Strömungsmechanische Grundlagen des Transports der Halogenkohlenwasserstoffe im Grundwasserleiter — Maßnahmen zur Erfassung des verunreinigten Wassers

Prof. Dr. H. Kobus, Stuttgart

1 Einleitung

Wenn immer das Auftreten von Halogenkohlenwasserstoffen in Grundwässern beobachtet wird, stellt sich dem Ingenieur die Frage, in welcher Richtung und mit welcher Geschwindigkeit solche Stoffe im Grundwasserleiter transportiert werden und insbesondere, nach welcher Zeit möglicherweise Trinkwasserversorgungsanlagen in welchem Ausmaße von einer solchen Verunreinigung betroffen sind. Zur Beantwortung dieser Fragen ist es notwendig, sich mit dem Strömungstransport von Halogenkohlenwasserstoffen in einem Grundwasserleiter unter gegebenen geologischen und hydrologischen Bedingungen näher zu befassen. Man muß die grundlegenden Transportmechanismen verstehen und quantitativ erfassen, wenn man zu quantitativen Prognosen über den Transport von Halogenkohlenwasserstoffen im Grundwasser kommen will [1]. Modellrechnungen zur zeitlichen Entwicklung von Verunreinigungen im Grundwasserleiter sind nicht nur von Interesse für die Beurteilung zukünftiger Gefährdungen, sondern auch für Rückrechnungen auf Zeitpunkt und Ort einer Verschmutzung, sowie als Hilfsmittel zur Quantifizierung der zu erwartenden Auswirkungen baulicher oder hydraulischer Maßnahmen.

Ich will deshalb im folgenden die maßgebenden Transportvorgänge beschreiben und auch die möglichen Abhilfemaßnahmen prinzipiell ansprechen. Wegen der Kürze der verfügbaren Zeit möchte ich hierbei bewußt auf eine Darstellung der strömungsmechanischen Gleichungen und Formeln verzichten. Für eine grundlegende Darstellung hierzu kann ich Sie auf den Bericht 4/79 des Umweltbundesamtes verweisen mit dem Titel „Wasserinhaltsstoffe im Grundwasser — Reaktionen, Transportvorgänge und deren Simulation" [2]. Über die dort gemachten grundlegenden Ausführungen hinaus gibt es speziell zum Transport von Halogenkohlenwasserstoffen noch sehr viele offene Fragen, die ich heute ansprechen möchte. Die Verfolgung dieser Fragen ist auch Gegenstand eines laufenden Forschungsvorhabens, das vom Baden-Württembergischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten finanziert wird und an dem aus unserem Hause die Herren Dr. Kinzelbach und Dipl.-Ing. Herr beteiligt sind.

Betrachten wir zunächst einmal die Gesamtsituation in einem natürlichen Grundwasserleiter unter vorgegebenen hydrologischen unf geologischen Verhältnissen, wie sie sehr stark schematisiert in Bild 1 dargestellt ist. In einem solchen Grundwasserleiter können Schadstoffe großflächig durch die Grundwasserneu-

