die elektronische Datenverarbeitung Mittel bereitstellte, große Mengen hydrologischen Datenmaterials auszuwerten und das hydrologische Geschehen in Modellen zu simulieren, bestand die Möglichkeit, den Stofftransport im Grundwasser mit graphischen Verfahren abzuschätzen. Diese Verfahren beruhen auf der Näherungsbestimmung des konvektiven Stofftransportes anhand eines Strömungsnetzes (Grundwasserhöhengleichen und Stromlinien). Das Prinzip dieser Verfahren ist mit dem Ansatz der Laufzeitenmethode (siehe Kap. 3) eng verwandt. Es besteht darin, "Schadstoffpakete" (Wasservolumina, die den Schadstoff enthalten) auf ihrem Weg durch die von Stromlinien begrenzten Stromröhren zu verfolgen. Hierbei werden unter Berücksichtigung der örtlichen Abstandsgeschwindigkeit die zurückgelegten Transportwege nach bestimmten Laufzeitintervallen ermittelt und im Strömungsplan eingetragen. Auf diese Weise lassen sich Linien gleicher Laufzeiten, sogenannte Isochronen, konstruieren. Diese Linien markieren ebenfalls die mittlere Lage der Front eines Schadstoffpaketes, das mit dem Grundwasser transportiert wird.

In Bild 7.20 wird das graphische Verfahren am Beispiel des Schadstofftransportes aus einem Oberflächengewässer in einen einzelnen Brunnen zur Uferfiltratgewinnung demonstriert.

### Ausgangssituation

In dem sandigen Grundwasserleiter einer Talaue ( $k_f = 0,45 \cdot 10^{-4}$  m/sec,  $n_f = 0,15$ ) wird ein Brunnen zur Gewinnung von Brauchwasser (Förderrate 250 l/min) seit langer Zeit betrieben. Der Grundwasserhöhenplan wurde nach Messungen bei stationärem Brunnenbetrieb erstellt.

### Aufgabenstellung

Es ist auf graphischem Wege die Lage der Schadstofffront 10, 20,

30 usw. Tage nach einem plötzlichen Anstieg der Schadstoffkonzentration im Gewässer zu ermitteln, wenn aus dem Brunnen gleichbleibend gefördert wird und die erreichte Schadstoffkonzentration im Gewässer über sehr lange Zeit anhält.

### Vorgehensweise

Zur Lösung der gestellten Aufgabe sind im vorliegenden Fall folgende Einzelschritte erforderlich:

#### Schritt 1: Konstruktion des Strömungsnetzes

In Bild 7.20 a ist das Strömungsnetz der Vollständigkeit und der besseren Übersicht wegen im gesamten Einzugsgebiet konstruiert worden. Im Prinzip würde es ausreichen, nur im Bereich der zu erwartenden Schadstoffinfiltration zwischen Fluß und Brunnen eine der erforderlichen Zeichnungsgenauigkeit entsprechende Anzahl von Stromröhren zu konstruieren.

Konstruktionshilfe:

1. Orthogonalität von Höhengleichen und Stromlinien
2. Prinzip der "verzerrten Quadrate".

#### Schritt 2: Konstruktion von Fließzeitdiagrammen für einzelne Stromröhren.

Bild 7.20 b zeigt die Fließzeitdiagramme der Stromröhren III und V.

Hierbei wurde wie folgt verfahren:

Entlang der Mittellinie der jeweiligen Stromröhre wurde der Gradient  $i$  der Grundwasseroberfläche als Quotient aus dem gemessenen Planabstand der Höhengleichen  $s$  und der zugehörigen Piezometerdifferenz  $h$  bestimmt:



$$i = h / s \quad (7.16)$$

Die entsprechende Zunahme der Fließzeit  $t$  gab sich unter Berücksichtigung der Abstandsgeschwindigkeit nach folgender Beziehung:

$$t = s / v_a = (n_f s) / (k_f i) \quad (7.17)$$

Die gemessenen Werte des Fließweges und die berechneten Werte der Fließzeit wurden in das Fließzeitdiagramm eingetragen und von Hand mit einer Ausgleichsline versehen. Im unmittelbaren Brunnenbereich war die Ausgleichsline wegen der problematischen Ablesegenauigkeit zu extrapolieren.

Schritt 3: Ermittlung der Lage der Schadstofffront in den Stromröhren.

Aus den Fließzeitdiagrammen (Bild 7.20 b) wurden die Fließwege nach 10, 20, 30 usw. Tagen abgelesen und im Strömungsplan (Bild 7.20 a) eingetragen (Konstruktionspunkte). Wegen der Krümmung der Stromlinien ist es zweckmäßig, bei Übertragung der Strecken kleinere Fließwegabschnitte zu wählen.

Schritt 4: Graphischer Ausgleich der Konstruktionspunkte

Die Schadstofffront nach den vorgegebenen Zeitintervallen, ergibt sich als Ausgleichsline der Konstruktionspunkte (Bild 7.20 a). Der graphische Ausgleich nach Augenmaß ist notwendig, um den Einfluß örtlicher Ungenauigkeiten infolge der ungenügend berücksichtigten Krümmung von Stromlinie und Uferlinie auszuschalten.

Bei der Konstruktion der Schadstofffront kann es not-

wendig werden, einzelne Stromröhren aus Gründen der zeichnerischen Genauigkeit weiter zu unterteilen. Bei der Konstruktion der Isochronen in Bild 7.20 a war eine solche feinere Unterteilung zum Beispiel für die Stromröhre IV erforderlich.

Bei der graphischen Bestimmung wird die Schadstofffront schematisiert als scharfe Trennlinie zwischen schadstoffbeladenem (kontaminiertem) und unbelastetem (nicht kontaminiertem) Grundwasser aufgenommen. Der kontaminierte Bereich besitzt überall die Konzentration der Zusicke rung, im Beispiel Bild 7.20 die Konzentration des Flußwassers. Im übrigen Grundwasserbereich kann unter Umständen eine Vorbelastung durch denselben Schadstoff bestehen. Meist wird aber dieser Bereich als unbelastet anzusehen sein, so daß dort eine Referenzkonzentration von Null herrscht. Da die graphischen Verfahren lediglich den konvektiven Anteil des Stofftransportes berücksichtigen, kann damit nur eine Abschätzung der Stoffausbreitung erfolgen. In der Natur können auch die übrigen Anteile des Stofftransportes (siehe Abschnitt 7.4) zur Geltung kommen. Insbesondere wird die beim graphischen Verfahren als scharfe Trennlinie angenommene Stofffront infolge der Dispersion "verwischt".

In manchen praktischen Fällen ist die Geschwindigkeit der Stofffront von untergeordneter Bedeutung und es interessieren hauptsächlich die Fließbahnen, auf denen sich der Schadstoff von einem Eintragsort aus durch den Grundwasserleiter bewegt oder in Zukunft bewegen könnte. Diese Fragestellung tritt meist im Zusammenhang mit der Abschätzung der Gefährdung, die von einem Schadstoffherd für Nutzungen im Grundwasserabstrom ausgeht, auf.

Ein Beispiel einer Gefährdungsabschätzung auf graphischem Wege zeigt Bild 7.21. Es ist dem "Seminar zur Hydrogeologischen Karte Baden-Württemberg" entnommen und aus Demonstrationsgründen schematisiert worden.

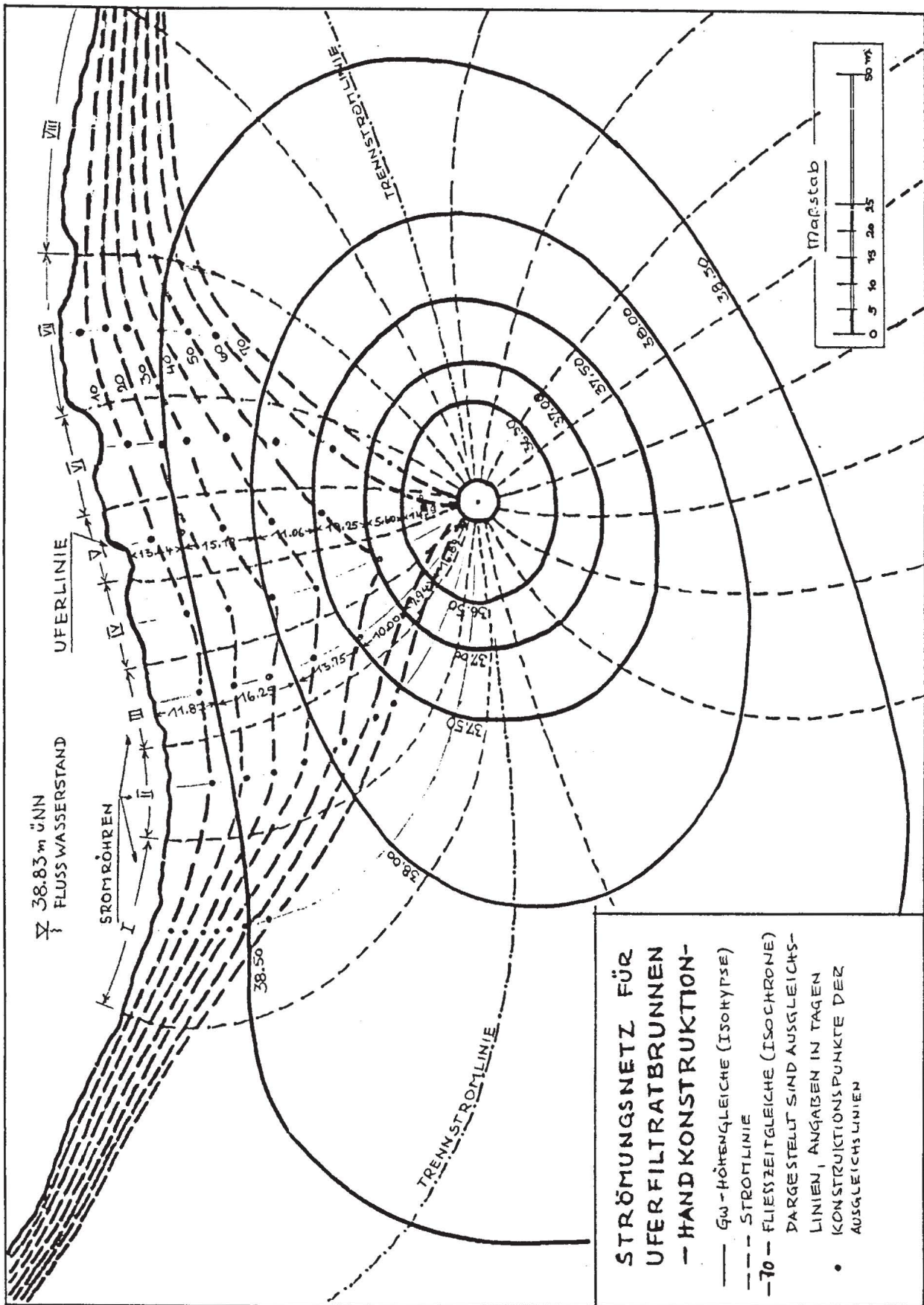


Bild 7.20a: Graphische Abschätzung des Stofftransportes zu einem Uferfiltratgewinnungsbrunnen:  
Strömungsnetz und Fließzeitgleichungen