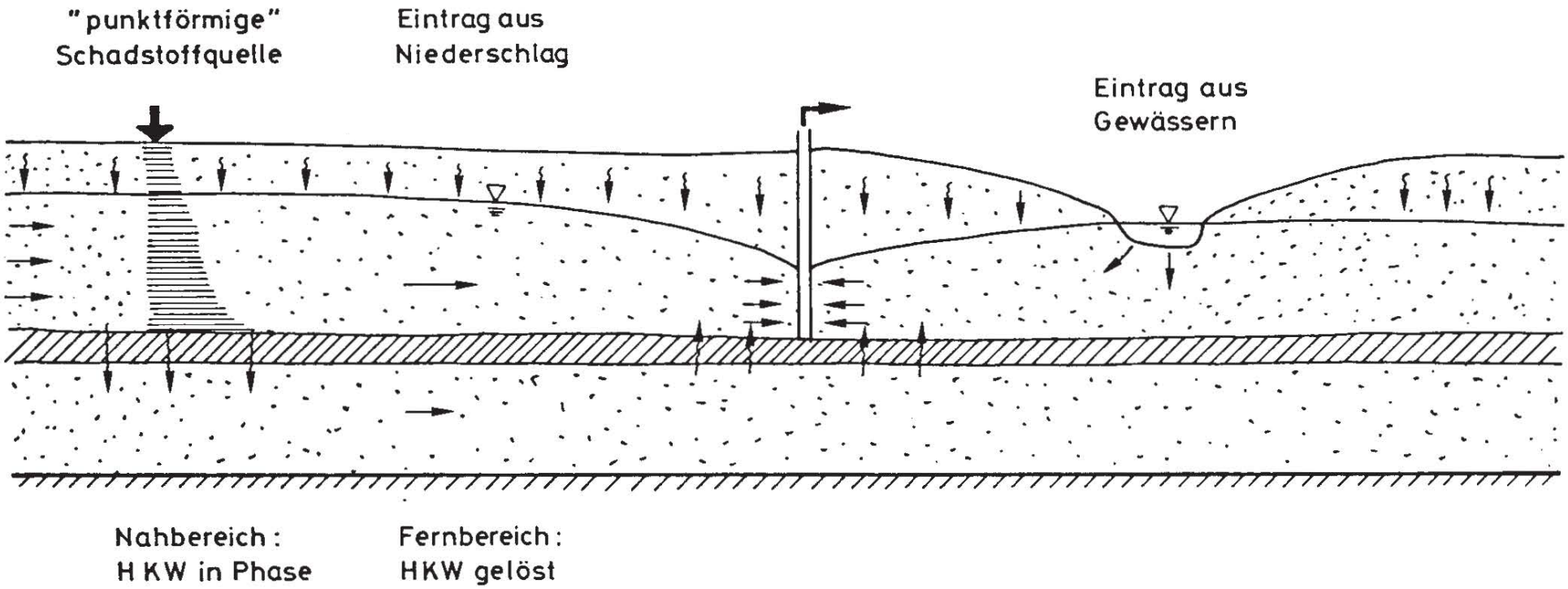

Bild 1: Prinzipskizze

bildung aus Niederschlag oder durch den Austausch mit Oberflächengewässern eingetragen werden, oder aber örtlich eng begrenzt durch Versickerung von Schadstoffen entstehen. Unser Augenmerk gilt im folgenden solchen „punktförmigen" Verschmutzungsquellen, wie sie sich beispielsweise bei Unfallsituationen ergeben oder auf dem Gelände einschlägiger Industriebetriebe latent gegeben sind. Wenn man den Transport solcher Schadstoffe entlang ihres Weges verfolgt, dann sind für Halogenkohlenwasserstoffe folgende Gesichtspunkte zu beachten:

- Halogenkohlenwasserstoffe sind wesentlich schwerer als Wasser, ihr spezifisches Gewicht liegt um einige 10 % höher als das des Wassers. Dies führt zu ausgesprochenen Dichtungsströmungseffekten.
- Halogenkohlenwasserstoffe werden im Grundwasser allenfalls extrem langsam abgebaut (typische Halbwertszeiten scheinen in der Größenordnung von mehreren Jahren zu liegen). Für alle praktischen Fragen müssen diese Stoffe deshalb derzeit als nicht abbaubar angesehen werden.
- Je nach betrachtetem Schadstoff und nach Beschaffenheit des Untergrundes ist eine mehr oder weniger starke Adsorption des Schadstoffs am Korngerüst zu erwarten [3]. Zu diesen Fragen werden wir sicher im anschließenden Vortrag von Prof. Sontheimer noch näheres hören.

Im folgenden will ich zunächst den Nahbereich der Schadstoffeinleitung betrachten, dann auf den Fernbereich eingehen, einige Anmerkungen zur Problematik numerischer Transportmodelle für Grundwasserleiter machen und abschließend etwas über mögliche Abhilfemaßnahmen sagen.

2 Transport im Nahbereich der Verschmutzungsquelle

In Bild 2 ist der Nahbereich eines Verschmutzungsherdes, an dem Halogenkohlenwasserstoffe im Untergrund versickern, schematisch dargestellt.

Zunächst findet in der ungesättigten Bodenzone eine überwiegend vertikale Sikkerbewegung zufolge Schwerkraft statt: Die hierbei auftretenden Sickergeschwindigkeiten sind im allgemeinen recht klein und können je nach örtlichen Verhältnissen stark variieren. Ein Teil der Sickermenge wird im Korngerüst zurückgehalten, wobei nach Auskunft von Dr. Schwille von der Bundesanstalt für Gewässerkunde typische Residualsättigungen in der Größenordnung von einigen 10 l/m³ liegen dürften. Diese zurückgehaltenen Substanzen können im Lauf der Zeit durch versickerndes Niederschlagswasser ausgewaschen werden und so zu einer lang anhaltenden Schadstoffzufuhr weit über den Zeitpunkt des eigentlichen Unfalls hinaus führen.

Bei größeren Sickermengen erreicht der Schadstoff den Grundwasserleiter in Phase und sinkt hier infolge seines großen spezifischen Gewichtes weiter ab, wobei auch hier ein gewisser Anteil der Substanz vom Korngerüst zurückgehalten wird.

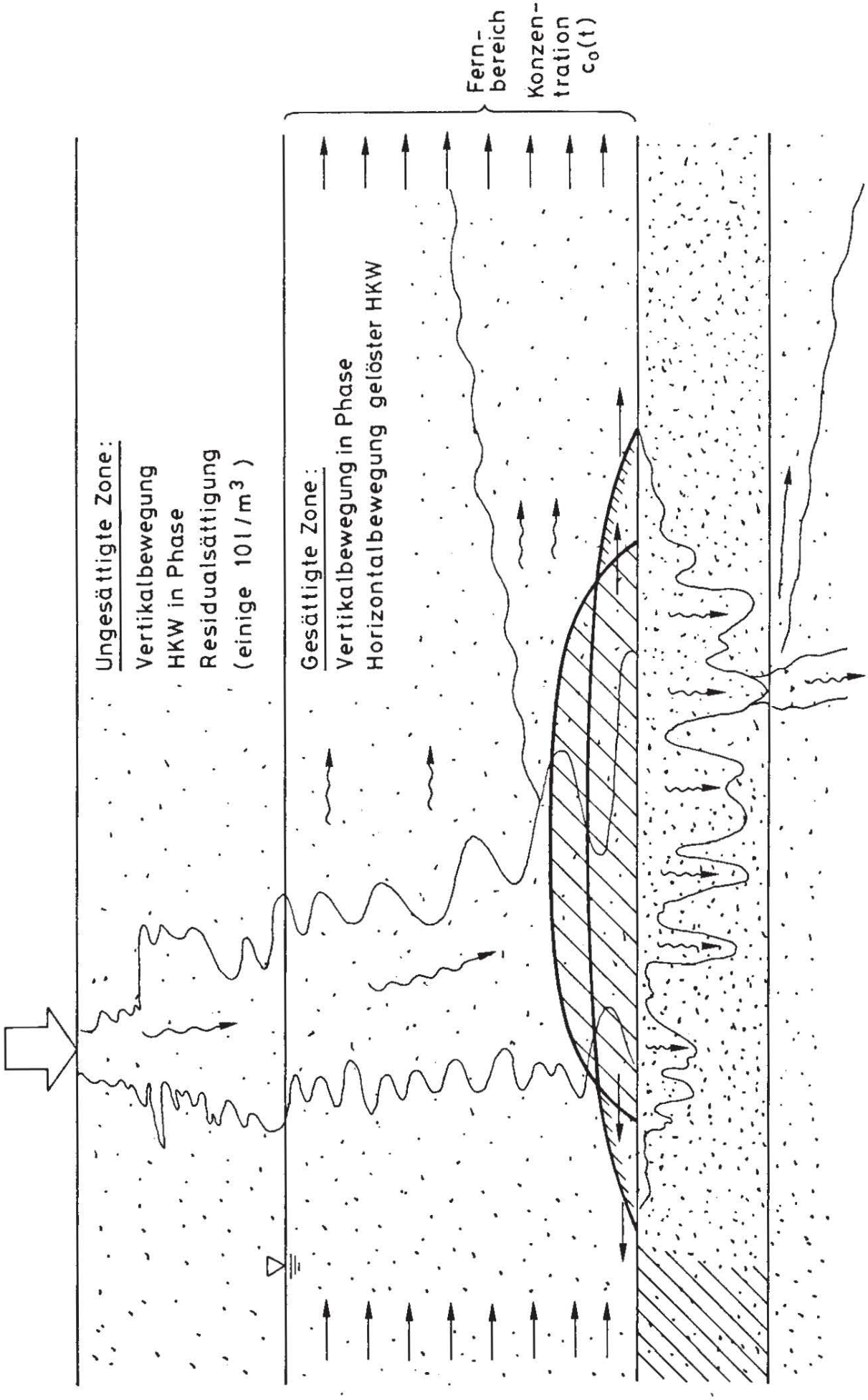

Bild 2: Nahbereich

Beim Auftreffen auf eine weniger durchlässige Schicht können sich nun ausgesprochene Linsen des Schadstoffs in Phase ausbilden, die sich sowohl wegen ihres größeren spezifischen Gewichts allmählich horizontal ausbreiten und abflachen, als auch zu einer – je nach Durchlässigkeitsverhältnissen verlangsamten – Einsickerung in die weniger durchlässige Schicht führen können.

Schließlich wird nun durch die Grundwasserströmung im kontaminierten Bereich allmählich der Schadstoff in Lösung gebracht und im Grundwasserstrom abtransportiert. Hier schließt sich der großräumige Transport der gelösten Substanzen im Grundwasserleiter an, der für die Beurteilung der Gefährdung von Trinkwasseranlagen von vorrangigem Interesse ist.

Über die Prozesse im Nahbereich ist insgesamt quantitativ noch sehr wenig bekannt. Experimentelle Untersuchungen hierzu laufen unter der Leitung von Dr. Schwille in der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz. Wenngleich die Details im Nahbereich für eine großräumige und langzeitliche Betrachtung weniger interessieren, so bleibt doch für die Fernfeldbetrachtung die Frage wichtig, wie groß die Schadstoffkonzentration und die Schadstofffracht aus dem Nahbereich heraus ist. Dies ist deshalb schwierig zu beantworten, weil häufig weder der genaue Zeitpunkt noch die versickerte Schadstoffmenge bekannt ist und zudem detaillierte Kenntnisse über die lokalen geologischen Gegebenheiten fehlen. Von Bedeutung ist, daß selbst eine kurzfristige, einmalige Unfallsituation in der Regel zu einem Verschmutzungsherd im Nahbereich führt, von dem aus eine langanhaltende, zeitvariable Schadstoffzufuhr zum Grundwasserleiter erfolgt.

3 Transport im Grundwasserleiter

Der Weitertransport der gelösten Halogenkohlenwasserstoffe im Grundwasserleiter erfolgt großräumig und überwiegend in horizontaler Richtung, wie dies schematisch in Bild 3 dargestellt ist. Will man diesen Strömungstransport rechnerisch erfassen, dann müssen folgende Transportmechanismen und Einflußgrößen korrekt nachgebildet werden:

- Konvektiver Transport mit der querschnittsgemittelten Strömungsgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit);
- Einfluß geologischer Inhomogenität oder Schichtungen;
- Korngerüstbedingte Dispersion im Grundwasserleiter;
- Adsorption der Schadstoffe am Korngerüst.

Diese Einflußgrößen können gleichungsmäßig beschrieben und quantitativ erfaßt werden, sofern die entsprechenden Kenngrößen der Schadstoffe und des Grundwasserleiters hinreichend genau bekannt sind [2]. Die wesentlichen Auswirkungen dieser einzelnen Mechanismen auf den Transport sind in Bild 4 für den einfachen Fall prinzipiell dargestellt, daß einer zeitlich konstanten parallelen Grundströmung ein Schadstoffimpuls beigegeben wird. Diese Schadstoffwolke