DATEN DES AGUIFERS:	
MITTLERE DURCHLÄSSIGKEIT	$K_f = 0,45 \cdot 10^{-4} \text{ m/sec}$
EFF. PORENVOLUMEN	$n_f = 0,75$
FÖRDERRATE	250 l/min

STROMRÖHRE III						
	$\Delta S$ [m]	S [m]	$\Delta h$ [m]	i ‰	$\Delta t$ [d]	t [d]
S-1	11,87	11,87	0,33	27	16,68	16,68
1-2	16,25	28,12	0,5	30	20,56	37,24
2-3	13,75	41,87	0,5	36	14,48	51,72
3-4	10,00	51,87	0,5	50	7,60	59,32
4-5	7,94	59,81	0,5	62	4,68	64,18
5-B	16,89	76,70				ca. 69

STROMRÖHRE V						
	$\Delta S$ [m]	S [m]	$\Delta h$ [m]	i ‰	$\Delta t$ [d]	t [d]
S-1	13,44	13,44	0,33	24	21,28	21,28
1-2	15,19	28,63	0,5	32	18,01	39,29
2-3	11,06	39,69	0,5	45	9,31	48,60
3-4	10,25	49,94	0,5	48	8,09	56,69
4-5	5,60	55,54	0,5	89	2,35	59,04
5-B	15,59	71,13				ca. 61

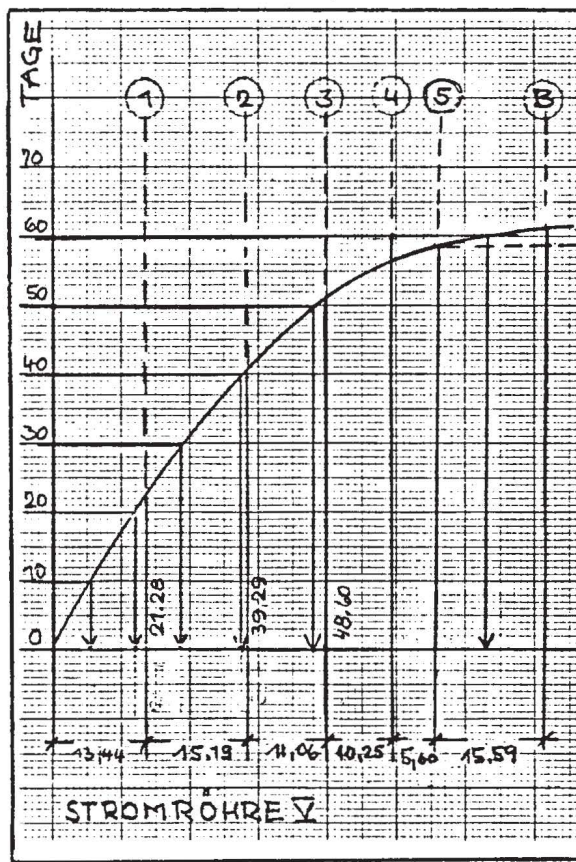
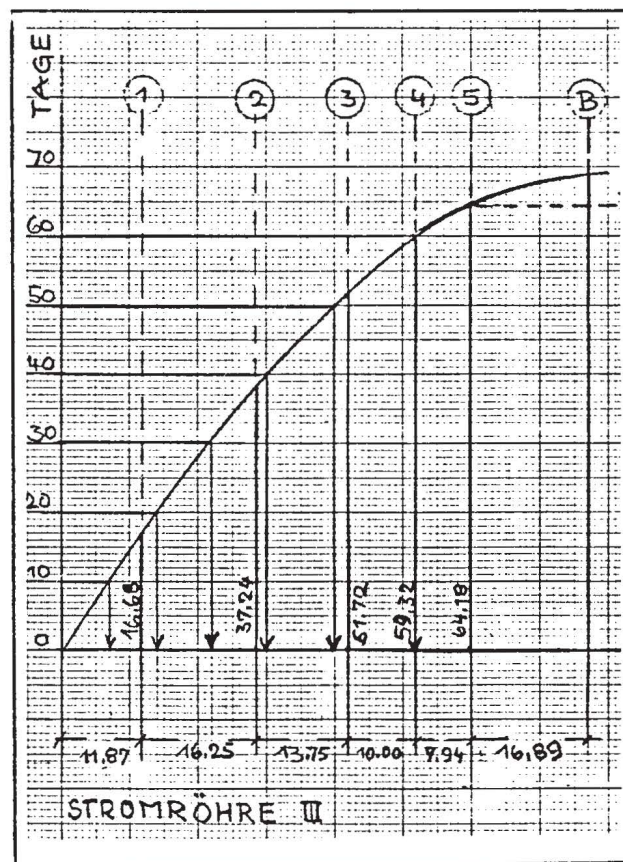


Bild 7.20b: Graphische Abschätzung des Stofftransportes zu einem Uferfiltratgewinnungsbrunnen:  
Bestimmung der Fließzeiten

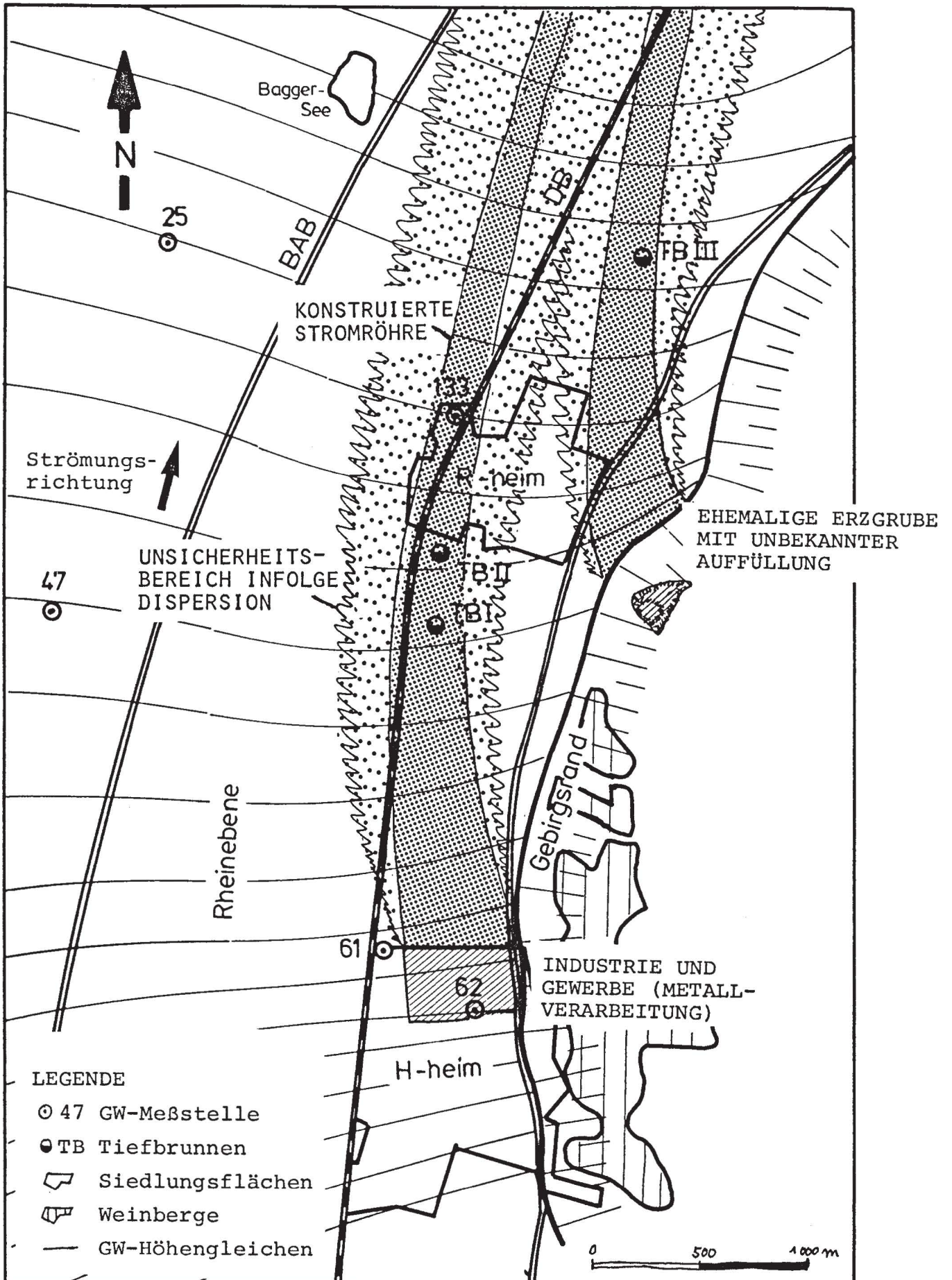


Bild 7.21: Graphische Gefährdungsabschätzung - Schematisierter Beispielfall nach "Seminar zur Hydrogeologischen Karte Baden - Württemberg"

### Ausgangssituation

In den Tiefbrunnen TBI, TBII und TBIII wurden leicht flüchtige CKW festgestellt. In den Brunnen TBI und TBII handelte es sich überwiegend um Trichlorethan, der Brunnen TBIII enthielt dagegen ein Gemisch verschiedener CKW.

### Aufgabenstellung:

Auf graphischem Wege sollte eine erste Schätzung gegeben werden, in welchem Bereich des Gebietes der oder die Schadstoffherde liegen könnten.

### Vorgehensweise:

Im vorliegenden Fall war es erforderlich, den Grundwasserhöhenplan der Hydrogeologischen Karte in dem hier interessierenden Bereich des Gebirgsrandes nach Schätzungen und Erfahrungswerten von Hand zu ergänzen und zu verfeinern, um im weiteren ein vollständiges Strömungsnetz zu erhalten. Insbesondere kam es darauf an, die Stromröhren im Abstrom möglicher Schadstoffherde zu konstruieren.

Augrund der Zuordnung der Brunnen und der zugehörigen Stromröhren ergab die erste graphische Abschätzung in diesem Fall, daß die CKW-Verschmutzung der Brunnen TBI und TBII sehr wahrscheinlich aus dem Bereich der Ortschaft H.-heim stammt, die CKW im Brunnen TBIII könnten dagegen auch aus einer ehemaligen Erzgrube süd-ostwärts von R.-heim ins Grundwasser gelangt sein.

In der vorliegenden Situation bestand der Vorteil der graphischen Auswertung darin, mit relativ geringem Aufwand eine Hilfe für die Strukturierung einer später folgenden detaillierten Untersuchung zu erhalten.

Das graphische Verfahren zur Abschätzung des Schadstofftransportes läßt sich sinnvoll überall dort anwenden, wo ein übersichtliches Strömungsnetz vorliegt oder konstruiert werden kann. Dabei spielt für die Durchführbarkeit des Verfahrens keine Rolle,

ob dieses Netz aus Messungen des Grundwasserstandes konstruiert oder in einem Modell berechnet wurde. Technische Grenzen des Verfahrens liegen dort, wo der zeichnerische Aufwand zu groß wird und deswegen rechnergestütztes Arbeiten unumgänglich ist. Ansatzbedingt kommen graphische Verfahren nur für die Bestimmung des konvektiven Stofftransportes in stationären Strömungen verwendet werden. Der dispersive Transport und Abbauprozesse sowie instationäre Veränderungen der Grundwasserströmung können nicht erfaßt werden.