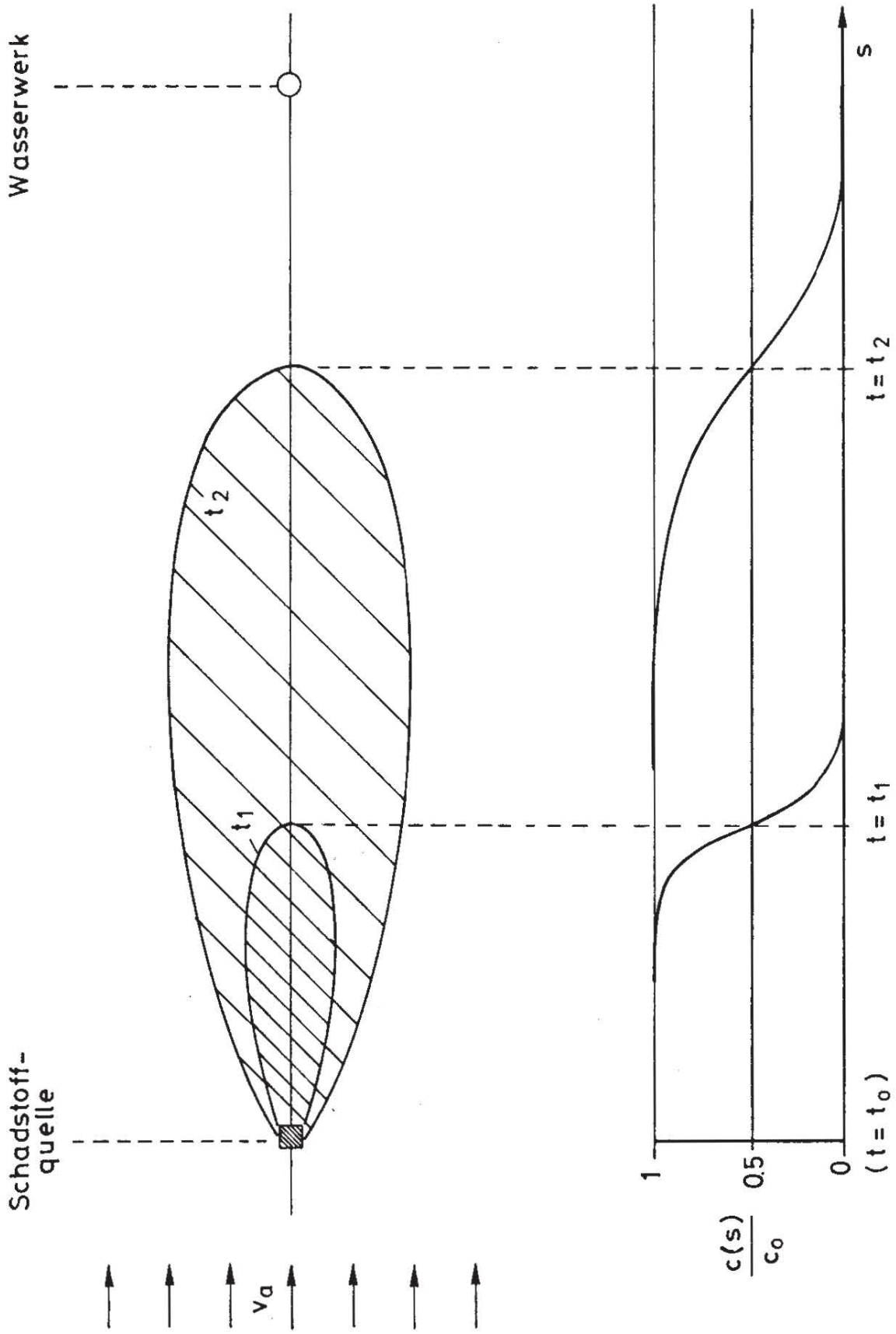

Bild 3: Transport im Grundwasserleiter

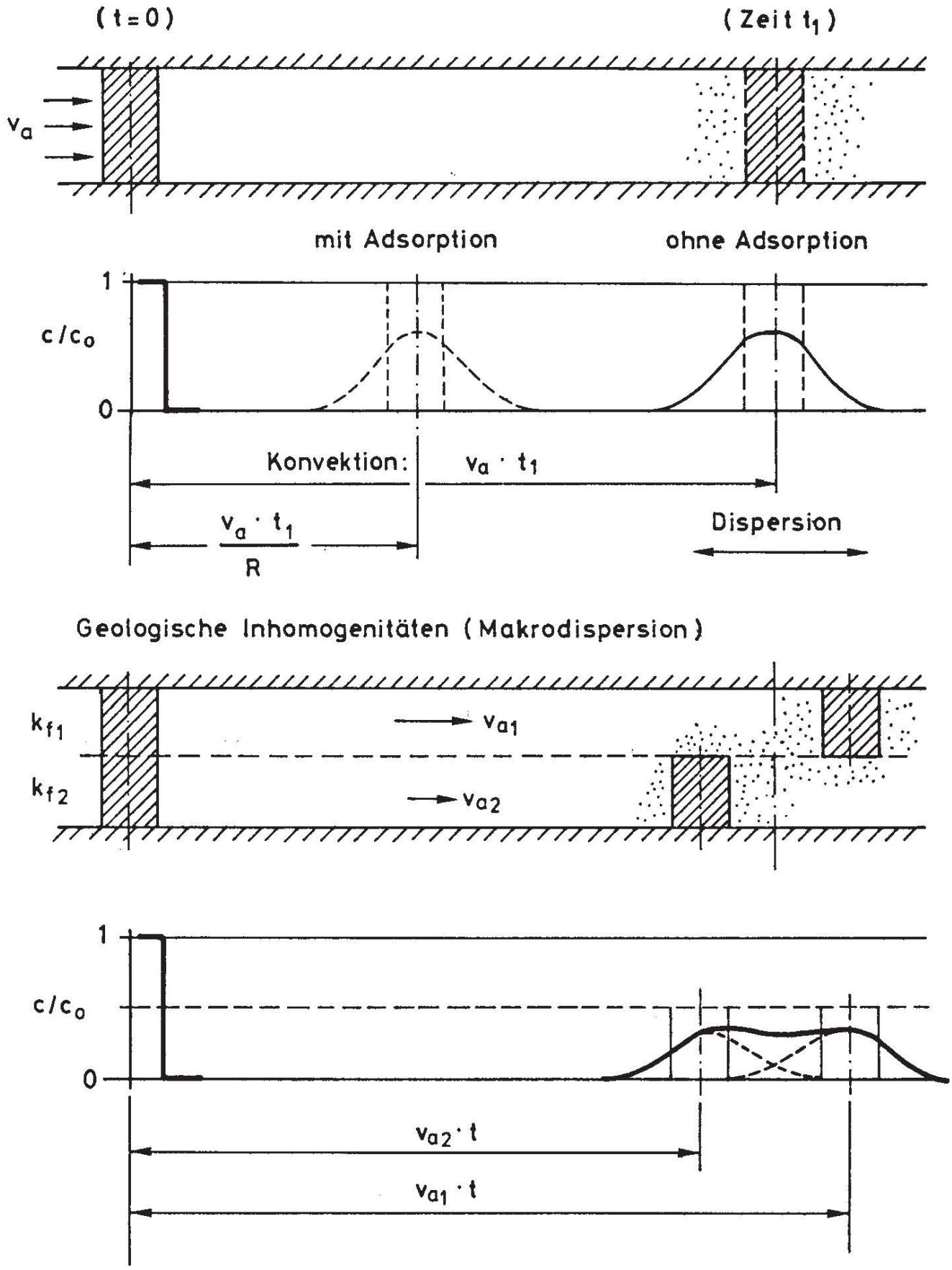

Bild 4: Transportmechanismen

wird mit der mittleren Strömungsgeschwindigkeit im Lauf der Zeit stromab transportiert (konvektiver Transport). Die korngerüstbedingte Dispersion, die durch die unterschiedliche Durchströmung der einzelnen Porenkanäle entsteht, führt zu einer zunehmenden Vermischung der ursprünglich scharfen Fronten. Ist der Grundwasserleiter nicht homogen, sondern weist Schichten unterschiedlicher Durchlässigkeit auf, dann führt dies zu einer Trennung der Schadstoffwolke mit der Zeit und bewirkt eine zusätzliche Vermischung, die man auch als Makrodispersion bezeichnet.

Eine Adsorption des Schadstoffs am Korngerüst schließlich bewirkt eine kleinere Fortschrittsgeschwindigkeit der Schadstoffwolke im Vergleich zur Wasserströmung. Das Zusammenwirken dieser Transportmechanismen bewirkt den großräumigen Transport der gelösten Halogenkohlenwasserstoffe im Grundwasserleiter.

4 Berechnungsansätze und erforderliche Naturdaten

Für die Beurteilung von Schadensfällen stellen neben geologischen, hydrologischen und chemischen Naturmessungen numerische Transportmodelle ein nützliches Hilfsmittel dar. Solche Modelle sind zur Erfassung der großräumigen und langfristigen Grundwassersituation gedacht und müssen die obengenannten Transportmechanismen hinreichend genau erfassen. Voraussetzung für die Anwendung von Transportmodellen ist eine hinreichend genaue Kenntnis des Strömungsfeldes. Diese läßt sich auch für komplexe Gegebenheiten mit Hilfe von numerischen Grundwasserströmungsmodellen gewinnen. Solche Strömungsmodelle haben sich in der Praxis schon vielfach bewährt und gehören heute zum Rüstzeug des Ingenieurs. Im Vergleich hierzu stellt die Entwicklung und Anwendung von Transportmodellen weitergehende Anforderungen, die ich mit drei Anmerkungen umreißen möchte.

(1) Die Verhältnisse im Nahbereich sind in aller Regel unbekannt und nicht quantitativ erfaßbar. Man kann bestenfalls Größenordnungsabschätzungen vornehmen. Es ist deshalb ganz wesentlich, Schadstoffverteilungen in der Natur möglichst genau zu messen und ihre zeitliche Veränderung zu verfolgen, so daß das Transportmodell anhand solcher Daten überprüft und geeicht werden kann.

(2) Man muß sich darüber im klaren sein, daß die Anforderungen an die Naturmessungen für realistische Transportmodelle wesentlich höher einzuschätzen sind als dies bei einfachen Strömungsuntersuchungen erforderlich ist. Für Mengenbilanzen und Grundwasserstände genügen erfahrungsgemäß tiefengemittelte Werte wie beispielsweise die Transmissivität, während die Variation der Durchlässigkeit über die Mächtigkeit des Grundwasserleiters von untergeordneter Bedeutung ist. Diese kann sich jedoch für das Ausbreitungsverhalten, wie wir gesehen haben, extrem stark bemerkbar machen und muß

deshalb für Transportberechnungen (in Form der Dispersivität) mit erfaßt werden.

(3) Die an Transportmodelle gestellten Erwartungen hinsichtlich der Prognosegenauigkeit sind extrem hoch. Stellt man die in der Natur beobachteten Schadstoffkonzentrationen (z. B. einige 100 µg/l) den entsprechenden zulässigen Grenzwerten (einige µg/l) gegenüber, dann ist sofort ersichtlich, daß hier von den Transportmodellen Aussagen im %-Bereich wenn nicht gar ‰-Bereich erwartet werden.

Diese wenigen Hinweise mögen die Problematik der Transportmodelle für Halogenkohlenwasserstoffe andeuten. Sie machen deutlich, daß hier nur in engstem Zusammenwirken mit chemischen, geologischen und hydrologischen Naturmessungen Erfolge zu erwarten sind. Es sei jedoch auch darauf hingewiesen, daß solche Transportmodelle mit Hilfe gezielter Parametervariationen auch ohne umfangreiche Naturdaten eine Eingrenzung der zu erwartenden Effekte erlauben, daß sie eine Beurteilung verschiedener Abwehrmaßnahmen im Vergleich untereinander ermöglichen, und daß sie eine systematische Hilfe für die gezielte Einsatzplanung von Naturmessungen bieten.

5 Maßnahmen zur Erfassung des verunreinigten Wassers

Es versteht sich von selbst, daß für einen sinnvollen Grundwasserschutz primär alle Vorkehrungen Vorrang haben, die ein Eindringen von Halogenkohlenwasserstoffen in den Untergrund vermeiden oder verhindern helfen. Sollten trotzdem Schadstoffe in den Untergrund gelangen, dann sind Maßnahmen zur Grundwassersanierung in Erwägung zu ziehen. Für solche Maßnahmen gilt grundsätzlich, daß sie um so sinnvoller und wirtschaftlicher gestaltet werden können, je früher sie in Angriff genommen werden und je näher sie am Verschmutzungsherd liegen. Im Laufe der Zeit wird zufolge der Ausbreitung des Schadstoffes ein immer größerer Bereich des Grundwasserleiters kontaminiert, dessen Sanierung zwangsläufig immer umfangreichere Maßnahmen und höhere Kosten sowie im allgemeinen auch schlechtere Wirkungsgrade mit sich bringen wird.