## 7.7 NUMERISCHE VERFAHREN

Das Prinzip der Berechnung von Grundwasserströmungen und deren Anwendung in Grundwassermodellen ist in Kapitel 3.6 dargestellt worden. In numerischen Strömungsmodellen werden Grundwasserstände und deren Veränderung nachgebildet. Aus dem örtlichen Piezometerhöhengefälle und der Durchlässigkeit kann aber in einem einzigen zusätzlichen Rechenschritt auch die vektorielle Filtergeschwindigkeit  $v_f$  für jeden Netzknoten berechnet werden. Teilweise werden die so ermittelten Geschwindigkeitsfelder durch gerichtete Pfeile dargestellt, deren Größe den Betrag der Geschwindigkeit entspricht. Vielfach sind aber auch Stromlinienpläne in der Ergebnisdarstellung von Grundwassermodellen enthalten.

Eine erste Möglichkeit numerische Ergebnisse zur Bestimmung des Stofftransportes zu nutzen, besteht daher in der graphischen Auswertung der berechneten Grundwassergleichenpläne wie in Abschnitt 7.6 dargelegt. Bequemer, jedoch ganz ähnlich im verfahrensmäßigen Ansatz ist die Berechnung der Fließzeiten mit entsprechenden Programmroutinen. Das Ergebnis ist auch hierbei die Markierung der Schadstofffront durch Linien gleicher Transport- bzw. Fließzeiten unter der ausschließlichen Berücksichtigung des konvektiven Transportes. Diese, auf der Laufzeitenmethode fußende Vorgehensweise unter Nutzung der Möglichkeiten eines Rechners,

stellt gewissermaßen den Übergang vom graphischen Verfahren zum numerischen Transportmodell dar.

Numerische Stofftransportmodelle beruhen auf der numerischen Lösung der diskretisierten Strömungs- und Transportgleichungen bei vorgegebenen Rand- und Anfangsbedingungen (Abschnitt 7.3). Je nach Bauart berücksichtigen sie mindestens die Transportmechanismen Konvektion und Dispersion. Aber auch alle übrigen in Abschnitt 7.3 dargestellten Transportkomponenten, können heute aus numerischer Sicht einzeln oder in Überlagerung grundsätzlich berücksichtigt werden.

Die Vielfalt der numerischen Lösungsansätze und der darin berücksichtigten Transportmechanismen darf jedoch nicht die Schwierigkeiten übersehen lassen, die einer Nachbildung der Vorgänge in der Natur im konkreten Fall entgegenstehen.

Voraussetzung ist zunächst die grundsätzliche Klassifizierungsmöglichkeit des Einzelstoffes im Hinblick auf sein Verhalten beim Transport im Grundwasser (siehe Abschnitt 7.2); darüber hinaus müssen die maßgebenden Transportmechanismen (siehe Abschnitt 7.3) auch durch Zahlenwerte der entsprechenden Parameter abgedeckt sein. Da in der Natur der Transport von Einzelstoffen eher die Ausnahme ist, würde eine sachgerechte Nachbildung des Stofftransportes auch quantitative Kenntnisse über die Reaktionen der Einzelstoffe miteinander erfordern. Da diese Kenntnisse heute noch relativ begrenzt sind, beschränken sich Modellrechnungen mit praktischem Bezug heute in der Regel auf die Berücksichtigung des Einzelstoffes ohne Reaktionen mit der Umgebung. Verbreitet sind Modellrechnungen unter ausschließlicher Berücksichtigung der Konvektion und der Dispersion. Die Nachbildung von Abbauvorgängen verzeichnet derzeit erste Erfolge.

Es würde den Rahmen dieses Kurses bei weitem sprengen, eine auch nur halbwegs vollständige Darstellung aller numerischen Verfahren zur Lösung der Stofftransportgleichung geben zu wollen. Deshalb



soll hier lediglich die wichtigsten Verfahrenstypen aufgezählt und am Beispiel eines besonders einfachen Verfahrens das Verständnis für die numerische Vorgehensweise geweckt werden.

Allen numerischen Verfahren ist zur Lösung der Strömungs- und Transportgleichung gemeinsam, daß das Strömungsfeld diskretisiert wird und zeitliche Vorgänge in Zeitschritte eingeteilt werden. Zusätzlich wird die Differentialgleichung selbst diskretisiert, so daß alle auftretenden Größen und deren Änderungen als endliche Zahlenwerte gespeichert und im Rechner verarbeitet werden können. Die Art der Diskretisierung bzw. der zur Lösung verwendeten Algorithmus geben den Lösungsverfahren ihren Namen. Unter den wichtigsten Verfahrenstypen, die für den praktischen Einsatz in Frage kommen, unterscheidet man folgende Hauptgruppen:

1. Differenzenverfahren ("finite difference method")
2. Verfahren nach der Methode Endlicher Elemente ("finite element methods")
3. Verfahren nach der Charakteristikenmethode ("method of characteristics")
4. "Random Walk"-Verfahren

In diesen Hauptgruppen werden zahlreiche Untergruppen und Spezialisierungen unterschieden. Für das Studium der einzelnen Verfahren sei auf das Schrifttum (zum Beispiel Remson et al, 1971; Anderson, 1979) verwiesen.

Die strenge Ableitung numerischer Lösungsansätze ist Gegenstand der numerischen Mathematik. In manchen Fällen jedoch läßt sich der mathematische Lösungsweg auch plausibel veranschaulichen. Hierzu gehört das Verfahren nach der Charakteristikmethode, die im folgenden als Beispiel eines numerischen Lösungsansatzes dargestellt werden soll:

Das in Bild (7.22) dargestellte Prinzip dieses Verfahrens beruht darauf, daß im gesamten Modellgebiet ununterbrochen kleine masse-

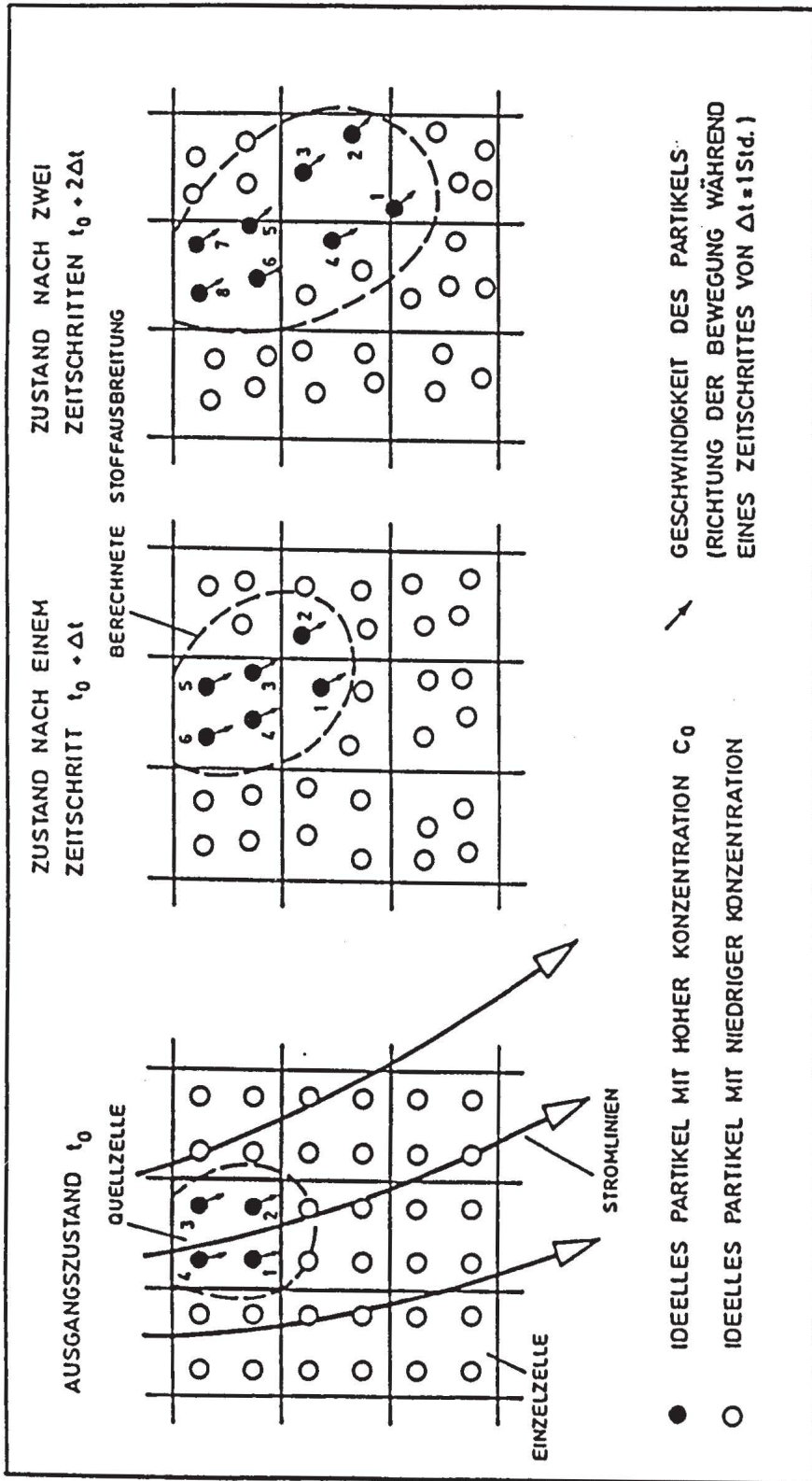


Bild 7.22: Prinzip der Berechnung der Stoffausbreitung durch Bewegung von Partikeln als Konzentrationsträger, aus Geldner, 1985

lose Teilchen auf den Strombahnen mit der örtlichen Abstandsgeschwindigkeit bewegt werden. Zu Beginn der Berechnung sind diese Teilchen im Strömungsfeld gleichmäßig verteilt. Überall dort, wo dem Grundwasserleiter bestimmte Stoffmengen zufließen, werden in regelmäßiger zeitlicher Reihenfolge neue Teilchen in die Strömung eingebracht. Den einzelnen Teilchen wird beim Einbringen jeweils die Einleitungskonzentration zugewiesen. An aufeinanderfolgenden Zeitschritten gibt die Verteilung der Teilchen im Strömungsfeld die Stoffausbreitung wieder. In der Abbildung wird das Prinzip anhand einer Anzahl von 4 Teilchen pro Zelle veranschaulicht. Mit Hilfe dieser Teilchenbewegung wird aber lediglich der konvektive Stofftransport simuliert. Für jeden Zeitschritt wird zusätzlich der Stoffaustausch infolge Dispersion zwischen den Zellen berechnet, indem der Massenfluß proportional zum Konzentrationsgradienten bestimmt wird. Aus einer Stoffbilanz für jede einzelne Zelle ergibt sich nach Abschluß eines numerischen Zeitschrittes eine neue Stoffkonzentration in einer Zelle.

Der Vorteil der verwendeten Methode liegt in der besonderen Anschaulichkeit und der damit gegebenen leichten Handhabung. Gleichzeitig ist das Verfahren numerisch sehr stabil und kennt praktisch keine numerisch bedingten Einschränkungen des Diskretisierungsnetzes. Ein gewisser rechentechnischer Nachteil ist der relativ große Speicherplatzbedarf im Rechner, der unter anderem dadurch bedingt ist, daß auch Partikel der Konzentration Null zur Berücksichtigung des umgebenden Grundwasserleiters bei allen Rechnungen erfaßt werden müssen.