Als Elemente für technische Maßnahmen zur Beeinflussung von Grundwasserströmungen stehen Absperrmaßnahmen (Spundwände, Schlitzwände, etc.), Infiltrationsbrunnen sowie Entnahmebrunnen zur Verfügung. Für eine echte Sanierung eines Grundwasserleiters ist hiervon allein der Entnahmebrunnen geeignet, durch den das kontaminierte Grundwasser abgepumpt und einer Reinigungsanlage zugeführt wird. Absperrmaßnahmen sind zwar denkbar zur Arretierung örtlich begrenzter Kontaminierungen, doch läßt sich bei solchen Maßnahmen in aller Regel nicht vermeiden, daß ein gewisser, wenn auch stark reduzierter Austausch mit dem Grundwasserleiter und somit eine allmähliche Verschmutzung stattfindet. Infiltrationsbrunnen an sich sind lediglich dazu geeignet, eine örtliche Veränderung der Grundwasserströmung zu bewirken und hierdurch beispielsweise eine gewünschte Umlenkung einer Schadstoffahne hervorzurufen. Andererseits werden durch solche „Wasserberge" die örtlichen Strömungsgeschwin-

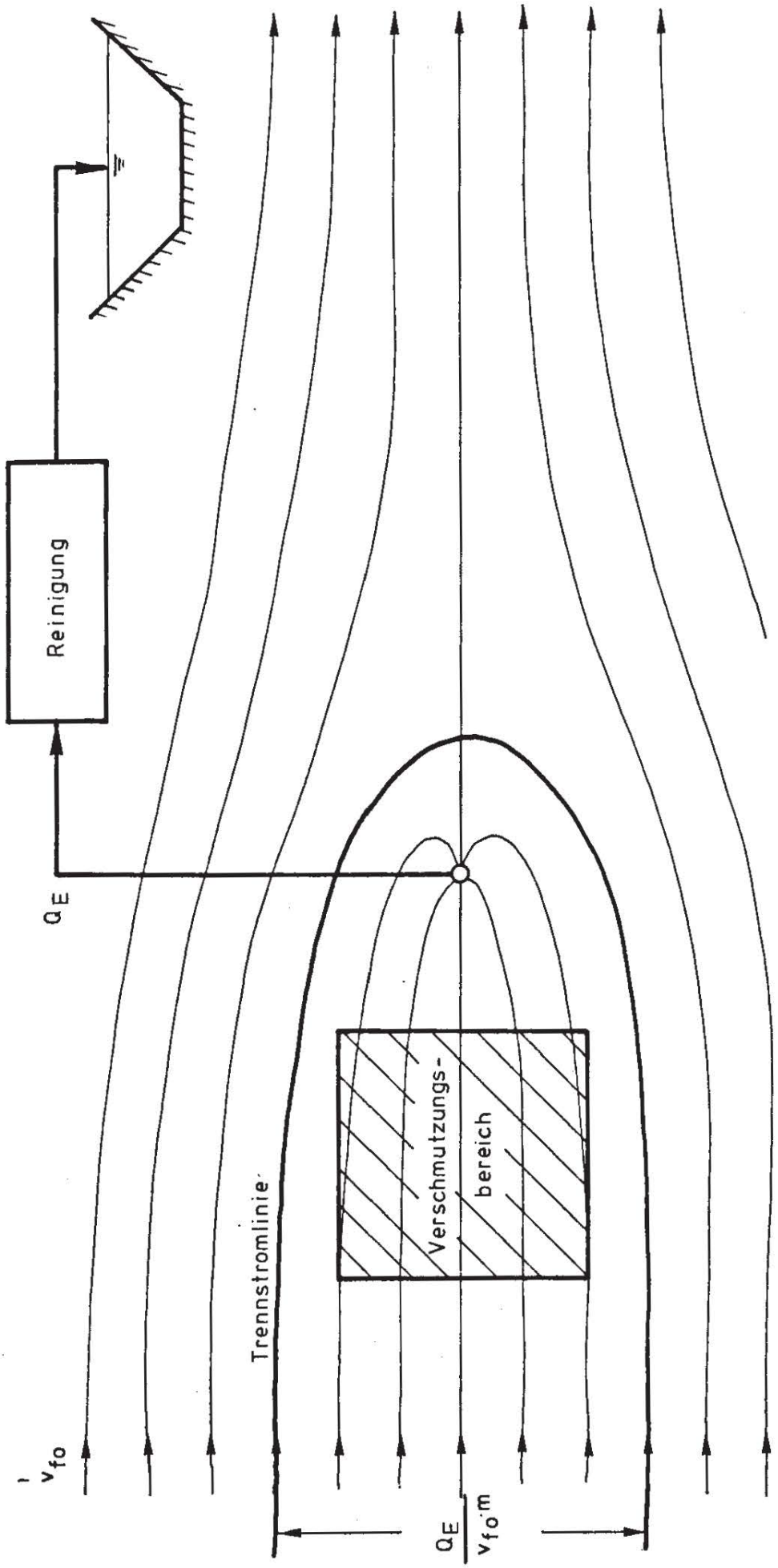

Bild 5: Entnahme des verunreinigten Wassers

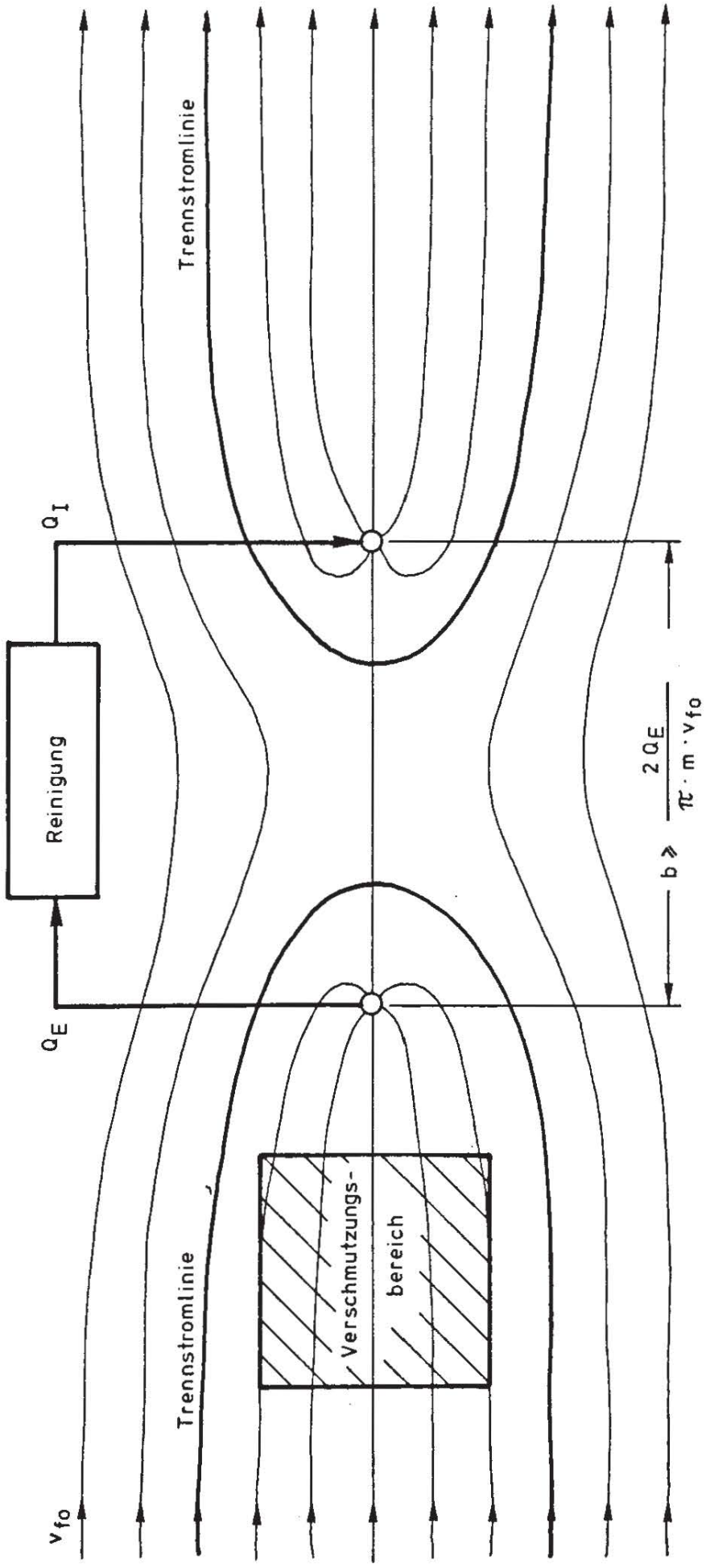

Bild 6: Entnahme und Wiedereinspeisung

digkeiten zwangsläufig erhöht, was einen rascheren Schadstofftransport nach sich zieht.

Die Sanierung eines kontaminierten Grundwasserkörpers beinhaltet demnach grundsätzlich Abpumpen über einen Entnahmebrunnen, anschließende Reinigung durch geeignete Maßnahmen sowie alternativ