Bei der Auswahl und der Beurteilung der Einsatzmöglichkeiten von Stofftransportmodellen ist es unbedingt erforderlich, einen klaren Begriff von der "Dimensionalität" des betreffenden Modells zu haben. Man unterscheidet Modellansätze sowohl hinsichtlich der Anzahl der berücksichtigten Raumdimension als auch hinsichtlich der zu erfassenden zeitlichen Veränderungen der Modellgrößen. Die Ansätze zur Berechnung der Strömung und zur Berechnung des Transportes werden hinsichtlich ihrer Dimensionalität gesondert ange-

sprochen. Für die Nachbildung der Grundwasserströmung existieren ein-, zwei, und dreidimensionale Modellansätze, je nach dem, wie viele Komponenten der vektoriellen Filtergeschwindigkeit im Ansatz berücksichtigt werden. Sehr gebräuchlich sind zweidimensionale Modelle, die die Strömung durch tiefengemittelte Fließgeschwindigkeiten nachbilden. Gelegentlich werden Modellansätze, die die Grundwasserströmung in mehreren Stockwerken des Grundwasserleiters und den Austausch über trennende Zwischenschichten berücksichtigen, fälschlicherweise auch als dreidimensional bezeichnet. Im strengen Sinn handelt es sich jedoch um gekoppelte zweidimensionale Modelle.

Neben der Anzahl der Raumdimensionierung unterscheidet man Modelle im Hinblick auf die Berücksichtigung zeitlicher Veränderung der Fließgeschwindigkeit in stationäre und instationäre Ansätze. Eine gewisse Sonderstellung nimmt in dieser Einteilung die quasistationäre Berechnung ein; hierbei werden relativ stabile Grundwasserbedingungen näherungsweise in einer stationären Berechnung erfaßt.

Bei Transportmodellen ist nun zusätzlich zwischen der Dimensionalität der zugrundegelegten Strömungsberechnungen und der Dimensionalität des Stoffausbreitungsansatzes zu unterscheiden. Beispielweise kann eine dreidimensionale Stoffausbreitung durchaus auf der Grundlage eines eindimensionalen Strömungsmodells berechnet werden. In einem solchen Modell existiert lediglich eine einzige Richtung der Fließgeschwindigkeit und die Durchlässigkeit ändert sich nur in Richtung dieser Geschwindigkeit. Die Ausbreitung des Stoffes im Grundwasserleiter wird aber in allen drei Raumrichtungen berücksichtigt, so daß als Ergebnis der Berechnung eine dreidimensionale Verteilung der Stoffkonzentration zu erwarten ist. Entsprechend sind dreidimensionale Berechnungsansätze des Stofftransportes auch auf der Grundlage zwei- und dreidimensionaler Berechnungen der Strömungen möglich. Stofftransportberechnungen können im Grundsatz für stationäre oder instationäre Strömungen durchgeführt werden. Da die Stoffausbreitung im Grund-

wasser eine zeitliche Veränderung der Konzentrationsverteilung darstellt, ist es nicht üblich, diese Tatsache eigens in der Bezeichnung eines Modellansatzes zu berücksichtigen.

Die bislang gebräuchliche Erstellung von numerischen Berechnungscodes besteht in der Programmierung des numerischen Ansatzes durch den Anwender selbst.

Wie bereits seit einiger Zeit für die Berechnung von Grundwasserströmungen, sind numerische Codes, das heißt fertige Programme vollkommen unterschiedlicher Leistungsfähigkeit auf dem Markt. Die Codes sind für ganz unterschiedliche Rechner, oft bereits auf unmittelbar einsatzfähigen Datenträgern (Tape, Diskette) verfügbar, wobei die Anbieter ebenfalls das neueste "up-date" gegen eine geringe Gebühr in regelmäßigen Abständen zu liefern versprechen (z.B. Kinzelbach, 1986).

Eine Entscheidung über die optimale Vorgehensweise, Selbsterstellung oder Einsatz fertiger Programme ist schwierig. Sicherlich ist in vielen, vor allem einfach gelagerten Fällen die Verwendung fertiger Codes eine kostengünstige Vorgehensweise. Andererseits bergen unkontrollierte "automatische" Berechnungsverfahren die Möglichkeit zu unerkannten Fehlern. Während in den USA von anerkannten Codes die Erfüllung sogenannter "bench-marks", das heißt aus gewählter Einzelanforderungen, sichergestellt ist, besteht ein vergleichbares Prüfverfahren für handelsübliche Codes in Deutschland noch nicht.

## 7.8 ERFORDERLICHE INFORMATIONEN UND DATEN FÜR DIE BERECHNUNG DES STOFFTRANSPORTS

Im vorangehenden Teil dieses Kapitels sind die Grundlagen für die Berechnung bzw. graphische Ermittlung des Stofftransports im Grundwasser vorgestellt worden. Für die praktische Anwendung der Methoden und Verfahren ist es notwendig, sich über die erforderlichen Informationen bzw. Daten im klaren zu sein, die vor Beginn einer Berechnung zu beschaffen sind. Unberücksichtigt soll in diesem Abschnitt die Frage nach der möglichen oder erforderlichen Güte der Informationen und Daten bleiben. Auf die Möglichkeit der Parameterabschätzung wird im nächsten Abschnitt eingegangen.

Im folgenden sind die Eingabedaten, die für eine Stofftransportberechnung erforderlich sind, in einer Checkliste zusammengestellt. Die darin angegebenen Parameter sind ausführlich in den vorausstehenden Abschnitten 7.2 und 7.3 erläutert. In der dem guten Überblick dienenden Checkliste mußte dagegen auf vertiefende Erklärungen verzichtet werden. Da in vielen Fällen die Stofftransportberechnung an die Berechnung der Grundwasserströmung anschließt, sei zur Ergänzung auch auf die Liste der erforderlichen Eingabedaten für Strömungsmodelle in Kapitel 3 hingewiesen. Die folgende Checkliste schließt in einem solchen Fall unmittelbar an die in Kapitel 3 gegebene Liste der erforderlichen Eingabedaten eines Strömungsmodells.

Analog zur Erstellung von Strömungsmodellen erfolgt bei der praktischen Durchführung einer Stofftransportberechnung die Beschaffung der Einzeldaten und Informationen erfahrungsgemäß in Stufen mit zunehmender Informationsdichte.

Die allererste Stufe der Informationsbeschaffung dient grundlegenden Vorentscheidungen über die Organisation des Modells und beziehen sich auf:

- (1) Dimensionalität des Modells (Erklärung des Begriffes siehe

## 1. DATEN DES STRÖMUNGSFELDS

Eingabedaten

- Grundwasserstände im Ausbreitungsbereich (m)
- Abflußraten (z.B. Entnahmeraten in Förderbrunnen, Aussickerungsraten in Oberflächengewässern) ( $\text{m}^3/\text{m s}$ )

Ersatzweise mögliche Information

- Filtergeschwindigkeit (Größe, Richtung)
- Abstandsgeschwindigkeit (Größe, Richtung)
- Leakagefaktoren ( $\text{m}^2/\text{s}$ ) und Wasserstandsdifferenzen in Gewässern (m)

## 2. GEOLOGISCHE DATEN DES UNTERGRUNDS

Eingabedaten

- Durchlässigkeit mit Anisotropie (m/s)
- Effektiver Porenraum (-)
- Längs- und Querdispersivität (m)

Ersatzweise mögliche Information

- Abstandsgeschwindigkeit (Größe, Richtung)
- Bodenart, Art des Sediments für Schätzwerte
- Tensor der Dispersionskoeffizienten ( $\text{m}^2/\text{s}$ )
- Bodenart, Art des Sediments für Schätzwerte

## 3. STOFFDATEN BEZÜGLICH MIGRATIONSVERHALTEN

Eingabedaten

- Dichte flüssiger Schadstoffe ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )
- Zähigkeit flüssiger Schadstoffe (kinematische Viskosität) ( $\text{m}^2/\text{s}$ )
- Löslichkeit des Schadstoffs (fest und flüssig) im Grundwasser (ca.  $10^\circ\text{C}$ ) ( $\text{g}/\text{m}^3$ )
- Adsorptionsisotherme  $c_a = f(c)$  ( $\text{mg}/\text{kg}$ )
- Zerfallskonstante radioaktiver Stoffe (1/s)
- Gleichgewichtskonstanten chemischer Reaktionen (-)
- mikrobielle Abbauraten (?)

Ersatzweise mögliche Information

- Temperaturdifferenz der Einleitung ( $^\circ\text{K}$ )
- Permeabilität des Untergrunds ( $\text{m}^2$ )
- Hinweis: mischbar/nicht mischbar
- Verzögerungsfaktor  $R(-)$  bzw. Adsorptionskoeffizient ( $\text{m}^3/\text{kg}$ ) und Dichte der trockenen Matrix und effektiver Porenraum (-)
- Koeffizienten der nichtlinearen Isotherme (Freundlich, Langmuir etc.)
- Halbwertszeit des Isotopengemischs (s)
- Fällungskonzentrationen ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )
- Löslichkeitsprodukte (-)

## 4. MASSENFLÜSSE UND MASSENSTRÖME

Eingabedaten

- Massenströme bei punktförmigem Stoffeintrag, z.B. in Schluckbrunnen, aus Leckagen oder Ablagerungen ( $\text{kg}/\text{s}$ )
- Massenflüsse bei linienförmigem Stoffeintrag, z.B. aus Fließgewässern oder undichten Leitungen ( $\text{kg}/\text{m}\cdot\text{s}$ )
- Massenflüsse bei flächigem Stoffeintrag, z.B. mit Grundwasserneubildung oder infolge landwirtschaftlicher Bewässerung ( $\text{kg}/\text{m}^2\cdot\text{s}$ )

Ersatzweise mögliche Information

- Konzentration ( $\text{g}/\text{m}^3$ ) und punktuelle Sicker-rate ( $\text{m}^3/\text{s}$ )
- plötzlich eingebrachte Stoffmasse (kg)
- Nahbereichsbedingungen für Schätzung des Eintrags (siehe Abschnitt 7.3.2)
- Konzentration ( $\text{g}/\text{m}^3$ ) der Linienquelle (Fließgewässer etc.) und der Infiltrationsrate pro Längeneinheit ( $\text{m}^2/\text{m}\cdot\text{s}$ )
- plötzlich eingebrachte Stoffmasse pro Längeneinheit der Linienquelle ( $\text{kg}/\text{m}$ ), z.B. infolge Flüssigkeitsaustritt in langen Straßengraben mit durchlässiger Sohle)
- Nahbereichsbedingungen für Schätzung des Eintrags (siehe Abschnitt 7.3.2)
- Konzentration ( $\text{g}/\text{m}^3$ ) des angereicherten Wassers und Einsickerungsrate ( $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{s}$ )
- Nahbereichsbedingungen für Schätzung des Eintrags (siehe Abschnitt 7.3.2)

## 5. ANFANGS- UND RANDBEDINGUNGEN

Eingabedaten

- Dauer des Eintrags des ersten Stoffs (s)
- Beginn und Dauer des Eintrags weiterer Stoffarten (s)
- Milieudaten, z.B. ph-Wert, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt (..)
- Vorverschmutzungen (..)

Ersatzweise mögliche Information

- Hinweise auf Ablagerungsdauer

Bild 7.23: Checkliste für Stofftransportberechnungen

Abschnitt 7.7).

- (2) Anzahl der hydrogeologischen Schichten ("Grundwasserstockwerke").
- (3) Räumliche und zeitliche Auflösung der Berechnungsergebnisse durch Festlegung der räumlichen Diskretisierung bzw. Rasters oder der Zellen- und der Zeitschrittlängen.
- (4) Anzahl der Phasen mit geänderten hydraulischen Bedingungen (z. B. Ausbaustufen eines Wasserwerkes).
- (5) Anzahl und Art der zu berücksichtigenden Stoffe.
- (6) Anzahl der Phasen geänderten Stoffertrags (z. B. vor und nach einer Sanierung).

Diese grundlegenden Entscheidungen verlangen gute Vorkenntnisse der Gesamtsituation und eine klare Vorstellung der mit einer Berechnung zu beantwortenden Fragestellung. Sie erfolgen zu einem Zeitpunkt, zu dem umfangreiches Datenmaterial in der Regel noch nicht vorliegt. In dieser ersten Entscheidungsstufe wird bereits weitgehend der Gesamtaufwand im Hinblick auf

- erforderlicher Umfang der Eingabedaten,
- Speicher- und Rechenzeitbedarf,
- Umfang der Ergebnisdokumentation

festgelegt. Eine Revision dieser Vorentscheidungen kann mit großen Umstellungen oder einer Neuorganisation verbunden sein und entsprechend kostenintensiv ausfallen.

## 7.9 PARAMETERABSCHÄTZUNG

### 7.9.1 Systematik der Abschätzungsmethoden

Wenn die grundlegenden Entscheidungen über die Organisation und die Modellkonzeption getroffen sind und der erforderliche Umfang der Eingabedaten feststeht, stellt sich die Frage nach der Verfügbarkeit der Eingabedaten bzw. nach Möglichkeiten ihrer Abschätzung.



Die gebräuchlichen Möglichkeiten der Parameterabschätzung lassen sich einteilen in:

- (1) Labormessungen,
- (2) Direktmessungen in der Natur,
- (3) indirekte Bestimmungsansätze.

Es kann zu den Grundsätzen hydrologischen Arbeitens gerechnet werden, daß zur Parameterbestimmung möglichst verschiedene Methoden herangezogen werden, um durch Vergleich der Einzelergebnisse höhere Repräsentativität bzw. eine bessere Vorstellung möglicher Streubreiten zu erhalten.

Eine verbindliche generelle Wertung der drei genannten Bestimmungsansätze ist daher nicht möglich. Labormessungen im Hinblick auf die Zuverlässigkeit der Parameterabschätzung sind zum Beispiel überall dort notwendig, wo elementare Eigenschaften von Stoffen oder Reaktionskonstanten elementarer Reaktionen ermittelt werden müssen. Sie können auch wertvolle Orientierungshilfen geben, zum Beispiel zur grundsätzlichen Abbaubarkeit von Schadstoffen.

Weniger bewährt haben sich Laboruntersuchungen zur quantitativen Bestimmung von Parametern, die komplexe Reaktionsfolgen oder komplexe Strukturen in der Natur näherungsweise durch integrale Werte erfassen. Hierzu gehören insbesondere mikrobielle Abbauraten oder stoffliche Umsetzungen. Bei diesen Größen ist die Übertragbarkeit der Ergebnisse aus der Natur problematisch.

Unter Direktmessungen sind Bestimmungsverfahren zu verstehen, die Parameter des Stofftransportes an Ort und Stelle, das heißt im Untergrund und unter den natürlich anzutreffenden Bedingungen unmittelbar meßtechnisch zu erfassen.

Direktmessungen in der Natur können zum Beispiel sein:

- Messung der Abstandsgeschwindigkeit mit der Einbohrlochme-

thode.

- Messungen der Variation der horizontalen Durchlässigkeit in Bohrlöchern zur Ermittlung der Dispersivität des Untergrundes.

- Lysimeteruntersuchungen des vertikalen Schadstoffeintrags.

Im einzelnen wird auf Kapitel 5 verwiesen.

Direktmessungen finden in der Praxis große Beachtung, da hierbei nachprüfbar Meßwerte gewonnen werden. Bei der Verwendung direkt gemessener Werte zur Berechnung des Stofftransportes ist jedoch zu beachten, daß über eine genügend große Zahl von Einzelmessungen gemittelt wird, um lokale Schwankungen des betreffenden Parameters zu berücksichtigen. Diese Forderung kann rasch zu unwirtschaftlich großem Meßaufwand bzw. zu nicht repräsentativen Meßergebnissen führen. Erfahrungen zeigen zum Beispiel, daß die lokale Abstandsgeschwindigkeit über die Tiefe des Aquifers im Dezimeterabstand um mehrere Zehnerpotenzen schwanken kann. In horizontal-ebenen Modellen wird dagegen ein wirksamer Mittelwert benötigt, der nicht nur Schwankungen über die Tiefe sondern auch über einen gewissen horizontalen Bereich des Aquifers ausgleicht.

Von großem praktischem Wert für die Parameterabschätzung zur Stofftransportberechnung sind die indirekten Bestimmungsmethoden. Sie beruhen auf der Nachbildung gemessener Stoffausbreitungen im numerischen Modell oder mit Hilfe analytischer Lösungen. Aus der räumlichen und zeitlichen Charakteristik gemessener Stoffkonzentration wird auf die wirksamen Mittelwerte der Parameter zurückgeschlossen.

Methodisch lassen sich folgende Hauptansätze unterscheiden:

1. Tracerversuche
2. Interpretation "natürlicher" Tracer (zum Beispiel Chloride,  $C^{14}$ )
3. Eichung des Transportmodells an gemessenen Schadstoffausbreitungen

Die einzelnen Ansätze sind nicht immer scharf zu trennen; beispielsweise besteht methodisch gesehen kaum ein Unterschied zwischen der Nachbildung einer "natürlichen" Tracerwolke im Abstrom eines Oberflächengewässers und der Nachbildung einer Chloridfahne im Abstrom einer Ablagerung. Die Nachbildung des Stofftransportes in Versuchen halbtechnischen Maßstabes sei erwähnt: Sie dienten bisher vor allem der Untersuchung von Abbaureaktionen und Sorptionsvorgängen (siehe z.B. BMT-Fachausschuß, 1986).

### 7.9.2 Tracerversuche und "natürliche" Tracer

Tracerversuche liefern lokale Werte der Abstandsgeschwindigkeit, der Dispersivität. Sie lassen Rückschlüsse auf den effektiven Porenraum und den Retardationsfaktor zu. Die wenigsten in der Vergangenheit durchgeführten Tracerversuche waren tatsächlich für eine quantitative Auswertung geeignet. Tracerversuche sind daher sorgfältig vorzubereiten. Ihre Durchführung verlangt im einzelnen

- (1) Auswahl eines geeigneten repräsentativen Standortes (Geologische Bedingungen, technische Voraussetzungen wie Zugänglichkeit, Laboreinrichtung, etc.)
- (2) Vorgaben zur Strömung (künstlich erzeugte Brunnenströmung oder natürliche Grundwasserbewegung).
- (3) Festlegung des Meß- und Überwachungsprogramms (Anordnung der Meßstellen und Meßbrunnen, Meßhäufigkeit).
- (4) Vorgabe für Tracerzugabe (Stoffart, Menge, Dauer, Zugabekonzentration).
- (5) Vorgaben zum Auswertungsverfahren (analytische Lösung, numerische Auswertung im Transportmodell).

Eine vollständige Zusammenstellung der Erfahrungen mit Tracerversuchen würde den Rahmen dieses Kurses weit überschreiten. Hier wird auf die umfangreiche Spezialliteratur verwiesen, die zu allen fünf angeführten Punkten der Durchführung verfügbar ist (z.B. Käss, 1972; Behrens, 1982; Zupon, 1982).

Die prinzipielle Vorgehensweise soll im folgenden am Beispiel eines Tracerversuches mit gelöstem Chlorid demonstriert werden (Bild 7.24):

- (1) Der Standort war insofern festgelegt, als es sich um ein aufgelassenes Industriegelände handelte, in dem zu einem späteren Zeitpunkt eine hydraulische Spülung des Untergrundes geplant war. Mit dem Tracerversuch waren auch hydrodynamische Charakteristika des Stofftransportes zu ermitteln, um die Auswirkungen der geplanten Langzeitspülung mit dem Modell vorhersagen zu können.
- (2) Die Strömung bestand aus einem künstlich erzeugten Spülkreislauf zwischen zwei Brunnenreihen. Die mittlere wassererfüllte Mächtigkeit betrug in diesen flachen Grundwasserleitern ca. 5 m. Die Strömung wurde anhand von Messungen des stationären Wasserstandes und nach Auswertung einer Reihe lokaler Pumpversuche im Modell nachgebildet.
- (3) Es wurde ein Meßprogramm festgestellt, das unter anderem enthielt:
  - Anordnung weiterer Grundwassermeßpegel zur Abdeckung der zu erwartenden Tracerwolke (unter anderem eines Mehrfachpegels zur Probennahme aus verschiedenen Tiefen).
  - Aufstellung eines Programms zur Probennahme mit wechselnder Häufigkeit unter Berücksichtigung der wandernden Stofffront und Festlegung von Begleitparametern (Wasserstand, Temperatur, Leitfähigkeit u. a.).
- (4) Als Haupttracer wurde Chlorid und zum Vergleich zwei Fluorfarbstoffe gewählt. Die Zugabekonzentration wurde unterhalb der physiologischen Grenze von 1000 mg/l und die Zugabedauer ca. 3 Wochen festgelegt. Kriterien für die Wahl der Tracer-substanzen waren die gesundheitliche Verträglichkeit, die Beschaffungskosten und die Meßbarkeit.
- (5) Die Auswertung erfolgte durch Anpassung der in Modell be-

rechneten Durchgangslinien (Konzentrationsverlauf in den Brunnen) an die Meßwerte an mehreren Stellen im Strömungsfeld.

(Bild (7.24): Die Anpassung mit einer konstanten Dispersivität im gesamten Strömungsfeld durchgeführt. Das Ergebnis läßt Streuungen erkennen, die für Tracerversuche dieser Art typisch sind. Im vorliegenden Versuch brachten die Fluoreszenzfarbstoffe im Gegensatz zu Chlorid wegen starker Adsorption am Gerüst keine auswertbaren Ergebnisse.

Die Interpretation "natürlicher" Tracer ähnelt methodisch gesehen dem Ansatz der Auswertung eines Tracerversuches. Der wesentliche Unterschied besteht darin, daß die Methode darauf angewiesen ist, im Grundwasser die geeigneten Tracersubstanzen vorzufinden und die Strömung unter Umständen komplex sein kann. Oft sind relativ große Einzugsgebiete zu berücksichtigen und zur Auswertung sind historische Daten erforderlich.