(1) Abgabe des gereinigten Wassers in die Kanalisation oder in einen Vorfluter (Bild 5). Hierbei wird die Grundwasserbilanz gestört, es sei denn der Entnahmebrunnen wird mit Uferfiltrat gespeist.

(2) Zugabe des gereinigten Wassers in den Grundwasserleiter durch einen Infiltrationsbrunnen, der stromab oder seitlich des Entnahmebrunnens angeordnet ist in einer genügend großen Entfernung, bei der eine Kurzschlußströmung ausgeschlossen werden kann (Bild 6). Hier bleibt die Grundwasserbilanz erhalten. Andererseits muß das wieder eingeleitete Wasser gänzlich schadstofffrei sein, da sonst einer solchen Einleitung rechtliche Bedenken gegenüberstünden.

(3) Wiedereinleitung grundwasseroberstrom des Entnahmebrunnens (Bild 7). Hierdurch entsteht eine „Sanierungsinsel" im Grundwasserstrom, in der das kontaminierte bzw. aufbereitete Wasser im Kreislauf gefahren wird. Schadstoffe können hierbei in den seitlich vorbeifließenden Grundwasserstrom nur durch die verhältnismäßig geringe Querdispersion entlang der Trennstromlinien gelangen. Diese Restgefährdung kann dadurch vermindert werden, daß entweder die Pumprate so weit gesteigert wird, daß die Sanierungsinsel eine wesentlich größere Ausdehnung aufweist als der kontaminierte Bereich, oder daß ein Teil des gereinigten Wassers in die Kanalisation abgegeben wird und die Infiltrationsrate entsprechend kleiner ist als die Entnahmerate, so daß der Sanierungsinsel ständig ein Zustrom aus dem umgebenden Grundwasserleiter zufließt.