Bild (7.25) zeigt im Beispiel die Berechnung des zunehmenden Bereiches erhöhter Chloridkonzentrationen im Grundwasser infolge eines anhaltenden Chloridanstiegs im Rhein. Die dargestellte konvektive Abschätzung konnte in Ergänzung bereits vorhandener Informationen aus einem geeichten Strömungsmodell durch Vergleich mit historischen Chloridmessungen im Grundwasser Aufschlüsse über die mittlere Ausbreitungsgeschwindigkeit der Chloridfront bringen. Die Anpassung wurde durch Variation des effektiven Porenraumes erreicht.

### 7.9.3 Beispiel einer Stofftransportberechnung im Modell

Die Eichung eines Transportmodells durch Anpassung an gemessene Konzentrationen eines Schadstoffes im Grundwasser, ist eine bisher nur wenig zur Anwendung gekommene Möglichkeit, Parameter des Stofftransports abzustimmen und zu verbessern. Im Gegensatz

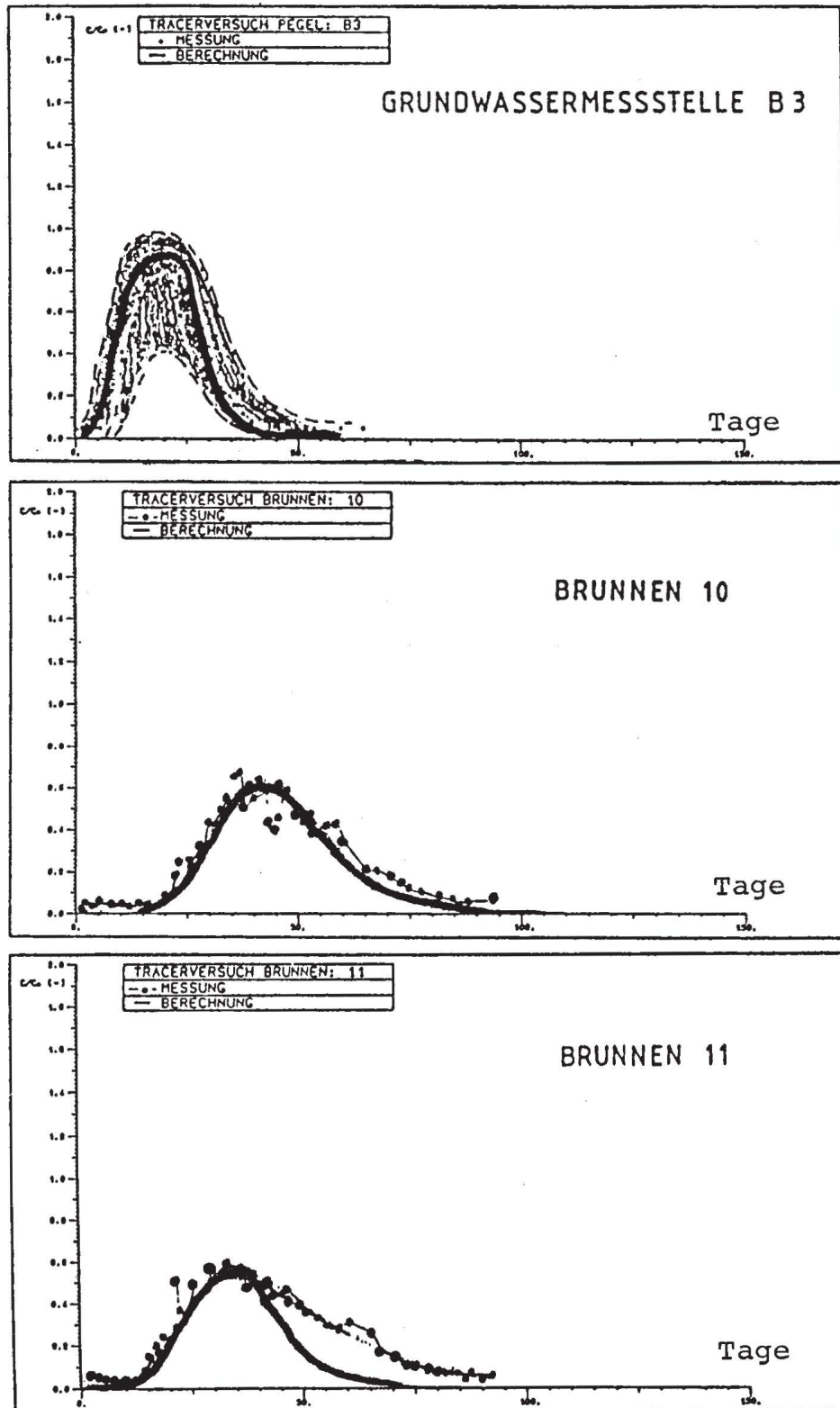


Bild 2.24: Auswertung eines Tracerversuches mit einem Transportmodell, aus Geldner, 1985

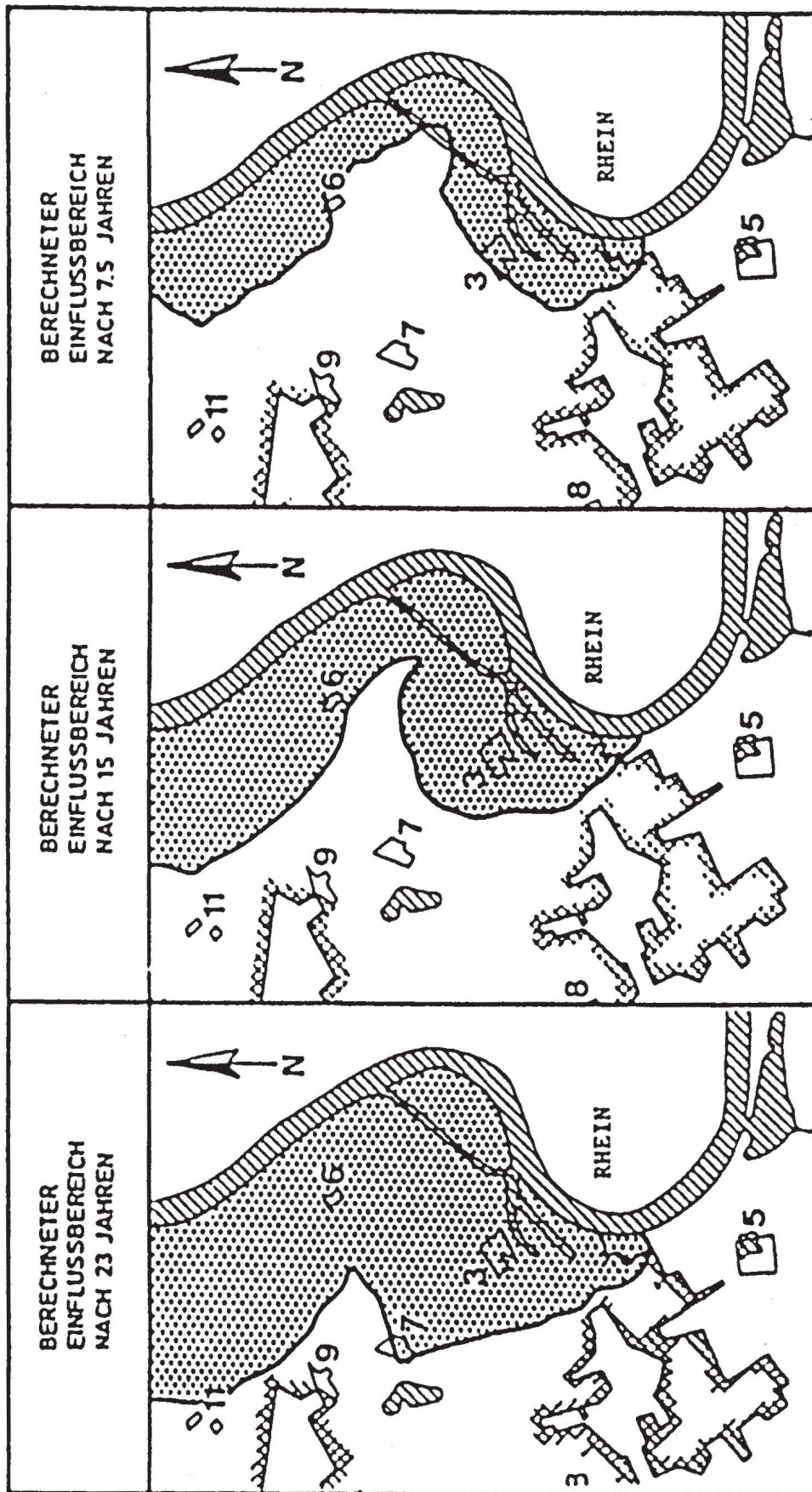


Bild 7.25: Berechnung des großräumigen Stoffeintrags in einem urbanen Grobraum, aus Geldner, 1985

zu den voranstehend dargestellten Schätzmethode sind hierbei erheblich mehr Einzelinformationen zu berücksichtigen und im Gesamtgefüge sich überlagernder Einflüsse zu sehen.

Um den Prozess einer Parameteranpassung in einem konkreten Ausbreitungsfall zu erläutern, zeigt Bild (7.26) die Berechnung einer CKW-Fahne in einem Schadensfall:

#### Ausgangssituation:

Ein chemischer Industriebetrieb hatte über Jahre mehrere Abwasserteiche und einen Kühlteich in dem flachen Gelände einer Flußaue betrieben. In den Abwasserteichen waren chlorierte Kohlenwasserstoff (CKW) in sehr hoher Konzentration eingeleitet worden. In der Flußaue befindet sich ein städtisches Wasserwerk (Brunnen 1, 2 und 3) dessen Brunnen in unmittelbarer Nähe von flachen Abwassergebieten (Lagoons) liegen, die zeitweise von dem Fluß überflutet werden. Infolge einer Verschmutzung mit CKW mußten die Versorgungsbrunnen 1 und 2 abgeschaltet werden.

#### Voruntersuchungen:

Im Zuge einer Voruntersuchung wurden verfügbare Informationen über hydrogeologische und hydraulische Daten (Pumpraten, Wasserstände) besorgt.