Die zuletzt genannte Methode weist gegenüber den beiden erstgenannten sicherlich einen geringeren hydraulischen Wirkungsgrad auf; für gleiche Leistung muß in diesem Fall die Pumprate um einen Faktor gesteigert werden, der in der Regel zwischen 1 und 2 liegen dürfte. Dem steht jedoch der große Vorteil gegenüber, daß wegen des in sich geschlossenen Kreislaufs in diesem Fall auch eine Wiedereinleitung mit einer gewissen Restverschmutzung möglich erscheint. Hierdurch wird das Grundwasser nicht zusätzlich kontaminiert, sondern lediglich die insgesamt erforderliche Laufzeit der Anlage verlängert.

Für die Beurteilung der Wirksamkeit und Wirtschaftlichkeit einer solchen Sanierungsmaßnahme sind noch zahlreiche Fragen zu klären, sowohl hinsichtlich der Technik des Reinigungsverfahrens als auch hinsichtlich des hydraulischen Wirkungsgrads des Austauschs im Untergrund. Dieser hängt von der Art der Rezirkulationsströmung im Sanierungsbereich ab und kann durch den effektiv nicht durchströmten Porenanteil sowie durch Adsorptionseffekte stark beeinträchtigt werden.

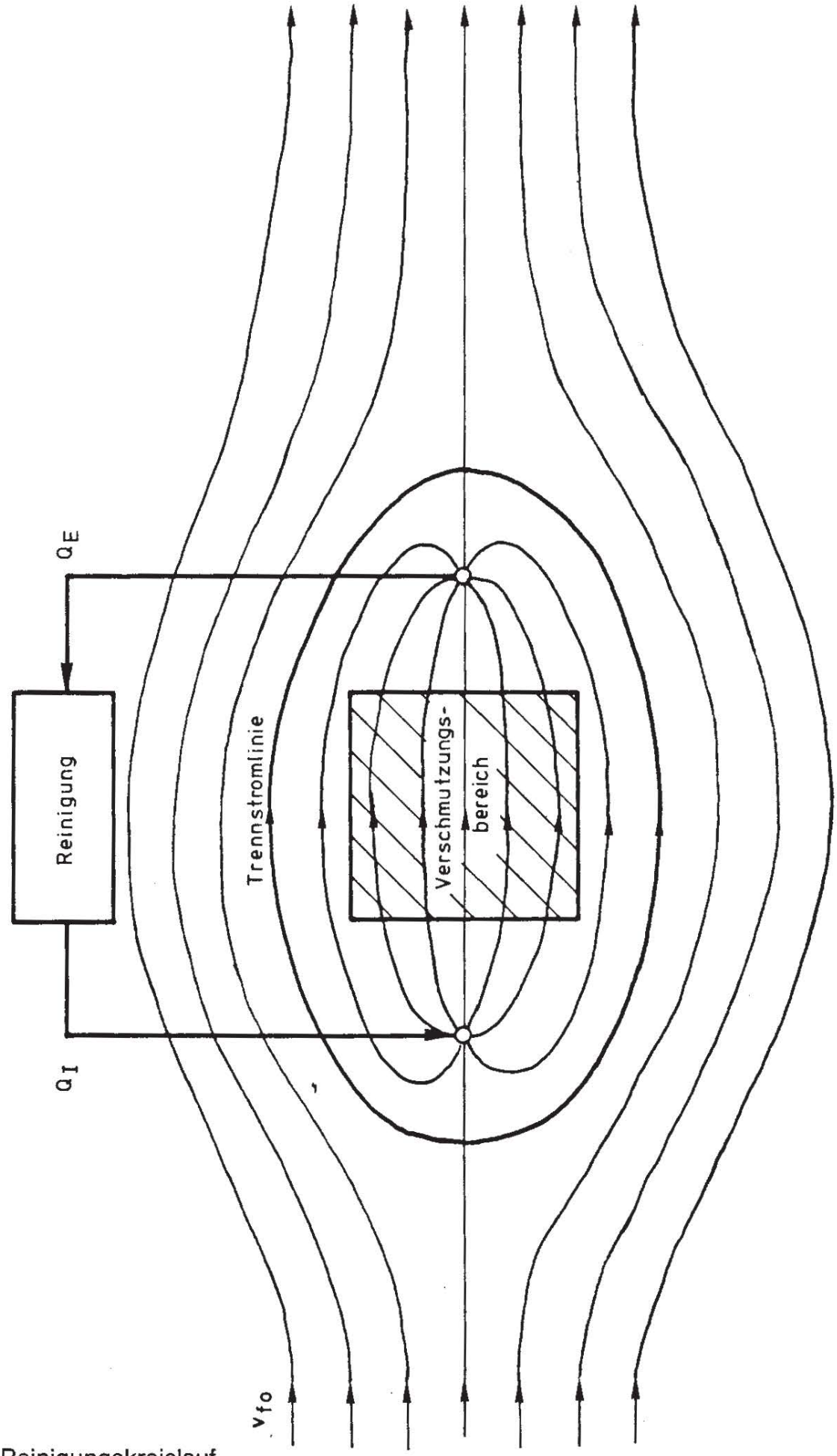

Bild 7: Reinigungskreislauf

Literaturhinweise

[1] J. Bear: „Hydraulics of Groundwater", McGraw-Hill, New York, 1979.

[2] Damrath, Kobus, Schöttler, Zipfel: „Wasserinhaltsstoffe im Grundwasser – Reaktionen, Transportvorgänge und deren Simulation", Umweltbundesamt Berichte 4/79, Erich Schmidt-Verlag, Berlin, 1979.

[3] P. V. Roberts, A. J. Valocchi: „Principles of Organic Contaminant Behaviour During Artificial Recharge", International Symposium on the Quality of Groundwater, Nordwijkerhout, Holland, März 1981.

[4] A. Verruijt, F. B. J. Barends: „Flow and Transport through Porous Media", Balkema Publishers, Rotterdam, September 1981.

Anschrift des Verfassers:
Prof. Dr. H. Kobus
Institut für Wasserbau
der Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
7000 Stuttgart 80

DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 29, Eschborn 1981