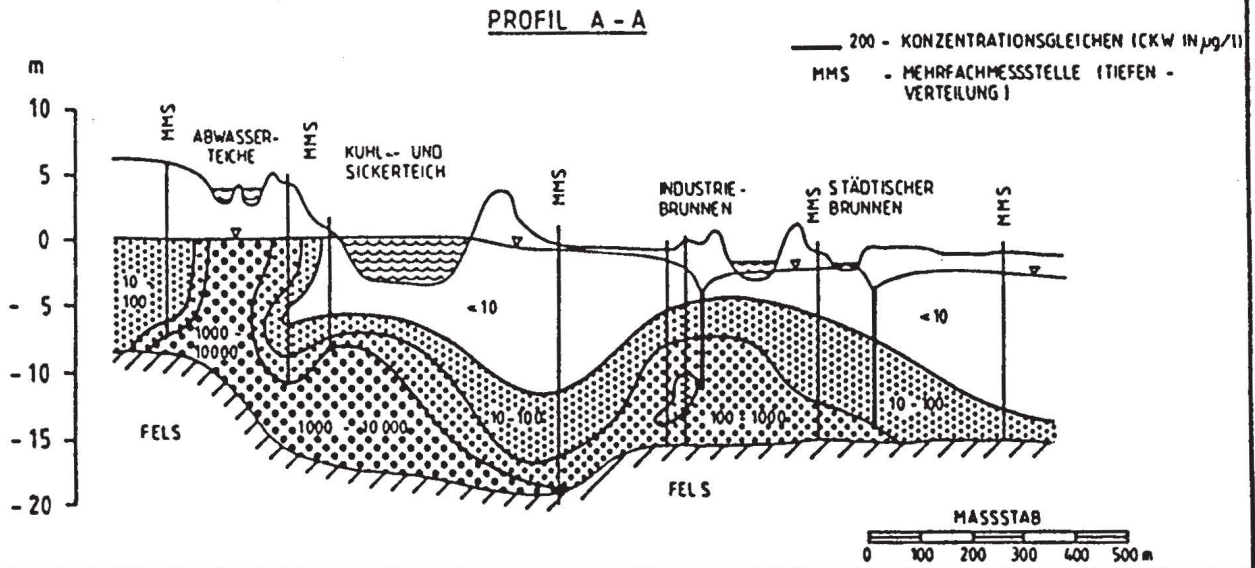
#### Hauptuntersuchung:

In diesem für CKW-Verschmutzung typischen Fall, der Ende der 70er Jahre bekannt wurde, ist darüber hinaus eine umfangreiche Untersuchung durchgeführt worden, die das Ziel hatte, die aufgetretene Verschmutzung in einem Modell zu erfassen, um hieran nachzuweisen, wie groß das tatsächliche Ausmaß der Untergrundverschmutzung ist und welches die tatsächlichen Herde sind. Folgende Einzelschritte wurden durchgeführt:

- (1) Einrichtung von 120 Beobachtungspegeln
- (2) Geologische Auswertung der Bohrprofile
- (3) Durchführung und Auswertung eines Pumpversuches in den neu



VERTIKALE VERTEILUNG VON CHLORIERTEN KOHLENWASSERSTOFFEN  
(KONZENTRATION IN ppb)



FLÄCHIGE VERTEILUNG VON CHLORIERTEN KOHLENWASSERSTOFFEN  
IN CA. 10m UNTER DEM WASSERSPIEGEL

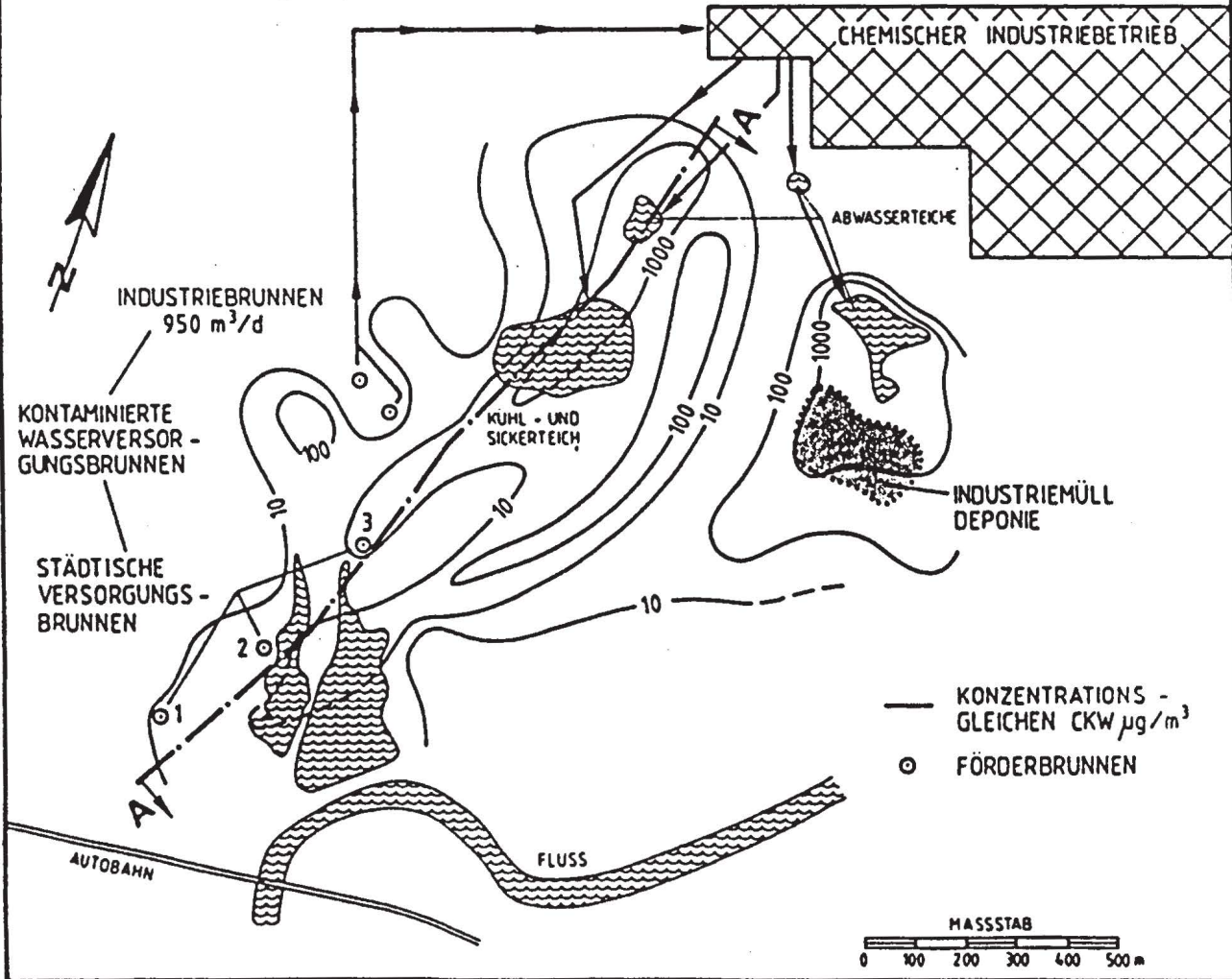


Bild 7.26: Abwasserversickerung mit dreidimensionaler CKW-Fahne, aus Geldner, 1984

eingerichteten Industriebrunnen

- (4) Entwicklung eines Langzeitmeßprogramms für 30 ausgewählte Meßstellen (Wasserstand und Summenparameter der Wasserqualität)
- (5) Einrichtung von 14 Mehrfachmeßstellen und Durchführung von 81 chemischen Vollanalysen an Wasserproben
- (6) Simulation der Strömung und des Stofftransportes in einem dreidimensionalen Modell

Aufgrund der umfangreichen Datenmaterials sowohl über die Strömung als auch über die Ausbreitung der CKW wurde in diesem Fall ein dreidimensionales Transportmodell erstellt, mit dem vor allem die Frage nach der Herkunft der Schadstoffe im Untergrund zu beantworten war. In der Modellkonzeption waren Dichteeffekte und Dispersivitäten zu berücksichtigen. Eine wichtige Aufgabe der Modellanpassung war die Abschätzung des tatsächlichen Stoffeintrages, da zunächst der Verdacht bestand, daß möglicherweise eine der Flußlagunen als Schadstoffquelle in Frage kam.

Im vorliegenden Fall bestand die günstige Situation, daß auch Messungen der Verteilung über die Tiefe vorlagen, so daß die berechnete dreidimensionale Fahne tatsächlich mit Meßwerten verglichen werden konnte. Wie aus Bild (7.26) hervorgeht, besteht eine ausgeprägte Schichtung der Konzentration. Ein zweidimensional-ebener Ansatz (tiefengemittelt) hätte die Nachbildung des Stofftransportes hier nicht leisten können.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die modellmäßige Nachbildung der Strömungs- und Transportvorgänge im Grundwasser heute ein brauchbares Mittel für den planenden und ausführenden Ingenieur darstellen. Durch die Wiedergabe des Stofftransports im Grundwasser auf der Basis physikalischer Gesetzmäßigkeiten ist es möglich, mit einem solchen Modell die wesentlichen Charakteristiken der wirklichen Vorgänge zu erfassen und in Weiterführung auf zukünftige Entwicklungen vorauszuberechnen. Grundlegende Voraussetzung dafür ist allerdings, daß die maßgebenden Bedin-

gungen im Grundwasserbereich bereits bekannt sind, oder aus verfügbaren Meßinformationen ermittelt werden können. Dies gilt sowohl für die Strömung des Grundwassers und ihre verursachenden Bedingungen als auch für die Parameter, die den Transport von Stoffen im Grundwasser bestimmen. Wesentlich ist auch eine Kenntnis oder mögliche Abschätzung von Stoffmengen, die an einer Verschmutzungsquelle dem Grundwasser zugeführt werden. In entsprechender Weise wie bei den Strömungsmodellen ist auch bei Transportmodellen eine sachgerechte Nachbildung der Natur nur anhand einer Eichung an gemessenen Verhältnissen möglich.

Gleichzeitig sollte man sich aber auch der Grenzen der modellmäßigen Nachbildung des Stofftransports bewußt werden. Hierzu gehören:

- der vielerorts begrenzte Umfang von vorhandenen oder beschaffbaren Meßdaten der Stoffkonzentrationen,
- ungenügend nach Ort, Zeitpunkt und Rate bekannte Infiltrationen (Stoffquellstärken),
- unzureichende oder zu kostenintensive Feldmeßmethoden zur Berücksichtigung der Variabilität der Struktur des Untergrunds.

Im Gegensatz zu Grundwasserströmungsmodellen sind Transportmodelle vor allem in der praktischen wasserwirtschaftlichen Arbeit noch nicht sehr verbreitet. Während die numerisch-mathematischen Möglichkeiten der Berechnung des Stofftransportes heute einen relativ hohen Entwicklungsstand erreicht haben, befassen sich Forschungs- und Entwicklungsarbeiten im In- und Ausland mit Problemen der Anpassung der Modelle an komplexe Naturfälle. Besonders großer Entwicklungsbedarf liegt auf dem Gebiet der modellmäßigen Erfassung von Stoffreaktionen im Grundwasser, aber auch bei der sachgerechten Berücksichtigung der Variabilität der geologischen Struktur von Grundwasserleitern. In der Bundesrepublik werden umfangreiche Forschungsarbeiten auf diesem Gebiet, z.B. von einer Forschergruppe am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart, vorangetrieben, die vor allem der Klärung von Fragen im Zusammenhang mit der Eichung von Stofftransportmodellen in Intensivuntersuchungsgebieten gilt.

LiteraturverzeichnisStandardliteratur:

- Bear, J.: "Dynamics of Fluids in Porous Media", Elsevier, New York, 1972
- Connor, J.J.; Brebbia, C.A.: "Finite Element Techniques for Fluid Flow", Newnes-Butterworth, 1976
- Corey, A.T.: "Mechanics of Heterogeneous Fluids in Porous Media", Water Resources Publications, Ft. Collins, 1977, pp. 259
- DVWK (Hrsg.), Schriften 58/1/2, "Ermittlung des Grundwasserdargebots, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 1982
- Freeze, R.A.; Cherry, J.A.: "Groundwater", Prentice-Hall International, Inc. 1979
- Fried, J.: "Groundwater Pollution Developments", Water Science Vol. 4, Elsevier Scient. Publ., New York, 1975
- Kinzelbach, W.: "Groundwater Modelling - An Introduction with Sample Programs in Basic", Developments in Water Science, 25 Elsevier, 1986
- Polubarinova-Dochina, P.Y.: "Theory of Ground Water-Movement (Russisch) Gostekhizdat, Moskau, 1952; Übersetzung ins Englische von R.J.M. De Wiest, Princeton Uni Press, Princeton, 1962
- Remson, I.; Hornberger, G.M.; Molz, F.J.: "Numerical Methods in Subsurface Hydrology", Wiley-Intersc. New York, 1971, pp. 389
- Todd, D.K.: "Ground Water Hydrology", Wiley New York, 1959

Weiterführende Literatur:

- Anderson, M.P.: "Using Models to Simulate the Movement of Contaminants Through Groundwatersystems", CRC-Critical Review in Environmental Control, 1979
- Aurand, K. (Hrsg.): "Die Trinkwasserverordnung - Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden", E. Schmidt Verlag, Berlin, Mai 1976
- Bauer, F.: "Untersuchungen über die Verwendbarkeit von zwei Fluoreszenz-Farbstoffen im Rahmen eines Färbversuchs", Geol. Jahrbuch, Reihe C, Heft 2, 1972

- Behrens, H.: "Verfahren zum qualitativen und quantitativen Nachweis von nebeneinander vorliegenden Fluorezenstracern in der Hydrologie", Beitrag z. Geol. der Schweiz-Hydrologie Nr. 28, Teil 1, 1982
- Brauns, J.; Hötzl, H.: "Kombinierte Pump- und Markierungsversuche zur Dimensionierung von Schutzzonen Tracermethoden in der Hydrologie", Beitr. zur Geol. der Schweiz-Hydrologie Nr. 28, Teil 2, 1982
- Bringmann, G., Kuehn, R.: "Einfluß von Mineralölprodukten, speziell bleihaltigen Superbezin, auf sulfatreduzierende, nitrat-reduzierende, denitrifizierende Bodenbakterien", Gesundheitsingenieur (93), Heft 3, 1972
- Bundesminister des Inneren (Hrsg.): "Künstliche Grundwasseranreicherung - Stand der Technik und des Wissens in der Bundesrepublik Deutschland", Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1985
- Damrath, R., Kobus, H., Schöttler, U., Zipfel, K.: "Wasserinhaltsstoffe im Grundwasser - Reaktionen, Transportvorgänge und deren Simulation", Bericht zum FE-Vorhaben 102 03002/10 des UBA-Berlin 1978
- Drost, W.; Hofreiter, G.; Klotz, D.: "Auswertung von Tracerversuchen im Bereich alpiner Quellen unter Berücksichtigung der Hydrodynamischen Dispersion", Tracermethoden in der Hydrologie, Beitr. z. Geol. der Schweiz-Hydrologie Nr. 28, Teil 2, 1982
- Geldner, P.: "Simulationsmodelle zur Ausbreitung von Schadstoffen im Untergrund", in "Kolloquium Grundwasseranreicherung in Forschung und Praxis", DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 45, 1985
- Geologisches Landesamt Baden-Württemberg u.a.: "Erläuterungen zur Hydrogeologischen Karte von Baden-Württemberg - Oberrheingebiet Raum Lahr", Berichte des GLA-BW, 1980
- Käss, W. et al: "Grundwasser-Markierungsversuche im Pleistozän der Freiburger Bucht", Geol. Jahrbuch, Reihe C, Heft 2, 1972
- Kanz, W.: "Zur Bestimmung der Grundwasserlaufzeiten in der Umgebung von Förderanlagen", Tracermethoden in der Hydrologie; Beitr. z. Geol. der Schweiz-Hydrologie, Nr. 28, Teil 2, 1982
- Kobus, H.: "Hydraulische Aspekte des Grundwasserschutzes", DVWK-Fortbildungslehrgang, Oktober 1978

- Konikow, L.F.: "Modeling Chloride Movement in the Alluvial Aquifer at the Rocky Mountain Arsenal; Colorado, United States Geological Survey; Water Supply Paper 2044, 1977
- Konikow, L.F.; Bredehöft, J.D.: "Computer Model of Two-Dimensional Solute Transport and Dispersion in Groundwater", Techniques of Water-Resources Investigations of the USGS; Book 7, Chapter C2, 1978
- Kussmaul, H.; Mühlhausen, D.; Behrens, H.: "Hydrologische und Hydrochemische Untersuchungen zur Uferfiltration, Teil 1", GWF/Wasser/Abwasser 118, 1977
- Lenda, A.; Zuber, A.: "Tracer Dispersion in Groundwater Experiments", Isotope Hydrology, IAEA-SM-129/37, 619-641, 1970
- Mehlhorn, H.: "Temperaturveränderungen im Grundwasser durch Brauchwasserleitungen", Mitteilungsheft Nr. 50, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 1982
- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten, Baden Württemberg: "Leitfaden für die Beurteilung und Behandlung von Grundwasserverunreinigungen durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe", (CKW-Leitfaden), Eigenverlag, Stuttgart, 1983
- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten, Baden Württemberg: Hydrogeologische Karte Baden-Württemberg, Anwendungsbeispiele in der Praxis, Unterlagen zum Seminar am 5.10.1982 in Steinach i.K.
- Prickett, Th.; Naymick, Th. G.; Lonquist, C.G.: "A Random Walk Solute Transport Model for Selected Groundwater Quality Evaluations", Illinois State Water Survey Campaign, Bulletin 65, 1981
- Schassmann, H.: "Quantitative Auswertung von Kochsalzmarkierungen in Schotter-Grundwasser-Strömen", Geol. Jahrbuch, Reihe C, Heft 2, 1972
- Schötter, U.: "Das Verhalten von Spurenelementen bei der Wasseraufbereitung", Veröff. Inst. f. Wasserforschung und D. Hydr. Abt. der Dortmunder Stadtwerke Nr. 31, 1980, Bezug
- Schulz, D.: "Chemische Vorgänge beim Übergang von Sickerwässern zum Grundwasser", Diss. Aachen, 1970

- Schulz, H.D.: "Zweidimensionales Transport-Reaktions-Modell für Ionen im Grundwasser", Zeitschrift Dt. Geol. Ges. (132), 1981
- Schwille, I.: "Die Ausbreitung von Chlorkohlenwasserstoffen im Untergrund, erklärt anhand von Modellversuchen", Wasserfachliche Aussprachtagung Hamburg 82, DVGW-Schriftenreihe Wasser 31, Eschborn, 1982
- Spitz, K.; Mehlhorn, H.; Kobus, H.: "Ein Beitrag zur Bemessung der engeren Schutzzone in Porengrundwasserleitern", Wasserwirtschaft vol. 700, Nr. 11, 1980
- Umweltbundesamt (Verf.): "Berichte 7/85 Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern", Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1985
- Umweltbundesamt: "Handbuch gefährlicher Stoffe in Sonderabfällen", Materialien 5/78, Erich Schmidt Verlag, 1978
- Zilliox, L.; Muntzer, P.; Kresser, W.: "Beitrag zur Frage der Grundwasserverschmutzung - Verdrängungsvorgänge in gesättigten porösen Medien", Österreichische Ingenieur und Architekten Zeitschrift, Heft 1, Jahrgang 127, 1982
- Zoetl, J.: "Die Untersuchung unterirdischer Wasser mittels künstlicher und natürlicher Tracer", Geol. Lehrbuch, Reihe C, Heft 2, 1972
- Zupan, M.: "Einfluß der Wasserverschmutzung an der Zerstörung des Fluoreszenstracer", Tracermethoden in der Hydrologie, Beitr. z. Geol. d. Schweiz-Hydrologie Nr. 28, Teil 1, 1982

Aufgabe 7.1:

In einem Grundwasserpegel werden CKW nachgewiesen. Als Quelle der Grundwasserkontamination kommt eine Abwasserleitung in Frage. Es ist bekannt, daß aus dieser Leitung für kurze Zeit eine größere Menge von CKW über defekte Muffenverbindungen gleichmäßig verteilt in den Grundwasserkörper eingedrungen ist.

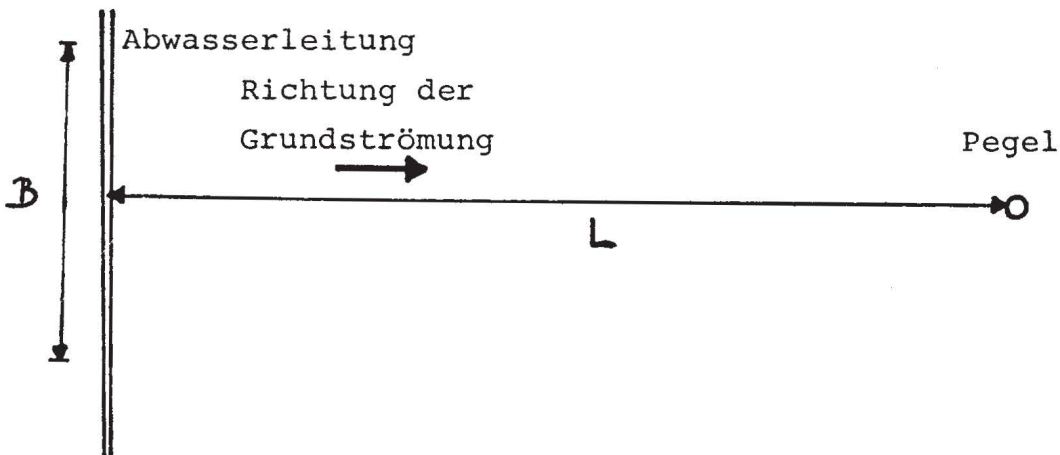
Beantworten Sie folgende Fragen:

- (1) Wieviel Tage liegt das Schadensereignis zurück?
- (2) Mit welcher Maximalkonzentration muß im Pegel gerechnet werden?
- (3) Wie ändert sich qualitativ das Strömungsfeld und der Konzentrationsverlauf, wenn anstelle des Pegels ein Entnahmebrunnen kontinuierlich betrieben wird?

Die für die Berechnung notwendigen Daten sind:

$M = 500 \text{ kg}$   
 $B = 1000 \text{ m}$   
 $n_f = 0,12$   
 $m = 10 \text{ m}$   
 $v_a = 3 \text{ m/d}$   
 $L = 3000 \text{ m}$   
 $\alpha_L = 35 \text{ m}$   
 $c_{gem} = 0,223 \text{ mg/l}$

(Annahme: kein Abbau, keine Anlagerung)





Aufgabe 7.2:

In einer Entfernung von 2500 m oberstrom von Hangquellaustritten befindet sich ein Industriegebiet. Durch einen Unfall kommt es zu einer Verschmutzung des Grundwassers unter dem Industriegebiet, so daß man dort für mehrere Jahre mit einer tiefengemittelten Konzentration eines Schadstoffs von 100 mg/l rechnen muß. Berechnen Sie, wie lange es dauert, bis an den Hangquellaustritten eine Konzentration von (a) 16 mg/l und (b) 50 mg/l festgestellt wird. Dabei wird vorausgesetzt, daß die Strömung zwischen dem Rand des Industriegebiets und den Hangquellaustritten eindimensional ist. Der Schadstofftransport findet ausschließlich unter dem Einfluß von Konvektion und Dispersion statt. Die Längsdispersivität des Grundwasserleiters wurde zu  $\alpha_L = 1$  m ermittelt. Die Abstandsgeschwindigkeit beträgt:  $v_a = 5$  m/d.